

Campagne de mesures de la qualité de l'air



**Campagne de mesure de la qualité de l'air intérieur de
l'habitacle de voiture en Nord Pas-de-Calais
du 22/10/10 au 28/01/11**



ADEME



Agence de l'Environnement
et de la Maîtrise de l'Energie





Association Agréée pour la Surveillance
de la Qualité de l'Air en Nord - Pas de Calais
55, Place Rihour
59044 Lille Cedex
Tél : 03 59 08 37 30
Fax : 03 59 08 37 31
etudes@atmo-npdc.fr
www.atmo-npdc.fr

Campagne de mesure de la qualité de l'air intérieur de l'habitable de voiture en Nord Pas-de-Calais du 22/10/10 au 28/01/11

Rapport d'étude N° 02-2011-MD

56 pages (hors couvertures)

Parution : Novembre 2011

	Rédacteurs	Vérificateur	Approbateur
Nom	Mélanie DELEFORTRIE Vincent POUCHAIN	Isabelle COQUELLE	Emmanuel VERLINDEN
Fonction	Chargée d'Etudes Technicien	Ingénieur d'Etudes	Responsable Etudes

Conditions de diffusion

Toute utilisation partielle ou totale de ce document doit être signalée par « source d'information Atmo Nord - Pas-de-Calais, rapport N° 02/2011/MD ».

Les données contenues dans ce document restant la propriété d'Atmo Nord - Pas-de-Calais peuvent être diffusées à d'autres destinataires.

Atmo Nord - Pas-de-Calais ne peut en aucune façon être tenue responsable des interprétations et travaux intellectuels, publications diverses ou de toute œuvre utilisant ses mesures et ses rapports d'études pour lesquels l'association n'aura pas donné d'accord préalable.

Sommaire

Sommaire	3
Contexte et objectifs de l'étude	5
Organisation stratégique de l'étude	7
Description	7
Choix des trajets	8
Polluants surveillés	14
Les oxydes d'azote (NOx)	14
Les poussières en suspension (Ps).....	14
Le monoxyde de carbone (CO).....	14
Les Composés Organiques Volatils	15
Repères réglementaires	17
Recommandations de l'OMS.....	17
Valeurs réglementaires en air ambiant.....	18
Valeurs réglementaires et valeurs guides en air intérieur.....	19
Valeurs recueillies dans des études antérieures similaires.....	22
Techniques utilisées	27
Le véhicule.....	27
Le matériel de mesure	28
Les contraintes techniques	30
Résultats des mesures	35
Validation des données.....	35
Exploitation par typologie de trajet.....	37
Comparaison avec les mesures extérieures.....	45
Analyse des variations de concentrations observées pendant les trajets ..	49
Conclusion.....	54

Contexte et objectifs de l'étude

Depuis début 2006, Atmo Nord – Pas-de-Calais s'est vu confier la surveillance de la qualité de l'air dans les espaces clos dans le cadre d'un partenariat régional, permettant à Atmo Nord – Pas-de-Calais d'élargir cette surveillance aux espaces clos privés.

En effet, s'il est important de bien connaître la qualité de l'air extérieur, il est également important d'évaluer la qualité de l'air en espace clos : nous passons en moyenne 80% de notre temps en ambiance intérieure (logements, lieux de travail ou école, transports).

Evaluer la qualité de l'air à l'intérieur de chacun de ces lieux permettra à Atmo Nord – Pas-de-Calais d'avoir une vision globale de la qualité de l'air (air extérieur et air intérieur) et d'évaluer, à terme, l'exposition individuelle de chacun.

En 2010 et dans la continuité des années précédentes, Atmo Nord – Pas-de-Calais a poursuivi ses investigations dans le domaine de la qualité de l'air intérieur par le développement d'un programme d'actions qui s'inscrit dans les suites du Grenelle de l'Environnement et dans les actions menées par les pouvoirs publics. Ces actions concernent notamment l'élaboration des valeurs guides ainsi que la poursuite des travaux relatifs à l'identification des sources de polluants de l'air intérieur et des mesures de gestion adéquates pour diminuer le cas échéant ce type de pollution. Ce programme s'articule autour de plusieurs thématiques : les logements, les personnes sensibles et les transports.

Parallèlement, une veille régulière des études développées en France et dans le monde permet à l'association de capitaliser les connaissances et les expériences. Dans ce cadre, les études sur l'exposition de la population à l'intérieur des véhicules pour lesquelles les constats sont saisissants, ont incité Atmo Nord – Pas-de-Calais à approfondir et confirmer ces résultats dans la région.

Atmo Nord – Pas-de-Calais a ainsi réalisé une première étude permettant, après une phase de recherches bibliographiques, de tester la faisabilité technique des mesures dans l'habitacle des voitures. L'objectif était d'établir un protocole précis qui pourra être mis en place dans une seconde campagne de mesures menée sur différents moyens de transports (métro, voiture, piétons, etc.).

Ce rapport présente les résultats de mesures réalisées du 22 octobre 2010 au 28 janvier 2011 à l'intérieur de l'habitacle de voiture lors des trajets les plus fréquemment effectués par la population de la région, tels que les déplacements « domicile – travail ». Une comparaison avec les niveaux des polluants relevés en air extérieur par le dispositif de mesures fixe est également présentée.

Organisation stratégique de l'étude

Description

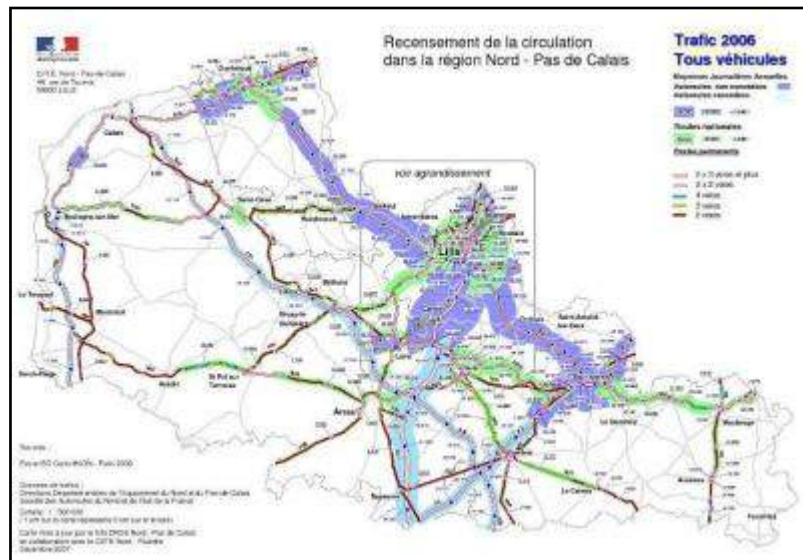
La région Nord Pas-de-Calais compte 4 018 644 habitants au recensement 2006 réalisé par l'INSEE¹. C'est la 4^{ème} région de France de par sa population et la 2^{ème} de par sa densité avec une moyenne de 324 habitants/km², ce qui représente 3 fois la moyenne nationale.

Historiquement, les habitants du Nord Pas-de-Calais sont inégalement répartis du fait de la topologie et de la répartition des bassins d'emploi. L'essentiel de la population régionale se situe dans la **métropole lilloise, l'ancien bassin minier et sur le littoral**. Plus de la moitié des habitants vit dans une agglomération de plus de 100 000 habitants telle que Lens-Douai, Lille, Valenciennes, Béthune, Calais et Dunkerque.

Les enquêtes « Ménages et déplacements » mettent en évidence la **place prépondérante de l'automobile dans les déplacements quotidiens urbains** : à Lille, en 2006, 82% de l'ensemble des déplacements en modes mécanisés, même sur des trajets très courts sont réalisés en voiture. Parmi les itinéraires quotidiens, on constate une majorité liés aux déplacements « domicile – travail ».

Pour absorber tout le trafic lié notamment à la forte densité de population de la région Nord Pas-de-Calais et de la part importante du trafic de transit, **le réseau routier et autoroutier régional s'est fortement densifié**.

La densité des autoroutes, routes nationales et départementales y est très supérieure à la moyenne nationale, jusqu'à 2 fois plus élevée pour les autoroutes et routes nationales. Les axes les plus employés sont les autoroutes à 2 ou 3 voies.



Les parcours effectués lors de cette étude ont été choisis à partir des caractéristiques du Nord Pas-de-Calais (topographie, densité de population, zones d'emploi, circulation automobile) en vue d'être le plus représentatif de la région. La méthodologie suivie est développée ci-après.

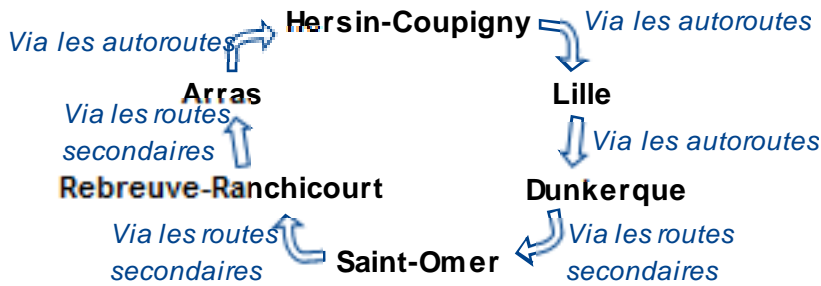
¹ Institut National de la Statistique et des Etudes Économiques

Choix des trajets

Trajet « découverte »

La réalisation de ce premier trajet a pour objectif d'affiner la mise au point des appareils de mesure mais également d'évaluer les niveaux de pollution dans des environnements différents (rural, urbain...), et pour des situations et des axes de circulation variés (circulation dense ou fluide, autoroutes, petites rues...).

Six communes ont été traversées via des voies de circulation différentes :



Le trajet parcouru représente 285 km dont 165 km sur voies rapides. Le parcours a été réalisé 2 fois, les 6 et 8 décembre 2010 dans la matinée.

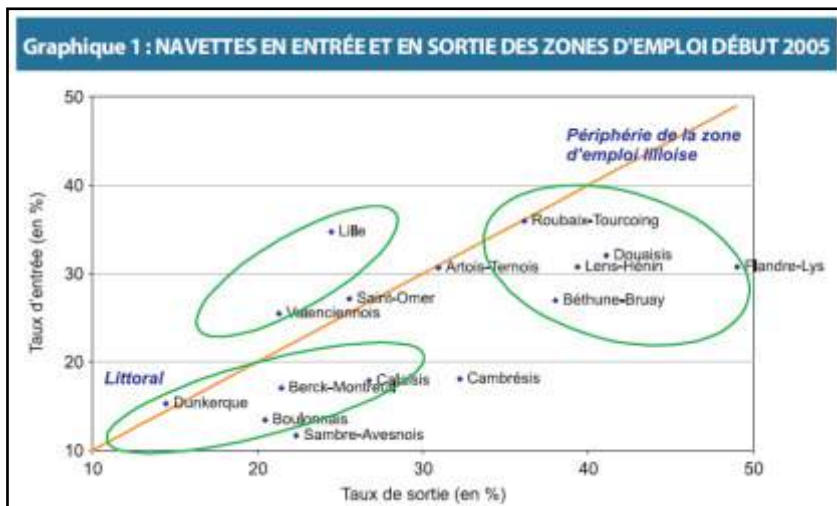


Trajets « domicile – travail »

Le choix des trajets « domicile – travail » a été réalisable à l'aide des données de l'INSEE disponibles sur leur site www.insee.fr et s'est déroulé en plusieurs étapes.

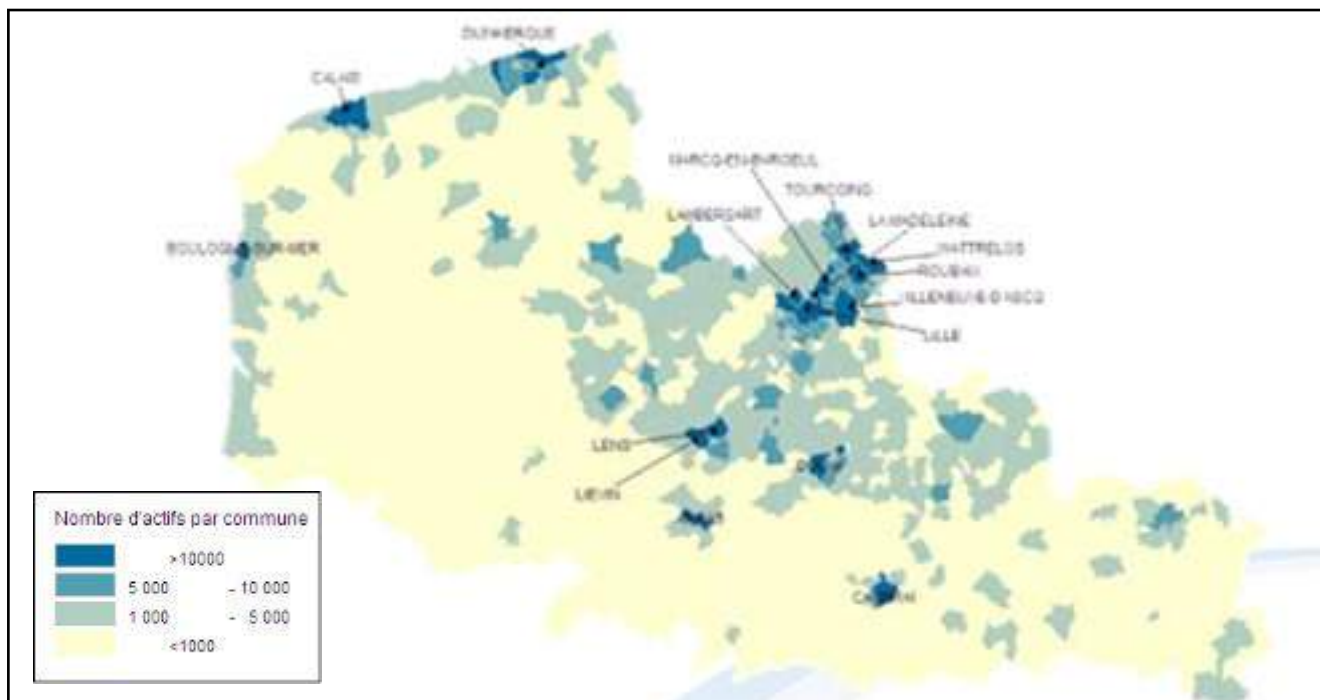
- Identification des communes « travail »

Selon une étude de l'INSEE publiée en 2008, les secteurs de Lille et Valenciennes sont les pôles d'emploi les plus attractifs de la région. Ces deux zones se distinguent par des taux d'entrée nettement plus élevés que les taux de sortie en 2005.

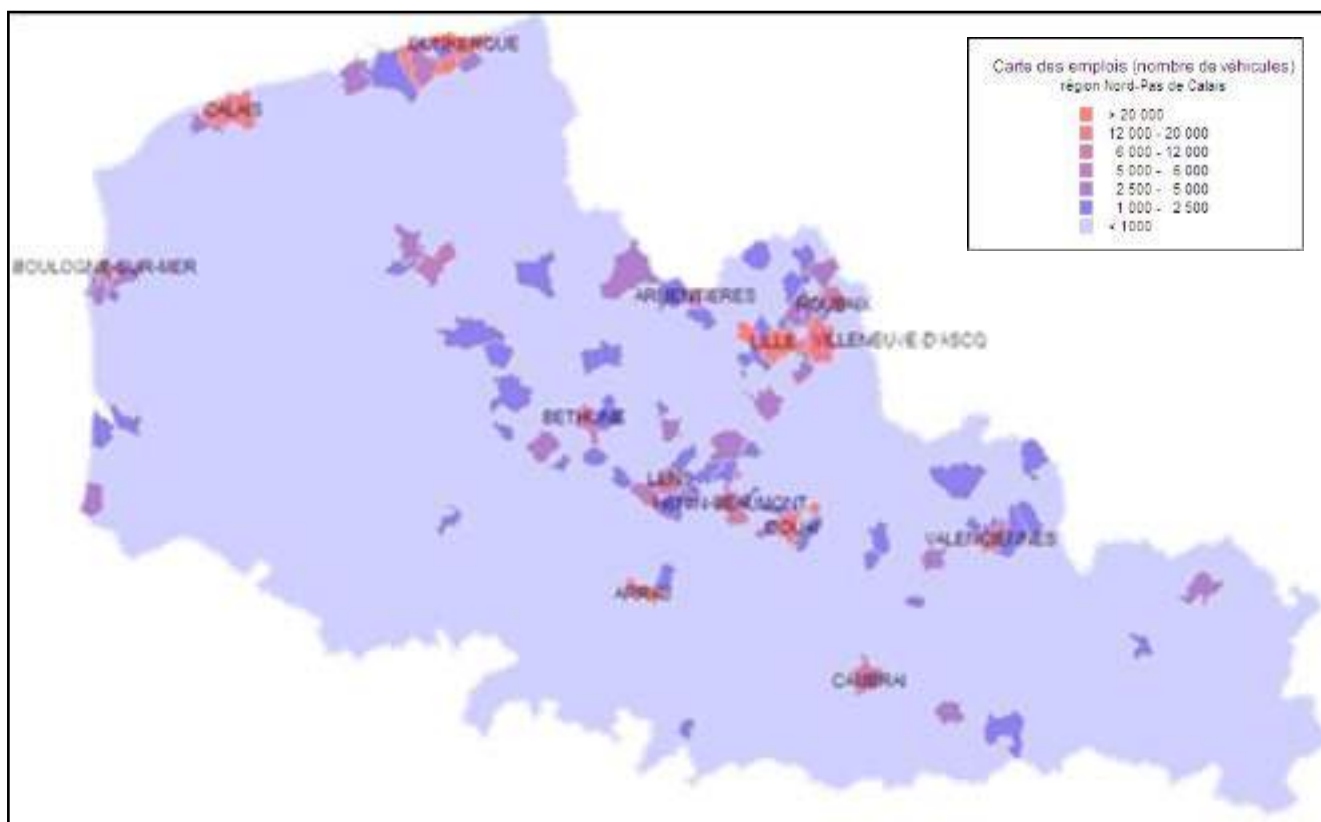


(Source : INSEE - Déplacements domicile – travail en Nord-Pas de Calais : Des trajets de plus en plus longs)

L'analyse des données de l'INSEE relatives aux zones d'emplois en région Nord Pas-de-Calais en 2007 (Source : INSEE - Recensement de 2007 de la population en Nord Pas-de-Calais – exploitation complémentaire) a permis de cibler d'autres pôles les plus attractifs. La carte ci-dessous montre que les secteurs offrant le plus d'emplois sont ceux de la métropole lilloise, de l'Artois, de Douai, de Cambrai et du littoral de Boulogne-sur-Mer, Calais et Dunkerque.



Un travail sur les points d'arrivée au travail a ensuite été effectué et a abouti à la sélection de 14 communes relevant le plus grand nombre de véhicules entrant.



Ces communes sont réparties autour de 11 zones d'emploi :

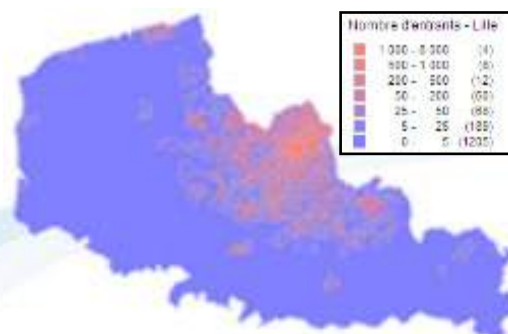
- Lille
- Roubaix-Tourcoing
- Lens-Hénin
- Artois-Ternois
- Douaisis
- Cambrésis
- Valenciennois
- Boulonnais
- Calais
- Dunkerque
- Béthune-Bruay

Les communes « domicile » ont ensuite été déterminées pour chaque commune de la zone d'emploi définie.

