

Qualité de l'air

PROVENCE - ALPES - CÔTE D'AZUR



Impacts du trafic Poids Lourds en transit sur l'autoroute A8

Projet Stratégique AERA :
Air Environnement Régions ALCOTRA

Action 5.5.5

Programme ALCOTRA 2007-2013

www.airpaca.org

AirPACA
QUALITÉ DE L'AIR

AUTEURS : M. BERNARD ET L. CHEVALIER, P. DE FERAUDY, G. LUNEAU, Y. CHANNAC MONGREDIEN, F. PERON, B. ROCHER, R. SOUWEINE, J. VIRGA

RELECTEUR : A. ARMENGAUD



SOMMAIRE

1. CONTEXTE ET OBJECTIFS	4
2. EVALUATION THEORIQUE DE L'IMPACT DU TRAFIC POIDS LOURDS SUR LA QUALITE DE L'AIR, TESTS DE SENSIBILITE	5
2.1. METHODOLOGIE APPLIQUEE.....	5
2.1.1. PERIMETRES ET CARACTERISTIQUES DES ZONES D'ETUDES.....	5
2.1.2. SCENARIOS DE VARIATION DE POIDS LOURDS.....	6
2.1.3. PARAMETRAGE DES CALCULS D'EMISSIONS.....	6
2.1.4. PARAMETRAGE DES CALCULS DU MODELE DE DISPERSION ADMS-URBAN.....	6
2.2. ETAT DE REFERENCE.....	8
2.2.1. BILAN DES EMISSIONS ROUTIERES SUR LES ZONES D'ETUDE, ETAT DE REFERENCE.....	8
2.2.2. ETUDE DE DISPERSION POUR L'ETAT DE REFERENCE.....	8
2.3. SCENARIO DE LA REDUCTION DU POURCENTAGE DE POIDS LOURDS.....	10
2.3.1. BILAN D'EMISSIONS OBTENU AVEC LA VARIATION DU POURCENTAGE DE PL.....	10
2.3.2. IMPACT SUR LA POLLUTION – MODELISATION.....	11
2.3.3. CONCLUSIONS.....	16
3. EVALUATION DE L'INFLUENCE DES POIDS LOURDS EN TRANSIT SUR LES CONCENTRATIONS EN PERIPHERIE DE L'AXE A8 SUR LES ALPES MARITIMES	17
3.1. CONTEXTE ET OBJECTIFS.....	17
3.2. CALCUL DES EMISSIONS.....	18
3.2.1. METHODOLOGIE.....	18
3.2.2. ETUDE DU TRAFIC, PREMIER TERME DE CALCUL DES EMISSIONS.....	19
3.2.3. EVOLUTION DES PARCS AUTOMOBILES ET FACTEURS D'EMISSIONS ASSOCIES.....	23
3.2.4. CALCUL DES EMISSIONS AVEC PRISE EN COMPTE DES HYPOTHESES D'EVOLUTIONS.....	26
3.2.5. INFLUENCE DU TRAFIC DE TRANSIT SUR LES EMISSIONS.....	30
3.2.6. CONCLUSIONS SUR LES EMISSIONS.....	35
3.3. SIMULATION DES CONCENTRATIONS AUTOUR DE L'AXE A8.....	36
3.3.1. METHODOLOGIE.....	36
3.3.2. DISPERSION SUR LES ZONES D'ETUDE.....	37
3.3.3. CONCLUSION.....	39
4. CONCLUSION	40
5. LISTE DES TABLEAUX ET FIGURES	41
5.1. TABLEAUX.....	41
5.2. FIGURES.....	41
6. ANNEXE I : PRINCIPE DE FONCTIONNEMENT DE CIRCUL'AIR POUR LE CALCUL D'EMISSIONS	43
7. ANNEXE 2 : CYCLE DE CALCUL DES NORMES EURO	44

1. CONTEXTE ET OBJECTIFS

AERA (AIR ENVIRONNEMENT REGIONS ALCOTRA) est un projet stratégique du programme Alcotra 2007-2013, plan de coopération transfrontalière le long de la frontière continentale franco-italienne, doté d'une contribution financière FEDER. Il regroupe huit partenaires : Air PACA, DREAL PACA, les Régions Ligure, Piémont et Val d'Aoste, les Provinces de Cuneo et de Torino et la Région Rhône-Alpes. Il a pour but de fournir aux différents partenaires du territoire Alcotra des moyens pour améliorer et harmoniser leurs connaissances et méthodologies relatives aux processus de planification et d'évaluation de la qualité de l'air.

Ce projet est décliné en 7 phases :

1. Etat initial de la qualité de l'air et des politiques de protection de l'air.
2. Analyse et recensement des outils pour la planification dans le cadre de la qualité de l'air.
3. Amélioration des outils pour la planification (mesures, cadastre des émissions, modélisation).
4. Construction des mesures et actions de planification communes.
5. Actions pilotes.
6. Communication et éducation, dissémination des résultats du projet.
7. Gestion du projet

Air PACA est pilote d'actions spécifiques, qui ont pour objectifs principaux d'établir un état des lieux du réseau de mesures de la zone Alcotra, afin d'optimiser, d'harmoniser et de valoriser ce réseau de mesure transfrontalier, via notamment la création de bases de données communes aux différents partenaires. Air PACA a aussi participé à la réalisation d'un inventaire d'émissions commun aux partenaires, et d'un modèle déterministe de la qualité de l'air sur la zone Alcotra permettant l'évaluation spatiale de la qualité de l'air sur ce territoire transfrontalier.

Air PACA travaille aussi sur quatre actions pilotes sur son territoire de compétence :

1. Etude spécifique des émissions de particules dans les vallées alpines et sur le littoral urbanisé ;
2. Mise en place d'un outil d'aide à la décision à l'échelle urbaine sur l'agglomération Niçoise ;
3. Etude spécifique des émissions du trafic Poids Lourds sur l'axe franco-italien ;
4. Estimations des interactions des émissions de polluants entre la région PACA et l'Italie ;

Cette étude, relative à l'action pilote numéro 3, a pour objectif d'évaluer l'impact du trafic Poids Lourds en transit le long l'axe autoroutier franco-italien sur les émissions en NOx et PM10, et sur la qualité de l'air, autour de l'autoroute A8 dans les Alpes Maritimes.

Une première étude a été menée sur des tronçons autoroutiers de l'A8 dans les Alpes-Maritimes pour évaluer l'impact théorique de la réduction du pourcentage de Poids Lourds. Air PACA a ensuite lancé une démarche de partenariat avec plusieurs bureaux d'études, expert en transport des marchandises et des personnes, pour l'estimation de la part du trafic Poids Lourds en transit sur l'autoroute A8 dans les Alpes Maritimes, et d'autre part pour la réalisation de scénarios réalistes et prospectifs aux horizons 2015 et 2020 sur l'évolution du trafic sur l'autoroute A8. A partir des scénarios et des données fournis par ces différents organismes, Air PACA a évalué l'impact du trafic Poids Lourds en transit le long de l'autoroute A8, en termes d'émissions et de dispersion de polluants atmosphériques, pour l'année 2009 mais aussi aux horizons 2015 et 2023.

2. EVALUATION THEORIQUE DE L'IMPACT DU TRAFIC POIDS LOURDS SUR LA QUALITE DE L'AIR, TESTS DE SENSIBILITE

En PACA, le trafic routier est à l'origine de 48 % des émissions d'oxydes d'azote (NO_x) et 28 % des émissions des particules (PM₁₀). Le trafic Poids Lourds contribue pour 51 % des émissions de NO_x et environ 21% des émissions de PM₁₀, et représente 6,3 % des distances parcourues en PACA.

Le trafic de transit international est une composante du trafic Poids Lourds. Cette première partie de l'étude consiste à analyser l'impact de l'évolution théorique du nombre de Poids Lourds sur des tronçons de l'autoroute A8 en termes d'émissions et de dispersion de plusieurs polluants atmosphériques. Cette étude théorique permettant de fournir, en première approximation, une fourchette d'impact potentiel du trafic de transit sur la qualité de l'air. Elle a permis de définir la précision des données de trafic désirée pour avoir une bonne évaluation de l'importance du trafic de transit sur les scénarios réalistes étudiés en partie 2, ainsi que l'incertitude en concentration applicable en fonction de l'incertitude des données d'entrées. Pour ce faire différents scénarios sont donc étudiés à partir d'un état de référence (année 2007).

2.1. METHODOLOGIE APPLIQUEE

2.1.1. PERIMETRES ET CARACTERISTIQUES DES ZONES D'ETUDES

Deux zones d'études ont été définies, centrées sur des brins autoroutiers de l'A8 : une zone urbaine (Cagnes-sur-mer) et une zone périurbaine (entre Biot et Antibes). L'état de référence prend en considération l'inventaire des émissions Air PACA 2007 et le parc autoroutier 2007 (en 2007, la vitesse de circulation sur autoroute était de 130 km/h)

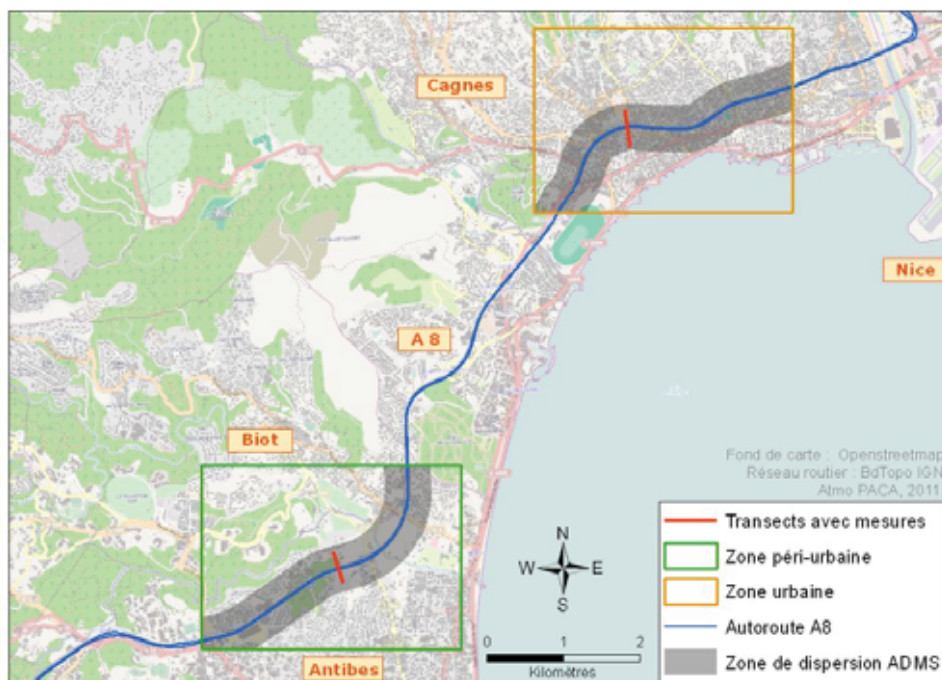


Figure 1 : Carte des zones de calcul ADMS pour la dispersion

Tableau 1 : Paramètres des zones d'études

	Trafic Moyen Journalier Annuel (TMJA)	Capacité moyenne (veh./h)	% Poids Lourds	Vitesse de circulation (km/h)
Zone 1 – Cagnes-sur-Mer	131870	11850	9.2	130
Zone 2 – Antibes / Biot	101000	9900	8.8	130

2.1.2. SCENARIOS DE VARIATION DE POIDS LOURDS

A partir de l'état de référence (2007), l'étude porte sur une analyse de l'impact de la variation de + 5, - 5, - 10, - 25 et - 50 % de PL sur les émissions et la dispersion de polluants sur l'axe routier A8.

L'état de référence prend en considération l'inventaire des émissions Air PACA 2007. v2010, le parc automobile 2007, ces données étant les données disponibles les plus récentes. Les valeurs de trafic moyen journalier annuel (TMJA) prises en compte sont celles de l'inventaire des émissions 2010 qui utilise des trafics 2007. A noter qu'en 2007, la vitesse de circulation sur autoroute était de 130 km/h.

2.1.3. PARAMETRAGE DES CALCULS D'EMISSIONS

Les calculs d'émissions avec l'outil Circul'Air® sont effectués sur toute l'A8 (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**) dans le département 06. Les sens de circulation sont différenciés pour chaque portion de l'autoroute et les pentes sont prises en compte pour le calcul des émissions de Poids Lourds.

2.1.4. PARAMETRAGE DES CALCULS DU MODELE DE DISPERSION ADMS-URBAN

Zones de calcul

Deux zones de calcul sont considérées pour le modèle ADMS : une zone urbaine et une zone périurbaine (voir Figure 1), donc 2 UPL seront définis. Dans chaque zone, une bande de 300 m est prise en compte de chaque côté de l'A8. Les points sont positionnés en transect à 5, 10, 15, 20, 30, 50, 100, 150, 200, 250, 300 m, sur chaque axe de l'autoroute en plus d'un point entre les deux voies, soit 25 points répartis tous les 20 mètres (environ 6000 points de calculs).

Les figures ci-dessous dévoilent la position des points de calculs dans chaque zone, en présentant un exemple de résultats obtenus : les concentrations annuelles en NO₂ (µg/m³) simulées pour l'état de référence (TMJA07, Parc Automobile 2007, Inventaire 2007 v.2010).

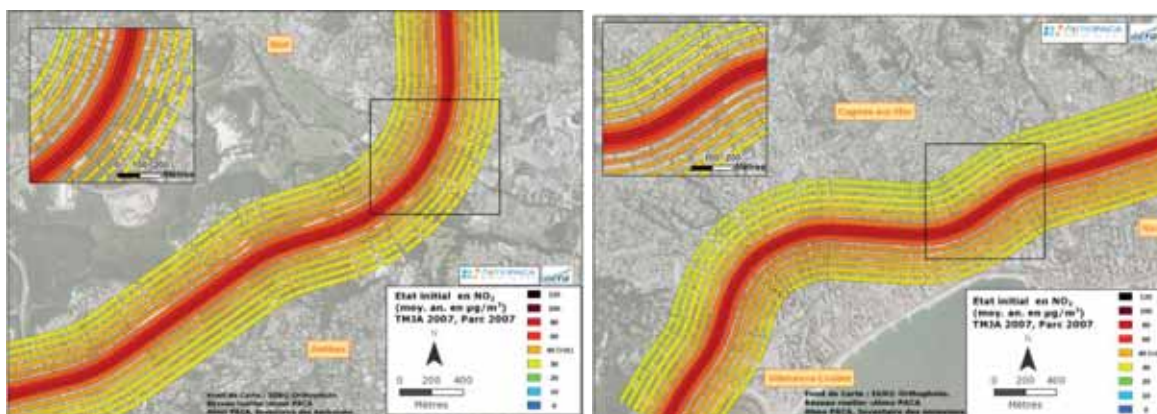


Figure 2 : Points récepteurs utilisés dans le modèle ADMS – zone Antibes/Biot (à gauche) et Cagnes (à droite)

Sources d'émissions considérées

Seules les émissions routières sont prises en compte dans le modèle ADMS, i.e. les sources modifiées selon les scénarios théoriques. Des profils annuels, mensuels, horaires et journaliers y sont associés par grand type de jour. Les cadastres d'émissions diffuses ou GSP ne sont pas considérés.

Les polluants

Les polluants modélisés dans cette étude sont :

- Le dioxyde d'azote (NO₂) et les oxydes d'azote (NO_x)
- Les particules (PM₁₀) et par conséquent le nombre de jours de dépassement de la valeur limite journalière
- Les particules (PM_{2.5})

Valeurs de fond

Au vu de l'absence d'émissions diffuses, des valeurs de fonds à variabilité horaire sont considérées pour les polluants NO₂, NO_x, PM₁₀ et PM_{2.5}. Pour la zone urbaine (Cagnes), la station de Cagnes fournit les valeurs horaires en NO₂, NO_x et PM₁₀. Pour la zone périurbaine (Antibes/Biot), la station d'Antibes J. Moulin a été choisie pour les mêmes polluants. Pour les PM_{2.5}, des valeurs de la station Marseille 5 Avenues ont été considérées. Les moyennes annuelles obtenues en fond urbain et appliquées dans les calculs ADMS sont présentées dans le tableau ci-dessous.

Tableau 2 : Valeurs de fond intégrées dans ADMS

Fond urbain, moy. an. (µg/m ³)	Zone 1 -Cagnes	Zone 2 –Antibes/ Biot
NO _x	40	42
NO ₂	27	29
PM ₁₀	25	26
PM _{2.5}	20	15

Conditions météorologiques

Les paramètres météorologiques de la station Météo France de Valbonne pour l'année 2010 sont pris en compte : température, précipitation, vitesse et direction du vent. La couverture nuageuse considérée est mesurée à la station de Nice aéroport pour la même période.

Aucun calcul de dépôt humide n'est considéré dans le calcul des concentrations des PM.

Les calculs sont divisés en deux périodes : la période hivernale (novembre-avril) et estivale (mai-octobre) pour prendre en compte deux longueurs minimales de Monin-Obukhov : LMO = 10 m en hiver et LMO = 30 m en été.

Relief et rugosité

La topographie est intégrée dans le calcul ADMS grâce à un fichier prenant en compte le relief sur chaque zone. Les données proviennent de l'IGN (Modèle Numérique de Terrain 50 m).

La nature des sols est caractérisée grâce à un paramètre de rugosité. Les valeurs de rugosité sur les 2 zones d'études sont de 0.5 m sur le domaine d'étude et de 0.1 m sur le site météorologique de Valbonne.

2.2. ÉTAT DE REFERENCE

2.2.1. BILAN DES EMISSIONS ROUTIERES SUR LES ZONES D'ETUDE, ETAT DE REFERENCE

La Figure 3 présente les émissions du trafic routier pour chaque zone étudiée. Les émissions totales sont normalisées selon la longueur de la zone, pour faciliter la comparaison entre les deux zones.

Zone 1 – Cagnes-sur-mer

Zone 2 – Antibes / Biot

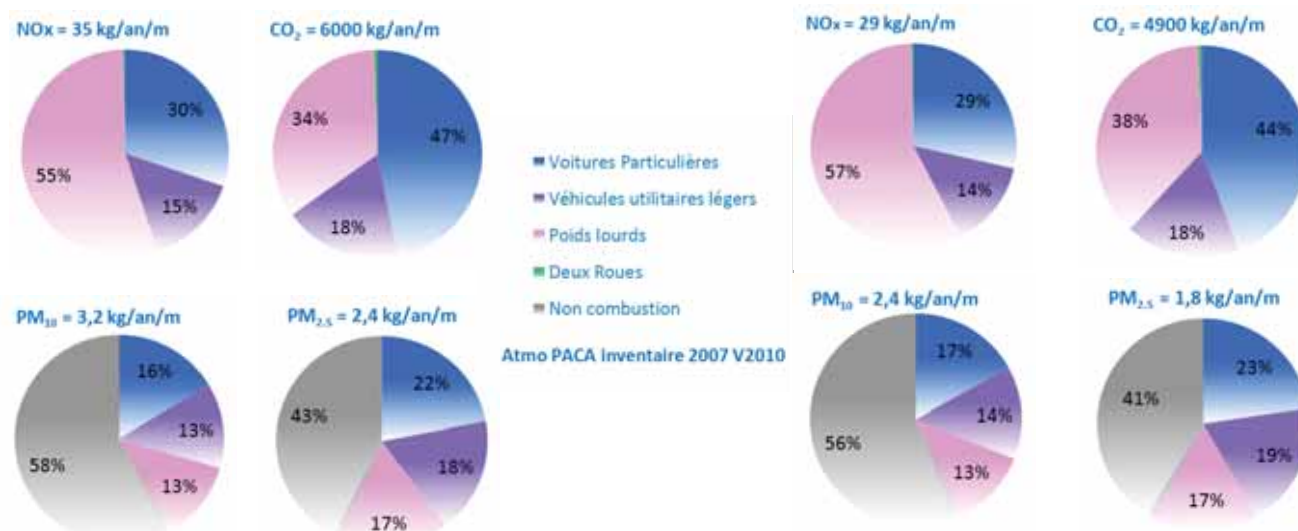


Figure 3 : Répartition des émissions du trafic routier, état de référence

Sur les deux zones d'études, les voitures particulières et les Poids Lourds sont les principaux émetteurs de NO_x et CO₂. Les Poids Lourds représentent 34 à 57 % des émissions de ces 2 polluants tandis que les voitures particulières y contribuent pour 29 à 44 %. La majorité des émissions particulaires (PM₁₀, PM_{2.5}) est issue de la non combustion (usure de la chaussée, des freins, des pneus et remise en suspension par le passage de véhicules).

2.2.2. ÉTUDE DE DISPERSION POUR L'ÉTAT DE REFERENCE

Des calculs de dispersion pour trois polluants (PM₁₀, PM_{2.5} et NO₂) ont été obtenus et les valeurs modélisées au bord de l'axe sont présentées dans le Tableau 3. Seuls les résultats simulés pour les polluants NO₂ et PM₁₀ ont été cartographiés dans ce rapport. Les Figure 4 et Figure 5 présentent les concentrations en NO₂ et PM₁₀ obtenues en modélisation pour chaque zone, pour l'état de référence.

Tableau 3 : Valeurs modélisées obtenues au bord de l'axe routier

	NO ₂ (moy.an. µg/m ³)	PM ₁₀ (moy.an. µg/m ³)	PM _{2.5} (moy.an. µg/m ³)
Zone 1 - Cagnes	82	57	44
Zone 2 – Antibes/Biot	81	52	35
Valeur Limite (VL) réglementaire	40	40	25

Dans chaque zone, les concentrations annuelles en NO₂, PM₁₀ et PM_{2.5} ne respectent pas la valeur limite réglementaire au bord de l'axe lors de l'état initial.

Pour la zone 1, un maximum d'environ 82 µg/m³ est estimé pour le NO₂ au bord de l'axe, tandis que des valeurs d'environ 60 µg/m³ et 45 µg/m³ sont respectivement obtenues pour les PM₁₀ et PM_{2.5}. Pour la zone périurbaine, des valeurs légèrement plus faibles sont obtenues : un maximum de 81 µg/m³ est estimé pour le NO₂ à proximité de l'axe, tandis que les valeurs de PM₁₀ et PM_{2.5} sont respectivement d'environ 52 µg/m³ et 35 µg/m³. Les valeurs modélisées sont cohérentes avec les valeurs mesurées lors de campagnes de surveillance réalisées en 2007.

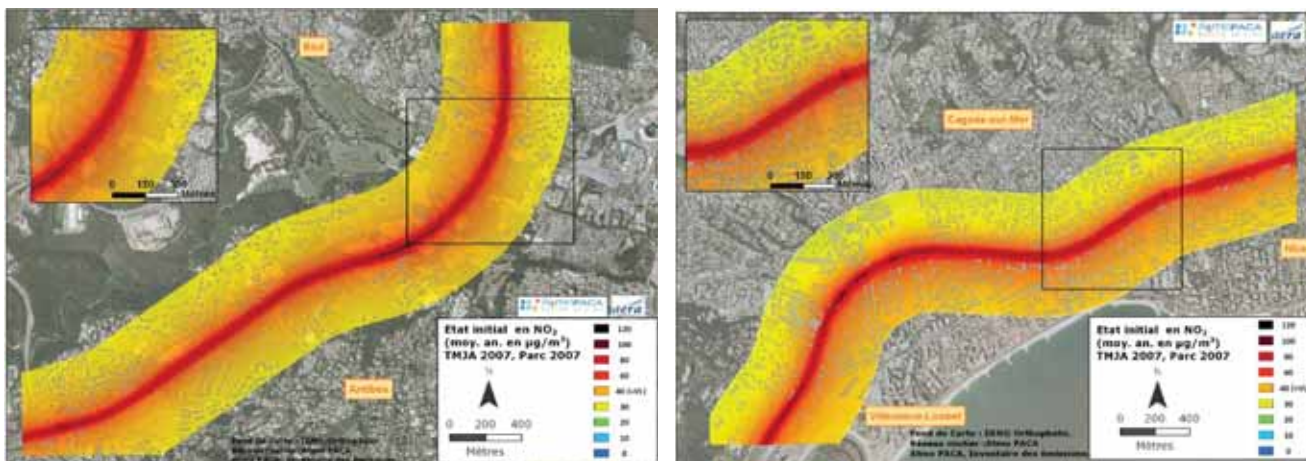


Figure 4 : Concentrations annuelles en NO₂ à Antibes/Biot (à gauche) et Cagnes (à droite)

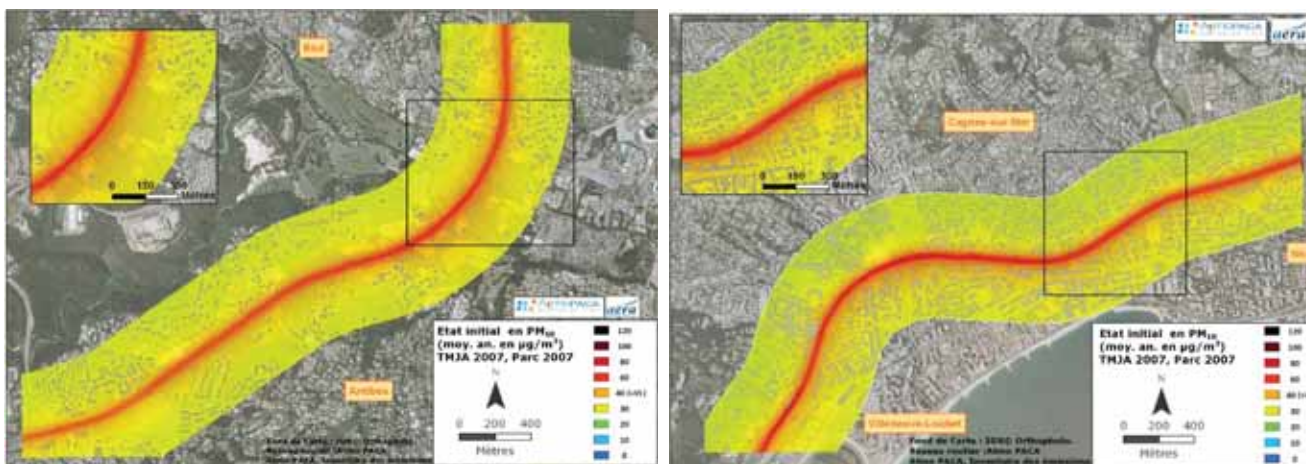


Figure 5 : Concentrations annuelles simulées en PM₁₀ à Antibes/Biot (à gauche) et Cagnes (à droite)

Pour chaque zone, et chaque polluant concerné, les cartes montrent des valeurs très fortes sur l'axe routier et des variations le long de celui-ci (parties plus foncées) qui peuvent être expliquées par des variations de pente. Il est cependant important de noter que les concentrations diminuent rapidement en s'éloignant de l'axe, la dispersion des polluants dépendant fortement des conditions météorologiques.

A partir de ces cartes de concentrations modélisées, dites « de référence », des cartes de variation (amélioration ou dégradation) ont été calculées, par simple différence de concentration simulée selon la formule :

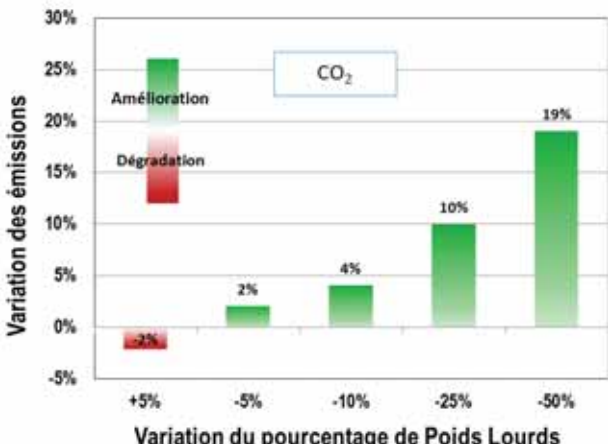
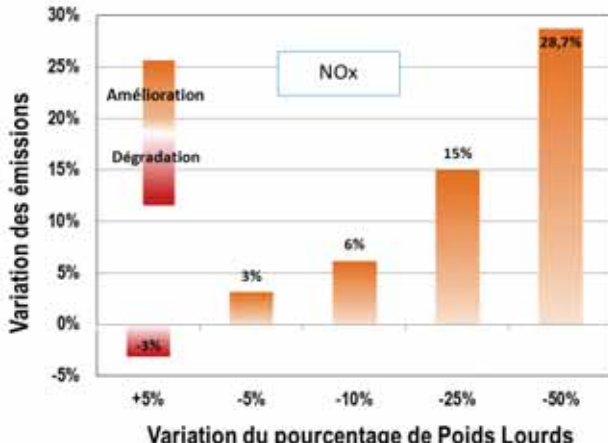
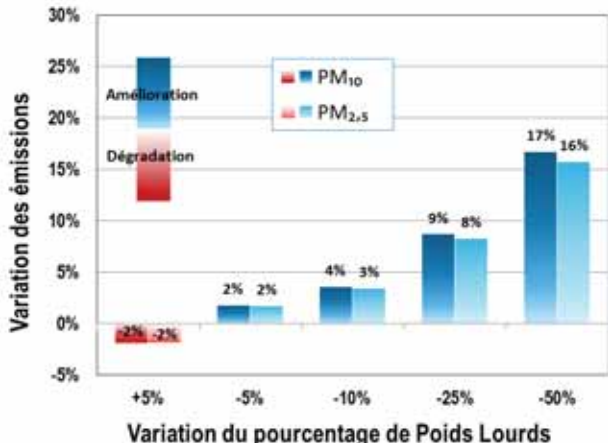
$$(\text{Etat de référence} - \text{scénario}) / \text{Etat de référence} * 100$$

2.3. SCENARIO DE LA REDUCTION DU POURCENTAGE DE POIDS LOURDS

2.3.1. BILAN D'EMISSIONS OBTENU AVEC LA VARIATION DU POURCENTAGE DE PL

A partir de l'état de référence (2007), l'impact de la variation du pourcentage de PL sur les émissions de polluants est évalué sur l'axe routier. La Figure 6 montre les résultats obtenus lors des calculs d'émissions avec Circul'Air® pour une variation de + 5, - 5, - 10, - 25 et - 50 % du pourcentage de PL.

Zone 1 – Cagnes-sur-mer



Zone 2 – Antibes / Biot

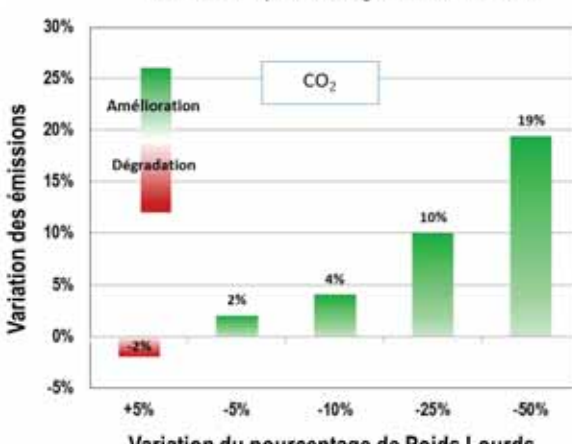
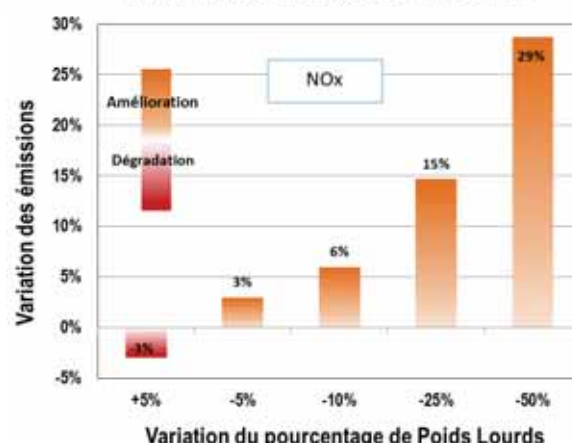
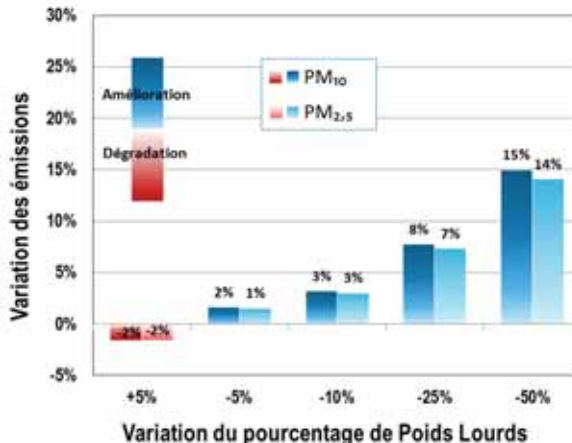


Figure 6 : Variation d'émission induite par la variation du pourcentage de Poids Lourds

Les résultats sont très similaires pour les deux zones étudiées. Pour les PM₁₀ et PM_{2.5}, des gains d'environ 15 et 10 % sont obtenus avec des réductions respectives de 50 % et 25 % de PL. Une amélioration d'environ 30 % est obtenue pour les NO_x et 20 % pour le CO₂, avec une réduction maximale de 50 % de PL. Par contre, une réduction de 10 % des PL n'engendre qu'une faible amélioration (autour de 5 %) quel que soit le polluant concerné.

2.3.2. IMPACT SUR LA POLLUTION – MODELISATION

Etude sur la zone urbaine de Cagnes

Les cartes des Figure 7 et Figure 8 présentent les améliorations obtenues sur les concentrations annuelles simulées en NO₂ et PM₁₀, sur et autour de l'axe autoroutier de la zone urbaine de Cagnes, avec une variation de 25 et 50 % de Poids Lourds.

Une diminution de 25 % de PL n'engendre qu'une amélioration d'environ 6 % en NO₂ et 3 % en PM₁₀, sur l'axe. La diminution de 50 % de PL contribue à une diminution sur l'axe pouvant atteindre les 15 % en concentration annuelle de NO₂ et dépassant les 6 % en PM₁₀. Les variations observées le long de l'axe peuvent être expliquées par des variations de pente dont l'impact est nettement plus important sur les Poids Lourds; la dispersion non-symétrique obtenue de part et d'autre de l'axe est expliquée par les conditions météorologiques.

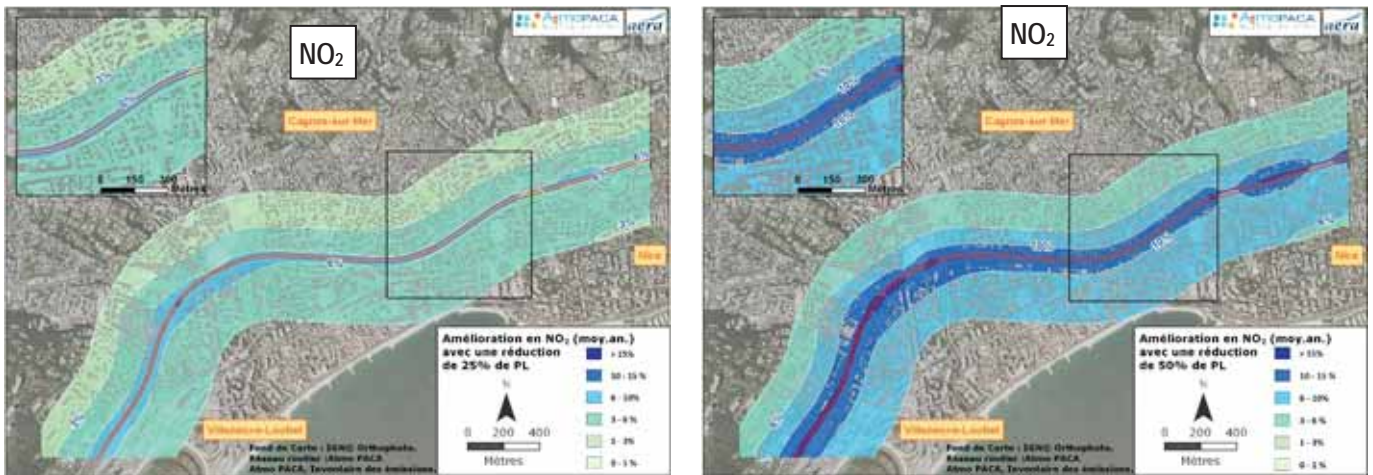


Figure 7 : Amélioration (en %) de la concentration annuelle en NO₂ avec une réduction du pourcentage de PL à Cagnes (-25% à gauche et -50% à droite)

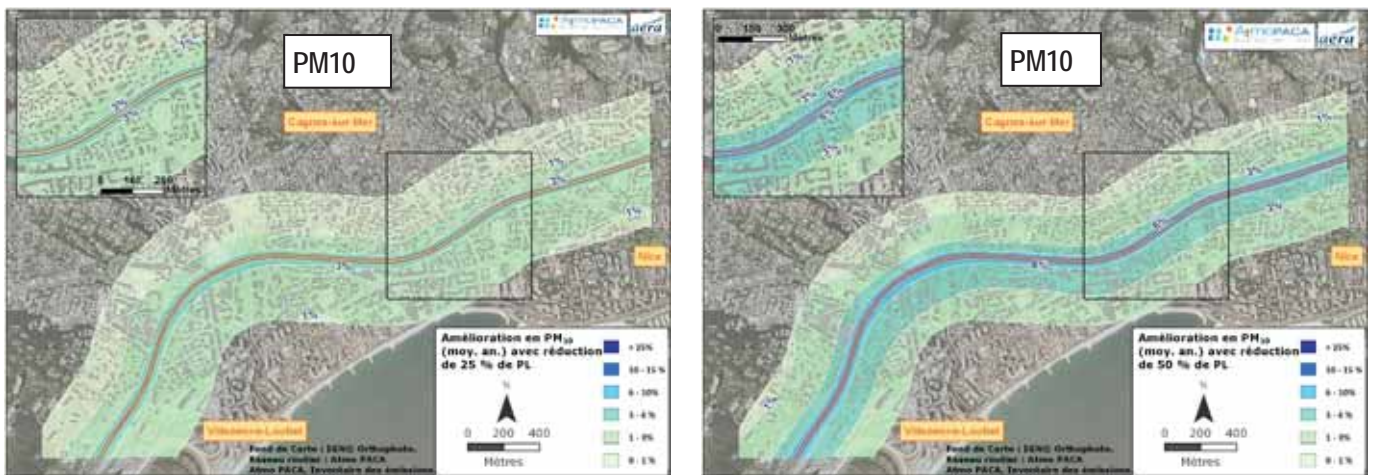


Figure 8 : Amélioration (en %) de la concentration annuelle en PM₁₀ avec une réduction du pourcentage de PL à Cagnes (-25% à gauche et -50% à droite)

Le Tableau 4 reporte les valeurs des concentrations simulées obtenues au bord de l'axe. En accord avec les observations faites sur les cartes ci-dessus, les concentrations obtenues ne varient que très peu avec des réductions de 25 et 50 % du pourcentage de PL. Elles restent largement supérieures aux valeurs limites réglementaires : avec une réduction maximale de 50 % des PL, on obtient environ 70 µg/m³ pour les NO₂, 53 µg/m³ pour les PM₁₀ et 41 µg/m³ pour les PM_{2.5} au bord de l'axe. Ces résultats concordent avec les résultats des calculs d'émissions.