• Identification des communes « domicile »

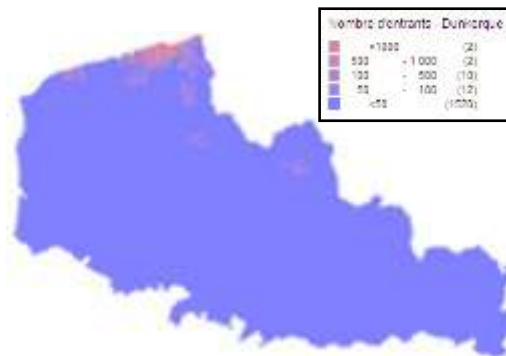
➤ Commune de Lille

La carte illustre le nombre de véhicules entrant dans la commune de Lille pour se rendre au travail. Il en ressort que la population active de Lille réside principalement dans la métropole lilloise. On note également un nombre important de personnes provenant des secteurs de l'Artois, du Douaisis, du Valenciennois, des Flandres-Ternois ou encore de Dunkerque.



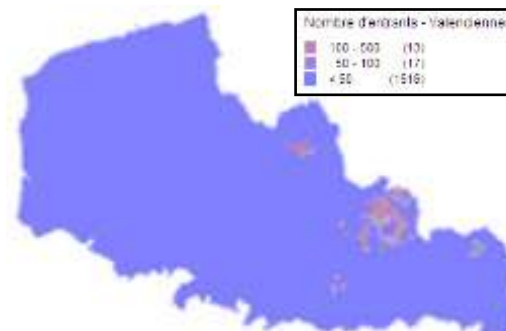
➤ Commune de Dunkerque

Les communes de résidence sont essentiellement localisées sur le Dunkerquois. Quelques trajets sont également recensés pour la population provenant de Calais, Hazebrouck et Lille.



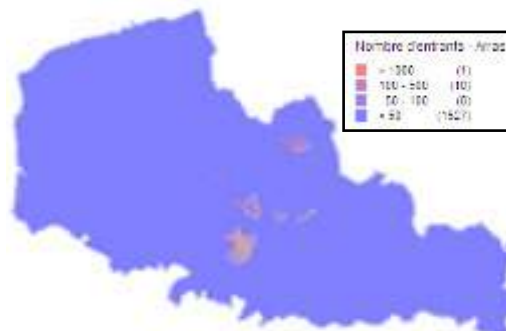
➤ Commune de Valenciennes

Les actifs résident principalement sur le Valenciennois et Lille.



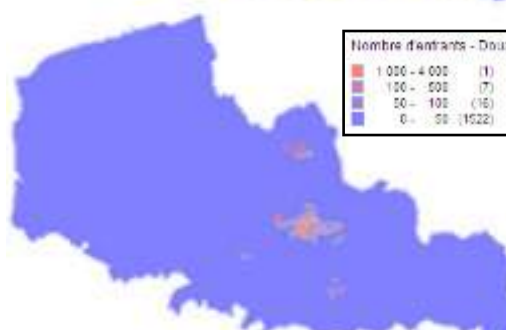
➤ Commune d'Arras

La population allant travailler sur Arras en voiture provient en grande partie des alentours mais également de Lille et de Lens.



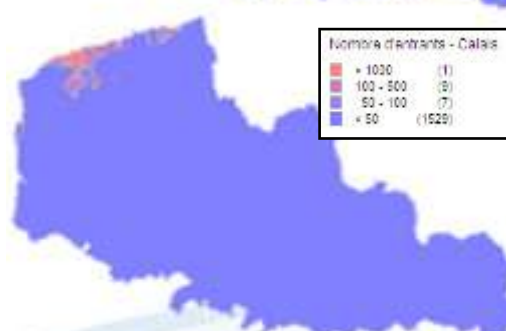
➤ Commune de Douai

Les personnes se déplaçant en voiture pour venir travailler sur Douai habitent sur le secteur douaisien, à Lens et à Lille.



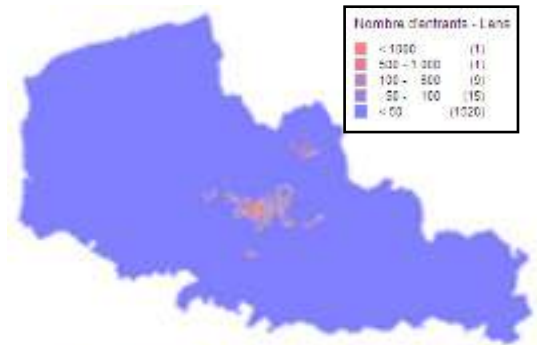
➤ Commune de Calais

La commune de Calais concentre principalement des actifs du Calaisis et du Dunkerquois.



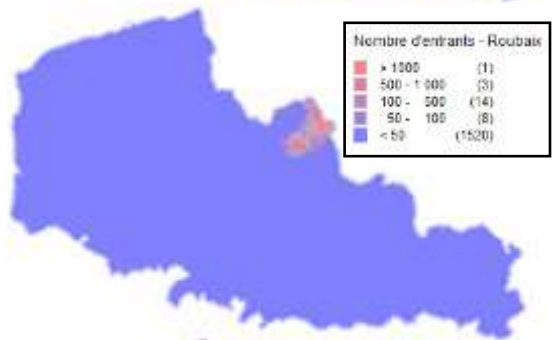
➤ Commune de Lens

On recense un grand nombre d'habitants de Lens, d'Arras et de Lille qui viennent travailler sur Lens en voiture.



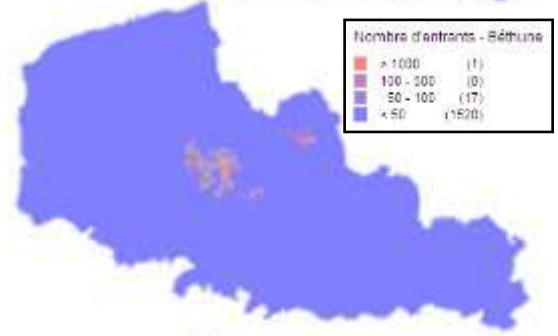
➤ Commune de Roubaix

Les actifs de Roubaix proviennent essentiellement du secteur de Roubaix et de Lille.



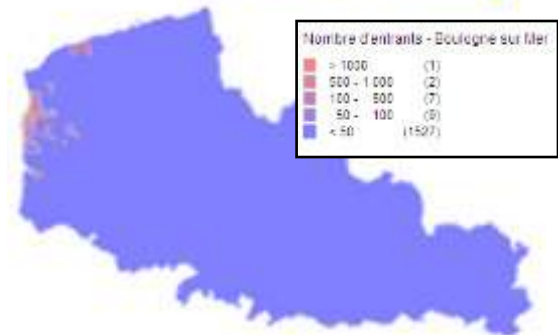
➤ Commune de Béthune

Une part importante de la population active de Béthune habite sur la commune. Quelques salariés proviennent également de Lille et des environs de Béthune.



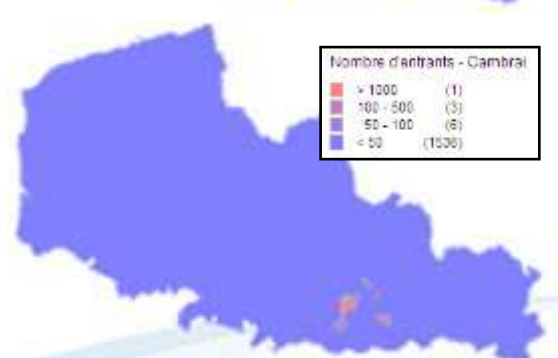
➤ Commune de Boulogne-sur-Mer

La population active de la commune réside sur le Boulonnais et en moindre quantité sur Calais.



➤ Commune de Cambrai

Les communes de domicile sont principalement localisées sur le Cambrésis.



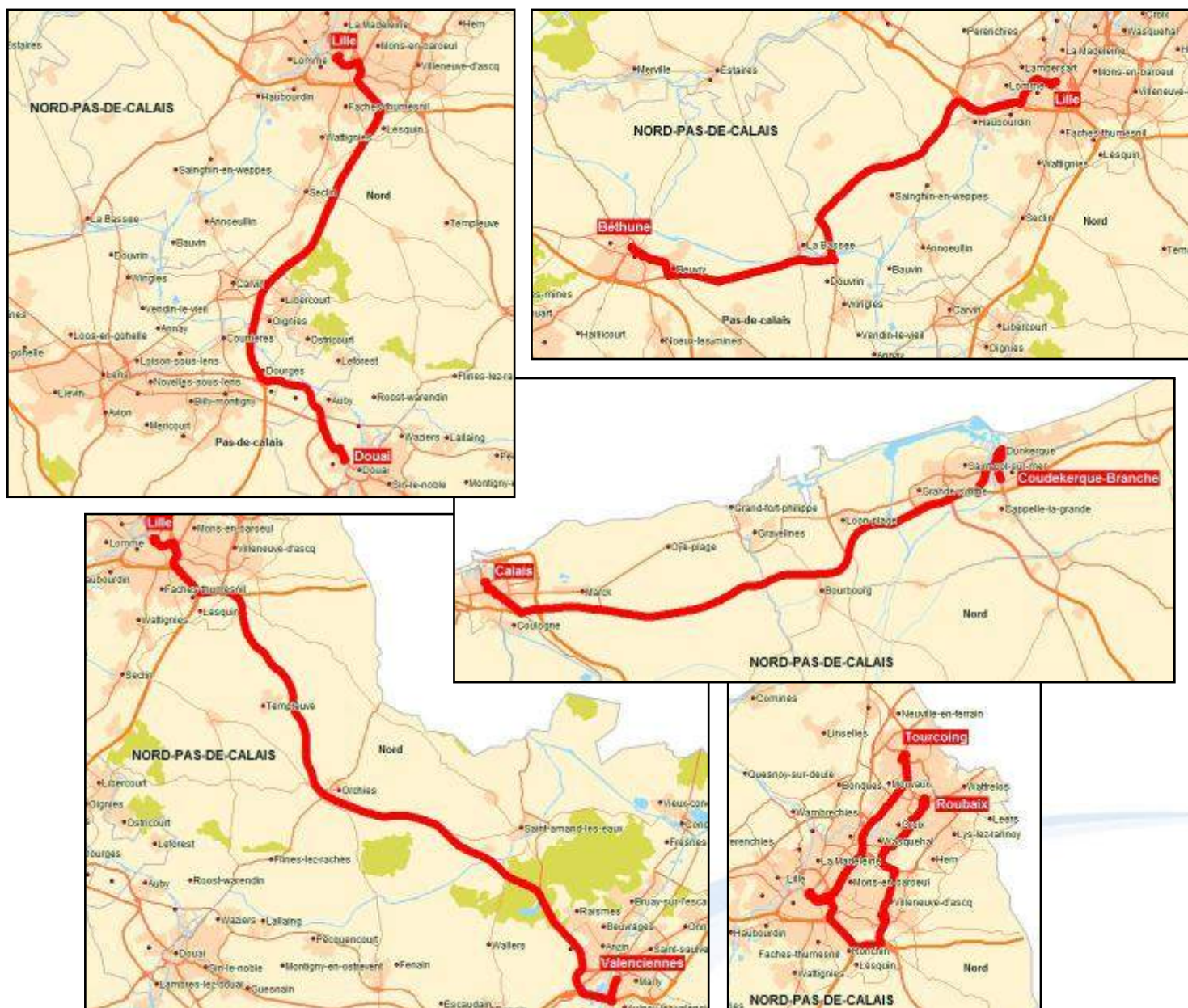
Trois typologies de trajets « domicile – travail » les plus fréquemment réalisés en voiture en région Nord Pas-de-Calais ont ainsi été identifiés :

- le trajet s'effectue sur **le littoral**,
- le trajet se concentre sur **la métropole lilloise**,
- le trajet se fait entre **l'ex-bassin minier et Lille**.

Les trajets retenus pour l'étude sont inscrits dans le tableau ci-dessous :

Type de trajets	Parcours	Nombre de trajets	Distance parcourue par trajet (en km)	Distance totale parcourue (en km)
Littoral	Coudekerque-Branche - Dunkerque - Calais	4	48	192
Métropole lilloise	Tourcoing - Lille - Villeneuve d'Ascq - Roubaix	4	46	184
Ex-bassin minier – Lille	Béthune - Lille	4	45	180
	Douai - Lille	4	40	160
	Valenciennes - Lille	4	58	232

Il a été convenu que chaque parcours soit réalisé 4 fois, 2 fois dans un sens et 2 fois dans l'autre, et ce pendant les heures de pointe, le matin et le soir lorsque le trafic est dense.



Polluants surveillés

Les sources de pollution air intérieur et air extérieur sont différentes pour chaque famille de polluants mesurés. Le détail des sources par polluants et pour chaque ambiance est présenté ci-après.

Les oxydes d'azote (NOx)

Les oxydes d'azote rassemblent le monoxyde d'azote (NO) et le dioxyde d'azote (NO₂). Ils se forment à haute température. C'est une combinaison entre l'oxygène et l'azote présents dans l'air ou dans les combustibles. Là encore sont incriminés, les foyers de combustion, les procédés industriels et surtout la circulation automobile. L'installation de pots catalytiques réduit les émissions des véhicules mais l'augmentation du trafic et du nombre des voitures rend cette diminution insuffisante. Le dioxyde d'azote est un gaz agressif pulmonaire pouvant altérer la fonction respiratoire, voire augmenter chez les enfants la sensibilité des bronches aux infections microbiennes.

En air intérieur, le NO₂ est le traceur de la combustion. Il est émis principalement par le fonctionnement (avec combustion) des équipements de chauffage et de production d'eau chaude sanitaire, l'utilisation des appareils de cuisson et la fumée de tabac. Le NO₂ provenant de l'extérieur pénètre en totalité à l'intérieur des bâtiments. Le rapport intérieur/extérieur des teneurs rencontrées permet alors de mettre en évidence l'influence d'éventuelles sources intérieures, même en cas d'air extérieur pollué.

Les poussières en suspension (Ps)

Une partie des poussières qui se trouvent dans l'air est d'origine naturelle, mais s'y ajoutent des particules de compositions chimiques diverses émises notamment par les installations de combustion, les transports et les moteurs diesels. La taille des particules est un facteur important : plus elles sont fines, plus elles peuvent provoquer des difficultés respiratoires chez les personnes fragiles, notamment chez l'enfant. Certaines d'entre elles ont des propriétés mutagènes ou cancérogènes.

Le monoxyde de carbone (CO)

Formé lors de combustions incomplètes, il est essentiellement émis par les véhicules automobiles ou les installations de combustion mal réglées. Sa concentration naturelle dans l'air se situe entre 0,01 et 0,23 mg/m³ (0,01-0,20 ppm). Particulièrement assimilable dans le sang, il asphyxie nos globules rouges en empêchant l'assimilation de l'oxygène. A très forte dose, il est mortel. A concentration plus faible et répétée, il peut entraîner des maladies cardio-vasculaires ou relatives au système nerveux.

Les Composés Organiques Volatils

Pour la plupart, ce sont des hydrocarbures, qui proviennent du trafic routier (gaz d'échappement imbrûlés), de l'utilisation industrielle, professionnelle et domestique des solvants (peintures, vernis, colles, résines), et de l'évaporation à partir du stockage des hydrocarbures (stations-services et centre de stockage).

Les BTEX

Les BTEX (Benzène, Toluène, Ethylbenzène et Xylènes) sont particulièrement suivis ; le benzène notamment, qui est introduit dans l'essence depuis quelques années en remplacement du plomb afin d'augmenter le pouvoir antidétonant de l'essence.

L'impact du benzène sur l'homme dans l'air ambiant est un sujet complexe et encore très mal connu. Néanmoins, en atmosphère de travail, le benzène a été reconnu comme substance « toxique ».

Selon la durée d'exposition et la sensibilité de la personne, l'inhalation de benzène peut provoquer des troubles neuropsychiques : irritabilité, diminution des capacités d'attention et de mémorisation, syndrome dépressif, troubles du sommeil. Des troubles digestifs, tels que nausées, vomissements, peuvent être observés. De plus, le benzène est également connu pour avoir des propriétés cancérogènes (leucémie).

Tout comme le benzène, les effets du toluène sur l'homme sont difficiles à mettre en évidence et varient selon la sensibilité de l'individu, la concentration dans l'air et la durée d'exposition. Le toluène pourrait provoquer des troubles neuropsychiques (fatigue, confusion, manque de coordination des gestes, irritabilité...), des troubles digestifs (nausées...), des irritations oculaires, des altérations du système hormonal féminin et des cancers (leucémie).

BTEX	Sources intérieures connues
Benzène	Carburants, fumée de tabac, produits de bricolage, ameublement, matériaux de construction et éléments de décoration.
Toluène	Peintures, vernis, colles, encres, moquettes, tapis, calfatage siliconé et vapeurs d'essence.
Xylènes (m+p et o)	Peintures, vernis, colles et insecticides.
Ethylbenzène	Carburants et cires.

Les aldéhydes

Les aldéhydes sont classés parmi les composés organiques volatils (COV) présents dans l'atmosphère. Ils proviennent de sources naturelles, mais également de l'activité humaine : circulation automobile et grandes sources fixes émettent des aldéhydes au cours de la combustion incomplète de produits organiques. Ils sont également présents en tant que polluants secondaires dans le smog photochimique, issus de la photo-oxydation des COV sous l'effet du rayonnement solaire.

Les principaux aldéhydes rencontrés dans l'air extérieur sont le formaldéhyde (HCHO), et l'acétaldéhyde (CH₃CHO). Les aldéhydes sont connus pour être odorants, mais leurs effets sur la santé ne sont pas totalement identifiés : à faible concentration ils peuvent être des irritants des voies respiratoires, et certains d'entre eux sont classés comme cancérogènes probables ou possibles.

Aldéhydes recherchés	Sources intérieures connues
Formaldéhyde	Produits de construction et de décoration (bois collés, plaques de plâtre, mousses isolantes urée-formol, enduits préservateurs du bois, certains vernis pour parquet, certaines colles pour textiles muraux, laines d'isolation contenant un liant organique, etc.), mais également : résines, textiles, ameublement, fumée de tabac, produits nettoyants pour sol, cosmétiques, papier à copier sans carbone, émission de livres et magazines neufs, photocopieurs, etc. Le formaldéhyde est également très présent dans l'environnement, notamment issu de la photochimie. Il peut également être émis par les pots d'échappement des véhicules à moteur non équipés de pots catalytiques.
Acétaldéhyde	Photochimie, fumée de tabac, photocopieurs, panneaux de bois brut et panneaux de particules. Il est notamment émis lors de la combustion (fumée de tabac et utilisation d'appareils de cuisson au gaz).
Acroléine	Issu de l'effluent automobile. Ses sources intérieures sont la fumée de tabac et les vapeurs libérées lors de la cuisson des graisses végétales et animales.
Benzaldéhyde	Peintures à phase solvant, parquets traités et photocopieurs.
Propanal	Principalement issu de la fumée de tabac.
Butanal	Photocopieurs et imprimantes à tambour.
Isopentanal	Parquet traité et panneaux de particules.
Pentanal	Livres et magazines neufs, panneaux de particules, peintures à phase solvant.

Repères réglementaires

A ce jour, il n'existe pas de valeurs réglementaires de concentration de polluants à ne pas dépasser dans l'air intérieur des habitacles.

Pour l'interprétation des données, nous disposons de diverses valeurs réglementaires en air extérieur, en atmosphère de travail et de quelques valeurs guides en air intérieur.

Recommandations de l'OMS

Le bureau européen de l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) a élaboré, avec l'aide de spécialistes, des recommandations sur la qualité de l'air.

■ ■ Le tableau suivant regroupe les différents seuils recommandés (valeurs à ne pas dépasser) pour les polluants :

(Données 1999 - Source : *Guidelines for Air Quality, WHO, Geneva 2000*)

Polluant	Sur 1h	Sur 8h	Sur 24h	Sur la semaine	Sur l'année
Dioxyde d'azote NO ₂ (µg/m ³)	200	-	-	-	40
Monoxyde de carbone CO (mg/m ³)	30	10	-	-	-
Poussières PM _{2,5} (µg/m ³)	-	-	25	-	10
Poussières PM ₁₀ (µg/m ³)	-	-	50	-	20
Toluène (mg/m ³)	1 (pour 30 minutes)	-	-	0,26	-
Formaldéhyde (mg/m ³)	0,1 (pour 30 minutes)	-	-	-	-
Acétaldéhyde (µg/m ³)	-	-	-	-	50

Valeurs réglementaires en air ambiant

Les valeurs réglementaires (seuils, objectifs, valeurs limites...) sont définies au niveau européen dans des directives, puis elles sont déclinées en droit français par des décrets ou des arrêtés.

L'objectif de qualité correspond à un niveau de concentration de substances polluantes dans l'atmosphère à atteindre à long terme, sauf lorsque cela n'est pas réalisable par des mesures proportionnées, afin d'assurer une protection efficace de la santé humaine et de l'environnement dans son ensemble.

La valeur cible correspond à un niveau de concentration de substances polluantes dans l'atmosphère fixé dans le but d'éviter, de prévenir ou de réduire les effets nocifs sur la santé humaine ou sur l'environnement dans son ensemble, à atteindre, dans la mesure du possible, dans un délai donné.

La valeur limite correspond à un niveau de concentration de substances polluantes dans l'atmosphère fixé sur la base des connaissances scientifiques à ne pas dépasser dans le but d'éviter, de prévenir ou de réduire les effets nocifs de ces substances sur la santé humaine ou sur l'environnement dans son ensemble

(Source : Article L. 221-1 du Code de l'Environnement)

Le tableau suivant regroupe les valeurs pour chaque polluant réglementé :

(Source : Décret n°2010 – 1250 du 21/10/2010 relatif à la qualité de l'air)

Polluant	Normes			
	Valeurs limites, cibles et objectifs de qualité			
	Moyenne annuelle	Moyenne journalière	Moyenne horaire	
Dioxyde d'azote (NO₂)	40 µg/m ³ (valeur limite)	-	200 µg/m ³ - de 18 heures/an ou Percentile 99.8 (valeur limite)	-
Poussières (PM10)	40 µg/m ³ (valeur limite) 30 µg/m ³ (objectif de qualité)	50 µg/m ³ - de 35 jours/an ou Percentile 90.4 (valeur limite)	-	-
Poussières (PM2,5)	29 µg/m ³ en 2010 28 µg/m ³ en 2011 (valeurs limites) 20 µg/m ³ (valeur cible) 10 µg/m ³ (objectif de qualité)			
Monoxyde de carbone (CO)	-	-	-	moyenne glissante sur 8 heures : 10 mg/m ³ (valeur limite)
Benzène	5 µg/m ³ (valeur limite) 2 µg/m ³ (objectif de qualité)			

Valeurs réglementaires et valeurs guides en air intérieur

Valeurs guides de l'ANSES (Agence Nationale de Sécurité Sanitaire)

Monoxyde de carbone (CO) (mg/m ³)	VGAI				
	Exposition 8 heures	Exposition 2 heures	Exposition 1 heure	Exposition court terme	Exposition long terme
	10	-	30	60 sur 30 min 100 sur 15 min	-

Formaldéhyde (µg/m ³)	VGAI				
	Exposition 8 heures	Exposition 2 heures	Exposition 1 heure	Exposition court terme	Exposition long terme
	-	50	-	-	10

Benzène (µg/m ³)	VGAI		
	court terme	intermédiaire	long terme
	30 µg/m ³ en moyenne sur 14 jours	20 µg/m ³ sur une durée d'exposition comprise entre 2 semaines et 1 an	10 µg/m ³ sur une durée d'exposition > à 1 an

VGAI : Valeur guide en air intérieur

Concentrations-types pour le formaldéhyde en air intérieur

(Source AFNOR (Association Française de Normalisation) – NF EN ISO 16000-2, Juillet 2006)

Ouvrage de	Concentrations dans l'air intérieur		Concentrations dans l'air extérieur	
	Moyenne	Plage	Moyenne	Plage
1996	25 µg/m ³	6 µg/m ³ à 130 µg/m ³	2 µg/m ³	1 µg/m ³ à 4 µg/m ³

Valeurs réglementaires en atmosphère de travail

(Sources INRS (Institut National de Recherche et de Sécurité) – ND 2098-174-99, Hygiène et sécurité du travail, 1^{er} trimestre 1999, n°174)

La prévention des maladies d'origine professionnelle demande que l'exposition des personnes aux polluants présents dans l'air des lieux de travail soit évitée ou réduite aux niveaux les plus faibles possibles. Des valeurs d'exposition professionnelle (VLEP) ont donc été définies par le ministère chargé du travail et par la Caisse Nationale de l'Assurance Maladie.

La VME ou **valeur limite de moyenne exposition** : c'est la valeur destinée à protéger les travailleurs des effets à moyen terme, mesurée ou estimée sur la durée d'un poste de travail de 8 heures.

La VLE ou **valeur limite d'exposition à court terme** : c'est la valeur dont le respect permet d'éviter le risque d'effets toxiques immédiats ou à court terme.

Le tableau suivant regroupe les valeurs pour chaque polluant réglementé :

Polluant	VME	VLE
Dioxyde d'azote NO ₂ (µg/m ³)	-	6 000
Poussière PM10 (µg/m ³)	10 000	-
Monoxyde de carbone CO (µg/m ³)	55 000	-
Formaldéhyde (µg/m ³)	610	1 230
Benzène (µg/m ³)	3 250	-
Xylènes (µg/m ³)	221 000	442 000
Ethylbenzène (µg/m ³)	42 000	884 000
Toluène (µg/m ³)	375 000	550 000
Acroléine (µg/m ³)	-	250

Valeurs repères d'aide à la gestion de l'air dans les espaces clos pour le formaldéhyde

Exposition sur le long terme	Valeur	Actions associées
Valeur cible (à atteindre en 10 ans)	10 µg/m ³	concentration < 10 µg/m³ Aucune action associée, très bonne qualité de l'air.
Valeur repère de la qualité de l'air (seuil diminué chaque année de 2 µg/m ³)	30 µg/m ³ (en 2009) 28 µg/m ³ (en 2010)	10 µg/m³ ≤ concentration ≤ 28 ou 30 µg/m³ Aucune action corrective spécifique. En cas de travaux ou de changement d'ameublement, choisir des matériaux moins émissifs.
Valeur d'information et de recommandation (seuil diminué chaque année de 4 µg/m ³)	50 µg/m ³ (en 2009) 46 µg/m ³ (en 2010)	28 ou 30 µg/m³ ≤ concentration ≤ 46 ou 50 µg/m³ Agir dans un premier temps sur la ventilation du local et/ou sur les comportements des occupants, pour ramener les niveaux en dessous de la valeur repère de la qualité de l'air.
		46 ou 50 µg/m³ ≤ concentration ≤ 100 µg/m³ Il est nécessaire, dans un délai de quelques mois, d'identifier la ou les source(s) principale(s) et de la (les) réduire en engageant des actions appropriées.
Valeur d'action rapide	100 µg/m ³	concentration ≥ 100 µg/m³ Identifier la ou les sources principales et les neutraliser dans le mois suivant les mesures afin d'obtenir des niveaux inférieurs à la valeur repère de qualité d'air.

(Source HSCP (Haut Conseil de la Santé Publique), valeurs repère d'aide à la gestion en espace clos, octobre 2009)

Valeurs repères d'aide à la gestion de l'air dans les espaces clos pour le benzène

Exposition sur le long terme	Valeur	Actions associées
Valeur cible (à atteindre en 10 ans)	2 µg/m ³	concentration < 2 µg/m³ Aucune action associée, très bonne qualité de l'air.
Valeur repère de la qualité de l'air	5 µg/m ³	2 µg/m³ ≤ concentration ≤ 5 µg/m³ Aucune action corrective spécifique.
		Au-delà de cette valeur repère de qualité d'air, identifier les sources intérieures en cause afin d'engager si possible des actions appropriées de réduction des émissions (notamment, dans l'habitat, les sources de combustion et le tabagisme) ou, à défaut, d'instaurer des procédures de ventilation des locaux de nature à diminuer les niveaux intérieurs. Evaluer la contribution extérieure. Dans le cas exceptionnel où la teneur extérieure est supérieure à 5 µg/m ³ , la valeur repère ne peut pas, en général, être respectée à l'intérieur ; on veillera alors à diminuer les teneurs intérieures en benzène à un niveau aussi bas que le permet cette concentration extérieure et à engager les actions de nature à réduire fortement les sources de pollution extérieures.
Valeur d'action rapide	10 µg/m ³	concentration ≥ 10 µg/m³ Identifier la ou les sources principales et les neutraliser dans le mois suivant les mesures afin d'obtenir des niveaux inférieurs à la valeur repère de qualité d'air.

(Source HSCP (Haut Conseil de la Santé Publique), valeurs repère d'aide à la gestion en espace clos, juin 2010)

Valeurs recueillies dans des études antérieures similaires

ORAMIP – agglomération de Toulouse (2008-2009)

Entre 2008 et 2009, l'Observatoire Régional de l'Air en Midi-Pyrénées (ORAMIP) a réalisé 2 campagnes de mesure de la qualité de l'air dans différents modes de transports (voiture, métro, bus, marche et vélo), sur les principaux axes de déplacements de la population sur l'agglomération toulousaine.

Polluant	Période	Nombre de trajets	Concentration	
			par trajet	Maximum pendant le trajet
Dioxyde d'azote NO ₂	mars - avril 2008	16	Moyenne : 143 µg/m ³ Minimum : 54 µg/m ³ Maximum : 234 µg/m ³	650 µg/m ³ /min
	mars 2009	13	Moyenne : 173 µg/m ³ Minimum : 80 µg/m ³ Maximum : 386 µg/m ³	1005 µg/m ³ /min
Poussières en suspension PM10	mars - avril 2008	16	Moyenne : 56 µg/m ³ Minimum : 23 µg/m ³ Maximum : 96 µg/m ³	192 µg/m ³ /min
	mars 2009	11	Moyenne : 65 µg/m ³ Minimum : 38 µg/m ³ Maximum : 92 µg/m ³	865 µg/m ³ /min
Monoxyde de carbone CO	mars - avril 2008	17	Moyenne : 1,3 mg/m ³ Minimum : 0,1 mg/m ³ Maximum : 3,0 mg/m ³	entre 12 et 14 mg/m ³ /min
	mars 2009	11	Moyenne : 1,0 mg/m ³ Minimum : 0,1 mg/m ³ Maximum : 1,8 mg/m ³	10,0 mg/m ³ /min
Formaldéhyde	mars - avril 2008	15	Moyenne : 5,6 µg/m ³ Minimum : 0,0 µg/m ³ Maximum : 15,4 µg/m ³	-
Benzène	mars - avril 2008	12	Moyenne : 4,8 µg/m ³ Minimum : 1,2 µg/m ³ Maximum : 10,1 µg/m ³	-
	mars 2009	8	Moyenne : 5,8 µg/m ³ Minimum : 1,5 µg/m ³ Maximum : 10,5 µg/m ³	-
Toluène	mars 2009	8	Moyenne : 19,0 µg/m ³ Minimum : 3,3 µg/m ³ Maximum : 32,9 µg/m ³	-
Ethylbenzène	mars 2009	8	Moyenne : 6,0 µg/m ³ Minimum : 2,9 µg/m ³ Maximum : 10,3 µg/m ³	-
(m+p)-xylènes	mars 2009	8	Moyenne : 19,5 µg/m ³ Minimum : 10,1 µg/m ³ Maximum : 36,0 µg/m ³	-
o-xylène	mars 2009	8	Moyenne : 5,9 µg/m ³ Minimum : 2,7 µg/m ³ Maximum : 10,7 µg/m ³	-

AIRPARIF – mesure du dioxyde d’azote – Paris-Banlieue (2007) :

Une étude exploratoire a été réalisée sur quelques trajets en région Ile-de-France en vue de mesurer les niveaux de pollution rencontrés à l’intérieur d’un véhicule en circulation, dans différentes conditions (densité du trafic, véhicule suivi, environnement extérieur, autoroutes, boulevards, etc...). Des mesures en air extérieur ont également été réalisées.

Période	Tronçon	Concentration en NO ₂	
		Moyenne par tronçon	Max./10 secondes
03/07/2007	Ermont	environ 30 µg/m ³	-
	Autoroute urbaine	151 µg/m ³	-
	Autoroute A1 avec tunnel	694 µg/m ³	1630 µg/m ³
	Bd Périphérique	246 µg/m ³	-
	Quai Bercy - Bd Morland	174 µg/m ³	-
	Rue Crillon (fin du parcours)	environ 190 µg/m ³	-
28/06/2007	Bd St-Germain	129 µg/m ³	258 µg/m ³
18/05/2007	Bd Périphérique	163 µg/m ³	260 µg/m ³
29/06/2007	Quai Bercy	155 µg/m ³	272 µg/m ³
26/06/2007	Champs-Élysées	171 µg/m ³	-
2007	Zone rurale	11 µg/m ³	-

AIRPARIF – Paris-Banlieue (du 16 au 18/09/2007) :

9 voitures de caractéristiques différentes (diesel, essence, citadine, familiale, etc.) ont fait l’objet de mesures des concentrations en dioxyde d’azote et benzène selon la mise en fonctionnement ou non d’équipements tels que la climatisation et la fonction recyclage ainsi que la circulation du trafic.

Un même trajet a été répété plusieurs fois en région Ile-de-France pendant 10 heures les 16 et 17 septembre 2007. Durant la nuit du 17 au 18 septembre 2007, des mesures à l’arrêt ont également été réalisées.

Circulation	Polluant	Concentration moyenne par voiture
à l’arrêt	Dioxyde d’azote NO ₂	Moyenne : 11 µg/m ³ Minimum : 7 µg/m ³ Maximum : 14 µg/m ³
	Benzène	Moyenne : 4,2 µg/m ³ Minimum : 1,4 µg/m ³ Maximum : 11,2 µg/m ³
fluide	Dioxyde d’azote NO ₂	Moyenne : 137 µg/m ³ Minimum : 69 µg/m ³ Maximum : 194 µg/m ³
	Benzène	Moyenne : 10,9 µg/m ³ Minimum : 8,3 µg/m ³ Maximum : 15,5 µg/m ³
dense	Dioxyde d’azote NO ₂	Moyenne : 152 µg/m ³ Minimum : 59 µg/m ³ Maximum : 217 µg/m ³
	Benzène	Moyenne : 13,3 µg/m ³ Minimum : 10,2 µg/m ³ Maximum : 20,5 µg/m ³

AIRPARIF – Trajets « domicile – travail » (2009) :

Dans le cadre du développement des connaissances sur l'exposition individuelle à la pollution de l'air, Airparif a réalisé une campagne de mesure visant à évaluer l'exposition des automobilistes franciliens lors de leurs déplacements « Domicile-Travail ».

Polluant	Nombre de trajets	Concentration/Nombre de particules		
		par trajet	le matin	le soir
Dioxyde d'azote NO ₂	282 dont 8 typologies différentes	Moyenne : 142 µg/m ³ Minimum : 47 µg/m ³ Maximum : 292 µg/m ³	Moyenne : 136 µg/m ³	Moyenne : 148 µg/m ³
Particules ultrafines (0,02 µm < pt < 1 µm)		Moyenne : 75 000 pt/cm ³ Minimum : 15 000 pt/cm ³ Maximum : 174 000 pt/cm ³	Moyenne : 76 000 pt/cm ³	Moyenne : 74 000 pt/cm ³

Tronçon	Nombre de trajets	Concentration en NO ₂ par tronçon	Nombre de particules ultrafines par tronçon
Grande Couronne – Paris	32	Moyenne : 167 µg/m ³ Maximum : 272 µg/m ³	Moyenne : 88 000 pt/cm ³
Grande Couronne – Petite Couronne	34	Moyenne : 148 µg/m ³ Maximum : 292 µg/m ³	Moyenne : entre 67 000 et 88 000 pt/cm ³
Petite Couronne – Paris	34	Moyenne : 170 µg/m ³ Maximum : 257 µg/m ³	Moyenne : 91 000 pt/cm ³
Paris – Petite Couronne	34	Moyenne : 148 µg/m ³ Maximum : 292 µg/m ³	Moyenne : entre 67 000 et 88 000 pt/cm ³
Dans la Petite Couronne	38	Moyenne : 150 µg/m ³ Maximum : 250 µg/m ³	Moyenne : entre 67 000 et 88 000 pt/cm ³
Petite Couronne – Grande Couronne	32	Moyenne : 130 µg/m ³ Maximum : 184 µg/m ³	Moyenne : entre 67 000 et 88 000 pt/cm ³
Dans la Grande Couronne	40	Moyenne : 103 µg/m ³ Maximum : 152 µg/m ³	Moyenne : 55 000 pt/cm ³
Dans Paris	38	Moyenne : 118 µg/m ³ Maximum : 222 µg/m ³	Moyenne : 67 000 pt/cm ³

INSERM U644 de Rouen, Air Normand et CERTAM – agglomération de Rouen et région Ile-de-France (début mai-début juillet 2007) :

Une campagne de mesure de la qualité de l'air à l'intérieur d'un véhicule utilitaire léger a été réalisée sur différents axes routiers, sur l'agglomération rouennaise et en région Ile-de-France. L'objectif de cette étude était d'élaborer une base de données statistiques fiables et représentatives de l'exposition des automobilistes afin de préciser les budgets espace-temps d'exposition pour les études épidémiologiques.

Polluant	Secteur	Nombre de trajets	Concentration moyenne par tronçon
Dioxyde d'azote NO ₂	agglomération de Rouen	50	Minimum : environ 100 µg/m ³ Maximum : environ 400 µg/m ³
	Ile-de-France	6	Minimum : environ 200 µg/m ³ Maximum : environ 550 µg/m ³
Ozone O ₃	agglomération de Rouen	50	Minimum : environ 20 µg/m ³ Maximum : environ 70 µg/m ³
Poussières fines PM1	agglomération de Rouen	50	Minimum : environ 10 000 µg/m ³ Maximum : environ 230 000 µg/m ³
	Ile-de-France	6	Minimum : environ 60 µg/m ³ Maximum : environ 475 µg/m ³
Particules ultrafines (0,02 µm<pt<1 µm)	agglomération de Rouen	50	Minimum : environ 12 000 pt/cm ³ Maximum : environ 150 000 pt/cm ³
	Ile-de-France	6	Minimum : environ 60 000 pt/cm ³ Maximum : environ 190 000 pt/cm ³

Résultats du mois de mai 2007 :

Polluant	Concentration moyenne par tronçon							
	Quai RD Rouen	Rue Renard	Sud3 Rouen	A15 montant	Tunnel Grand-Mare	A4-A86	Périph. Paris	Tunnel Défense
Dioxyde d'azote NO ₂	433 µg/m ³	103 µg/m ³	340 µg/m ³	591 µg/m ³	1 515 µg/m ³	578 µg/m ³	559 µg/m ³	1 839 µg/m ³
Poussières PM1	213 µg/m ³	123 µg/m ³	166 µg/m ³	360 µg/m ³	442 µg/m ³	98 µg/m ³	127 µg/m ³	475 µg/m ³
Particules ultrafines (0,02 µm<pt<1 µm)	100 018 pt/cm ³	58 633 pt/cm ³	96 803 pt/cm ³	261 156 pt/cm ³	245 174 pt/cm ³	36 319 pt/cm ³	49 615 pt/cm ³	183 563 pt/cm ³

Extrait de l'article Air Pur N°74 – Premier semestre 2008 « Le formaldéhyde dans l'habitacle des véhicules automobiles » :

Année	Auteurs	Lieu	Saison	Véhicules	Trajet	Résultats (ppb)	Moyenne (ppb)
1991 §	Chan et al.	Boston, USA	Nov. 1989 - Jan. 1990	métro	urbain	? - 11.5	3.7
1995	Lawryk et al.	New Jersey et New York, USA	Janv. 1991 - juillet 1992	2 voitures	Péri-urbain	? - 0.6	0.2
1998	Rodes et al.	Sacramento, USA Los Angeles, USA	Sept. - Oct. 1997	3 voitures et 1 bus	Rural, urbain et autoroute	4 - 11.4 0 - 17.9	?
2002	Jo & Lee	Taegu, Corée	Juin - août 2000 Nov. 2000 - Janv. 2001	40 voitures et 20 bus	urbain	8.8 - 39.8 8.7 - 28.8	20 21.2
2003 §	Atmos'Air Bourgogne	Bourgogne, France	Été Hiver	1 voiture	?	11.6 5.9	? ?
2005	Sabin et al.	Los Angeles, USA	Avril - juin 2002	7 autobus	Urbain Rural	0.4 - 4 0.2 - 1.6	?
2005	Shiohara et al.	Mexico, Mexique	Juin - juillet 2002	5 microbus 6 bus 6 metro 8 voitures	urbain	30 - 42 16 - 20 10 - 23 18 - 24	33 19 16 20
2005	Schupp et al.	Allemagne	?	?	?	?	39
2006	Marchand et al.	Strasbourg, France	Juin 2004 - janvier 2005	2 voitures < 2 ans 1 voiture > 8 ans 1 voiture > 8 ans	A l'arrêt Circulation dense Circulation fluide	9.9 - 12.8 18.9 - 24.6	11.3 21.8 13.5
2006	Yoshida & Matsunaga	Osaka, Japon	Juillet 1999 - Déc. 2002	1 voiture 1999	A l'arrêt	2 - 40	?
2007	Pang & Mu	Beijing, Chine	Mars - avril 2005	12 taxis 9 bus 8 métros	urbain	10.6 - 27.6 10.6 - 76.4 12.2 - 22	21 22 15.4
2008	Zhang et al.	Beijing, Chine	Avril - juin 2004	802 voitures < 5 ans 20 voitures > 5 ans	A l'arrêt	16 - 900	65
2008	Hanoune	Lille, France	Janvier - Mars 2006	11 voitures	A l'arrêt Trajet urbain	0.6 - 15.5 3 - 33	4.4

§ Référence non vérifiée, d'après Afssset (2008)

Tableau 1 : Etudes publiées sur la quantification du formaldéhyde dans les habitacles de véhicules automobiles.