Tableau 4 : Valeurs modélisées au bord de l'axe

<i>Cagnes</i>	NO ₂ (moy.an. µg/m ³)	PM ₁₀ (moy.an. µg/m ³)	PM _{2.5} (moy.an. µg/m ³)
Etat de référence (TMJA 2007)	82	57	44
Réduction de 25 % des PL	75	55	42
Réduction de 50 % des PL	69	53	41
Valeur Limite (VL) réglementaire	40	40	25

Le graphe de la Figure 9 présente les distances à l'axe à partir desquelles la valeur réglementaire pour les moyennes annuelles de PM_{2.5} et NO₂ et pour le nombre de jours de dépassement du 50 µg/m³ en PM₁₀ est respectée. Pour l'état de référence, la valeur limite est respectée au-delà de 45 m pour les PM₁₀, 135 m pour le NO₂ et 120 m pour les PM_{2.5}. Avec une réduction de 25 % du pourcentage de PL, la valeur limite est respectée au-delà d'environ 39 m pour les dépassements journaliers en PM₁₀, 110 m pour le NO₂ et 100 m pour les PM_{2.5}. La réduction de 50 % du pourcentage de PL implique une réduction supplémentaire de cette distance à l'axe mais il faut tout de même se situer au-delà de 30 m pour les PM₁₀, 85 m pour le NO₂ et 90 m pour les PM_{2.5} pour respecter les valeurs limites de ces polluants.

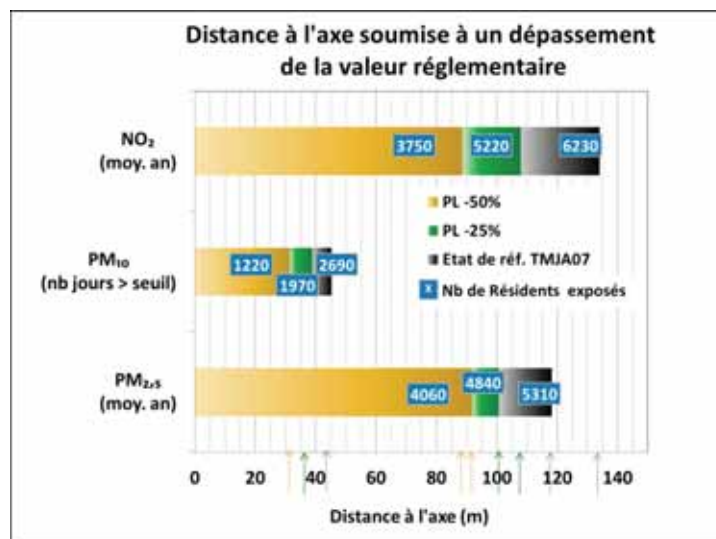


Figure 9 : Distance à l'axe soumise à un dépassement de la valeur réglementaire et nombre de résidents exposés – réduction du % PL

Ces données peuvent être également croisées avec la population résidente estimée dans cette zone, comme le reportent le graphe de la Figure 9 et le tableau ci-dessous. Pour le NO₂, environ 6500 habitants sont exposés au dépassement du 40 µg/m³ pour l'état initial, alors qu'avec une réduction de 25 % des PL environ 5500 habitants y sont exposés, et avec une réduction de 50 %, environ 3700 résidents y sont exposés. Cela implique respectivement des réductions d'environ 15 % et 40 % de la population résidente exposée à une concentration supérieure à la valeur réglementaire. Les réductions d'exposition de la population sont respectivement estimées à -30 % et -10 % pour le nombre de dépassement journalier des PM₁₀ et les PM_{2,5}, avec une diminution de 25 % des PL. Ces réductions sont d'environ 55 % pour les PM₁₀ et 25 % pour les PM_{2,5} avec une réduction de 50 % des PL.

Tableau 5 : Nombre de résidents exposés à des valeurs supérieurs aux VL – réduction du % PL

<i>Cagnes</i>		Nb résidents exposés >VL	% réduction
NO ₂ (moy.an.)	Etat de réf.	~6500	-
	-25% PL	~5500	-16 %
	-50% PL	~3700	-40 %
PM ₁₀ (nb jours)	Etat de réf.	~2700	-
	-25% PL	~2000	-27 %
	-50% PL	~1300	-55 %
PM _{2,5} (moy.an.)	Etat de réf.	~5500	-
	-25% PL	~4800	-8 %
	-50 % PL	~4000	-23 %

Etude sur la zone périurbaine d'Antibes/Biot

L'amélioration obtenue sur les concentrations annuelles simulées en NO₂ et PM₁₀, sur et autour de l'axe autoroutier A8, dans la zone périurbaine d'Antibes/Biot en réduisant le pourcentage de PL (de 25 et 50 %) sur l'autoroute est respectivement montrée dans les Figure 10 et Figure 11.

Une diminution de 25 % de PL n'engendre, ici aussi, qu'une amélioration d'environ 6 % en NO₂ et 3 % en PM₁₀, sur l'axe. La diminution de 50 % de PL contribue à une diminution en concentration annuelle de NO₂ pouvant atteindre les 15 % sur l'axe et dépasser les 6 % en PM₁₀. Les variations observées le long de l'axe peuvent être expliquées par des variations de pente dont l'impact est nettement plus important sur les Poids Lourds ; la dispersion non-symétrique obtenue de part et d'autre de l'axe est expliquée par les conditions météorologiques.

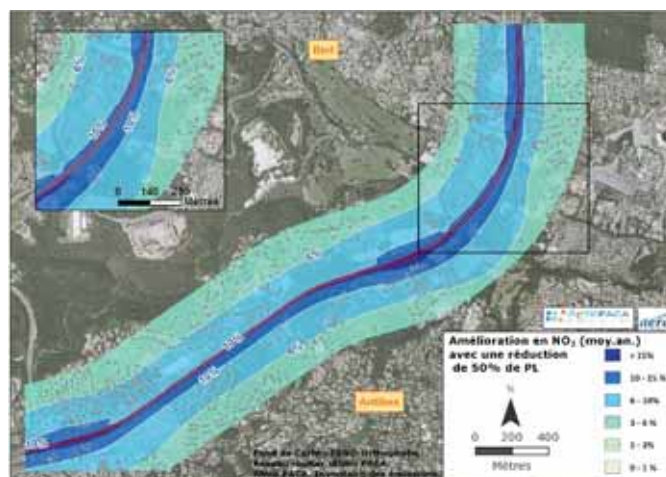
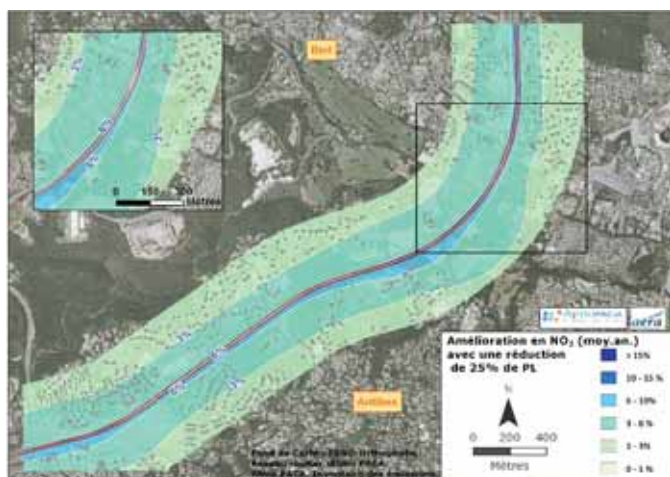


Figure 10 : Amélioration (en %) de la concentration annuelle en NO₂ avec une réduction du pourcentage de PL à Antibes (-25 % à gauche et -50 % à droite)

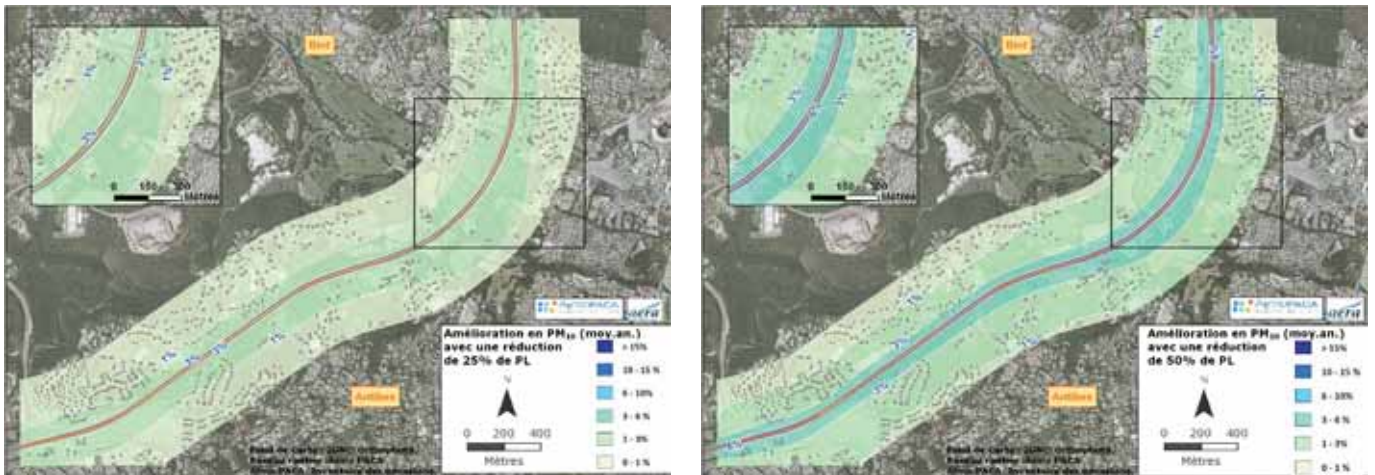


Figure 11 : Amélioration (en %) de la concentration annuelle en PM₁₀ avec une réduction du pourcentage de PL à Antibes (-25 % à gauche et -50 % à droite)

Tableau 6 : Valeurs modélisées au bord de l'axe – réduction du % PL

<i>Antibes/Biot</i>	NO ₂ (moy.an. µg/m ³)	PM ₁₀ (moy.an. µg/m ³)	PM _{2.5} (moy.an. µg/m ³)
Etat de référence (TMJA 2007)	81	52	35
Réduction de 25 % des PL	74	50	33
Réduction de 50 % des PL	68	49	32
Valeur Limite (VL) réglementaire	40	40	25

Le tableau ci-dessus reporte les valeurs des concentrations simulées obtenues au bord de l'axe. En accord avec les observations faites sur les cartes ci-dessus, les concentrations obtenues ne varient que très peu avec des réductions de 25 et 50 % du pourcentage de PL. Elles restent largement supérieures aux valeurs limites réglementaires.

Le graphique ci-dessous présente les distances à l'axe à partir desquelles la valeur réglementaire pour les moyennes annuelles de PM_{2.5} et NO₂, et pour le nombre de jours de dépassement du 50 µg/m³ en PM₁₀, est respectée. En 2007, la valeur limite est respectée au-delà de 45 m pour les PM₁₀, 135 m pour le NO₂ et 120 m pour les PM_{2.5}. Avec une réduction de 25 % du pourcentage de PL, la valeur limite est respectée au-delà d'environ 35 m pour les dépassements journaliers en PM₁₀, 90 m pour le NO₂ et 20 m pour les PM_{2.5}. La réduction de 50 % du pourcentage de PL implique une réduction supplémentaire de cette distance à l'axe : au-delà de 30 m pour les PM₁₀, 75 m pour le NO₂ et 17 m pour les PM_{2.5}.

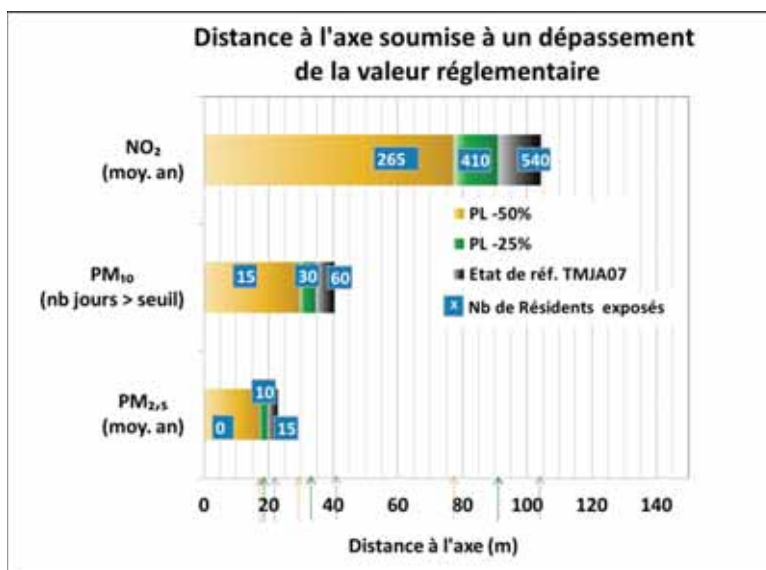


Figure 12 : Distance à l'axe soumis à un dépassement de la valeur réglementaire et nombre de résidents exposés – réduction du % de PL

Ces données peuvent être également croisées avec la population résidente estimée dans cette zone, comme le reportent le graphe et le tableau ci-dessus. Pour le NO₂, 540 habitants sont exposés au dépassement du 40 µg/m³ pour l'état initial, alors qu'avec une réduction de 25 % des PL environ 410 habitants y sont exposés, soit une réduction de 25 %. Avec une réduction de 50 % des PL, environ 265 résidents y sont exposés, soit une réduction d'environ 50 % de la population exposée à une concentration supérieure à la valeur réglementaire. Les réductions d'exposition de la population sont respectivement estimées à -50 % et -35 % pour les dépassements journaliers en PM₁₀ et les concentrations en PM_{2.5}, avec une diminution de 25 % du pourcentage de PL. Avec une réduction de 50 % des PL, elles atteignent environ 75 % pour les PM₁₀ et, vue la faible population exposée initialement, les 100 % en PM_{2.5}.

Tableau 7 : Nombre de résidents exposés à des valeurs supérieures aux VL – réduction du % de PL

<i>Antibes/Biot</i>		Nb résidents exposés >VL	% réduction
NO ₂ (moy.an.)	Etat de réf.	~500	-
	-25% PL	~400	-25 %
	-50% PL	~250	-50 %
PM ₁₀ (nb jours)	Etat de réf.	~60	-
	-25% PL	~30	-50 %
	-50% PL	~15	-75 %
PM _{2,5} (moy.an.)	Etat de réf.	~15	-
	-25% PL	~10	-33 %
	-50 % PL	0	-100 %

2.3.3. CONCLUSIONS

Cette première étude théorique a mis en évidence l'impact sur la qualité de l'air d'une baisse théorique du nombre de Poids Lourds sur deux tronçons de l'autoroute A8 dans les Alpes Maritimes.

Les scénarios de réduction du pourcentage de Poids Lourds n'engendrent une réduction notable des émissions (et donc des concentrations) en polluants sur l'autoroute qu'à partir d'une forte diminution du pourcentage de Poids Lourds. Une diminution plus réaliste de 5 % voire 10 % des Poids Lourds n'engendrent qu'une diminution maximale de 5 % des émissions des polluants et un gain de quelques pourcents sur les concentrations en polluants.

3. EVALUATION DE L'INFLUENCE DES POIDS LOURDS EN TRANSIT SUR LES CONCENTRATIONS EN PERIPHERIE DE L'AXE A8 SUR LES ALPES MARITIMES.

3.1. CONTEXTE ET OBJECTIFS

La Figure 13 ci-dessous donne une représentation graphique de l'importance de chaque macro-secteur sur les émissions de NO_x, PM₁₀ et PM_{2.5} sur le territoire des Alpes-Maritimes. Dans ce département, le trafic routier est à l'origine de 66 % des émissions d'oxydes d'azote (NO_x) et de 33 % des émissions de particules PM₁₀.

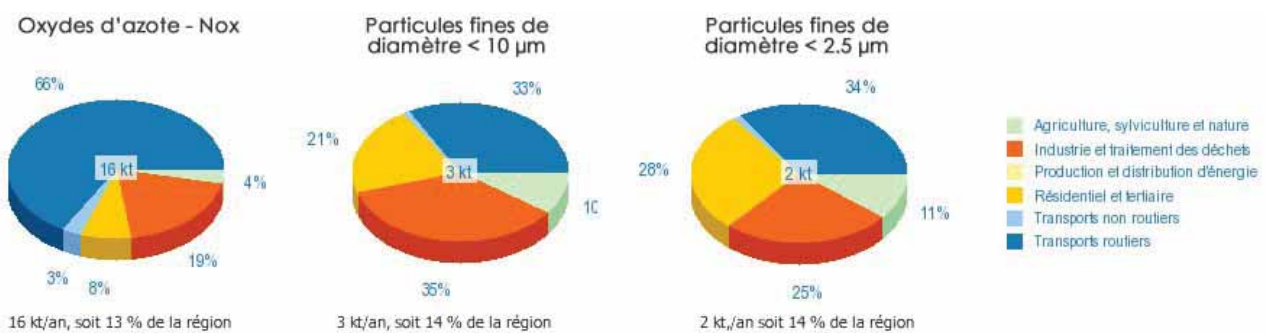


Figure 13 : Contributions des principaux secteurs aux émissions de polluants dans les Alpes-Maritimes

La première partie de cette étude a permis de présenter l'influence des émissions des Poids Lourds sur les niveaux de concentration en PM₁₀ et NO₂ aux abords immédiats (300 premiers mètres) de l'axe autoroutier. Cette deuxième partie se focalise sur les effets du trafic de commerce en transit international. En termes de qualité de l'air cela revient à quantifier la part des concentrations mesurées en périphérie de l'autoroute, qui sont directement imputables aux émissions du transit Poids Lourds.

Cette étude d'impact passe par l'utilisation d'une modélisation numérique à haute résolution. Cette modélisation intègre les processus de dispersion ainsi que les réactions chimiques dans les couches basses de l'atmosphère. La qualité de cette modélisation est conditionnée par une bonne paramétrisation du modèle et la pertinence des données d'entrées. La donnée d'entrée principale des modèles de qualité de l'air étant les émissions, il est essentiel de connaître les émissions du trafic global de l'axe à modéliser et de pouvoir différencier et isoler les émissions du trafic de transit des émissions des autres véhicules. Ceci suppose, bien sûr, la connaissance du nombre et la nature des véhicules en circulation.

Cette étude intègre les données trafics recalculés sur l'ensemble du réseau des Alpes-Maritimes, à partir de comptages, pour l'année 2007 et réactualisées pour l'année 2009. Des scénarios prospectifs aux horizons 2015 et 2023 ont également été étudiés, de manière à quantifier l'évolution du trafic des Alpes-Maritimes. Cette partie de l'étude nécessite l'intervention de prestataires extérieurs spécialistes du trafic routier. Ils se basent sur des hypothèses réalistes d'évolution du nombre de véhicules en circulation. De même l'évolution technologique du parc de véhicules en circulation est prise en compte dans le calcul des émissions.

Cette étude a donc pour but de quantifier les effets du transit Poids Lourds et aucunement de faire de prévisions de qualité de l'air aux horizons 2015 et 2023. C'est pourquoi seules les émissions du trafic sont prises en compte dans cette étude. L'évolution des émissions des autres macro-secteurs, de même que

les possibles apports extérieurs seront ignorés dans la suite du rapport. Par ailleurs les concentrations mesurées étant dépendantes de variables météorologiques qui ne peuvent être prévues aux échelles de cette étude, le parti a été pris de faire les calculs de dispersion-chimie sur des conditions atmosphériques théoriques garantissant une décorrélation des effets du trafic et de la météorologie.

3.2. CALCUL DES EMISSIONS

3.2.1. METHODOLOGIE

Le principe méthodologique général du calcul des émissions repose sur l'équation de base :

$$E = A * FE$$

Où E est l'émission, généralement exprimée en masse, A l'activité des émetteurs (exprimée en véhicules.km) et FE un facteur d'émission unitaire.

Cette formule permet de prendre en compte les variations d'activité entre 2009 et 2023, et ce pour chaque brin du réseau routier. Ainsi les émissions peuvent diminuer alors même que le trafic augmente si les facteurs d'émissions évoluent à la baisse.

Le calcul des émissions routières s'appuie sur la méthodologie COPERT IV qui résulte de travaux menés pour le compte de l'Agence Européenne d'Environnement. Le modèle COPERT regroupe une base de données de facteurs d'émission qui permettent de calculer des émissions de polluants en fonctions des données de trafic par brin.

Les données nécessaires au calcul des émissions de chaque brin sont :

- un poste de référence ;
- la longueur de l'axe ;
- la pente de l'axe ;
- le nombre de voies ;
- la capacité d'une voie de l'axe ;
- la classe administrative de la route ;
- le pourcentage de véhicules circulant avec un moteur froid ;
- Le parc de véhicules en circulation.

Pour les calculs, l'outil Circul'air, basés sur la méthodologie COPERT IV et développé en interne dans les AASQA de la fédération Atmo, a été utilisé.

La formulation du calcul des émissions fait intervenir des termes invariants (aux modifications du réseau près) qui concernent la définition du réseau routier. Ces informations sont généralement connues avec une bonne précision. D'autres termes de l'équation ont un caractère plus évolutif et sont généralement estimées avec plus d'incertitude. Ce sont les informations qui concernent la caractérisation du trafic. C'est le cas notamment du nombre de véhicules en circulation sur l'axe et de la composition du parc roulant.

Le nombre de véhicules en circulation correspond au terme d'«activité des émetteurs» décrit dans l'équation des émissions. La composition du parc roulant intervient dans le calcul des facteurs d'émissions qui sont dépendant de l'ancienneté et du type de véhicules. Cette information est dérivée du parc de véhicules en circulation qui permet de connaître les générations de moteurs qui équipent ces véhicules et donc les taux d'émissions à l'échappement associées.

Une étude précise du trafic est donc indispensable à l'étude des effets du trafic de transit sur les concentrations ; de même qu'une bonne estimation du parc en circulation. Ces deux paramètres étant par ailleurs les sources principales d'incertitude dans le calcul des émissions.

3.2.2. ETUDE DU TRAFIC, PREMIER TERME DE CALCUL DES EMISSIONS

La longueur totale du réseau routier des Alpes-Maritimes dépasse la barre des 6000 kilomètres, dont 75 kilomètres d'autoroutes (autoroute A8). Le trafic autoroutier représente près de 30% du trafic total des Alpes-Maritimes.

L'axe A8 est un axe privilégié pour le transit entre la péninsule ibérique d'un côté, l'Italie et les pays de l'Est de l'autre. La partie suivante a pour but d'estimer l'importance du volume de Poids Lourds en transit par rapport au reste du trafic, aussi bien en 2009 qu'aux horizons 2015 et 2023.

L'état du trafic sur les Alpes-Maritimes en 2009 et évolutions aux horizons 2015 et 2023

L'évolution du trafic entre 2009 et 2023 est dépendante d'une multitude de critères techniques et socio-économiques (taux de croissance, importance du feroutage, aménagement du réseau routier, ...). Air PACA a confié l'estimation des trafics sur les Alpes-Maritimes pour les années 2009, 2015 et 2023 au bureau d'étude Réseaux Ferrés de France spécialisé dans le domaine du trafic routier.

La direction des routes du ministère de l'Equipement a lancé une étude sur les ménages pour déterminer les conditions de circulation à l'horizon 2015. Cette enquête a pris en compte le parc automobile des ménages, leur revenu moyen, le taux de motorisation, l'évolution prévisible du prix des carburants, la longueur du réseau autoroutier.... Elle sert de base aux travaux d'évaluation de l'évolution du trafic routier à moyen terme. Réseaux Ferré de France a aussi intégré les aménagements du réseau routier planifiés entre 2009 et 2023 sur les Alpes-Maritimes dans ces calculs d'évolution du trafic.

Les données trafics fournies par RFF sont donc basées sur les hypothèses d'évolutions réalistes, cependant il convient de signaler qu'ils contiennent des incertitudes liées au choix de ces hypothèses. Ces incertitudes sont cependant difficilement quantifiables, par ailleurs les résultats de l'étude RFF sont considérés fiables et avec une incertitude acceptable pour la suite de l'étude.



Figure 14 : Evolution du trafic sur les Alpes-Maritimes (source RFF).

Les données présentées en Figure 14 montrent une augmentation générale du trafic sur 2015 et 2023 par rapport à 2009. Le trafic global sur les Alpes-Maritimes passe de 21,8 millions de véhicules kilomètre en 2009 à respectivement 24,5 et 26,8 Millions de véhicules kilomètre en 2015 et 2023. Soit une augmentation du trafic de plus de 12% entre 2009 et 2015 et de près de 23% entre 2009 et 2023. Cependant, cette évolution globale ne reflète pas l'évolution du trafic estimé sur l'autoroute A8 sur cette même période.

Le trafic autoroutier accuse, au contraire, une décroissance entre 2009 et 2015 avec un trafic de référence de 5,45 millions de véhicules kilomètre en 2009 et un recul de 240000 véhicules kilomètre sur la période 2009-2015, avec un trafic estimé à 5,21 millions de véhicules. Kilomètre en 2015.

Cette baisse du trafic sur les axes de type autoroutier s'explique en partie par les aménagements du réseau routier des Alpes-Maritimes présentés en Figure 16 et le report de trafic conséquent à la mise en place de ces nouvelles voies de circulation (axes non autoroutiers).

Sur la période 2015-2023, moins impactée par les aménagements du réseau, l'évolution du trafic autoroutier calculé par RFF est approximativement de 1% par an. Ce qui reste cohérent avec les hypothèses courantes d'évolution global sur le réseau autoroutier.

Trafic de Poids Lourds en transit

Le trafic de Poids Lourds sur l'A8 représente environ 12% du trafic total en 2009, tous véhicules confondus, de l'axe. Cette proportion est très stable sur toute la période considérée. En terme de trafic cela équivaut à un total de 4 véhicules kilomètre pour l'année de référence (2009).

Air PACA s'est également associé avec le bureau d'étude Jonction Conseil, qui a évalué le pourcentage de Poids Lourds en transit. Les Poids Lourds en transit international représentent environ 30% du trafic total de Poids Lourds en circulation sur l'autoroute ; avec une faible fluctuation entre 2009 et 2023 présentée en Figure 15. Sur l'année de référence (2009), cela représente un volume journalier de 1080 Poids Lourds qui traversent la région des Alpes-Maritimes en 2009 à des fins de commerce international.

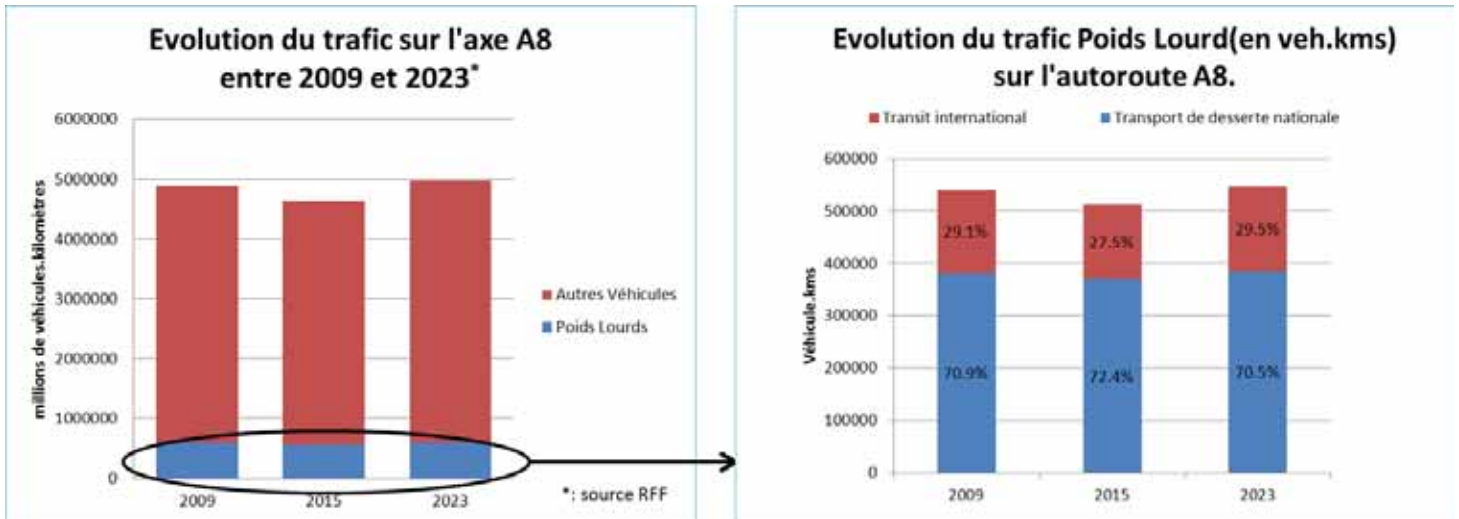


Figure 15 : Evolution globale du trafic sur l'axe A8 entre 2009 et 2023(source : RFF, Jonction Conseil)

Zoom sur trois zones d'étude de l'autoroute A8

Pour répondre à des problématiques de temps de calcul réaliste, les calculs de dispersion-chimie ont été effectués sur 3 zones distinctes centrées sur l'axe autoroutier sur lesquelles Jonction-Conseil a basé ses travaux sur l'évaluation du trafic de transit. La Figure 16 présente ces trois zones d'études du réseau routier, et la Figure 17 les évolutions de trafic associés. La zone 2, en particulier, accuse une baisse du trafic autoroutier de plus de 25% (qui impacte fortement l'évolution du trafic sur la totalité de l'axe A8).



Figure 16 : Zones d'études et projets routiers à horizon 2023

La baisse du trafic en 2015 sur la zone 2 est majoritairement expliquée par des aménagements du réseau routier très important. La construction d'une voie parallèle à l'axe autoroutier sur cette zone est en projet, ainsi que celle d'une nouvelle sortie d'autoroute. Ces deux aménagements permettront de réduire le nombre de véhicule en circulation sur cette section de l'autoroute. Une partie de la baisse du trafic sur l'autoroute s'explique aussi par les conditions économiques rencontrées par l'ensemble de la zone européenne, entraînant une baisse du trafic.

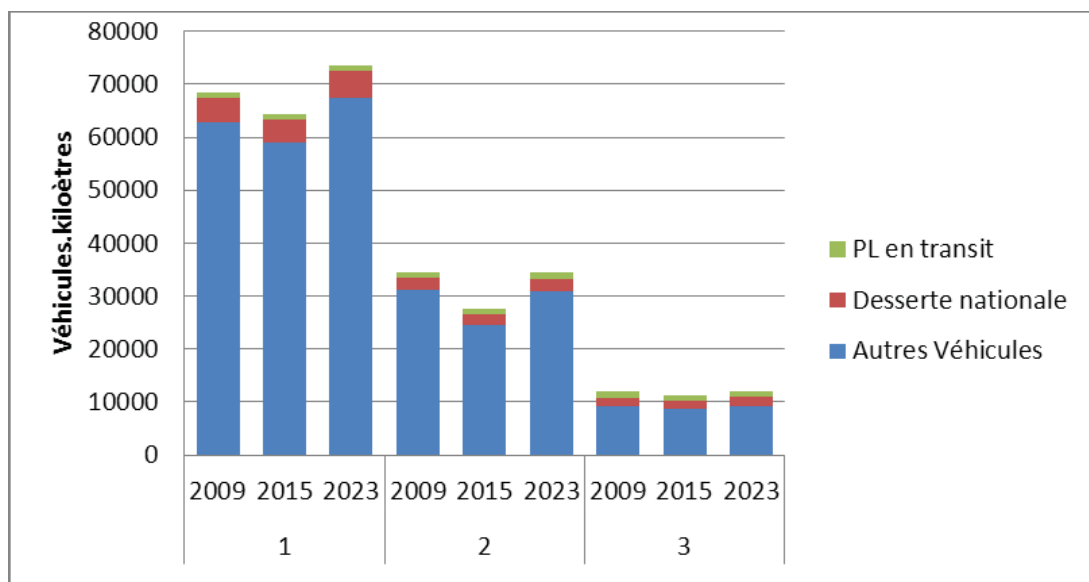


Figure 17 : Évolution du trafic par zone entre 2009 et 2023

Cette baisse de trafic, entre 2009 et 2015, est également présente sur les zones 1 et 3. Sur la zone 3 le trafic n'enregistre qu'une faible baisse entre 2009 et 2015. L'évolution sur cette zone en bordure de la frontière italienne n'est pas influencée par des projets d'aménagement du réseau. Cette baisse n'est imputable qu'aux facteurs d'ordre socio-économiques. La nature du trafic sur cette zone est par ailleurs un peu différent de celui sur les autres zones présenté, avec un très fort taux de Poids Lourds en transit international.

Cette évaluation a été faite sur les zones qui seront par après utilisées pour la modélisation des concentrations de PM₁₀ et NO₂ sous ADMS-Urban. Ces zones, présentées en Figure 16 ont été définies pour représenter trois typologies de zones différentes avec une zone urbaine à Cagnes-sur-Mer, une zone dans les plaines du Var, toutes deux avec des trafics Poids Lourds de dessertes locales importants, et enfin une zone au Nord de l'A8 juste avant la frontière où le pourcentage de Poids Lourds en transit est maximal.

Il existe de fortes disparités entre ces zones. En zone 1, l'autoroute traverse une zone urbaine, avec de nombreux déplacements de courte distance et de desserte locale. Bien que le pourcentage de Poids Lourds soit quasiment identique en zone 1 et 2, le nombre de camions empruntant l'axe A8 est bien plus conséquent sur la zone 1, avec un trafic moyen journalier de 6300 véhicules en 2009 sur les zones 1 et seulement 3200 sur la zone 2. La zone 3, frontalière est une zone qui enregistre peu de déplacements particuliers. L'importance du trafic en transit y est donc particulièrement visible, celui-ci représentant plus de 11% du trafic total, et ce quelle que soit l'année.