Remarque : 1 ppb = 1,23 µg/m³

Techniques utilisées

Le véhicule

Le véhicule utilisé pour cette étude devait répondre à plusieurs critères en vue d'optimiser l'évaluation de l'exposition des automobilistes :

- avoir un **habitacle représentatif** de celui des véhicules les plus fréquemment utilisés par la population (une camionnette n'aurait pas été appropriée puisque, par sécurité, une paroi sépare les sièges avant de l'arrière de la voiture. L'habitacle est ainsi plus petit qu'une voiture de particulier) ;
- disposer d'un coffre suffisamment spacieux pour y déposer l'ensemble des appareils de mesure plus ou moins encombrants ;
- maintenir une température intérieure constante de 20 ± 5 °C pour éviter la surchauffe des appareils ;
- garder une ventilation constante (en position 1) ;
- renouveler l'air en mode non recyclage ;
- garder les vitres fermées tout au long des parcours.

Parmi les véhicules d'Atmo – Nord Pas-de-Calais, la **Peugeot 307 break** respecte ces critères et a ainsi été choisie pour l'étude.

Ce véhicule est en circulation depuis le 29 juin 2006. Il est équipé d'un moteur Diesel 1,6L, de la climatisation et d'un filtre purificateur d'air pour la climatisation.



Le matériel de mesure

Les paramètres de confort (dont le monoxyde de carbone)

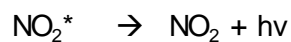
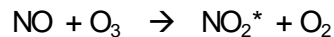
Les mesures des paramètres de confort sont effectuées de manière automatique par l'appareil **Q-Trak**. Il permet de mesurer simultanément le dioxyde de carbone, le monoxyde de carbone, la température, l'humidité relative et le débit de l'air et n'utilise qu'une seule sonde. Facile à utiliser, cet instrument fournit des mesures en temps réel et peut transférer les données sans intervention humaine pendant de longues périodes.



Les oxydes d'azote



L'analyseur **API 200E** permet de mesurer le monoxyde d'azote, le dioxyde d'azote et les oxydes d'azote. Le principe de mesure utilisé est la chimiluminescence faisant réagir le monoxyde d'azote avec de l'ozone pour produire ensuite une réaction chimique émettant une lumière proportionnelle à la concentration en monoxyde d'azote :



L'appareil est également équipé d'une boucle de retard qui permet d'effectuer un cycle de mesure sur le même échantillon d'air, évitant ainsi les valeurs négatives lors des variations rapides de concentration.

Une configuration particulière du logiciel interne a été apportée pour permettre un temps de réaction plus rapide lors des fortes variations de concentration.

Cet appareil est encombrant et nécessite une alimentation 220 V, mais il n'existe pas d'équivalent dans la même gamme de mesure.

Pour les mesures embarquées, la configuration de l'appareil a été modifiée en fonction des recommandations du constructeur¹.

Pour une station trafic, à forte circulation la journée et accalmie le soir, il faut utiliser les paramètres par défaut². Cela permet d'avoir un temps de réponse très rapide la journée et plus long le soir lorsque le trafic est plus faible afin de limiter le bruit de fond.

Concernant les mesures embarquées, l'intérêt était de visualiser les variations rapides de concentration relativement élevées. Il a ainsi fallu mettre le filtre long à 2 ou 3 cycles et désactiver le filtre adaptatif dans le but d'obtenir un temps de réponse rapide. Le bruit de fond était alors négligeable par rapport aux concentrations mesurées.

Les particules en suspension

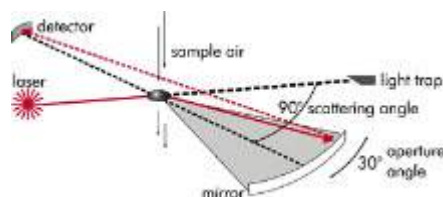
Deux types d'analyseurs ont été utilisés afin de couvrir la plus large gamme de taille de particules en suspension.

¹ Accès aux paramètres SETUP-MORE-VAR
Faire NEXT jusqu'à arriver au paramètre FILT_SIZE (durée du filtre long, normalement 42)
FILT_ADAPT activer ou désactiver le filtre automatique (ON par défaut)
FILT_ASIZE le mettre à 3

² Filtre long 42, court 3 et filtre adaptatif sur ON

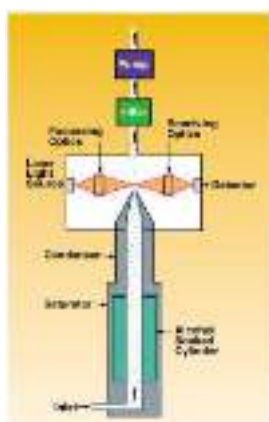
Le Grimm

La taille des particules mesurées est comprise **entre 0,3 et 20 μm** . Cet appareil utilise un compteur optique qui permet de déterminer la taille des particules en fonction de la diffraction de la lumière émise par un laser.



Cet instrument est peu encombrant et peut fonctionner sur batterie ou sur une alimentation 200 V. Les données sont enregistrées par l'appareil sur un pas de temps de 6 secondes à 1 heure.

Le P-Trak



Le P-Trak est un analyseur de particules ultrafines. Il couvre une gamme de mesure allant de **0,02 à 1 μm** . Les particules passent à travers un tube saturateur qui les grossit artificiellement avec de l'alcool isopropylique afin d'être détectées par un compteur optique laser.



Comme le Grimm, le P-Trak fonctionne sur batterie ou secteur, et enregistre ses données sur un pas de temps de 1 seconde à 30 minutes.

Le formaldéhyde

L'**Interscan** est un analyseur portable qui utilise une cellule électrochimique faisant réagir le formaldéhyde et qui permet d'avoir une lecture directe de la concentration.



Parallèlement des tubes actifs ont été utilisés pour avoir une comparaison moyenne sur le parcours. Il s'agit de **cartouches imprégnées de DNPH** reliées à une pompe ayant un débit régulé à 200ml/min. Nous avons utilisé pour cela des pompes **Gilair 3** couplées à un réducteur de débit. Une fois l'échantillonnage terminé, les tubes ont été envoyés à l'ASPA au Laboratoire Interrégional de Chimie pour analyse par chromatographie en phase liquide à haute performance.



Les BTEX

Les BTEX ont été prélevés par tubes actifs de type **Perkin Elmer**, adsorbant **Carbopack X**. L'échantillonnage a également été réalisé par pompage (Gilair 3). Les tubes ont ensuite été envoyés au laboratoire d'Atmo Picardie pour analyse par chromatographie en phase gazeuse.



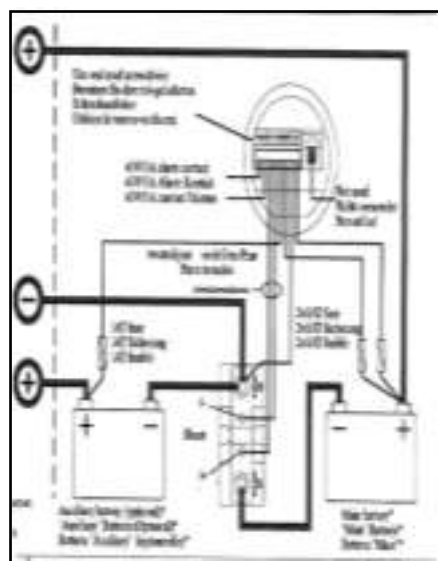
Les contraintes techniques

Alimentation des appareils

L'une des principales difficultés de cette étude a été de réaliser un système de batteries autonomes permettant d'alimenter en 220 V l'analyseur d'oxydes d'azote pendant une durée d'environ 6 heures. Nous avons également choisi d'alimenter les autres appareils qui fonctionnaient sur piles ou batteries pour éviter les coupures d'alimentation.

Nous sommes passés par la **société Mazel** pour réaliser cet équipement. Il fallait que le système soit transportable et puisse tenir dans un coffre de voiture type break.

Lors de nos essais, le système a fonctionné pendant 6h30 avec tous les appareils alimentés ainsi que l'ordinateur portable.



Ce système est composé de 2 batteries de 12 V, 154 Ah couplées à un chargeur 12 V, 40 A et un convertisseur de courant 12 V / 220 V d'une puissance de 1 000 W courant de sortie sinusoïdal. La charge complète des batteries est d'environ 12 heures. Il a donc été nécessaire de pouvoir brancher le système une nuit complète avec le coffre ouvert pour éviter une surchauffe du chargeur. Il a fallu ainsi prévoir un local sécurisé pour le matériel (garage).

Mesures en mouvement

Il a fallu tenir compte des problèmes liés aux accélérations, freinages et secousses que pouvait entraîner le véhicule en mouvement. Les appareils devaient également rester accessibles pour faciliter les différentes interventions (vérification, récupération des données, etc...).

- L'analyseur d'oxydes d'azotes a ainsi été installé sur des mousses dans le coffre de la voiture à côté des batteries.
- Les analyseurs portables ont été fixés sur une planche à l'arrière du véhicule.
- Le système d'enregistrement des données a été placé sur les sièges arrière avec les prises et les câblages.
- L'ordinateur portable est resté sur le siège passager.



Batteries Analyseur d'oxydes d'azote



Interscan Q-Trak P-Trak Grimm



Ordinateur portable



Enregistrements

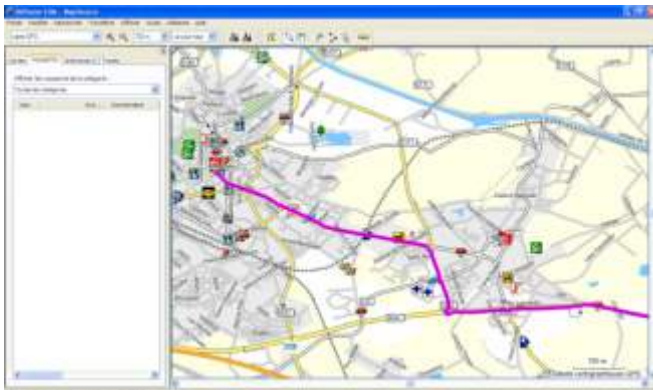
Parallèlement à l'enregistrement des données des analyseurs, il a également été nécessaire de stocker les coordonnées géographiques du véhicule ainsi que la vidéo du parcours. Pour cela, différentes méthodes ont été testées : appareil-photo couplé avec GPS ; GPS+PC connecté à une webcam ; caméra GPS.

La méthode utilisée pour cette étude a été le **pc portable couplé avec une webcam HD et un datalogger GPS**, ce qui a permis d'enregistrer une coordonnée par seconde au format NMEA, d'avoir une bonne visibilité de la vidéo pendant le trajet et de bénéficier d'une durée d'enregistrement suffisamment longue.

Au cours de l'étude, d'autres systèmes d'enregistrement sont apparus tels que les **caméras GPS** qui évitent les problèmes de désynchronisation de données. Il a été possible de tester un de ces systèmes à la fin des parcours.



Webcam Caméra GPS GPS



Les itinéraires ont été préparés à l'avance et tracés sous **Mapsource** pour ensuite être transmis au GPS routier **Garmin**. Cela permet de reproduire exactement le parcours souhaité.

Enregistrement des données

Il était important d'avoir un pas de temps le plus bas possible pour observer les variations de concentration des polluants mesurés dans le véhicule en mouvement, tout en restant en accord avec les limites métrologiques des instruments. Le pas de temps choisi a été de **6 secondes**, ce qui correspond à la limite d'enregistrement de l'analyseur de particules (Grimm). Chaque appareil devait avoir le même pas de temps afin de faciliter le traitement et l'exploitation des résultats.

Les données de l'analyseur des oxydes d'azote (API 200E) et de l'analyse de formaldéhyde (Interscan) ont été enregistrées à l'aide d'un **boîtier AOIP** qui permet d'enregistrer les résultats de mesures au pas de temps souhaité. Pour les autres appareils, puisqu'ils ne pouvaient pas être connectés à un enregistreur externe, nous avons utilisé leur **mémoire interne** pour sauvegarder les données.

Il a donc été essentiel de synchroniser l'heure de l'enregistreur avec l'ordinateur et tous les appareils de mesure avant chaque parcours.

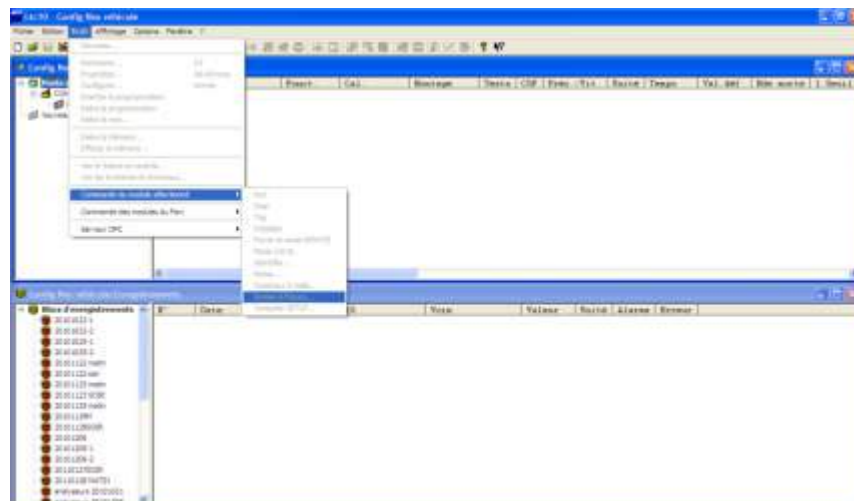
Synchronisation des appareils



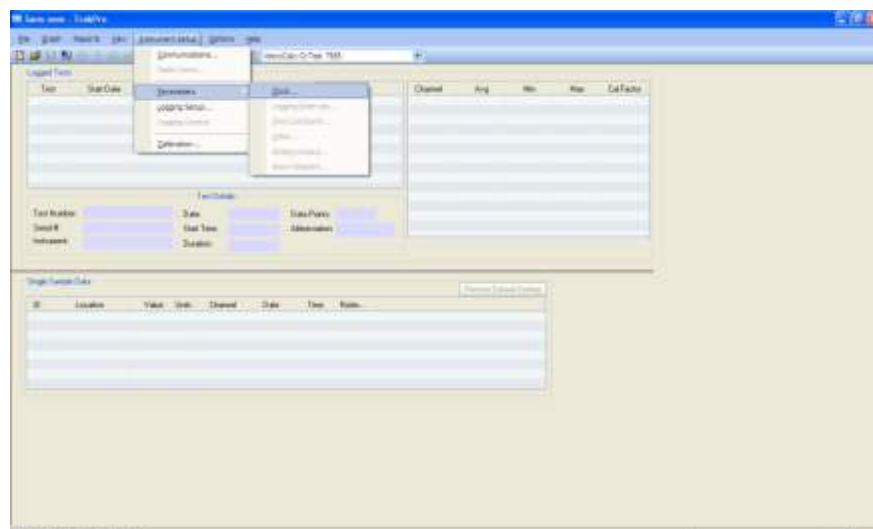
Dans un premier temps, il a fallu synchroniser l'heure du PC en GMT avec le datalogger GPS.

Le Datalogger a ensuite été configuré en mode 1 pour enregistrer les données au bon format.

Enfin, l'heure du PC a été synchronisée avec le boîtier AOIP.



Le **Q-Trak** et le **P-Trak** ont été synchronisés sur l'horloge du PC par l'intermédiaire du logiciel de communication **Trakpro**.



Pour le **Grimm**, l'heure a directement été réglée sur l'appareil.



Il était important de procéder à une vérification du bon fonctionnement des appareils : L'analyseur d'oxydes d'azote est resté en fonctionnement durant la nuit précédant chaque trajet pour éviter le matin une perte de temps liée à la durée de chauffe de l'appareil. Avant de partir, une mesure de zéro doit être effectuée sur l'analyseur ainsi que sur l'InterScan. Ensuite, il fallait vérifier que l'enregistrement du Q-Trak se déroulait correctement et insérer la cartouche d'alcool dans le P-Trak.

Enregistrement de la vidéo

Pour filmer le trajet, nous avons utilisé une **webcam HD microsoft** reliée au pc portable. L'ordinateur enregistrait la vidéo à l'aide du **logiciel microsoft lifecam**.



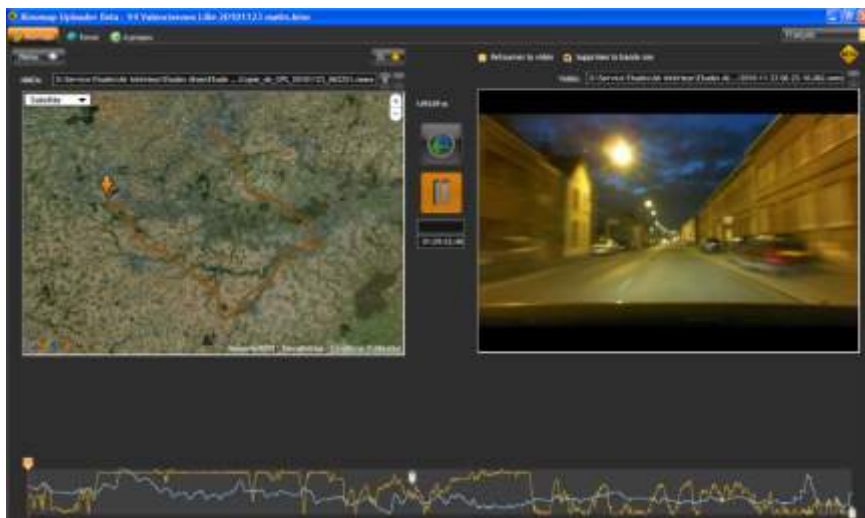
Utiliser une webcam de bonne qualité permet d'éviter les problèmes de vibrations ou de réglage de luminosité variable pendant le trajet.

Au cours de l'étude, nous avons pu tester une caméra avec GPS intégré qui permet de géolocaliser directement la vidéo. Le modèle était une **caméra Gobandit HD**. Malgré la haute définition de la caméra, des problèmes de décalage sont apparus. Un autre modèle de **caméra de marque Contour** semblerait être plus approprié et pourrait être utilisé lors d'une prochaine campagne de mesure similaire.

L'autre difficulté rencontrée est le traitement des fichiers vidéo et GPS. Cette étape est relativement longue pour un résultat qui n'a pas toujours été correct (accélération de la vitesse de défilement d'images, décalage entre la vidéo et les coordonnées GPS...). Pour une prochaine phase de mesure, il serait préférable d'utiliser une caméra GPS plus optimale.