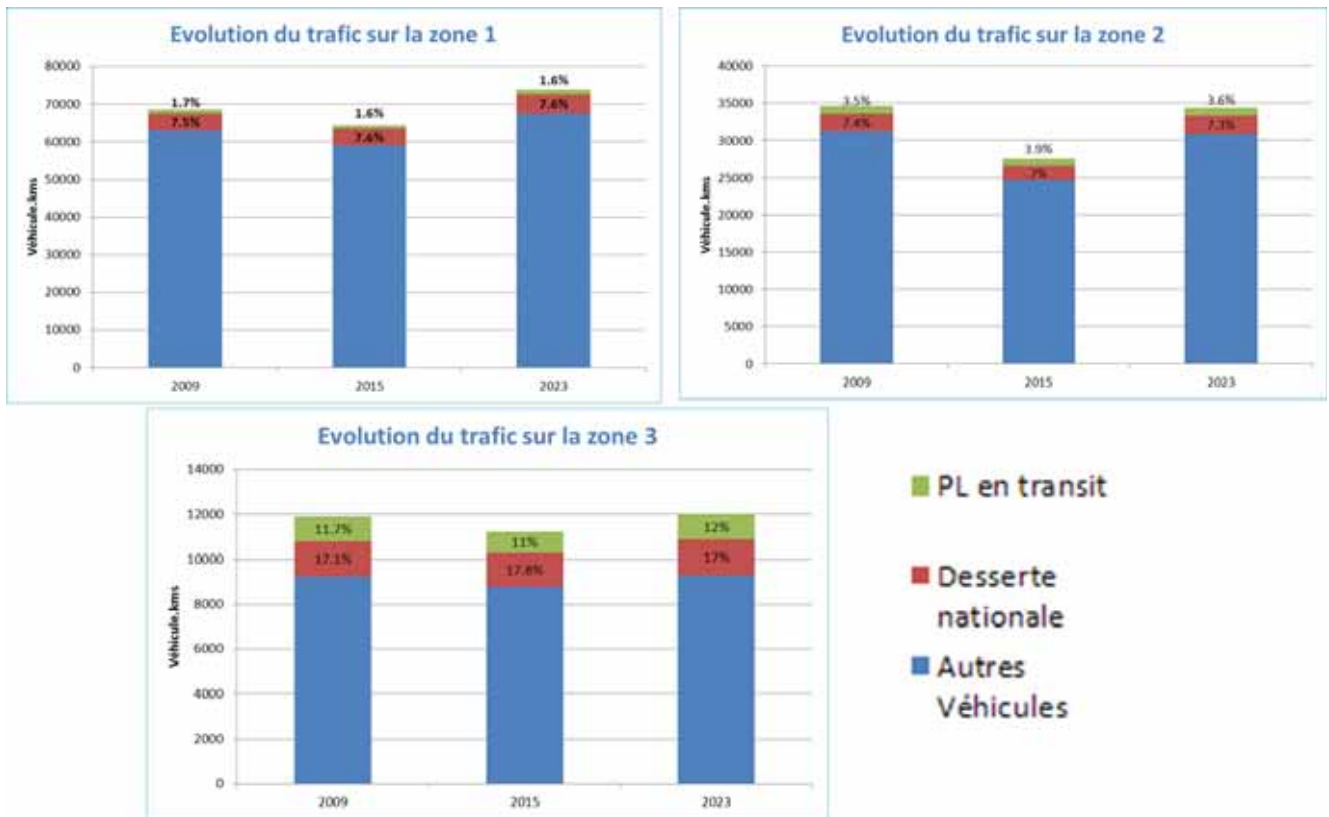


Figure 18: Evolution du trafic par zone d'étude

3.2.3. EVOLUTION DES PARCS AUTOMOBILES ET FACTEURS D'EMISSIONS ASSOCIES

Les émissions de polluants atmosphériques des véhicules neufs mis en circulation sont encadrées depuis 1990 par des directives européennes de plus en plus contraignantes, avec l'introduction des normes Euro.

La mise en œuvre des normes Euro se fait à des dates décalées pour les automobiles, les véhicules utilitaires légers, les motos et les Poids Lourds. Les normes diffèrent entre les différents types de moteurs (moteurs à allumage commandé (essence, GPL...) ou moteurs Diesel) et de véhicules, jusque dans les unités choisies, rapportées à la distance parcourue (par exemple g/km), sauf pour les véhicules Lourds où elles sont rapportées à l'énergie développée (par exemple g/kWh).

Tableau 8: Dates d'entrée en application des normes Euro pour les Automobiles et Poids Lourds

Norme	Automobiles		Poids Lourds mis en service après
	Mises en service après	Nouveaux types dès	
Euro 0			Octobre 1990
Euro 1	1993	juillet 1992	Octobre 1993
Euro 2	1997	janvier 1996	Octobre 1996
Euro 3	2001	janvier 2000	Octobre 2001
Euro 4	2006	janvier 2005	Octobre 2006
Euro 5	2011	septembre 2009	Octobre 2009
Euro 6	2015	septembre 2014	Janvier 2014

Parcs Poids Lourds en circulation

Les parcs de Poids Lourds en circulation sont considérés équivalents entre les Poids Lourds de desserte nationale et ceux effectuant des trajets de transit international. En France plusieurs organismes fournissent des estimations du parc de véhicule en circulation. D'après l'expertise des AASQA, et les travaux précédents sur les émissions du trafic routier, le parc permettant d'avoir les résultats de modélisation de qualité de l'air le plus proche des observations est celui du CITEPA. C'est donc ce parc qui a été utilisé dans le cadre du calcul des émissions pour l'année de référence 2009.

Le CITEPA ne diffuse par contre pas de données quant à l'évolution future du parc roulant Français. Les parcs roulant pour 2015 et 2023 sont donc issus des données de l'Institut Français des Sciences et Technologies des Transports, de l'Aménagement et des Réseaux (IFFSTAR).

Sur la période 2009-2023 on observe un fort taux de renouvellement du parc de Poids Lourds (Figure 19), accompagné d'une obligation, pour les nouveaux véhicules de se conformer aux directives d'émissions européennes. En 2009 la norme d'émissions la plus restrictive en vigueur est la norme Euro 4 et seulement 33 % des Poids Lourds en circulation répondent à cette norme. En 2015 les véhicules ne répondant pas à la norme Euro5 représenteront seulement 31% selon les estimations de parc données par l'IFFSTAR. Enfin en 2023 l'IFFSTAR estime que plus de 98% du parc sera constitué de Poids Lourds Euro 5 et 6 avec 86% du parc répondant aux exigences de la norme euro 6.

Les normes européennes d'émission (normes Euro) sont dictées par l'Union européenne. Ils fixent les limites maximales de rejets polluants pour tous les véhicules roulants neufs mis en circulation.

COPERT fournis des facteurs d'émission par type de véhicules en prenant en compte les obligations des normes Euro.

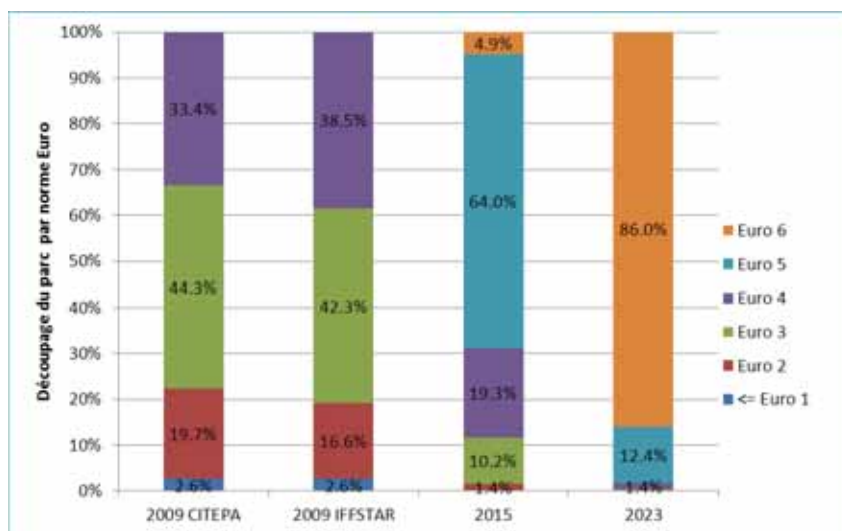


Figure 19 : Evolution du Parc de Poids Lourds en circulation sur l'autoroute (Parcs CITEPA/IFSSTAR).

Normes d'émissions pour les Poids Lourds

La norme Euro 5, actuellement applicable, a permis de réduire, de façon significative, les plafonds des émissions polluantes de Poids Lourds par rapport à la norme Euro 3. Ainsi, les limites fixées pour les oxydes d'azote ont été diminuées de 60 % et celles fixées pour les particules de 85 % entre 2001 et 2009.

Par rapport à la norme Euro 5, la norme Euro 6 imposera une réduction supplémentaire des valeurs limites de 80 % pour les oxydes d'azote et de 50 % pour les particules.

En 20 ans, les émissions de NO_x auront été divisées par 7 et les particules par 20. A noter que seule la masse est considérée dans le contrôle des émissions de particules ; ce qui a incité les constructeurs à réduire les particules de masse importante (i.e. : taille importante) alors que ce sont les particules les plus fines qui sont le plus nocives pour la santé.

Tableau 9: Taux d'émissions à l'échappement des Poids Lourds en circulation

Normes	Date de mise en application	NO _x (g/kWh)	CO (g/kWh)	Particules (g/kWh)
Euro 0	01-10-1990	14,4	11,2	
Euro 1	01-10-1993	9	4,9	0,36
Euro 2	01-10-1993	7	4	0,15
Euro 3	01-10-2001	5	2,1	0,13
Euro 4	01-10-2001	3,5	1,5	0,02
Euro 5	01-10-2009	2	1,5	0,02
Euro 6	31-12-2013	0,4	1,5	0,01

La Figure 20 représente les émissions de combustion d'un Poids Lourd moyen (moyenne des émissions par Poids Lourd) en circulation sur l'autoroute pour les différents parcs de véhicules entre 2009 et 2023. Le taux d'abattement des émissions moyenne à l'échappement d'un Poids Lourd en circulation atteint 88% en ce qui concerne les émissions de NO_x et 92% pour les émissions de PM₁₀ entre le cas de base et 2023.

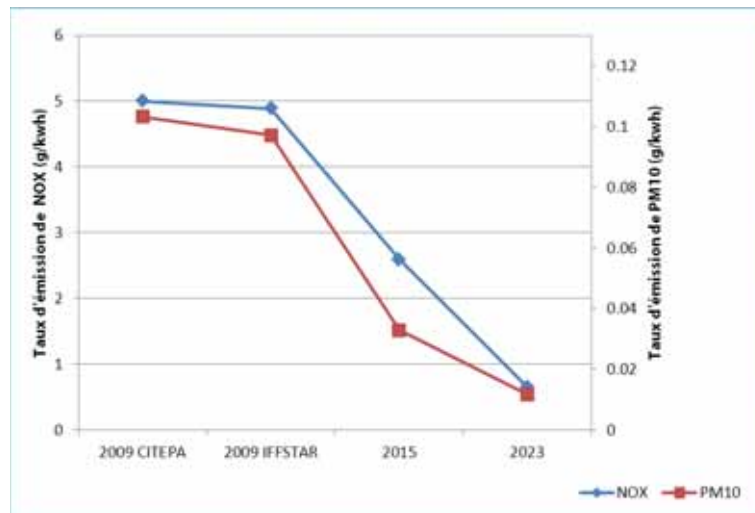


Figure 20 : Taux d'émission à l'échappement moyen d'un Poids Lourd (En fonction du parc en circulation sur l'autoroute, calculé sur le cycle NEDC).

Il est à noter que la différence entre les parcs CITEPA et IFFSTAR reste contenue, avec une différence de 6% en PM₁₀ et seulement 2% en NO_x.

Cette évolution reste indicative. Elle se base sur les taux d'émissions des normes Euro et le parc de véhicules mais ne prend pas en compte l'ancienneté des véhicules, la vitesse de circulation et autres paramètres qui sont intégrés dans les calculs d'émissions qui font suite dans cette étude.

3.2.4. CALCUL DES EMISSIONS AVEC PRISE EN COMPTE DES HYPOTHESES D'ÉVOLUTIONS

Les calculs des émissions du transport routier ont été effectués sur tout le réseau des Alpes-Maritimes. Les évolutions des émissions du trafic sur la totalité du réseau sont quelques peu différents de celles sur l'axe autoroutier.

Cette différence est causée par la baisse de trafic sur l'axe A8 entre 2009 et 2023 en contradiction avec l'évolution du trafic sur le reste du réseau routier présentée en section 3.2.2. Ces différences peuvent aussi s'expliquer, dans une moindre mesure, par la prise en compte des différences de parc de véhicules en circulation suivant le type de voie. Ainsi que part des émissions de combustions qui sont fonctions de la vitesse de circulation et un comportement des dispositifs de dépollution fortement dépendant de la température d'utilisation. Les effets combinés de ces causes expliquent les différences d'évolution visibles entre la figure 21 et la figure 22.

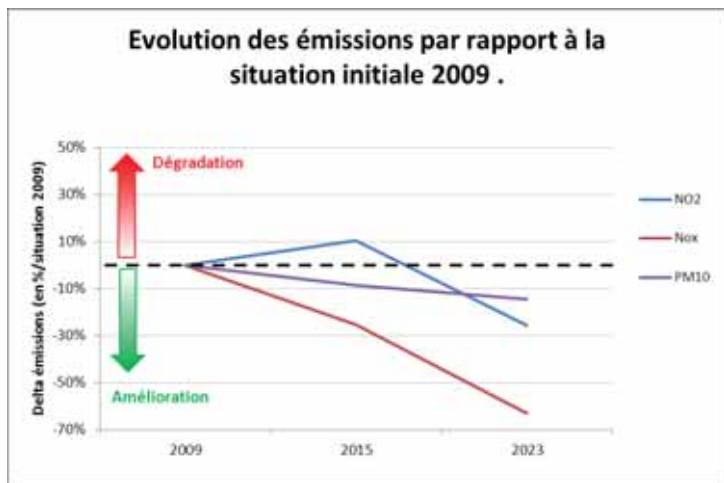


Figure 21 : Evolution des émissions du trafic routier dans les Alpes-Maritimes

Des comportements différents sont retrouvés entre les courbes d'évolution des émissions des Poids Lourds et celles de la totalité des véhicules en circulation sur l'autoroute. Les deux courbes sont quasiment identiques en ce qui concerne les émissions de PM10 et bien concordantes pour les émissions de NO_x. (Bien que la masse d'oxydes d'azotes émis par les Poids Lourds diminue plus rapidement que pour le reste du trafic routier). Les émissions de NO₂ évoluent, elles, très différemment pour les Poids Lourds et le reste des véhicules en circulation. La suite de la section apporte quelques éclaircissements sur ces évolutions.

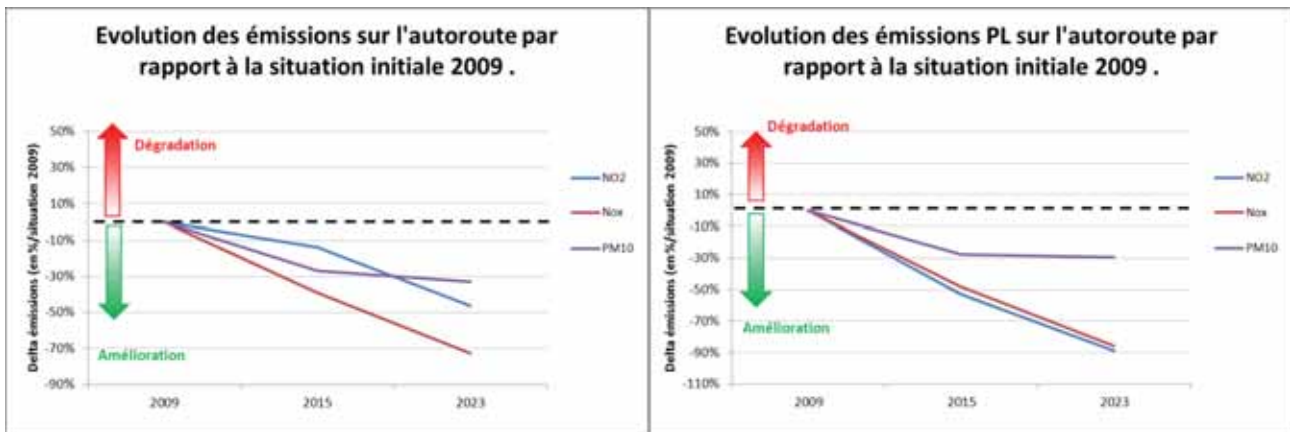


Figure 22 : Evolution des émissions sur l'axe A8 entre 2009 et 2023 (a) Evolution totale (b) Evolution PL

Emissions d'oxydes d'azote

Les oxydes d'azotes : NO_x

Sur la période 2009-2023 les émissions de NO_x de la source « véhicules en circulation » sur l'autoroute ont accusé une baisse de l'ordre de 70% (Figure 22). Cette baisse est encore plus marquée en ce qui concerne les émissions des Poids Lourds. Les émissions des Poids Lourds en 2023 représenteront moins de 20% de ce qui était émis par la circulation de camion en 2009.

C'est le fort taux de renouvellement du parc couplé aux très fortes contraintes en termes de niveau d'émissions des normes Euro 5 et Euro 6 qui aura permis de réduire de plus de 80% les émissions de NO_x des camions. Cette baisse des émissions de NO_x se retrouve avec une ampleur moindre au niveau des émissions totales de l'axe autoroutier. Cette baisse moindre s'explique par la différence de taux de renouvellement entre le parc particulier et la flotte commerciale ainsi que des dates d'application des normes Euro et des taux admissibles différents (Cf. : section 3.2.2).

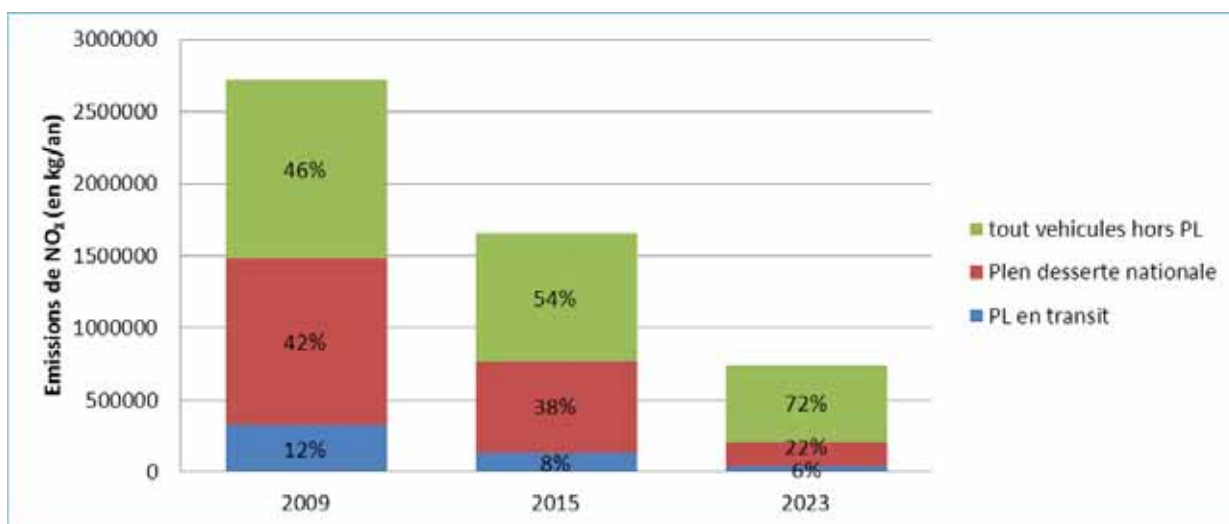


Figure 23: Emission de NO_x sur l'autoroute en kg/an

Les émissions de NO_x sont passées de 2720 tonnes en 2009 à 746 tonnes en 2023. La part des Poids Lourds en transit dans ces émissions diminuent régulièrement de 12% (326 tonnes) à 6% (41 tonnes) entre 2009 et 2023.