Utilisation du logiciel Kinomap

Pour visualiser au mieux toutes les données recueillies, nous avons utilisé le **logiciel Kinomap**¹ développé par la société **Excellance**. Ce modèle permet d'observer simultanément la vidéo du trajet, le tracé de celui-ci sur une carte et l'évolution de la vitesse et de l'altitude pendant ce parcours sur un graphe. Nous avons travaillé avec cette société pour développer une application permettant d'intégrer les données relevées par les analyseurs durant les trajets. Cette mise en parallèle des données « trajets » et « qualité de l'air » constitue un apport notable dans l'analyse des résultats et permet d'être un outil pertinent de sensibilisation.



Lien Internet vers une démonstration : <http://www.kinomap.com/#!kms-h5vxix>

Une fois la synchronisation effectuée, la vidéo est envoyée sur le serveur. Cette opération peut être très longue en fonction de la durée du parcours.

On peut ensuite transférer le tableau de données de mesures au format CSV sur l'interface du logiciel.



Mettre le chemin d'accès du fichier puis cliquer sur « ajouter » Evolution des concentrations des polluants

¹ Lien Internet vers une démonstration : <http://www.kinomap.com/#!kms-h5vxix>

Résultats des mesures

Validation des données

Les mesures par tubes actifs (BTEX et aldéhydes)

- Exploitation des blancs

Les résultats d'analyse des laboratoires sont exprimés sous forme de masse. Avant de calculer les concentrations de chaque polluant, il faut valider les blancs.

Les critères d'invalidation des résultats suite aux teneurs obtenues sur les blancs de lot sont indiqués dans le tableau ci-dessous. Si tous les critères sont respectés, la masse du blanc est soustraite aux résultats des tubes exposés.

Invalidation	Blanc
Formaldéhyde	<ul style="list-style-type: none">• Masse > 500 ng• Masse_{blanc} > Masse_{tube exposé}
BTEX	<ul style="list-style-type: none">• Masse_{blanc} > Masse_{tube exposé}

Les analyses ont révélé une masse du blanc pour le **benzène** supérieure à celle du tube exposé, **invalidant** cette donnée.

- Calcul des concentrations

➤ Pour les BTEX

$$C = \frac{(m_{\text{éch}}) \times 10^3}{D_{\text{éch}} \times t}$$

avec $m_{\text{éch}}$: masse de composé échantillonnée sur la cartouche (en ng)

$D_{\text{éch}}$: débit d'échantillonnage du composé (en mL/min)

$$D_{\text{éch}} = 31,9 + 0,18 \times T + 0,02 \times C_i$$

avec C_i : concentration à débit (= 27,9 mL/min)

T : température (en °C)

t : durée d'exposition (en min)

Au vu des résultats d'analyses nettement plus faibles que les niveaux de fond rencontrés en air ambiant sur la région Nord Pas-de-Calais, **les concentrations en BTEX ont été invalidées.**

$$C = \frac{(m_{\text{éch}} - m_{\text{blanc}}) \times 10^3}{D_{\text{éch}} \times t}$$

avec $m_{\text{éch}}$: masse de composé échantillonnée sur la cartouche (en ng)
 m_{blanc} : masse de composé échantillonnée sur le blanc (en ng)
 $D_{\text{éch}}$: débit d'échantillonnage du composé (en mL/min)

$$D_{\text{éch}} = D_{298} \times (T/298)^{0,35}$$

avec $D_{298} = 99$ mL/min
 T : température (en Kelvin ; $T_k = T_c + 273$)
 t : durée de l'exposition (en min)

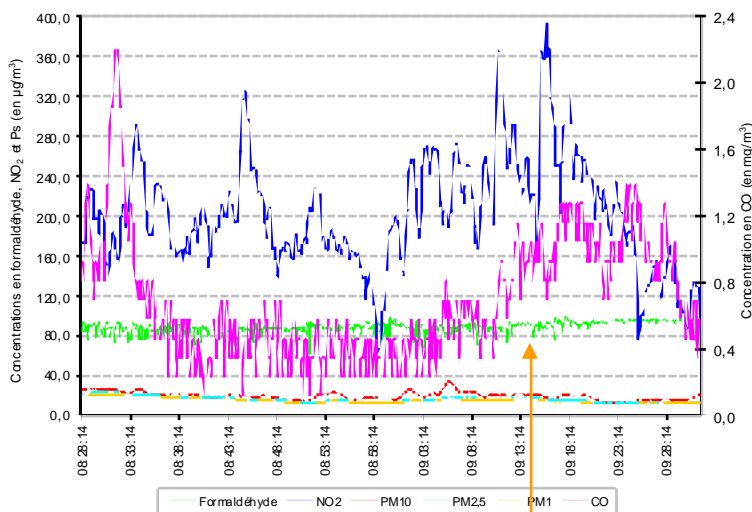
Les mesures automatiques (NO₂, CO, Ps et formaldéhyde)

L'évolution des concentrations des polluants enregistrées sur un pas de temps de 6 secondes au cours de chaque trajet a été tracée afin d'analyser la cohérence des résultats (absence de dérive, de plafonnement à une certaine valeur plus ou moins élevée, de pic de concentration aberrant...).

Les niveaux moyens sur la durée du trajet ont également été comparés aux résultats des études similaires disponibles.

Au vu des résultats, les teneurs en **monoxyde de carbone** observées lors des premiers trajets ont été **invalidées** ainsi que l'ensemble des mesures en continu du **formaldéhyde**.

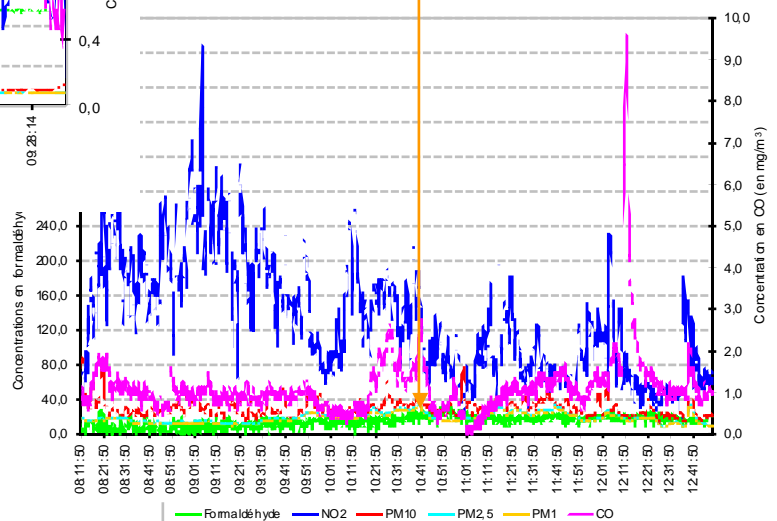
Valenciennes-Lille 23/1 1/10



Les teneurs en formaldéhyde plafonnent au-dessus de 80 µg/m³ et dérivent

Dérive sur l'évolution des concentrations en formaldéhyde

Trajet découverte 06/12/10



Exploitation par typologie de trajet

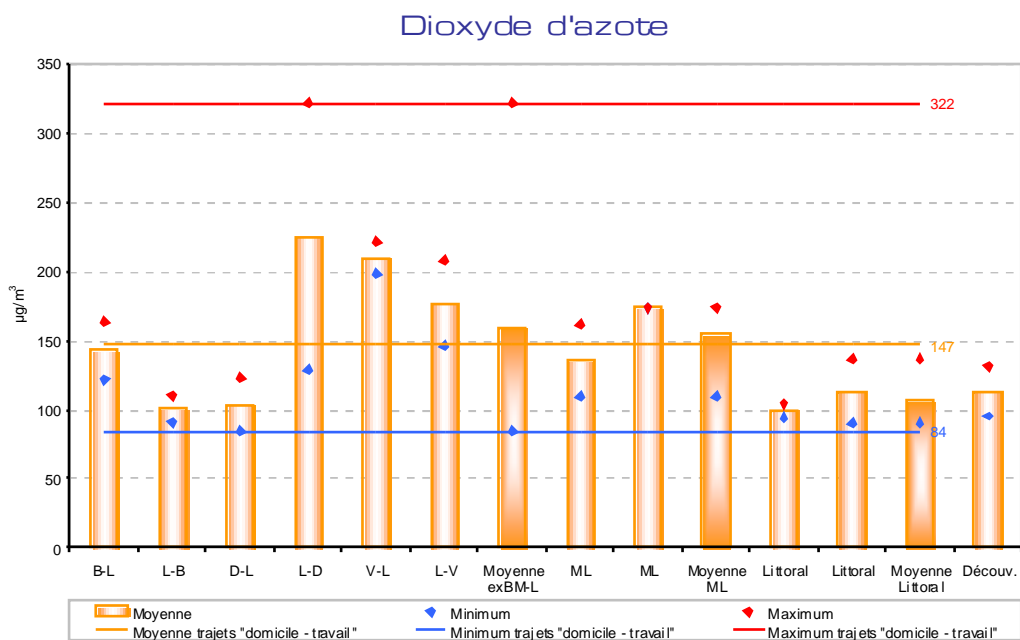
Le dioxyde d'azote (NO₂)

- Moyennes durant chaque trajet

Trajet	Concentration en µg/m ³		
	Trajet 1	Trajet 2	Moyenne
Béthune – Lille (matin)	122	164	143
Lille – Béthune (soir)	110	91	100
Douai – Lille (matin)	123	84	104
Lille – Douai (soir)	129	322	225
Valenciennes – Lille (matin)	221	198	210
Lille – Valenciennes (soir)	208	146	177
Métropole lilloise (matin)	109	162	135
Métropole lilloise (soir)	NR	174	174
Coudekerque-Branche – Dunkerque – Calais (matin)	94	104	99
Calais – Dunkerque – Coudekerque-Branche (soir)	136	90	113
Trajet découverte	132	95	114

NR : mesures non représentatives liées à un problème technique survenu dès le début du parcours

- Répartition des moyennes par typologie de trajet



Les niveaux de dioxyde d'azote sont du même ordre de grandeur que ceux observés dans d'autres études similaires, et relativement hétérogènes d'un trajet à l'autre.

Les valeurs maximales ont été enregistrées entre Lille et l'ex-bassin minier ainsi que dans la métropole lilloise montrant une influence de la typologie du trajet sur les concentrations en dioxyde d'azote mesurées à l'intérieur du véhicule. Néanmoins, sur un même trajet réalisé à 2 reprises sur 2 journées différentes, des écarts de concentrations plus ou moins importants existent, notamment sur le trajet de Lille vers Douai, indiquant la présence de sources d'émissions de dioxyde d'azote particulières.

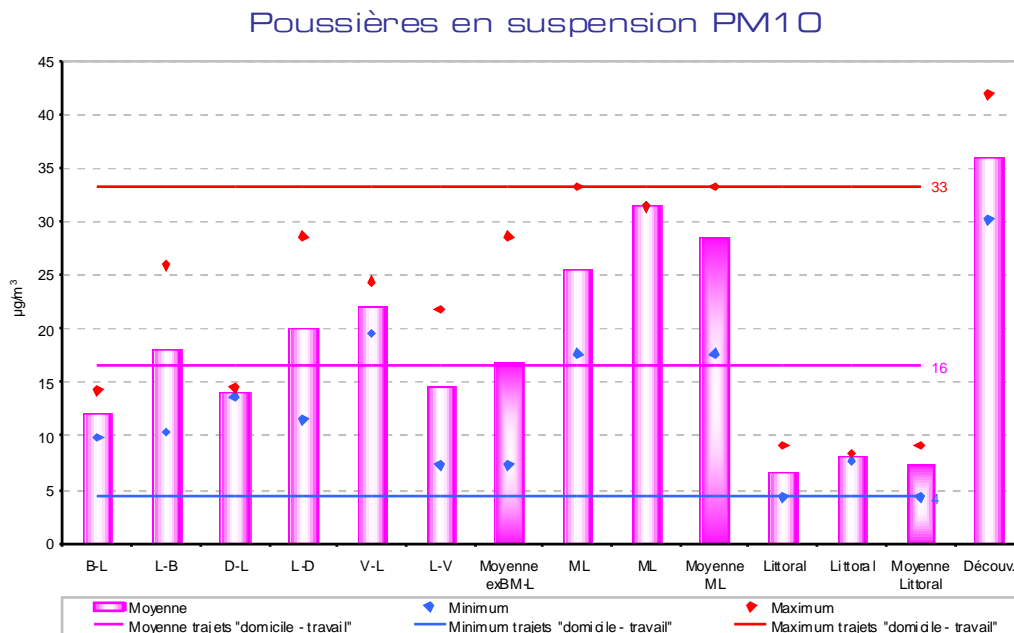
Les poussières en suspension PM10

- Moyennes durant chaque trajet

Trajet	Concentration en $\mu\text{g}/\text{m}^3$		
	Trajet 1	Trajet 2	Moyenne
Béthune – Lille (matin)	14	10	12
Lille – Béthune (soir)	10	26	18
Douai – Lille (matin)	14	14	14
Lille – Douai (soir)	12	29	20
Valenciennes – Lille (matin)	24	20	22
Lille – Valenciennes (soir)	22	7	15
Métropole lilloise (matin)	18	33	25
Métropole lilloise (soir)	NR	31	31
Coudekerque-Branche – Dunkerque – Calais (matin)	4	9	7
Calais – Dunkerque – Coudekerque-Branche (soir)	8	8	8
Trajet découverte	30	42	36

NR : mesures non représentatives liées à un problème technique survenu dès le début du parcours

- Répartition des moyennes par typologie de trajet



Comme pour le dioxyde d'azote, les moyennes en poussières PM10 ont été nettement plus faibles lors des trajets réalisés sur le Littoral comparées aux autres parcours, et relativement hétérogènes sur un même parcours réalisé 2 fois sur 2 périodes différentes.

Sur l'ensemble de la campagne, les niveaux les plus élevés ont été observés sur la métropole lilloise le 29 novembre 2010, et lors des trajets « découverte » les 6 et 8 décembre 2010, journées pendant lesquelles les conditions météorologiques étaient défavorables à la bonne dispersion des particules en air extérieur. Il semble que les conditions météorologiques aient un impact sur les mesures embarquées des particules.

Comparativement aux résultats d'études antérieures connus, les teneurs moyennes en PM10 sont inférieures à celles obtenues sur l'agglomération de Toulouse. Néanmoins, l'interprétation est à nuancer de par des conditions de mesures différentes (météorologie, type de trajets, véhicule, saisonnalité, type d'appareil de mesures...).

Les poussières en suspension PM2,5

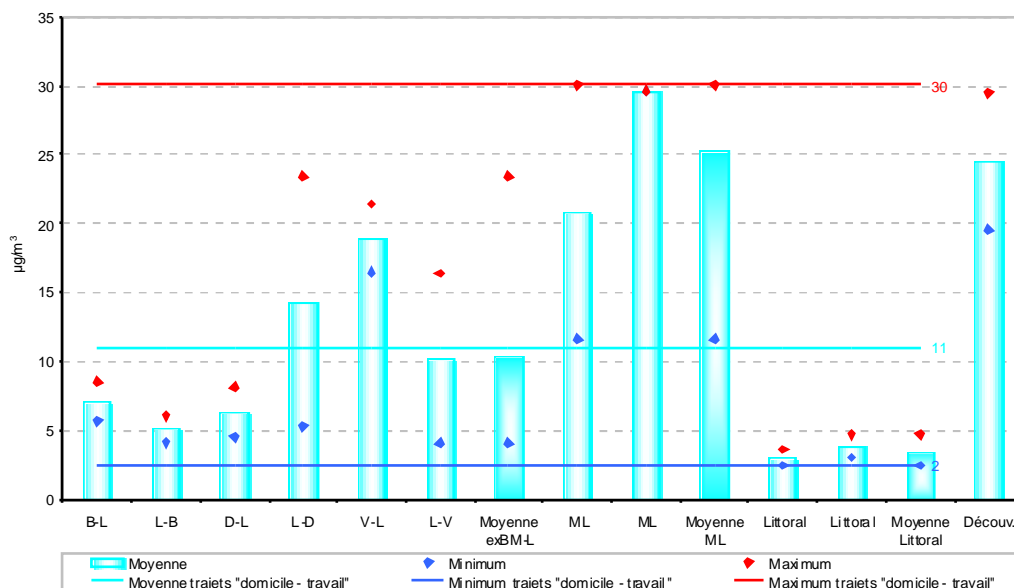
- Moyennes durant chaque trajet

Trajet	Concentration en $\mu\text{g}/\text{m}^3$		
	Trajet 1	Trajet 2	Moyenne
Béthune – Lille (matin)	8	6	7
Lille – Béthune (soir)	6	4	5
Douai – Lille (matin)	5	8	6
Lille – Douai (soir)	5	23	14
Valenciennes – Lille (matin)	21	16	19
Lille – Valenciennes (soir)	16	4	10
Métropole lilloise (matin)	12	30	21
Métropole lilloise (soir)	NR	30	30
Coudekerque-Branche – Dunkerque – Calais (matin)	2	4	3
Calais – Dunkerque – Coudekerque-Branche (soir)	3	5	4
Trajet découverte	20	29	25

NR : mesures non représentatives liées à un problème technique survenu dès le début du parcours

- Répartition des moyennes par typologie de trajet

Poussières en suspension PM2,5



La différence de concentrations entre les trajets est plus marquée pour les poussières PM2,5 que pour les particules PM10 et le dioxyde d'azote mettant en évidence l'influence ponctuelle de sources d'émissions particulières présentes sur le parcours.

Cependant, les tendances générales sont les mêmes, à savoir des niveaux nettement plus faibles sur le Littoral et des valeurs maximales enregistrées lors des journées où les conditions météorologiques étaient défavorables à la bonne dispersion des polluants particuliers.

Les poussières en suspension PM1

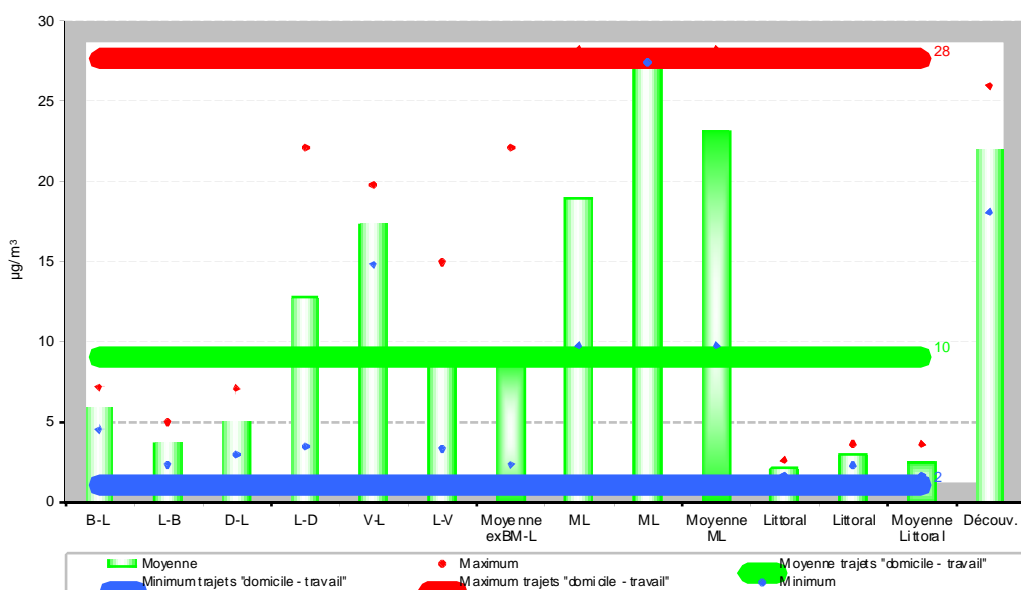
- Moyennes durant chaque trajet

Trajet	Concentration en $\mu\text{g}/\text{m}^3$		
	Trajet 1	Trajet 2	Moyenne
Béthune – Lille (matin)	7	5	6
Lille – Béthune (soir)	5	2	4
Douai – Lille (matin)	3	7	5
Lille – Douai (soir)	4	22	13
Valenciennes – Lille (matin)	20	15	17
Lille – Valenciennes (soir)	15	3	9
Métropole lilloise (matin)	10	28	19
Métropole lilloise (soir)	NR	27	27
Coudekerque-Branche – Dunkerque – Calais (matin)	2	3	2
Calais – Dunkerque – Coudekerque-Branche (soir)	2	4	3
Trajet découverte	18	26	22

NR : mesures non représentatives liées à un problème technique survenu dès le début du parcours

- Répartition des moyennes par typologie de trajet

Poussières en suspension PM1



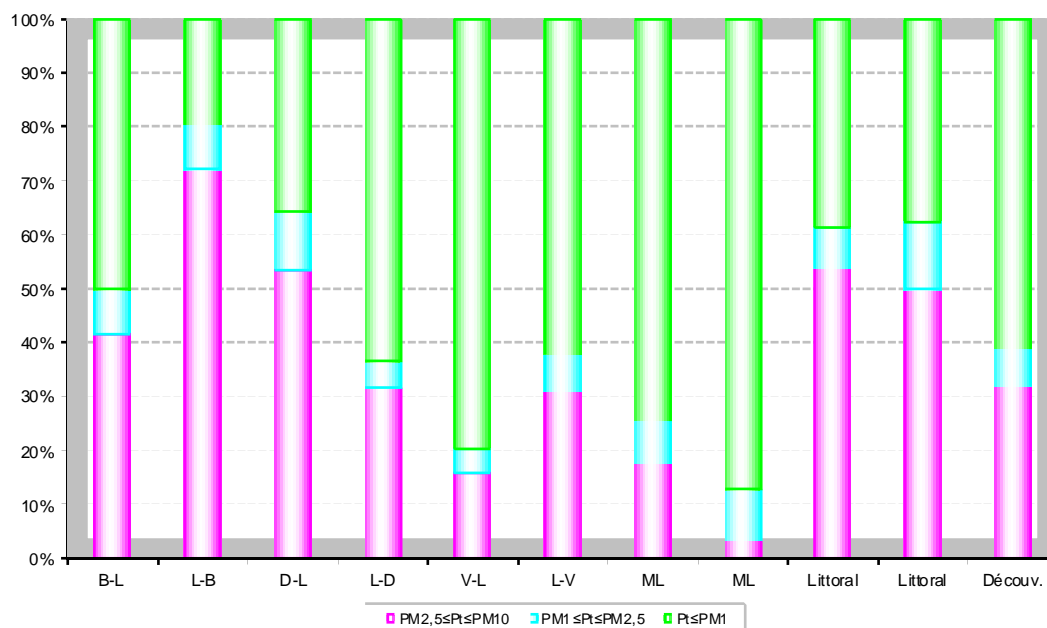
La répartition des concentrations moyennes en particules PM1 est semblable à celle des poussières PM2,5.

Une corrélation existe également entre leurs niveaux ; la teneur moyenne en poussières PM1 obtenue sur l'ensemble des trajets « domicile – travail » est de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ contre $11 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les PM2,5. Le constat est semblable sur les trajets « découverte » : $22 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne pour les PM1 contre $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les PM2,5.

Part des particules fines dans les poussières PM10

- Répartition des particules selon leur taille

Distribution des particules fines



La part des particules fines de taille inférieure à 2,5 μm (PM2,5) dans les poussières PM10 analysées à l'intérieur du véhicule est variable d'un trajet à l'autre. Néanmoins, les plus fines particules restent globalement la majorité des polluants particulaires mesurés sur l'ensemble des parcours.

La part des poussières de taille comprise entre 2,5 et 10 μm est la plus importante sur les trajets de Lille vers Béthune, de Douai vers Lille et sur le Littoral ($\geq 50\%$). Inversement, la part des particules PM2,5 dans les PM10 est nettement plus élevée que celle des poussières moins fines sur les trajets lillois et lors du parcours de Valenciennes vers Lille ($\geq 82\%$).

L'histogramme ci-dessus montre également que les poussières de taille inférieure à 1 μm (PM1) représentent la majorité des particules de diamètre inférieur à 2,5 μm (PM2,5), toutes typologies de trajet confondues.

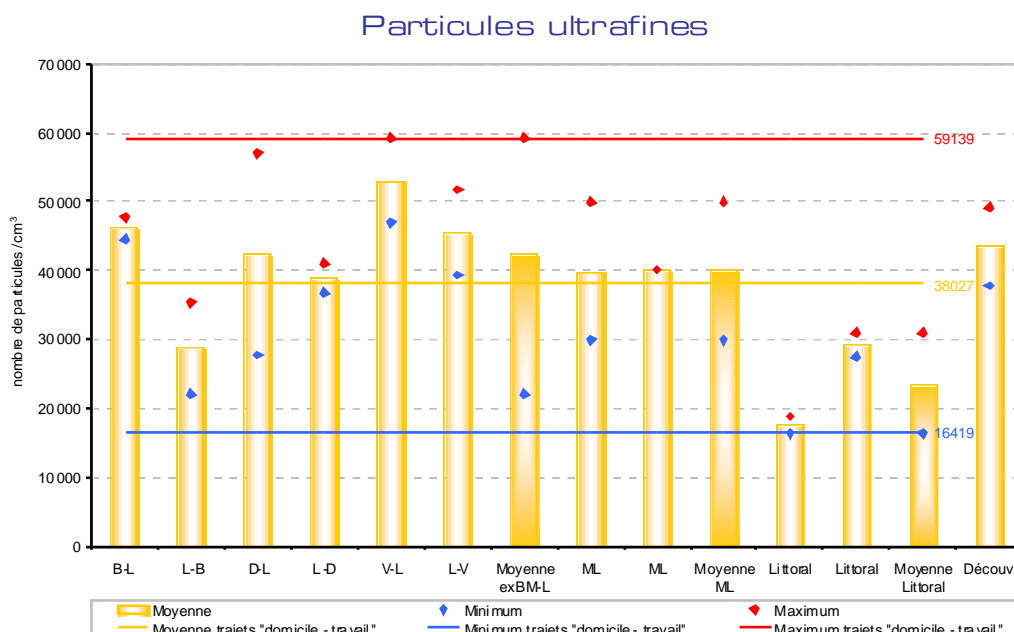
Les particules ultrafines ($0,02 \mu\text{m} < \text{Pt} < 1 \mu\text{m}$)

- Moyennes durant chaque trajet

Trajet	Nombre de particules /cm ³		
	Trajet 1	Trajet 2	Moyenne
Béthune – Lille (matin)	47 798	44 491	46 144
Lille – Béthune (soir)	35 387	21 958	28 672
Douai – Lille (matin)	27 707	56 968	42 338
Lille – Douai (soir)	36 731	40 968	38 850
Valenciennes – Lille (matin)	46 906	59 139	53 022
Lille – Valenciennes (soir)	51 680	39 312	45 496
Métropole lilloise (matin)	29 860	49 888	39 874
Métropole lilloise (soir)	NR	40 119	40 119
Coudekerque-Branche – Dunkerque – Calais (matin)	16 419	18 818	17 618
Calais – Dunkerque – Coudekerque-Branche (soir)	30 972	27 398	29 185
Trajet découverte	49 165	37 838	43 502

NR : mesures non représentatives liées à un problème technique survenu dès le début du parcours

- Répartition des moyennes par typologie de trajet



Comme pour les précédents polluants, les niveaux de particules ultrafines sont globalement plus faibles sur le Littoral que sur le reste de la zone d'étude.

La répartition des niveaux de particules ultrafines en fonction des trajets est différente de celle des poussières PM10, PM2,5 et PM1.

Même si en moyenne pour une majorité des parcours, les niveaux sont relativement homogènes d'un trajet à l'autre, des écarts importants ont pu être observés sur un même trajet réalisé sur 2 journées distinctes. C'est notamment le cas sur le parcours Douai – Lille (différence de 29 261 pt/cm³), révélant ainsi des facteurs d'influence sur la mesure autres que la typologie de trajet.

Les niveaux observés pendant cette campagne sont en moyenne plus faibles que ceux relevés en Île-de-France et sur l'agglomération de Rouen. Cependant, comme pour les PM10, ce constat est à nuancer de par des conditions de mesures différentes d'une étude à l'autre.

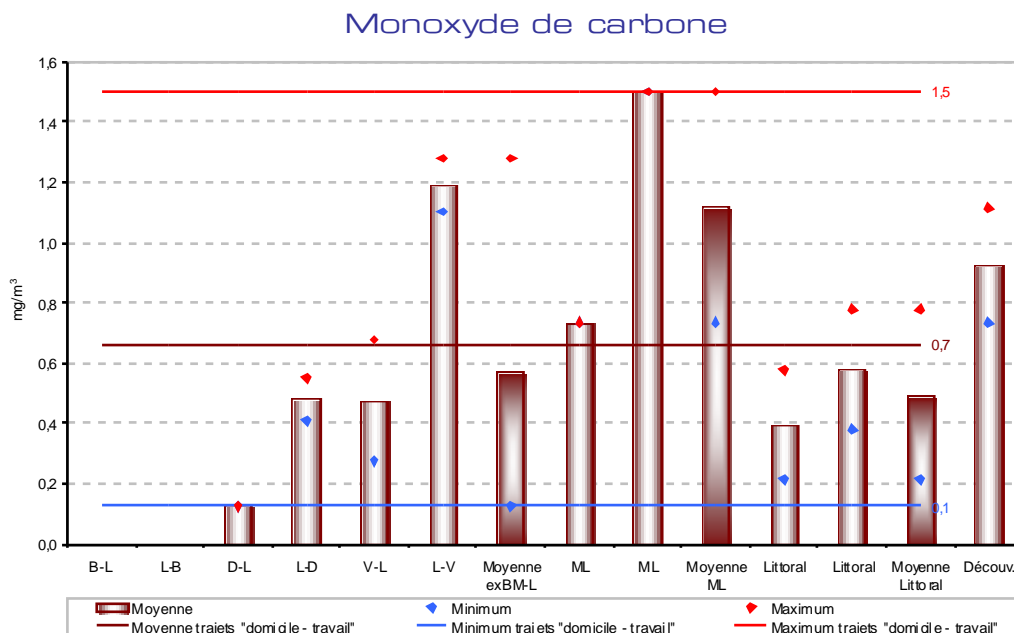
Le monoxyde de carbone (CO)

- Moyennes durant chaque trajet

Trajet	Concentration en mg/m ³		
	Trajet 1	Trajet 2	Moyenne
Béthune – Lille (matin)	NR	NR	NR
Lille – Béthune (soir)	NR	NR	NR
Douai – Lille (matin)	NR	0,1	0,1
Lille – Douai (soir)	0,6	0,4	0,5
Valenciennes – Lille (matin)	0,3	0,7	0,5
Lille – Valenciennes (soir)	1,3	1,1	1,2
Métropole lilloise (matin)	NR	0,7	0,7
Métropole lilloise (soir)	NR	1,5	1,5
Coudekerque-Branche – Dunkerque – Calais (matin)	0,2	0,6	0,4
Calais – Dunkerque – Coudekerque-Branche (soir)	0,4	0,8	0,6
Trajet découverte	1,1	0,7	0,9

NR : mesures non représentatives liées à un problème technique survenu dès le début du parcours

- Répartition des moyennes par typologie de trajet



A l'inverse des particules ultrafines, les concentrations moyennes en monoxyde de carbone enregistrées sur l'ensemble des trajets sont très variables d'un itinéraire à l'autre, entre 0,1 et 1,5 mg/m³.

Les valeurs maximales ont été enregistrées sur un trajet réalisé au cœur de la métropole lilloise, et sur les 2 parcours de Lille vers Valenciennes.

Les aldéhydes

Lors du trajet « découverte » réalisé le 8 décembre 2010, des tubes actifs ont été placés dans l'habitacle du véhicule afin de mesurer les concentrations moyennes en aldéhydes, certains susceptibles d'être émis par le trafic routier et les matériaux composant l'intérieur des véhicules (tableau de bord, colle fixant le revêtement...).

L'intérêt était également de comparer la teneur moyenne en formaldéhyde obtenue par cette mesure au niveau moyen enregistré sur l'ensemble du parcours par l'analyseur automatique. La comparaison entre les 2 méthodes de mesures n'a pas été possible puisque les données de l'Interscan ont été invalidées ; l'évolution des niveaux de formaldéhyde (sur un pas de temps de 6 secondes) issus de l'analyseur montre une dérive dès le début du parcours jusqu'à la fin.

Les résultats d'analyse inscrits dans le tableau ci-dessous proviennent du Laboratoire Interrégional de Chimie de l'ASPA¹.

Aldéhyde	Concentration en $\mu\text{g}/\text{m}^3$		
	Tube 1	Tube 2	Moyenne
Formaldéhyde	9,1	9,1	9,1
Acroléine	<1,1	<1,1	<1,1
Acétaldéhyde	3,7	3,9	3,8
Propanal	<1,1	<1,1	<1,1
Butanal	<1,1	1,1	<1,1
Benzaldéhyde	3,6	3,2	3,4
Isopentanal	<2,7	<2,8	<2,8
Pentanal	<1,1	<1,1	<1,1

Les concentrations moyennes en propanal, butanal, isopentanal et pentanal sont restées très basses, sous forme de traces, en lien avec des sources d'émissions connues autres que les habitacles de voiture et le trafic routier.

Les niveaux d'acétaldéhyde et de benzaldéhyde ont été supérieurs à leur limite de détection mais relativement faibles.

Concernant le formaldéhyde, la teneur moyenne obtenue lors de ce trajet est plus importante que celles des autres aldéhydes. A noter que les sources d'émissions de ce polluant sont multiples, notamment en environnement intérieur. Cependant, elle reste en-dessous des niveaux moyens habituellement rencontrés à l'intérieur des logements, des valeurs réglementaires (en atmosphère de travail) et des valeurs guides en air intérieur (VGAI).

Comparée aux résultats d'études similaires, la concentration en formaldéhyde observée pendant cette campagne correspond au niveau relevé sur des trajets urbains ou des parcours réalisés avec une voiture âgée de plus de 8 ans au sein d'une circulation dense.

¹ Association pour la Surveillance et l'Etude de la Pollution Atmosphérique en Alsace

Comparaison avec les mesures extérieures

Les niveaux des polluants relevés à l'intérieur du véhicule au cours de chaque trajet « domicile – travail » ont été comparés à ceux surveillés par nos stations fixes implantées en zone urbaine et en proximité trafic, et concernées par la zone d'étude.

Pour les trajets Béthune – Lille, les mesures embarquées ont été comparées à celles de :

- la station trafic de Roubaix Serres (NO₂ et CO),
- la station urbaine de Lille Fives (NO₂, PM10 et PM2,5),
- la station urbaine de Béthune Stade (NO₂, PM10 et PM2,5).

Pour les trajets Douai – Lille, les mesures embarquées ont été comparées à celles de :

- la station trafic de Roubaix Serres (NO₂ et CO),
- la station urbaine de Lille Fives (NO₂, PM10 et PM2,5),
- la station urbaine de Douai Theuriet (NO₂, PM10 et PM2,5).

Pour les trajets Valenciennes – Lille, les mesures embarquées ont été comparées à celles de :

- la station trafic de Roubaix Serres (NO₂ et CO),
- la station urbaine de Lille Fives (NO₂, PM10 et PM2,5),
- la station trafic de Valenciennes Wallon (NO₂, PM10 et PM2,5),
- la station urbaine de Valenciennes Acacias (NO₂, PM10 et PM2,5).

Pour les trajets en métropole lilloise, les mesures embarquées ont été comparées à celles de :

- la station trafic de Roubaix Serres (NO₂ et CO),
- la station urbaine de Lille Fives (NO₂, PM10 et PM2,5),
- la station urbaine de Béthune Stade (NO₂, PM10 et PM2,5).

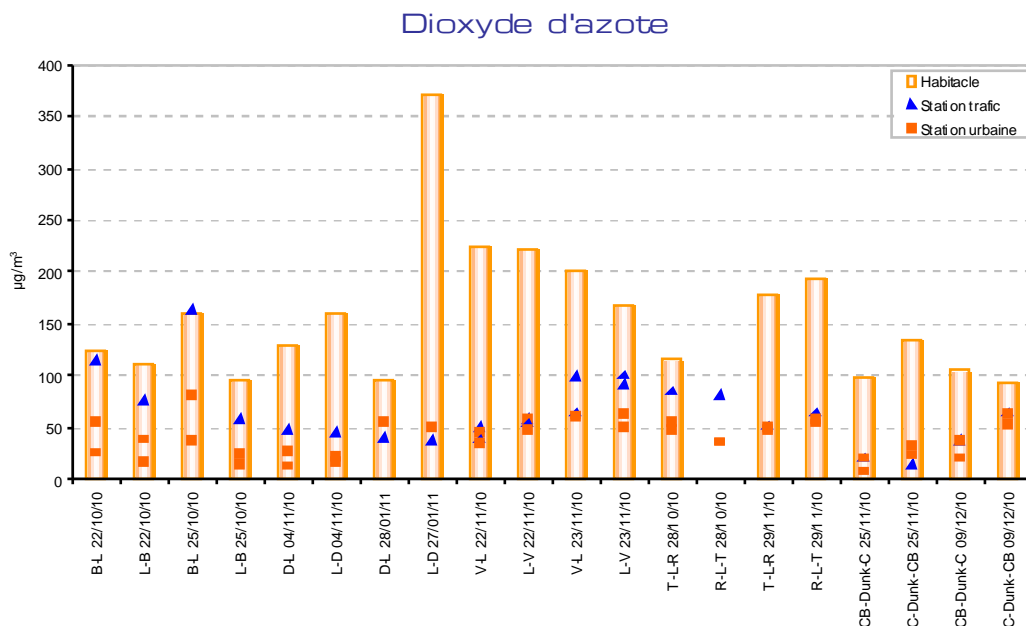
Pour les trajets du Littoral, les mesures embarquées ont été comparées à celles de :

- la station trafic de Calais Place d'Armes (NO₂),
- la station urbaine de Calais Parmentier (NO₂ et PM10),
- la station urbaine de Saint Pol-sur-Mer (NO₂ et PM10).

Remarque : Le dispositif de mesures fixes en air extérieur enregistre les concentrations des polluants sur un pas de temps de 15 minutes. Afin de permettre une comparaison entre les données enregistrées par les stations fixes et les mesures embarquées, celles-ci ont été calculées sur un pas de temps de 15 minutes lorsque 75 % des données « 6 secondes » étaient disponibles sur un quart d'heure.

Le dioxyde d'azote (NO₂)

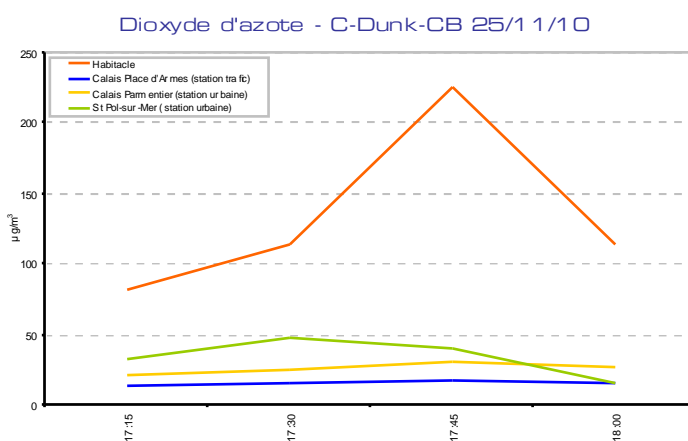
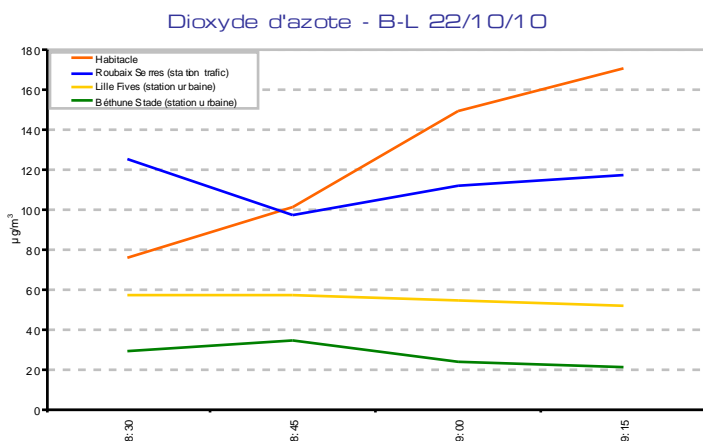
- Moyennes sur une même période



Les niveaux moyens de dioxyde d'azote enregistrés à l'intérieur de la voiture sont pour une majorité des trajets supérieurs à ceux enregistrés par les stations urbaines et de proximité trafic.