Le dioxyde d'azote NO₂

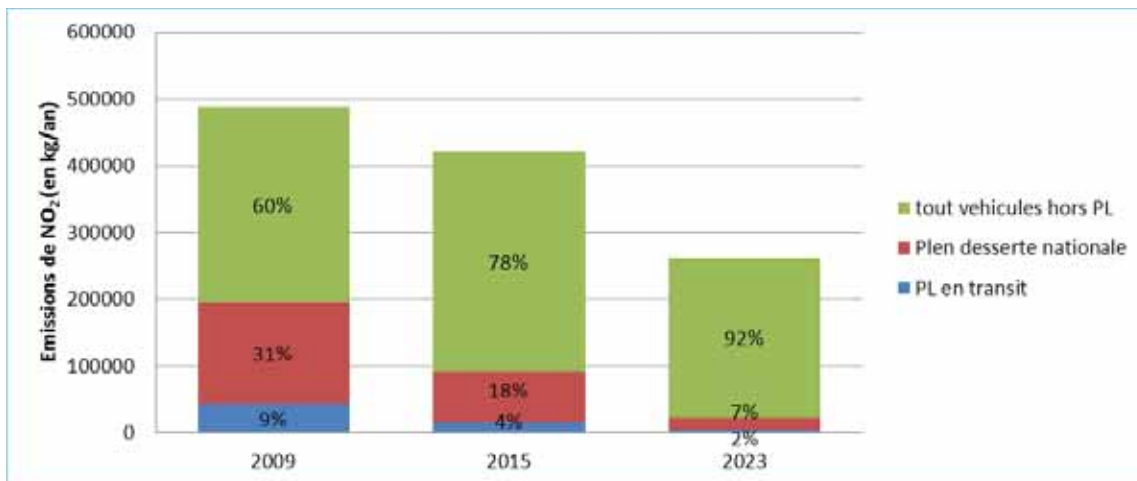


Figure 24: Emissions de NO₂ sur l'autoroute (en kg/an)

Les courbes d'évolutions des émissions de NO_x et de NO₂ des Poids Lourds (Figure 22b) sont quasiment identiques entre 2009 et 2023. Les pentes de décroissance des émissions tous véhicules confondus sont aussi identiques entre 2015 et 2023. Au contraire, entre 2009 et 2015 les pentes sont inversées. Les émissions de NO_x tous véhicules confondus diminuent alors que celles de NO₂ augmentent.

Cette augmentation des émissions de NO₂ des véhicules particuliers est la résultante de la réglementation qui est centrée sur les émissions de NO_x sans donner de valeur pour les émissions de NO₂. Les systèmes de utilisés par les constructeurs pour réduire entre autres les émissions de NO_x augmente le ratio NO_x/NO₂ avec potentiellement des surémissions de NO₂ par rapport au NO_x. La Figure 25 : Evolution du rapport NO_x / NO₂ par échéance et par type de véhicule Figure 25 permet de visualiser l'évolution de ce rapport NO_x/NO₂¹ pour les Poids Lourds ou l'ensemble des véhicules en circulation.

Cette différence d'évolution du rapport NO_x/NO₂ des Poids Lourds par rapport aux autres véhicules explique la forte baisse d'importance du trafic de transit dans les émissions de NO₂ entre 2009 et 2015. En 2009, 9% de la masse totale de dioxyde d'azote émise par le trafic autoroutier des Alpes-Maritimes (2650 tonnes) provenaient des échappements de camions en transit. En 2015 cette part se réduit de plus de moitié à 4%. Et seulement 2% du NO₂ émis par le trafic autoroutier en 2023 montre le transit pour origine.

Plus globalement, les émissions de NO₂ du trafic routier accusent un net retrait de 43 tonnes en 2009 à 4.3 tonnes en 2023 soit un facteur 10.

¹ N.B. : Ces chiffres sont cependant à prendre avec précaution ; ils s'appuient sur une estimation basée sur les technologies de réduction des NO_x mises en places par les constructeurs automobiles, sans qu'aucune norme n'encadre ces ratios. Ils peuvent être sujets à variation si de nouvelles technologies sont adoptées.

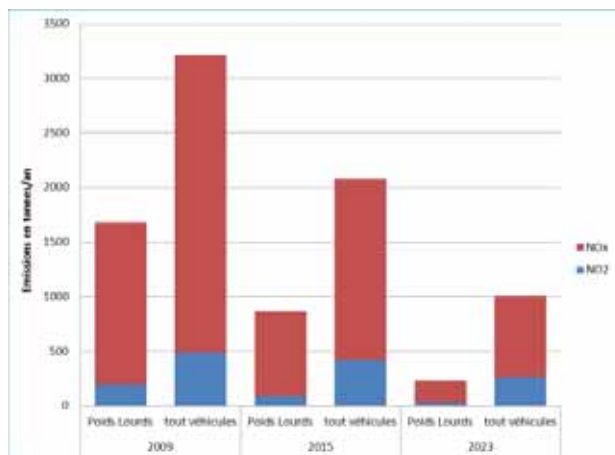


Figure 25 : Evolution du rapport NO_x/NO₂ par échéance et par type de véhicule

La part du transit de commerces internationaux dans les émissions de l'autoroute est très corrélée avec les émissions totales des Poids Lourds (pourcentage de Poids Lourds en transit quasi constant sur la période de l'étude, parc en circulation considéré constant entre le trafic de transit et de desserte nationale).

Emissions de PM₁₀

Les émissions de l'autoroute représentent 25 % des émissions de particules du secteur des transports routiers des Alpes-Maritimes. La part des Poids Lourds dans ces émissions est quasiment constante dans le temps (sur la période 2009-2023) ; bien que la masse de particules émises diminue entre 2009 et 2023.

La baisse prononcée entre 2009 et 2015 correspond aux effets combinés du renouvellement du parc de Poids Lourds en circulation et de la baisse de trafic sur l'autoroute. Entre 2015 et 2023 la baisse est bien moins importante puisque l'entrée en vigueur de nouvelles normes Euro est cette fois compensée par l'augmentation du trafic entre ces deux années.



Figure 26: Emissions de PM₁₀ sur l'autoroute(en kg/an)

La baisse des émissions de particules est cependant plus mesurée que celle des émissions de NO_x sur la même période. Cette différence d'évolution, s'explique par la diversité des sources responsables des émissions de PM₁₀ des véhicules en circulation.

Une part des particules émises par les véhicules est due aux rejets, à l'échappement, des moteurs à combustion interne. Mais une part importante est, au contraire des NO_x, émise part des sources hors combustion. Ces autres sources comprennent :

- la remise en suspension de particules,
- l'usure des pièces d'usure telle que les pneumatiques et les freins,
- l'usure de la route

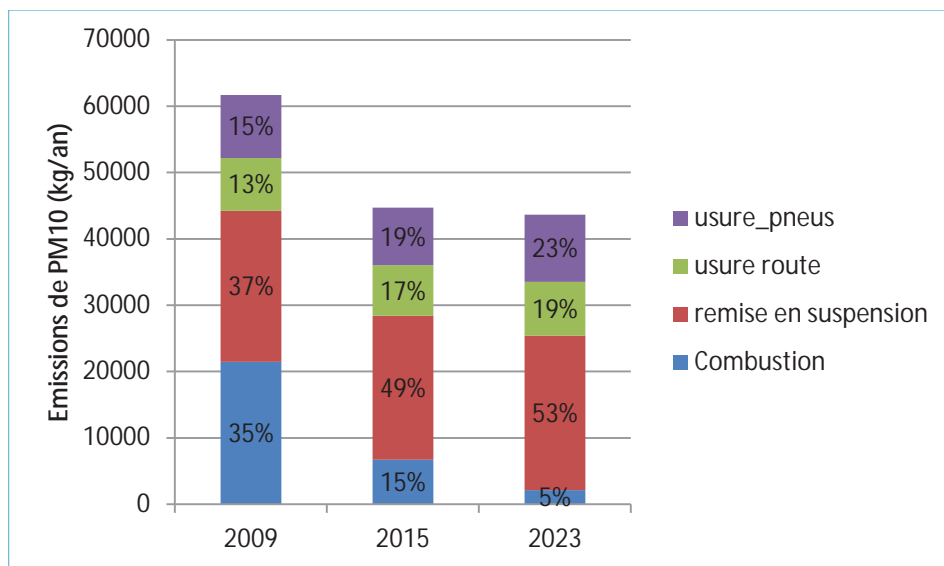


Figure 27 : Origine des Particules émises par les Poids Lourds sur l'axe A8.

Cette diversité de provenance des particules a pour effet de réduire l'impact des normes Euro qui réglementent uniquement les rejets à l'échappement. La Figure 27 montre l'évolution de la part de chaque source dans les émissions de PM₁₀. Seules les émissions de combustion sont en net retrait en 2023, par rapport à 2009; les normes Euros imposant des baisses drastiques de ces émissions. La masse de particules formée par des processus hors combustion reste quasiment constant au cours des années considérées.

En 2009 la combustion représentait environ 35% des émissions totales. En 2023 seulement 5% des particules émises sont issues de la combustion. L'impact des Normes Euro est donc bien visible à ce niveau, mais reste plus discret si l'on regarde les émissions toutes sources confondues.

Le trafic de transit représente une part quasi constante des émissions de particules de l'ordre de 6% des émissions totales de l'axe A8. En masse la baisse des émissions de particules est de l'ordre de 30% entre 2009 et 2023, quasiment intégralement imputables aux baisses des émissions à l'échappement. Les émissions totales des Poids Lourds en transit passant de 13500 kg/an à 8700 kg/an sur les 75 km d'autoroute de l'axe A8 des Alpes-Maritimes.

3.2.5. INFLUENCE DU TRAFIC DE TRANSIT SUR LES EMISSIONS

Pour pouvoir connaître l'impact de ce trafic de transit sur les immiscions en bordure d'axe, une modélisation des processus physico-chimiques est nécessaire. Cette modélisation se base sur un cas de référence intégrant le trafic total et un scénario sans le trafic de transit. Des émissions ont donc été calculées en supprimant les véhicules en transit. Ce recalcul intègre donc les effets de désengorgement de

l'axe, dus à la baisse de circulation, sur les émissions. Les résultats du recalcul des émissions sont présentés sur les zones sélectionnées pour la modélisation d'impact.

En préliminaire à toute interprétation des résultats, il est utile de rappeler que les pourcentages de Poids Lourds en transit sont variables en fonction des zones et des échéances. Le tableau suivant présente ces chiffres de pourcentages de Poids Lourds en transit. Ils sont de l'ordre de 20% sur la zone 1, 30% sur la zone 2 et 40% sur la zone 3.

Tableau 10: Part du trafic Poids Lourds en transit

	Zone 1	Zone 2	Zone 3
2009	18.7%	31%	40.6%
2015	17.8%	36%	38.2%
2023	17.9%	32%	41.3%

La baisse de la quantité de polluants émise suite à la suppression du trafic de transit peut être divisée en deux groupes :

- La suppression des quantités initialement émises par les Poids Lourds en transit.
- Les effets de fluidification/désengorgement de l'axe sur les émissions des autres véhicules en circulation (pervers ou bénéfiques).

La première cause de réduction est compréhensible, la baisse des émissions est linéaire avec la baisse du trafic PL due à la suppression du transit. La deuxième cause n'adopte pas le même comportement linéaire. La diminution du trafic sur un axe pouvant entraîner une baisse ou une augmentation des émissions des véhicules restant, suivant les conditions initiales d'encombrement, de vitesse, de nature des véhicules, ...

Les émissions sont dépendantes de la vitesse de circulation, hors la suppression d'une part des véhicules en circulation peuvent avoir un effet de fluidification et augmenter cette vitesse de circulation. La dépendance de la vitesse de circulation à la charge, la capacité de la voie et la vitesse limite autorisée de circulation est présentée en Figure 28.

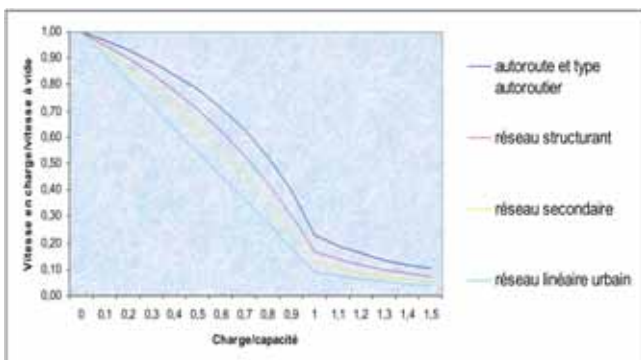


Figure 28 : courbe débit/vitesse (source ASPA)

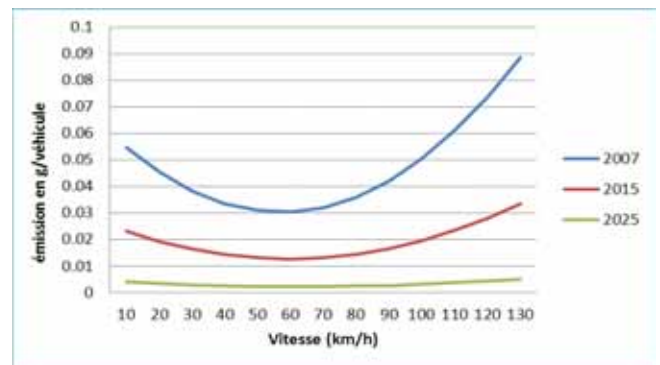


Figure 29 : Emissions moyennes de PM10 d'un véhicule léger

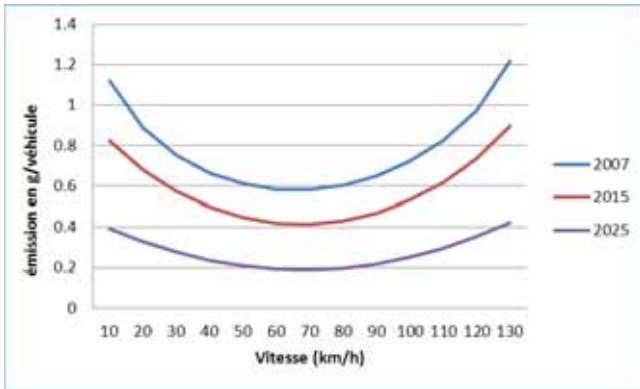


Figure 30 : Emissions moyennes de NOX d'un véhicule léger (source CITEPA)

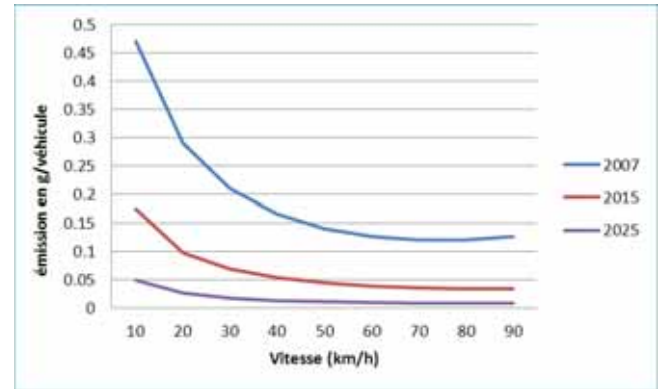


Figure 31 : Emissions moyenne de PM10 d'un Poids Lourd (source CITEPA)

Les figures 29 à 31 montrent la dépendance des émissions des véhicules en circulation à la vitesse en fonction du parc considéré. Ces courbes signalent qu'aux vitesses de circulation des Poids Lourds leurs émissions ont tendance à diminuer lorsque la vitesse de circulation augmente. En ce qui concerne les véhicules utilitaires légers et les véhicules personnels, le minimum d'émission se situe aux alentours de 70km/h.

Les graphiques ci-après indiquent la baisse des émissions induites par la suppression du trafic de transit. Et ce par zone, par année et par type de véhicule.

Aussi bien pour les émissions de PM10 que celles de NO_x la réduction des émissions des Poids Lourds en 2009 et 2015 et quasiment exclusivement générée par l'abattement des émissions des véhicules ne circulant pas. Avec quasiment pas d'effets secondaires de la réduction du trafic sur les émissions des PL. En 2023 des effets indirects s'additionnent aux effets directs. L'augmentation de la vitesse de circulation est bénéfique à une baisse d'émission.

En ce qui concerne les PM10, il y a un plutôt un effet pervers de la réduction des Poids Lourds en circulation sur les émissions des autres véhicules en 2009 et 2015 et un effet bénéfique en 2023.

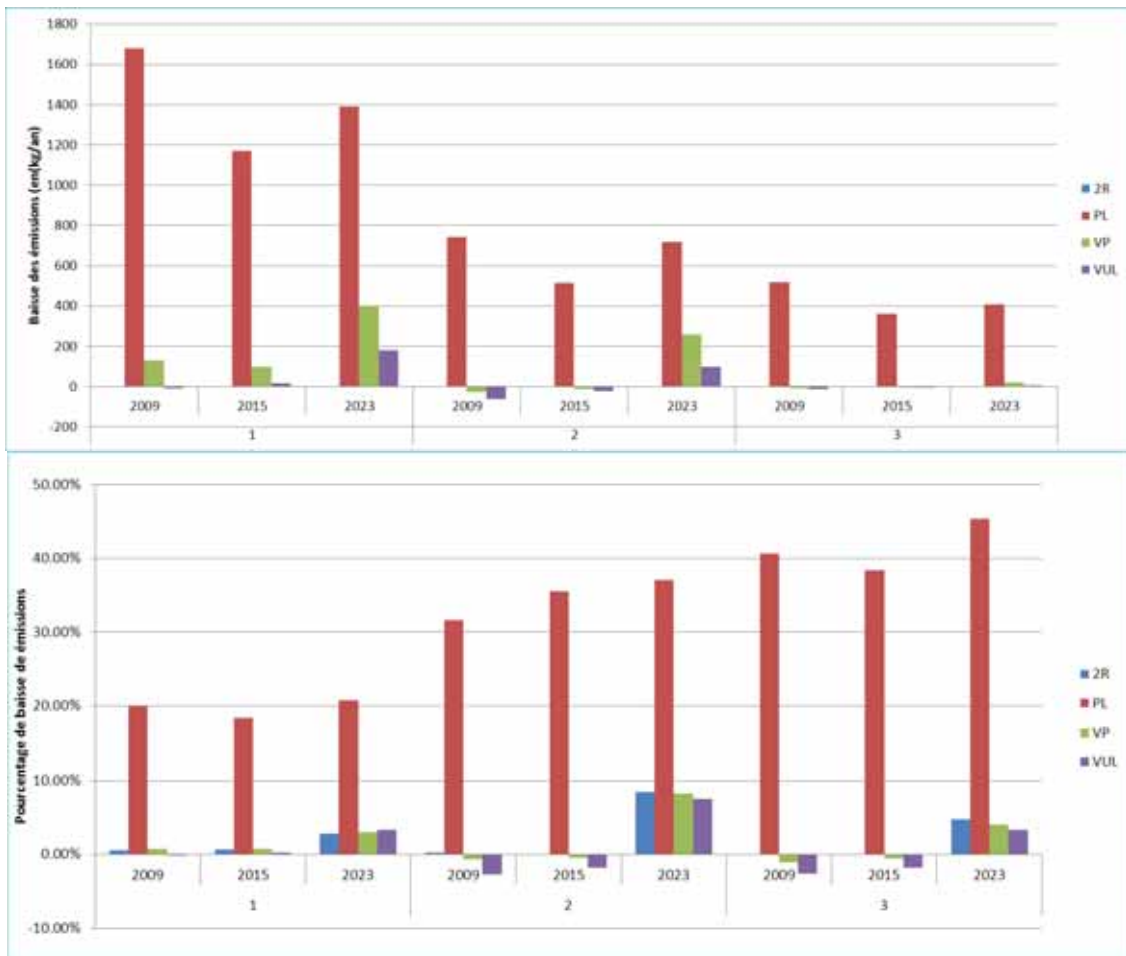
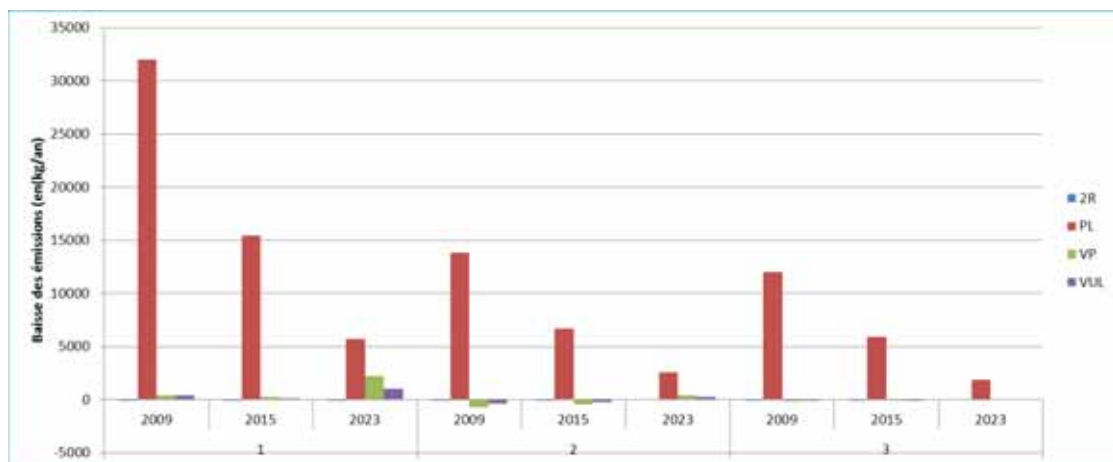


Figure 32: Influence de la suppression du trafic de transit sur les émissions de PM10 (détail par type de véhicule).