Il semble que les automobilistes soient plus exposés à ce polluant que la population se trouvant à l'extérieur, en ville ou à proximité d'axes routiers sur lesquels la circulation peut être dense.

- Evolution des moyennes quart-horaires



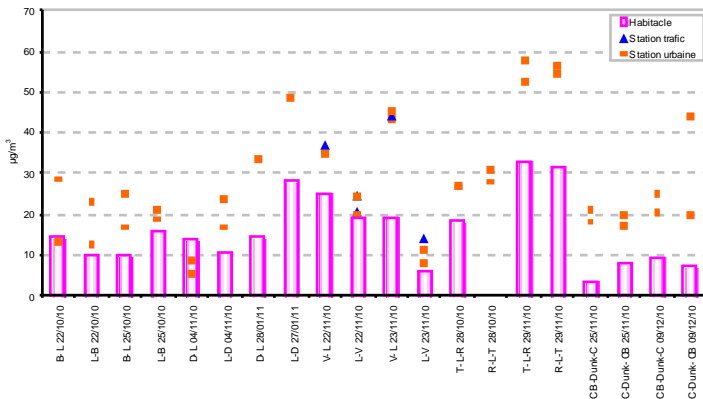
Pour quelques trajets tels que celui de Béthune vers Lille du 22 octobre 2010, l'évolution des concentrations en dioxyde d'azote mesurées à l'intérieur du véhicule est semblable à celle des teneurs observées sur la même période par les stations fixes concernées par le parcours. Néanmoins, cette corrélation ne s'applique pas à l'ensemble des trajets, comme celui de Calais vers Coudekerque-Branche du 25 novembre 2010 pendant lequel une augmentation intense des niveaux de dioxyde d'azote à l'intérieur de la voiture n'a pas été retranscrite en air extérieur.

Il semble que les mesures embarquées de dioxyde d'azote soient ponctuellement sous l'influence de sources présentes à proximité du véhicule, mais également de sources dites de fond.

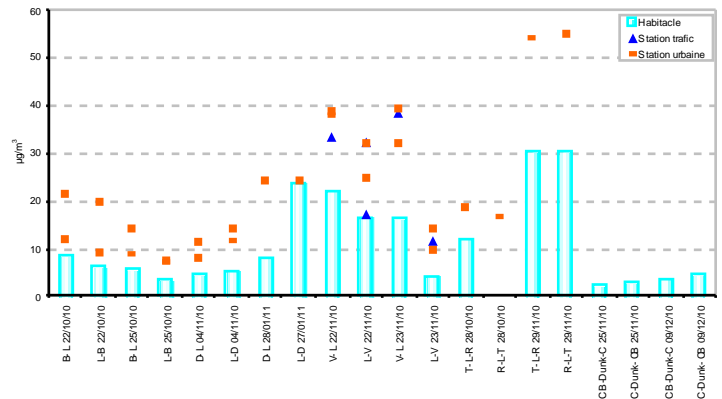
Les poussières en suspension PM10 et PM2,5

- Moyennes sur une même période

Poussières en suspension PM10



Poussières en suspension PM2,5



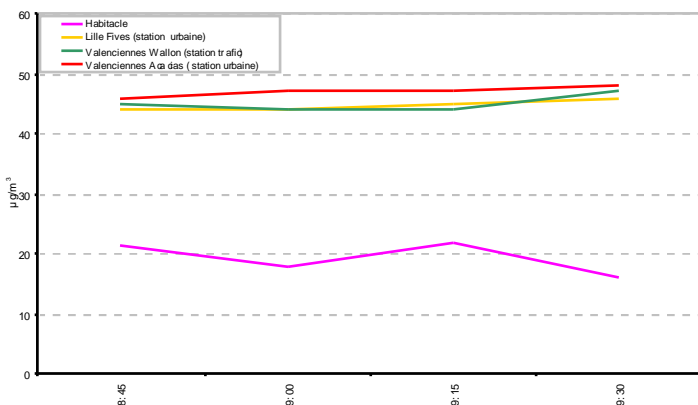
A l'inverse du dioxyde d'azote, les teneurs en particules PM10 et PM2,5 relevées à l'intérieur de la voiture sont en moyenne inférieures à celles enregistrées à l'extérieur en zone urbaine et en proximité automobile. Plusieurs facteurs peuvent justifier cette différence :

- Le rôle du filtre à air étant de stopper au maximum les poussières contenues dans l'air ambiant que le moteur aspire, il est possible que ce filtre soit à l'origine de concentrations plus faibles enregistrées dans l'habitacle ;
- Il est également probable que la provenance des particules retrouvées à l'intérieur du véhicule en mouvement ne couvre pas l'ensemble des sources d'émissions auxquelles sont exposées les stations de mesures fixes. A noter qu'en lien avec des sources d'émissions plus intense (chauffage, trafic et industries), les niveaux moyens de particules relevés par nos stations sont plus élevés en hiver qu'en saison plus chaude.

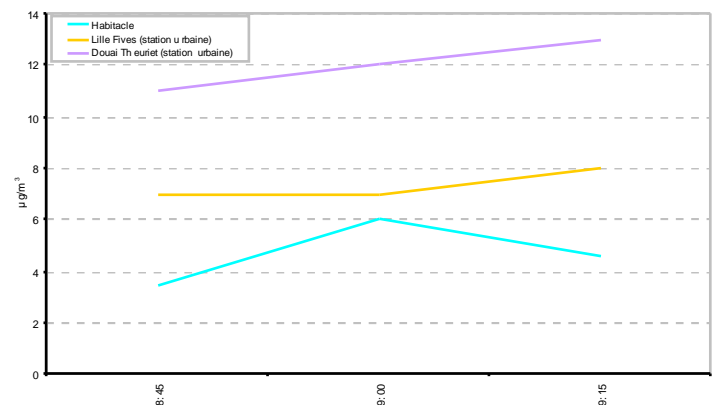
Cependant, ces représentations graphiques montrent une bonne corrélation entre les mesures embarquées et celles des stations fixes, révélant ainsi l'influence de sources d'émissions communes.

- Evolution des moyennes quart-horaires

Poussières PM10 - V-L 23/11/10



Poussières PM2,5 - D-L 04/11/10



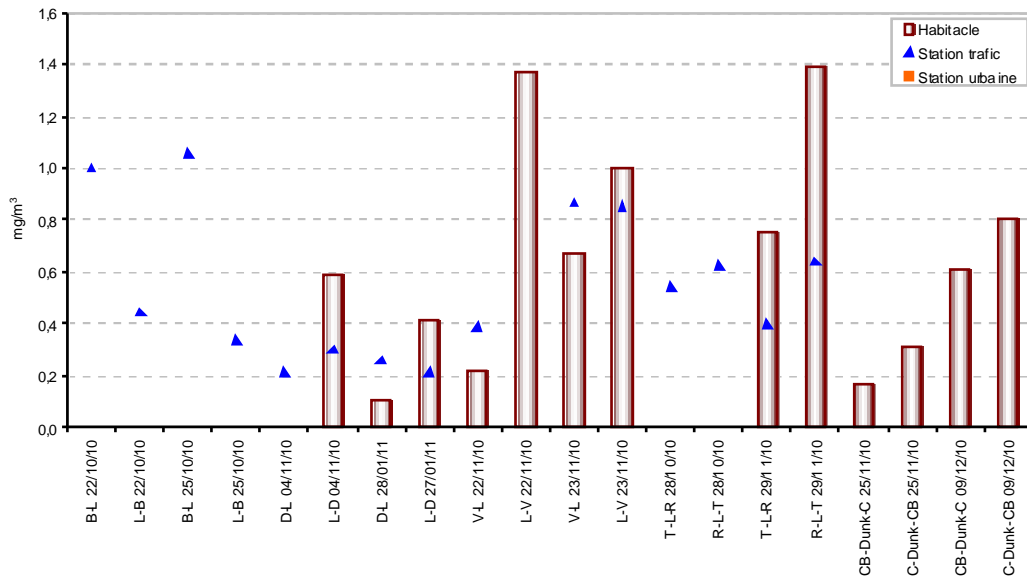
Sur l'ensemble des trajets, l'évolution des moyennes quart-horaires des poussières calculées à partir des mesures embarquées n'est pas toujours semblable à celle des concentrations enregistrées en air ambiant par les stations situées à proximité des trajets.

La mesure des poussières en suspension par les stations fixes ne semble pas être directement impactée par les sources proches du véhicule en circulation.

Le monoxyde de carbone (CO)

- Moyennes sur une même période

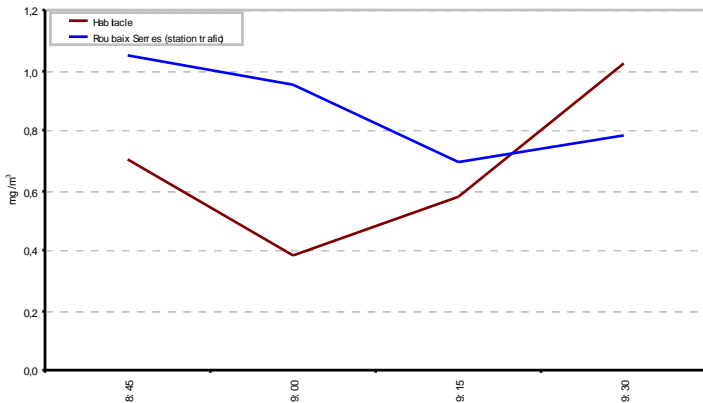
Monoxyde de carbone



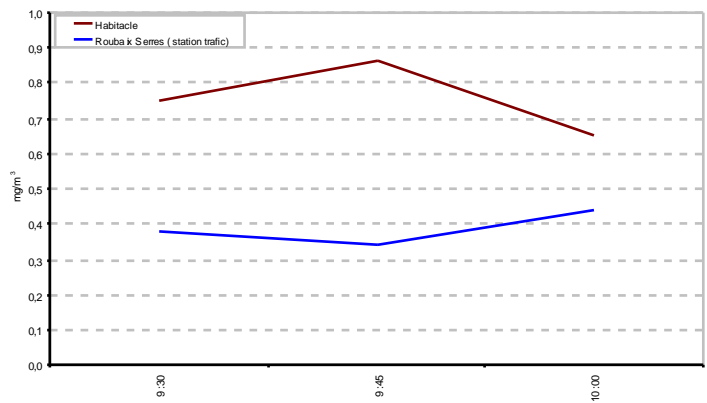
Des différences significatives existent entre les trajets ; pour 3 parcours, le monoxyde de carbone est plus concentré en air extérieur en proximité trafic qu'à l'intérieur du véhicule au même instant. Pour 5 trajets, la tendance est inversée mettant en évidence une influence proche du véhicule impactant la mesure du polluant au sein de l'habitacle.

- Evolution des moyennes quart-horaires

Monoxyde de carbone - V-L 23/11/10



Monoxyde de carbone - T-R-L 29/11/10



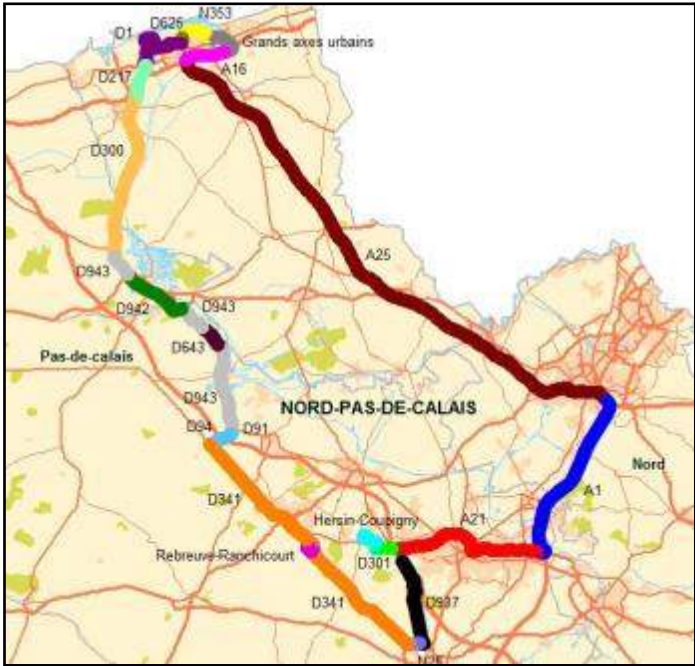
Les 2 graphes ci-dessus représentant les variations des concentrations quart-horaires en monoxyde de carbone simultanément obtenues dans la voiture en circulation et par la station trafic de Roubaix montrent une anti-corrélation entre les mesures. Ces observations viennent confirmer la présence de sources proches du véhicule impactant les mesures embarquées de manière ponctuelle.

Analyse des variations de concentrations observées pendant les trajets

Afin de déterminer les sources d'émissions particulières des polluants mesurés dans l'habitacle du véhicule en circulation, une exploitation détaillée des mesures embarquées a été réalisée pour l'ensemble des trajets.

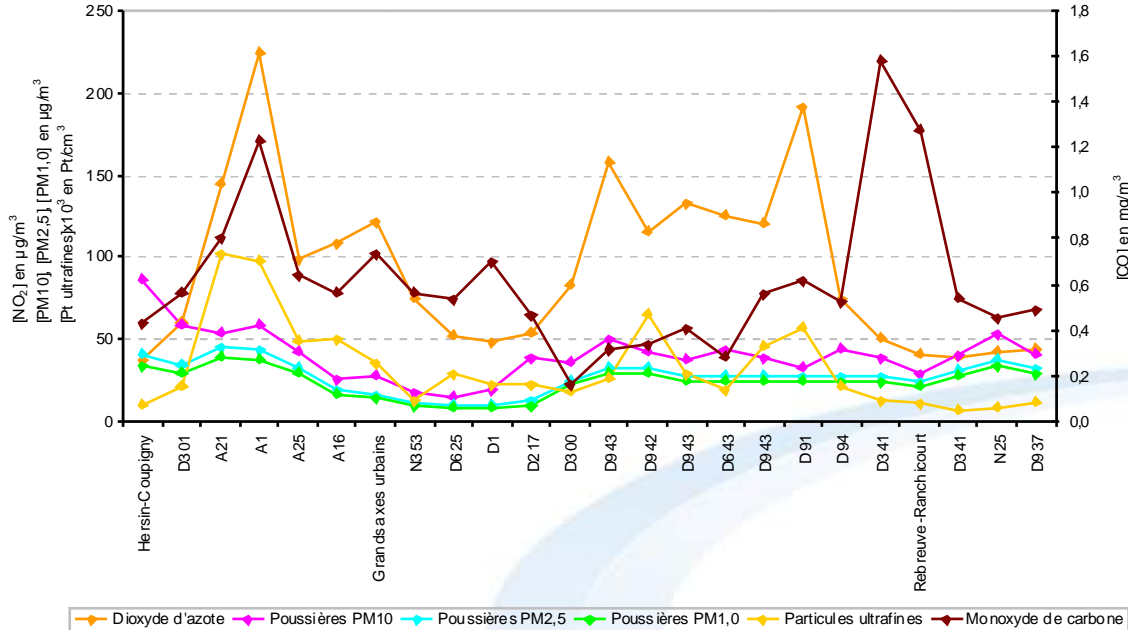
Trajet « découverte »

La réalisation de ce trajet avait pour objectif d'affiner la mise au point des appareils de mesure mais également d'évaluer les niveaux de pollution dans des environnements différents (rural, urbain...), et pour des situations et des axes de circulation variés (circulation dense, fluide, autoroute, petite rue...). Différents axes routiers sur lesquels la circulation était plus ou moins fluide ont ainsi été empruntés lors des trajets « découverte » afin d'identifier d'éventuels facteurs impactant la qualité de l'air à l'intérieur du véhicule en circulation. Pour chaque tronçon du parcours « découverte » du 8 décembre 2010, les moyennes des concentrations des polluants mesurées dans la voiture ont été calculées.



- Evolution des moyennes par typologie de tronçon

Trajet "découverte" du 08/12/10



Pour l'ensemble des polluants, les niveaux observés sur les autoroutes et particulièrement sur l'A1 appartiennent aux valeurs hautes. Lors du trajet, la circulation sur l'A1 était dense et ponctuellement interrompue par des bouchons.

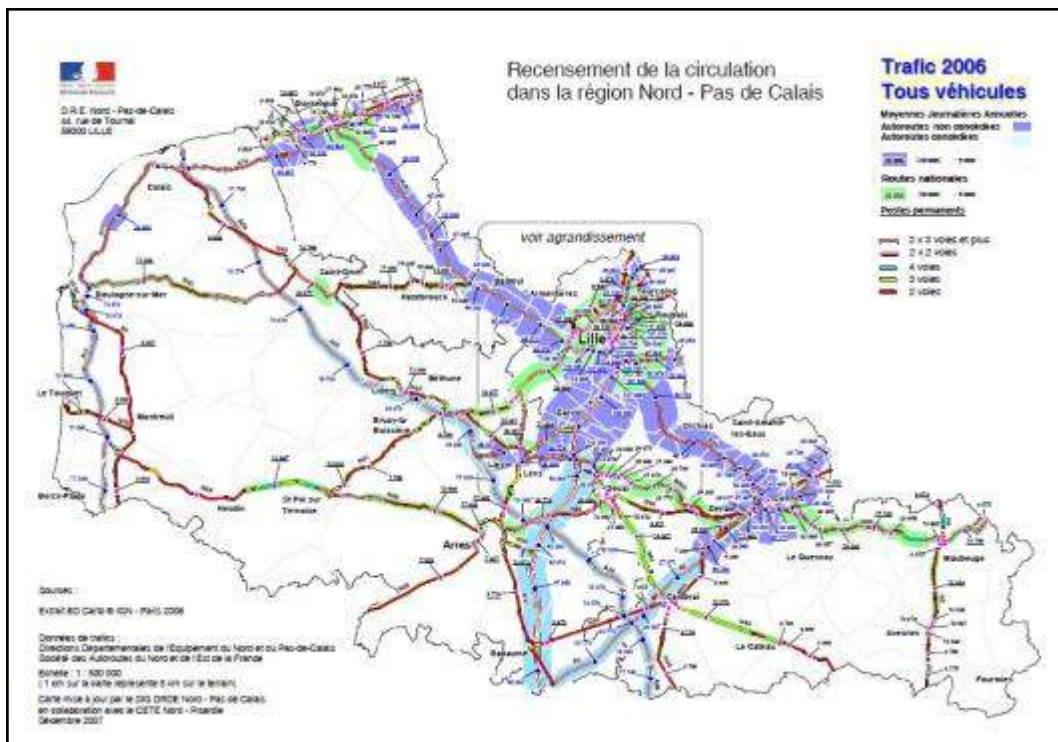
Des augmentations de concentrations ont également été relevées notamment pour le dioxyde d'azote et les particules ultrafines, entre les départementales D943 et D91, sur des routes secondaires où la circulation peut être plus ou moins dense aux heures de pointe.

Ces premières observations mettent en évidence l'influence de la densité et de la fluidité du trafic routier sur l'exposition de l'automobiliste à la pollution de l'air.

Les niveaux de poussières en suspension PM10, PM2,5 et PM1,0 relevés entre Dunkerque et la départementale D217, soit sur les routes côtières, appartiennent aux seuils bas du parcours. Il semble que les caractéristiques propres à la zone littorale différentes du territoire continental soient responsables de la diminution des teneurs en particules mesurées dans l'habitacle du véhicule.

Les concentrations moyennes en dioxyde d'azote observées par tronçon suivent les mêmes variations que celles en particules ultrafines mettant en évidence des sources d'émissions communes.

L'évolution des niveaux de monoxyde de carbone n'est pas toujours bien corrélée à celle de ces 2 derniers polluants. Un pic de concentrations en monoxyde de carbone isolé a été observé sur la départementale D341, probablement impacté par une source de proximité particulière. Malheureusement, cette source d'émissions n'a pas pu être identifiée en lien avec la vidéo du trajet indisponible suite à l'apparition d'un problème technique pendant le parcours.

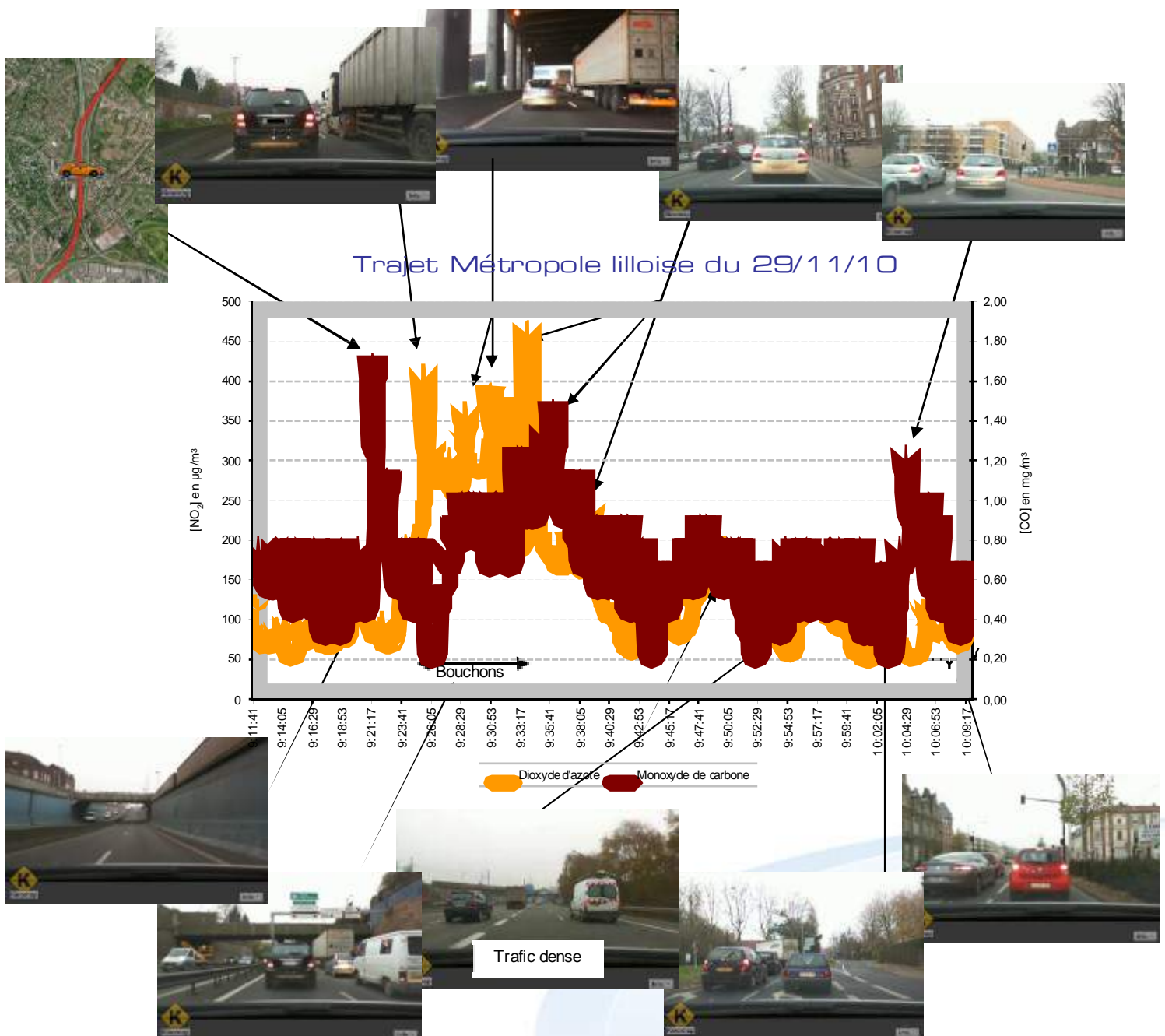


Trajet « domicile – travail »

Chaque trajet « domicile – travail » a fait l'objet d'une exploitation détaillée de l'évolution des concentrations des polluants mesurées dans le véhicule en circulation, sur un pas de temps très court (6 secondes) à l'aide du logiciel Kinomap. Cet outil informatique permet d'observer simultanément la vidéo du parcours, la dynamique de l'itinéraire sur une carte ainsi que l'évolution des paramètres mesurés au cours du trajet, soient les concentrations des polluants. L'intérêt était d'identifier les sources d'émissions particulières responsables de pics de concentrations observés ponctuellement lors des trajets « domicile – travail ».

Compte-tenu du nombre de trajets réalisés, pour illustrer les conclusions de l'exploitation détaillée, nous avons choisi le parcours pendant lequel la mesure des polluants à l'intérieur de la voiture a été impactée ponctuellement au moins une fois, par l'ensemble des sources d'émissions déterminées lors de l'étude.

- Evolution des concentrations en dioxyde d'azote et en monoxyde de carbone



A l'exception de quelques pics isolés, globalement, l'évolution des niveaux de dioxyde d'azote enregistrés dans la voiture en circulation est semblable à celle des teneurs en monoxyde de carbone.

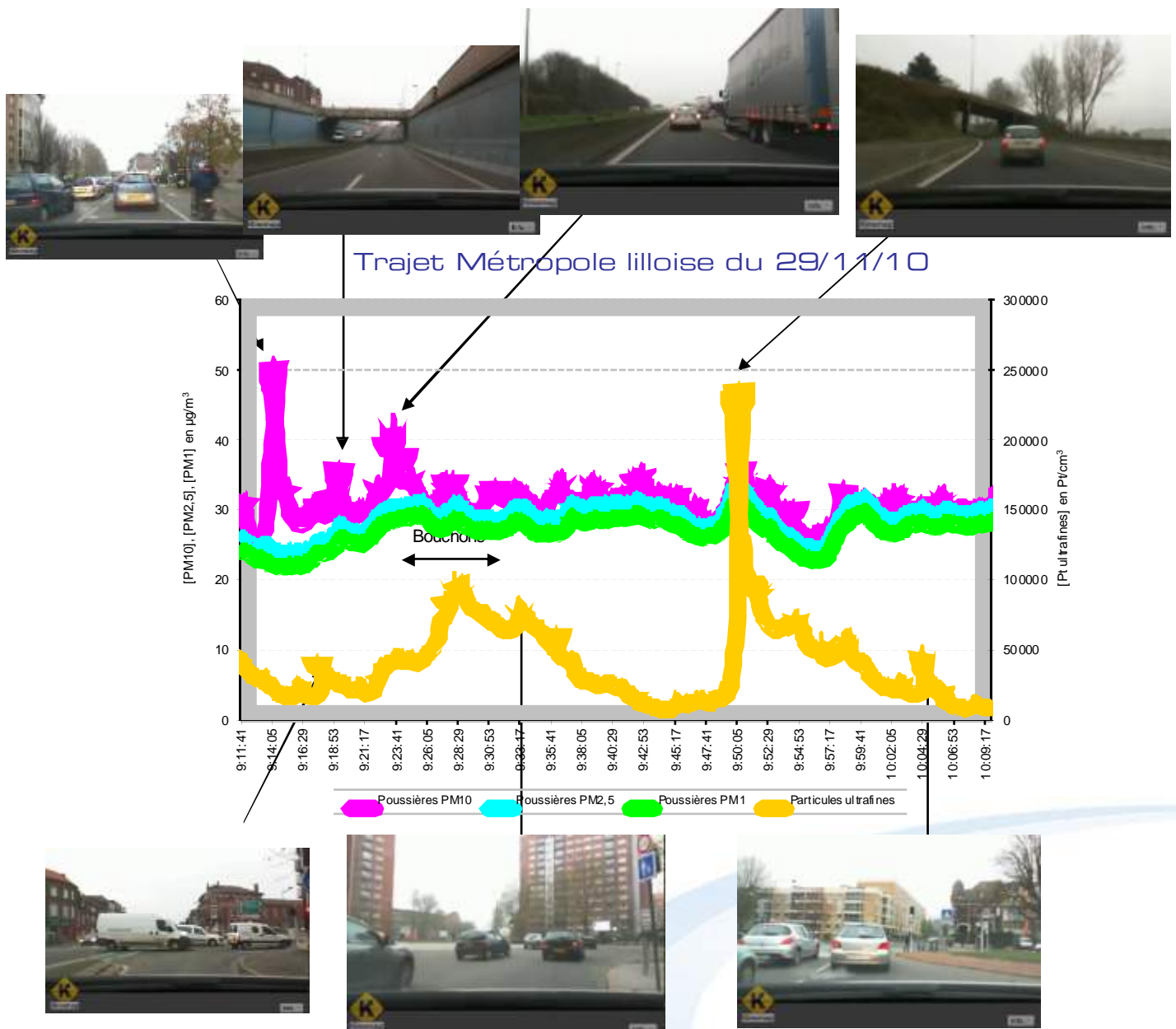
Les concentrations ont principalement augmenté lorsque le trafic routier était dense, notamment sur la Nationale 356 où la circulation était souvent interrompue par des bouchons. A l'inverse, les niveaux étaient en baisse lorsque le trafic était fluide excepté en début de parcours sur un axe semi-couverts.

Des hausses de concentrations sont également apparues lorsque la voiture était à l'arrêt aux feux rouges derrière un ou plusieurs véhicules.

L'influence des poids lourds sur la mesure des niveaux de dioxyde d'azote au sein de l'habitacle a été plusieurs fois identifiée par l'apparition de pics de concentrations en début de parcours dans les bouchons de la Nationale 356.

Pendant le trajet, 2 augmentations intenses des teneurs en monoxyde de carbone ont été observées, la première fois après le passage de plusieurs échangeurs routiers, dans les virages en suivant un véhicule quelques instants, et la deuxième fois à l'arrêt derrière un véhicule au feu rouge de l'intersection entre l'avenue du Peuple Belge et l'avenue Jean Jaurès à Roubaix.

- Evolution des concentrations en particules



L'évolution des niveaux de poussières PM10, PM2,5 et PM1 diffère de celle des autres polluants mesurés dans l'habitacle : leur variabilité est globalement moins importante et leurs concentrations diminuent rapidement après l'impact d'une source proche, notamment pour les PM10.

La majorité de ces hausses de concentrations ont été observées après la remise en circulation des véhicules suite à un arrêt de plus ou moins courte durée (feu rouge, stop).

La valeur maximale a été enregistrée dans ces conditions et suite au croisement d'un véhicule à 2 roues motorisé dont la vitesse de circulation était nettement plus importante.

Lorsque des ralentissements sont apparus sur la Nationale 356, un pic de concentrations en PM10 a également été observé probablement lié à la remise en suspension des poussières présentes en air extérieur, suite au freinage des poids lourds et des voitures relativement nombreuses.

Comme pour le dioxyde d'azote et le monoxyde de carbone, les niveaux des PM10, PM2,5 et PM1 ont augmenté en début de parcours lorsque le trafic était fluide sur un axe semi-couvert par des murs bétonnés.

Un pic très intense de concentrations en particules ultrafines a été enregistré parallèlement à une augmentation plus faible des teneurs en PM10, PM2,5 et PM1, lorsque l'automobiliste suivait une voiture relativement ancienne, probablement non équipée de filtre à particules. A l'exception de cette variation, globalement, l'évolution des teneurs en poussières ultrafines est semblable à celle des niveaux des polluants gazeux.

Quelques pics de concentrations sont également apparus après le passage dans un virage, à un carrefour ou à une intersection où le trafic était relativement important.

Comme pour le dioxyde d'azote et le monoxyde de carbone, lorsque le trafic routier est dense, il apparaît que les poussières de taille comprise entre 0,02 et 1 μm auxquelles est exposé l'automobiliste se cumulent à l'intérieur du véhicule. Les niveaux tendent à la baisse une fois que la circulation se fluidifie.

Conclusion

Atmo Nord – Pas-de-Calais a réalisé une campagne de mesure de la qualité de l'air à l'intérieur de l'habitacle de voiture lors des trajets les plus fréquemment effectués par la population de la région. 20 parcours « domicile – travail » ont ainsi été réalisés pendant les heures de pointe sur le Littoral, la métropole lilloise et entre l'ex-bassin minier et Lille.

L'objectif de l'étude était double :

- établir un protocole précis permettant l'évaluation de la qualité de l'air intérieur des voitures en circulation ;
- fournir pour la 1^{ère} fois en région Nord Pas-de-Calais des informations sur l'exposition de l'automobiliste à la pollution de l'air sur des trajets « domicile – travail ».

Des mesures lors d'un trajet « découverte » ont également été réalisées à 2 reprises en vue d'affiner la mise au point des appareils de mesures et d'évaluer les niveaux de pollution pour des situations et des typologies d'axes de circulation différentes.

Concernant la faisabilité de l'étude, la mesure du dioxyde d'azote, du monoxyde de carbone, des poussières PM10, PM2,5 et PM1 et des particules ultrafines comprises entre 0,02 et 1 µm a été réalisable en continu sur un pas de temps suffisamment court afin de visualiser les variations de concentrations des polluants susceptibles d'être observées en voiture.

L'ensemble des teneurs en formaldéhyde issues de l'InterScan ont été invalidées, leur évolution montrant des dérives ou des plafonnements. Néanmoins, la mesure de la concentration moyenne sur la durée d'un trajet pour ce polluant et pour d'autres aldéhydes ont été possibles à l'aide de tubes actifs. Les résultats de mesures des BTEX prélevés à l'aide de tubes actifs ont également été invalidés au vu des concentrations observées nettement plus faibles que les niveaux de fond de la région rencontrés en air ambiant.

Concernant l'enregistrement de la vidéo de chaque trajet et la synchronisation des données, des décalages sont apparus entre le film, la dynamique du parcours et l'évolution des niveaux de polluants enregistrés en continu. Une caméra GPS fiabiliserait l'interprétation.

L'utilisation du logiciel Kinomap développé par la société Excellence a permis d'observer les caractéristiques des trajets énoncées précédemment, de manière simultanée et en parallèle. A l'aide de cet outil, quelques facteurs d'influence responsables de pics de concentrations relevés pendant les parcours ont pu être identifiés.

En ce qui concerne les résultats de mesures du dioxyde d'azote, du monoxyde de carbone et des polluants particulaires, les niveaux moyens ont été relativement hétérogènes d'un trajet à l'autre ou sur un même parcours réalisé 2 fois sur 2 périodes différentes. Ces observations révèlent l'existence de facteurs d'influence autres que l'aménagement routier. Cependant, une tendance générale des concentrations à la baisse a été constatée sur la zone littorale, notamment pour les particules. Il semble que la densité de population et le trafic moins importants sur la côte influent sur la qualité de l'air intérieur de l'habitacle.

L'impact des conditions météorologiques plus ou moins favorables à la stagnation des polluants dans les basses couches de l'atmosphère sur la qualité de l'air intérieur des voitures a été identifié sur la mesure des particules.

La concentration moyenne en formaldéhyde obtenue lors d'un trajet « découverte » est inférieure aux valeurs réglementaires en ambiance de travail et aux valeurs guides en air intérieur ainsi qu'aux niveaux habituellement rencontrés dans les logements. Concernant les autres composés organiques volatils, les niveaux ont également été faibles.

La comparaison des niveaux des polluants surveillés en air extérieur par le dispositif de mesures fixe proche des trajets avec ceux obtenus dans l'habitacle de la voiture en circulation a montré que les mesures des stations de typologie urbaine et trafic n'étaient pas représentatives de l'exposition de l'automobiliste à la pollution de l'air. Les concentrations en dioxyde d'azote et en monoxyde de carbone peuvent être plus concentrées à l'intérieur du véhicule qu'à l'extérieur. Au niveau des particules PM10 et PM2,5, l'étude a montré des niveaux plus élevés en air extérieur. Cette différence est probablement liée à la présence de sources d'émissions multiples en extérieur, et plus intenses en hiver, période pendant laquelle les niveaux enregistrés par les stations fixes sont maximums. Les mesures embarquées sont, quant à elles, sous l'influence de sources de proximité très ponctuelles en raison du véhicule en mouvement. Le filtre à air peut également être à l'origine de niveaux plus bas dans le véhicule.

L'analyse des variations de concentrations mesurées à l'intérieur de l'habitacle sur un pas de temps de 6 secondes a permis de déterminer **d'autres facteurs d'influence** :

- Pour l'ensemble des polluants, un trafic dense, notamment interrompu par des bouchons, entraîne une augmentation des niveaux mesurés dans la voiture. Inversement, lorsque la circulation se fluidifie, les concentrations diminuent.
- Des augmentations de concentrations sont également apparues sur des axes semi-couverts qui tels que les rues canyons empêchent une bonne dispersion des polluants dans l'atmosphère.
- Le véhicule suivi impacte également sur la qualité de l'air que respire l'automobiliste. Pour le monoxyde de carbone et les particules ultrafines, l'intensité du pic varie en fonction du véhicule suivi et de la distance de sécurité.
- L'influence des poids lourds sur la mesure du dioxyde d'azote dans l'habitacle a bien été observée notamment dans les bouchons.
- Un arrêt plus ou moins prolongé de la voiture derrière d'autres véhicules (stop, feu rouge) peut entraîner des niveaux de dioxyde d'azote et de monoxyde de carbone plus élevés dans l'habitacle. Concernant les polluants particulaires, ces hausses apparaissent une fois la remise en circulation des véhicules.
- Le ralentissement du trafic et plus particulièrement le freinage des véhicules impactent sur les niveaux de poussières PM10 dans l'habitacle en lien avec leur remise en suspension.
- Quelques pics de concentrations en particules peuvent également apparaître après le passage dans un virage ou un carrefour lorsque le trafic est dense.

SYNTHESE ET PERSPECTIVES :

Cette étude a permis d'approuver la faisabilité de la mesure à l'intérieur d'un véhicule en circulation pour le dioxyde d'azote, le monoxyde de carbone, les poussières PM10, PM2,5 et PM1, les particules ultrafines comprises entre 0,02 et 1 µm et les aldéhydes, notamment le formaldéhyde.

Concernant les BTEX, leurs résultats de mesures ont été invalidés en raison d'un manque de matière. La technique a été utilisée sur un trajet et n'a pas été répétée sur d'autres parcours. Cette invalidation dite « environnementale » ne montre pas l'infaisabilité de la mesure puisque différents facteurs peuvent être à l'origine. Il serait intéressant de tester à nouveau cette technique de mesures des BTEX.

L'utilisation du logiciel Kinomap¹ développé par la société Excellence, représente un outil pertinent dans l'analyse des résultats de mesures. Ce modèle permet d'observer simultanément la vidéo du trajet, son itinéraire sur une carte et l'évolution des niveaux de polluants mesurés lors du parcours. Cet outil a fortement contribué à la détermination des facteurs d'influence.



Il apparaît que l'exposition de l'automobiliste à la pollution de l'air intérieur de sa voiture peut être relativement importante en fonction de l'aménagement des routes empruntées, de la densité du trafic, des véhicules à proximité et des conditions météorologiques plus ou moins propices à une bonne dispersion des polluants.

D'autre part, il semble que les niveaux de polluants surveillés par les stations de mesures fixes installées à proximité d'axes routiers sur lesquels la densité du trafic peut être dense, ne soient pas représentatives de l'exposition de l'automobiliste à la pollution de l'air qu'il respire.

Fort de la confirmation de la faisabilité de la présente étude et dans l'optique de définir plus précisément l'exposition de la population du Nord Pas-de-Calais dans ses déplacements, Atmo Nord – Pas-de-Calais envisage une 2^{ème} phase de mesure de la qualité de l'air portant sur différents modes de transport et sur différentes typologies de trajets.

¹ Lien Internet vers une démonstration : <http://www.kinomap.com/#!/kms-h5vxix>



Association régionale Agréée pour la Surveillance de la Qualité de l'Air
55, Place Rihour - 59044 Lille cedex

Téléphone : 03 59 08 37 30
Fax : 03 59 08 37 31

contact@atmo-npdc.fr
www.atmo-npdc.fr