En ce qui concerne les émissions de NO_x, le même schéma se dessine avec cependant un effet négatif plus prononcé en 2009 et 2015 et un bénéfice moins important en 2023 pour les véhicules autre que Poids Lourds. Cependant comme les émissions des NO_x des Poids Lourds diminuent plus rapidement que celles des autres véhicules, l'impact des effets secondaires peut s'avérer non négligeable comme en 2023 sur la zone 1 (ou la part du transit est faible).



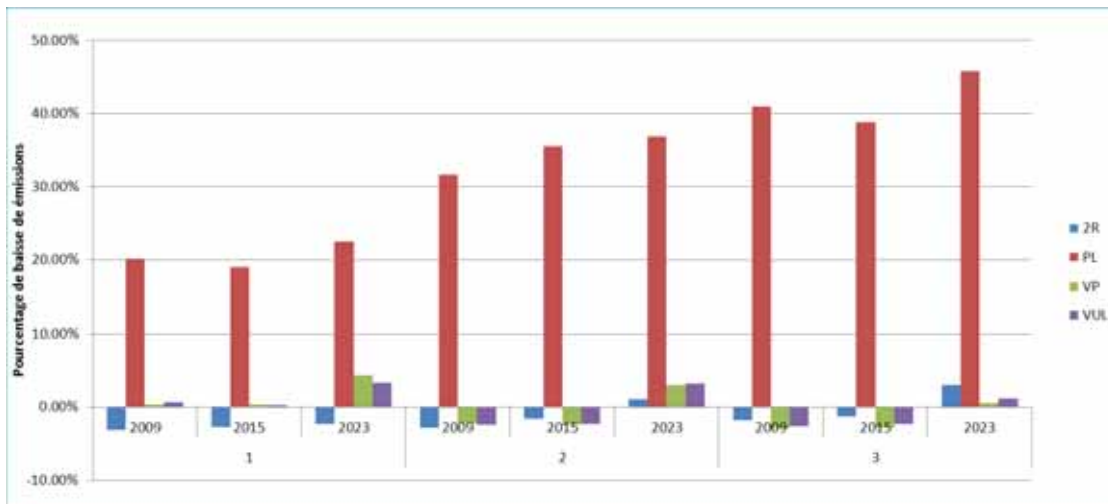


Figure 33: Influence de la suppression du trafic de transit sur les émissions de NO_x (détail par type de véhicule).

Cette étude réaliste permet d’avoir une vision précise de l’importance du trafic de transit sur les émissions de polluants en 2009. Elle permet aussi de se rendre compte de l’évolution aux horizons 2015 et 2023. La Figure 34 montre l’influence du transit de commerce international (tout effets combinés) sur les émissions de NO_x et PM₁₀. Le principal fait marquant est la différence des effets sur les émissions de PM₁₀ et de NO_x. Les courbes d’influences sont en effet inversées avec un impact de plus en plus marqué sur les émissions de particules et à l’opposé une réduction des effets sur les émissions de NO_x. Il est à rappeler ici qu’en termes de masse émise la décroissance est cependant très nette sur la période considérée.

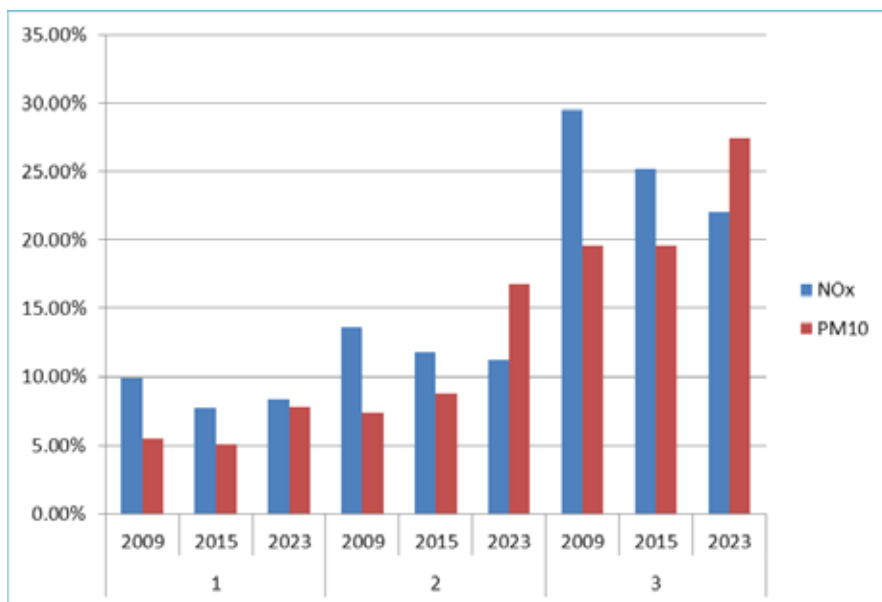


Figure 34: Baisse des émissions après suppression des PL en transit

3.2.6. CONCLUSIONS SUR LES EMISSIONS

De manière générale, pour les 3 polluants étudiés, les émissions imputables au trafic routier diminuent sur la période considérée. Cette décroissance est essentiellement due au renouvellement du parc de véhicule en circulation et à la mise en place supposée de normes de régulation des polluants émis par les véhicules à moteur à combustion interne.

La part des Poids Lourds en transit sur les émissions totale de l'autoroute décroît elle aussi pour les polluants pris en compte dans cette étude. Avec un cas particulier pour le NO₂ pour lequel les normes Euro 4 et 5 ont tendance à être défavorable au profit d'une diminution des émissions de NO_x. Les émissions imputables au trafic de transit représentent 12% des émissions totales de l'autoroute en 2009 et seulement 6% en 2023. La part des véhicules des plus de 3.5 tonnes dans les émissions de particules est stable autour de 6% des émissions globales.

Tableau 11: Evolution des émissions du trafic de transit sur l'axe A8 dans les Alpes-Maritimes

	NO _x		PM ₁₀	
	Masse (kg/an)	Part (%)	Masse (kg/an)	Part (%)
2009	326 000	12%	13 600	6%
2015	138 000	8%	8 000	5%
2023	42 000	6%	8 700	6%

Il est important de souligner que ces calculs d'émissions s'appuient sur des hypothèses de projection du trafic qui comportent des incertitudes.

De même les normes Euro s'appliquent uniquement aux voitures neuves et sont sujettes à beaucoup de polémiques quant à leur efficacité. Pour arriver à respecter les normes d'émissions les constructeurs ont intégrés dans leur véhicules des technologies de réduction des émissions pot-combustion tels que les pots catalytiques et les filtres à particules dont la durée de vie et la dégradation potentielle d'efficacité n'est pas intégré dans les calculs à cause du peu d'historique disponible sur ce genre de technologie. A cette incertitude s'additionne les effets d'un mauvais entretien des dispositifs de réduction des émissions. Une autre source d'incertitude est causée par le cycle de mesure lui-même, qui n'est certainement pas assez pénalisant.

Ces sources d'incertitudes sont en faveur d'une surévaluation des effets du renouvellement du parc et donc une sous-évaluation des émissions à l'horizon 2023 ; il est possible que la réduction des émissions du trafic sur la période d'étude soit moindre que ce qui est estimé dans cette étude.

3.3. SIMULATION DES CONCENTRATIONS AUTOUR DE L'AXE A8.

La partie précédente a permis de caractériser les émissions de PM₁₀ et NO_x imputables aux Poids Lourds en transit sur l'autoroute A8. La partie suivante a pour but de prendre en compte les phénomènes de dispersion et de chimie atmosphérique afin d'estimer l'influence du trafic de transit sur les concentrations mesurées.

3.3.1. METHODOLOGIE

Les concentrations mesurées en un point et à un instant donné dépendent des émissions, des transformations chimiques et des mécanismes de dispersion atmosphérique et de dépôt.

La dispersion atmosphérique caractérise le devenir dans le temps et dans l'espace d'un ensemble de particules (aérosols, gaz, poussières) rejetées dans l'atmosphère. Elle est le fruit des mouvements des masses d'air et peut être décomposée en termes de diffusion et de transport.

L'estimation des concentrations en NO₂ contenue dans les concentrations de NO_x simulées par notre modèle dans l'environnement est possible grâce à la corrélation NO_x-NO₂ de Dewent-Middleton (1996) définie dans ADMS.

Le modèle de modélisation utilisé, ADMS-Urban, gère les transformations chimiques grâce à l'utilisation du schéma chimique qui comprend un jeu de huit réactions pour représenter les réactions photochimiques entre le NO, le NO₂, les COV et l'O₃.

La dispersion est un phénomène mécanique induite par le mouvement des masses d'air (vents) et comprend les phénomènes de dispersion des polluants primaires issus du trafic routier. Le vent joue deux rôles dans le processus de diffusion, l'un par le transport du polluant, l'autre par sa diffusion.

Les vents sont dues à un écoulement d'air turbulent, composé d'un ensemble de composantes d'échelles spatiales et temporelles différentes. Dans la couche limite atmosphérique, la dispersion est dirigée par les mouvements de petite échelle avec des périodes comprises entre 10s et 10min. Cette turbulence petite échelle a deux origines :

- Une d'origine thermique, expliquée par les gradients de température dans l'atmosphère,
- Une autre d'origine mécanique, expliquée par la rugosité du sol.

A cette échelle, l'intensité des turbulences dépend fortement de la stratification thermique. C'est pourquoi il a été décidé d'effectuer les tests à partir de conditions types de stabilité de l'atmosphère qui reflètent bien les conditions de turbulence possibles à ces échelles.

Les calculs de dispersion ont été effectués pour différentes classes de stabilité de l'atmosphère définies au moyen des classes de PASQUILL. Ces classes de stabilités permettent de reproduire les conditions standards. Dans la suite du document les calculs de dispersions effectués à l'aide des classes de PASQUILL caractérisent une atmosphère neutre et stable. Les conditions d'atmosphère neutre sont représentatives des conditions atmosphériques le plus généralement rencontrées, les conditions stables sont les conditions les plus défavorables à la qualité de l'air, souvent génératrices d'épisodes de dépassement des seuils d'informations, voire de pollution atmosphérique.

Zones de calcul de la dispersion

Dans chaque zone (Figure 16), une bande de 300 m est prise en compte de chaque côté de l'A8. Les points sont positionnés en transect à 5, 10, 15, 20, 30, 50, 100, 150, 200, 250, 300 m, sur chaque axe de l'autoroute en plus d'un point entre les deux voies, soit 25 points répartis tous les 20 mètres (environ 6000 points de calculs).

Sources d'émissions considérées

Seules les émissions routières sont prises en compte dans le modèle ADMS, i.e. les sources modifiées selon les scénarios théoriques. Des profils annuels, mensuels, horaires journaliers par grand type de jours y sont associés. Les cadastres d'émissions diffuses ou GSP ne sont pas considérés.

Valeurs de fond

Compte tenu de l'absence d'émissions diffuses, des valeurs de fonds sont considérées pour les polluants NO₂, NO_x, PM₁₀ et PM_{2.5}. Les moyennes annuelles obtenues en fond urbain et appliquées dans les calculs ADMS sont présentées dans le tableau ci-dessous. Compte tenu de l'impossibilité de connaître les valeurs de concentrations de fonds pour les années ultérieures et de manière à pouvoir dissocier les effets imputables aux évolutions du trafic de transit des évolutions des autres sources (dont l'évolution n'a pas été étudiée), ces valeurs resteront constantes pour les trois échéances de l'étude.

Tableau 12 : Valeurs de fond intégrées dans ADMS

Fond urbain, moy. an. (µg/m ³)	Zone 1	Zone 2	Zone 3
NO _x	40	40	30
NO ₂	25	22	18
PM ₁₀	25	22	17
PM _{2.5}	20	15	11

3.3.2. DISPERSION SUR LES ZONES D'ETUDE

Dioxyde d'azote (NO₂)

La Figure 35 présente les profils journaliers de concentrations en sortie de modèle à 15 mètres de l'axe. Ces profils journaliers ont été construits pour représenter le profil sur 24 heures des moyennes annuelles horaires.

En condition d'atmosphérique stable les concentrations maximales modélisées à proximité de l'axe routier atteignent 84 µg/m³ sur la zone 2 (zone urbaine) en 2009 ; proche des concentrations mesurées. Ces valeurs sont atteintes pendant le pic de circulation du matin pour les zones 1 et 2 qui sont influencées par un trafic à caractère urbain. En ce qui concerne la zone 3 le profil journalier des concentrations est beaucoup plus lisse. Les effets du trafic de transit sur les concentrations modélisées sont très stables sur toutes les heures de la journée. Au contraire, le profil des concentrations de la zone 2 fait apparaître un double effet pervers du trafic de transit pendant les heures de pointe. Le trafic de transit participant au phénomène d'encombrement de la voie implique une surémission de tous les véhicules en circulation. Sur la zone 3, le trafic est beaucoup plus faible et éloigné de la capacité de la voie, l'encombrement supplémentaire des Poids Lourds en transit est, dans ces conditions, peu perceptible.

L'impact du trafic de transit est donc maximal lors des conditions les plus défavorables à la qualité de l'air. Ce profil étant calculé à partir de trafic moyen journalier, les surconcentrations dues au transit peuvent être encore plus importantes lors d'épisodes de très forte circulation.

Dans ces conditions moyennes de circulation les surconcentrations maximales sont de l'ordre de 4 et 5 µg/m³ pour les zones 1 et 2, et de 7 µg/m³ sur la zone 3 sur l'année 2009.

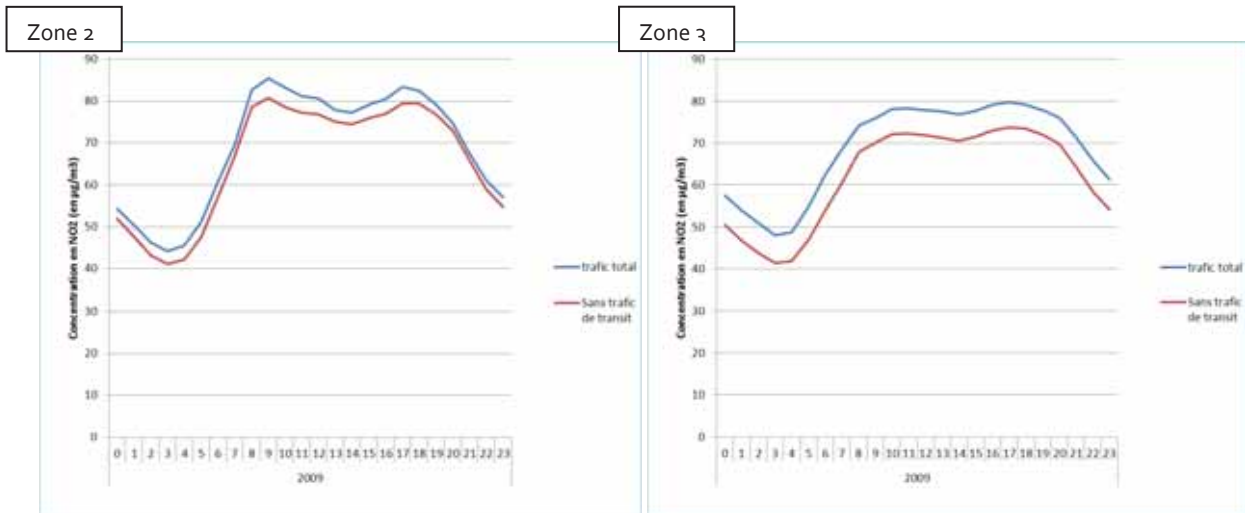


Figure 35 : Comparaison des cycles journalier moyen avec des concentrations en NO₂ avec et sans trafic de transit (zone 2).

Les cycles journaliers présentés ont été calculés sur l'année 2009. La Figure 36 donne l'évolution de l'influence du trafic de transit sur la période de l'étude. Le trafic de transit implique une hausse des concentrations en périphérie de l'axe (points à moins de 50 mètres de l'axe) de l'ordre de 4% à 6% sur les zones 1 et 2 avec une décroissance d'influence entre 2009 et 2023. Cette décroissance se retrouve aussi sur la zone 3 mais à des valeurs de pourcentages plus élevées. Sur 2009, ces valeurs sont d'ailleurs très cohérentes avec les résultats de l'étude théorique présentée en première partie.

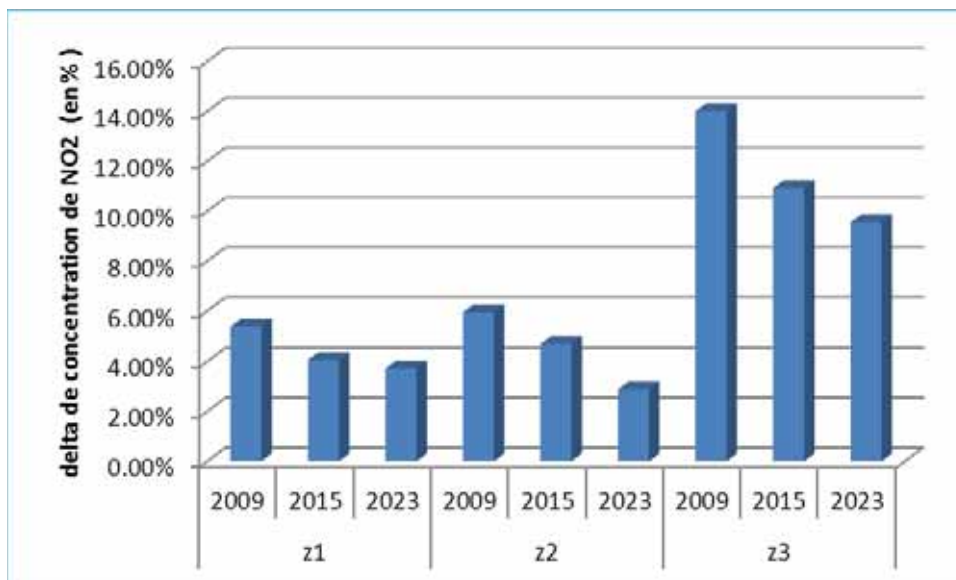


Figure 36 : Variation des concentrations de NO₂ induite par la suppression du trafic de transit

Particules (PM₁₀)

En ce qui concerne les concentrations de particules l'influence des Poids Lourds en transit est plus faible, avec une influence maximale de moins de 7% en 2009 sur la zone 3. On a une faible décroissance de l'impact du trafic de transit sur les concentrations en PM₁₀ entre 2009 et 2023 ; et ce sur toute les zones. Cette

décroissance est principalement générée par la baisse d'influence du trafic routier, dont les émissions baissent de plus de 30% entre 2009 et 2023 par rapport aux autres sources et apports extérieurs.

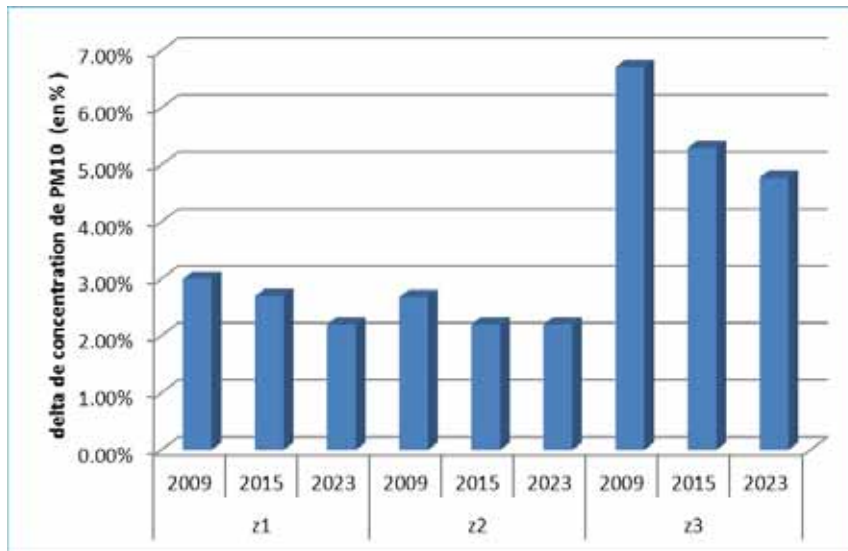


Figure 37 : Variation des concentrations de NO₂ induite par la suppression du trafic de transit

3.3.3. CONCLUSION

Le premier enseignement de l'étude est que l'influence du trafic de transit est significatif, bien que non critique sur les moyennes annuelles. Cependant son influence sur les concentrations sur les maxima journaliers peut entraîner des dépassements de seuils réglementaires. En effet on enregistre des surconcentrations de 5 à 9 µg/m³ en NO₂ (à 25 m de l'axe) uniquement dues au trafic de transit. Et ce pour une journée non pénalisante en termes de trafic.

Tableau 13 : Maximal journalier du delta de concentration sur les concentrations en NO₂ entre le cas témoin et le scénario sans trafic de transit en µg/m³.

	2009	2015	2023
Zone 1	6	5	3
Zone 2	5	4	3
Zone 3	9	7	5

Le deuxième enseignement concerne la baisse notable des effets quantitatifs du trafic de transit sur la qualité de l'air. Les surconcentrations des Poids Lourds en transit diminuent quasiment de moitié sur toutes les zones étudiées. Cette baisse s'inscrit dans un contexte plus global de diminution des émissions du trafic routier.

Le trafic de transit reste réellement pénalisant à l'échéance 2023. Dans une politique d'amélioration de qualité de l'air, des moyens de fret alternatifs (ferroviaire, transport maritime) constituent des leviers intéressants, avec des impacts bénéfiques sur les nuisances générées par le trafic de transit international.

4. CONCLUSION

La première partie de l'étude a permis de déterminer des fourchettes de réductions des concentrations pour les deux polluants les plus symptomatiques des émissions du trafic routier. Elle permet de statuer sur l'intérêt d'une étude plus poussée du trafic de transit et de ces effets sur la qualité de l'air.

Les scénarios de réduction du pourcentage de Poids Lourds n'engendrent une réduction notable des émissions (et donc des concentrations) en polluants sur l'autoroute qu'à partir d'une forte diminution du pourcentage de Poids Lourds. Une diminution plus réaliste de 5 % voire 10 % des Poids Lourds n'engendrent qu'une diminution maximale de 5 % des émissions des polluants et un gain de quelques pourcents sur les concentrations en polluants.

La prise en compte de données précises des **flux de transit** sur l'axe autoroutier ainsi que des projections aux échéances de 2015 et 2023 permet de définir les surconcentrations impliquées par ce trafic de transit. Ces surconcentrations peuvent aller jusqu'à $9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour le **NO₂** pour les zones frontalières où le trafic a un très fort caractère de transit. A météorologie identique et sur les mêmes zones d'investigations de l'A8, la surconcentration en dioxyde d'azote n'est plus que de $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en 2023.

En ce qui concerne les concentrations de **particules** l'influence des Poids Lourds en transit est plus faible, avec une influence maximale de moins de 7% en 2009 sur la zone transfrontalière. Une faible décroissance de l'impact du trafic de transit est observé sur les concentrations en PM₁₀ entre 2009 et 2023 ; et ce, sur toutes les zones. Cette décroissance est principalement générée par la baisse d'influence du trafic routier, dont les émissions baissent de plus de 30% entre 2009 et 2023 par rapport aux autres sources et apports extérieurs.

Plusieurs projets sont à l'étude pour diminuer le trafic de transit l'arc méditerranéen comme le report sur le fret ferroviaire (ACROMed) ou l'aide au développement du fret maritime. Ces projets, s'ils sont menés à bien permettront de réduire le trafic routier de transit. Cependant, il est évident que l'intégralité du trafic de transit ne sera pas reportée sur des modes de transport alternatifs à l'horizon 2023. Aussi il est intéressant de garder en mémoire les effets d'un abattement d'une part seulement du trafic PL comme présenté en première partie de l'étude.

Enfin cette étude permet de se focaliser sur les évolutions du trafic et l'importance du transit sur la qualité de l'air. Cependant la qualité de l'air est une problématique transversale qui dépend d'une multitude de facteurs. Il serait intéressant de s'approprier ces résultats dans une approche plus globale, en intégrant les autres macro-secteurs d'activités, afin affiner les projections de la qualité de l'air sur l'autoroute A8 aux horizons 2023.

5. LISTE DES TABLEAUX ET FIGURES

5.1. TABLEAUX

Tableau 1 : Paramètres des zones d'études	6
Tableau 2 : Valeurs de fond intégrées dans ADMS	7
Tableau 3 : Valeurs modélisées obtenues au bord de l'axe routier	8
Tableau 4 : Valeurs modélisées au bord de l'axe.....	12
Tableau 5 : Nombre de résidents exposés à des valeurs supérieures aux VL – réduction du % PL.....	13
Tableau 6 : Valeurs modélisées au bord de l'axe – réduction du % PL.....	14
Tableau 7 : Nombre de résidents exposés à des valeurs supérieures aux VL – réduction du % de PL.....	15
Tableau 8: Dates d'entrée en application des normes Euro pour les Automobiles et Poids Lourds	23
Tableau 9: Taux d'émissions à l'échappement des Poids Lourds en circulation	25
Tableau 10: Part du trafic Poids Lourds en transit	31
Tableau 11: Evolution des émissions du trafic de transit sur l'axe A8 dans les Alpes-Maritimes	35
Tableau 12 : Valeurs de fond intégrées dans ADMS	37
Tableau 13 : Maximal journalier du delta de concentration sur les concentrations en NO ₂ entre le cas témoin et le scénario sans trafic de transit en µg/m ³	39

5.2. FIGURES

Figure 1 : Carte des zones de calcul ADMS pour la dispersion	5
Figure 2 : Points récepteurs utilisés dans le modèle ADMS – zone Antibes/Biot (à gauche) et Cagnes (à droite).....	6
Figure 3 : Répartition des émissions du trafic routier, état de référence	8
Figure 4 : Concentrations annuelles en NO ₂ à Antibes/Biot (à gauche) et Cagnes (à droite).....	9
Figure 5 : Concentrations annuelles simulées en PM ₁₀ à Antibes/Biot (à gauche) et Cagnes (à droite)	9
Figure 6 : Variation d'émission induite par la variation du pourcentage de Poids Lourds.....	10
Figure 7 : Amélioration (en %) de la concentration annuelle en NO ₂ avec une réduction du pourcentage de PL à Cagnes (-25% à gauche et -50% à droite)	11
Figure 8 : Amélioration (en %) de la concentration annuelle en PM ₁₀ avec une réduction du pourcentage de PL à Cagnes (-25% à gauche et -50% à droite)	11
Figure 9 : Distance à l'axe soumis à un dépassement de la valeur réglementaire et nombre de résidents exposés – réduction du % PL.....	12
Figure 10 : Amélioration (en %) de la concentration annuelle en NO ₂ avec une réduction du pourcentage de PL à Antibes (-25 % à gauche et -50 % à droite).....	14
Figure 11 : Amélioration (en %) de la concentration annuelle en PM ₁₀ avec une réduction du pourcentage de PL à Antibes (-25 % à gauche et -50 % à droite).....	14
Figure 12 : Distance à l'axe soumis à un dépassement de la valeur réglementaire et nombre de résidents exposés – réduction du % de PL.....	15
Figure 13 : Contributions des principaux secteurs aux émissions de polluants dans les Alpes-Maritimes.....	17
Figure 14 : Evolution du trafic sur les Alpes-Maritimes (source RFF).....	20
Figure 15 : Evolution globale du trafic sur l'axe A8 entre 2009 et 2023(source : RFF, Jonction Conseil)	21
Figure 16 : Zones d'études et projets routiers à horizon 2023.....	21
Figure 17 : Évolution du trafic par zone entre 2009 et 2023.....	22
Figure 18: Evolution du trafic par zone d'étude	23
Figure 19 : Evolution du Parc de Poids Lourds en circulation sur l'autoroute.....	24
Figure 20 : Taux d'émission à l'échappement moyen d'un Poids Lourd.....	25

Figure 21 : Evolution des émissions du trafic routier dans les Alpes-Maritimes	26
Figure 22 : Evolution des émissions sur l'axe A8 entre 2009 et 2023	26
Figure 23: Emission de NO _x sur l'autoroute en kg/an)	27
Figure 24: Emissions de NO ₂ sur l'autoroute (en kg/an).....	28
Figure 25 : Evolution du rapport NO _x / NO ₂ par échéance et par type de véhicule	29
Figure 26: Emissions de PM10 sur l'autoroute(en kg/an).....	29
Figure 27 : Origine des Particules émises par les Poids Lourds sur l'axe A8.....	30
Figure 28 : courbe débit/vitesse (source ASPA).....	31
Figure 29 : Emissions moyennes de PM10 d'un véhicule léger	31
Figure 30 : Emissions moyennes de NOX d'un véhicule léger (source CITEPA)	32
Figure 31 : Emissions moyenne de PM10 d'un Poids Lourd (source CITEPA)	32
Figure 32: Influence de la suppression du trafic de transit sur les émissions de PM10 (détail par type de véhicule).....	33
Figure 33: Influence de la suppression du trafic de transit sur les émissions de NOX (détail par type de véhicule).....	34
Figure 34: Baisse des émissions après suppression des PL en transit.....	34
Figure 37 : Comparaison des cycles journalier moyen avec des concentrations en NO2 avec et sans trafic de transit (zone 2).	38
Figure 38 : Variation des concentrations de NO ₂ induite par la suppression du trafic de transit	38
Figure 39 : Variation des concentrations de NO ₂ induite par la suppression du trafic de transit	39
Figure 40 : Cycle de mesure des émissions pour les normes Euro	44

6. ANNEXE I : PRINCIPE DE FONCTIONNEMENT DE CIRCUL'AIR POUR LE CALCUL D'ÉMISSIONS

CIRCUL'AIR calcule, pour chaque axe, les émissions annuelles du trafic routier selon le principe schématisé ici. Les données d'entrées à renseigner sont indiquées en .

I Estimation du trafic horaire

Le **TMJA** (1) est renseigné pour chaque axe routier.

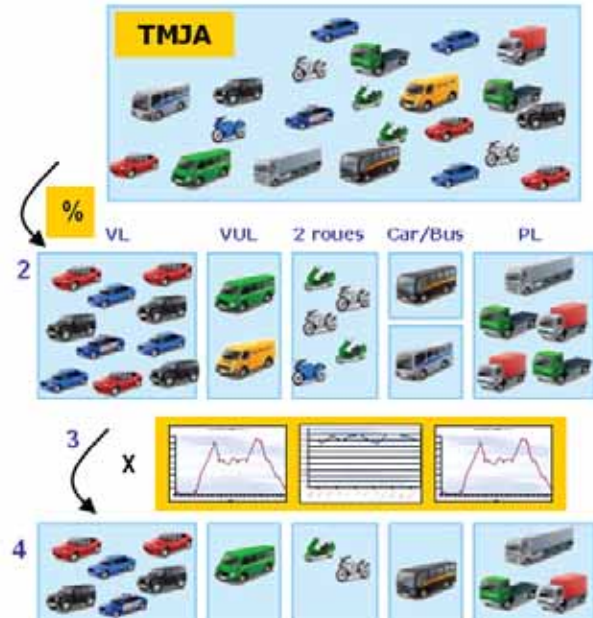
Le **% par type de véhicules** (2) est aussi renseigné par axe, à partir de données collectées (% PL, % Bus, % Car) ou issues de la littérature (% 2roues, % VUL).

À partir de ces données, le **trafic annuel** pour chaque type de véhicules est alors défini par l'outil.

Les **profils temporels** (3) sont à intégrer dans CIRCUL'AIR selon le type de voie :

- **profil par mois** répartition du trafic annuel /mois
- **profil par jour** répartition du trafic mois / JO, S et D
- **profil horaire** répartition du trafic JO, S et D / heure

À partir de ces profils, CIRCUL'AIR calcule le **trafic horaire par type de véhicules** pour chaque jour, de chaque mois de l'année (4).



II Estimation de la vitesse horaire du trafic

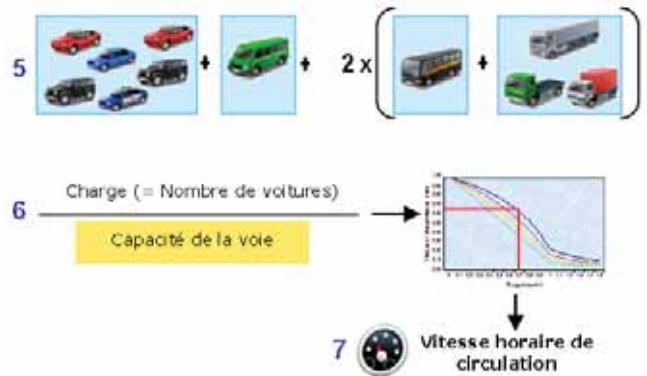
Le principe de CIRCUL'AIR est de définir, chaque heure, la **vitesse** des véhicules en estimant la congestion sur les axes.

La **charge horaire** est déterminée en considérant que :

- les bus et PL occupent 2 fois plus de place sur la route que les VL;
- les 2 roues ne participent pas à l'encombrement de l'axe (5).

La **capacité de la voie** est estimée à partir du nombre de voie et de la catégorie de l'axe (autoroute, route, ville).

Le **coefficient de charge** (6) horaire obtenu est croisé avec des courbes théoriques (intégrées dans l'outil) pour en déduire une vitesse horaire (7).



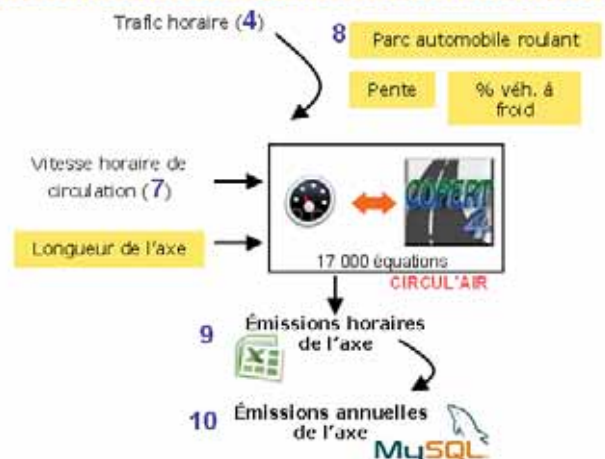
III Calcul des émissions annuelles

CIRCUL'AIR contient l'ensemble des équations COPERT IV par types de véhicules (carburant, cylindrée, norme EURO...). Le trafic horaire (4) est réparti à l'aide du **parc automobile roulant** (8).

La **longueur de l'axe** doit également être renseignée.

CIRCUL'AIR est constitué d'une macro Excel calculant les émissions horaires de chaque axe (9).

Ces résultats sont agrégés à l'année puis stockés dans une base de données MySQL (10) par type de véhicules (VL, VUL, Car, Bus, 2 roues et PL).



7. ANNEXE 2 : CYCLE DE CALCUL DES NORMES EURO

La mesure des taux d'émission des véhicules mis en circulation se fait sur un cycle de conduite conçu pour représenter les conditions de circulations européennes. Le cycle s'étale sur 20 minutes et est constitué de phases d'accélération, décélération et de paliers de vitesse sur une durée de 20 minutes pour un déplacement d'environ 11km. Ce cycle est présenté en Figure 38.

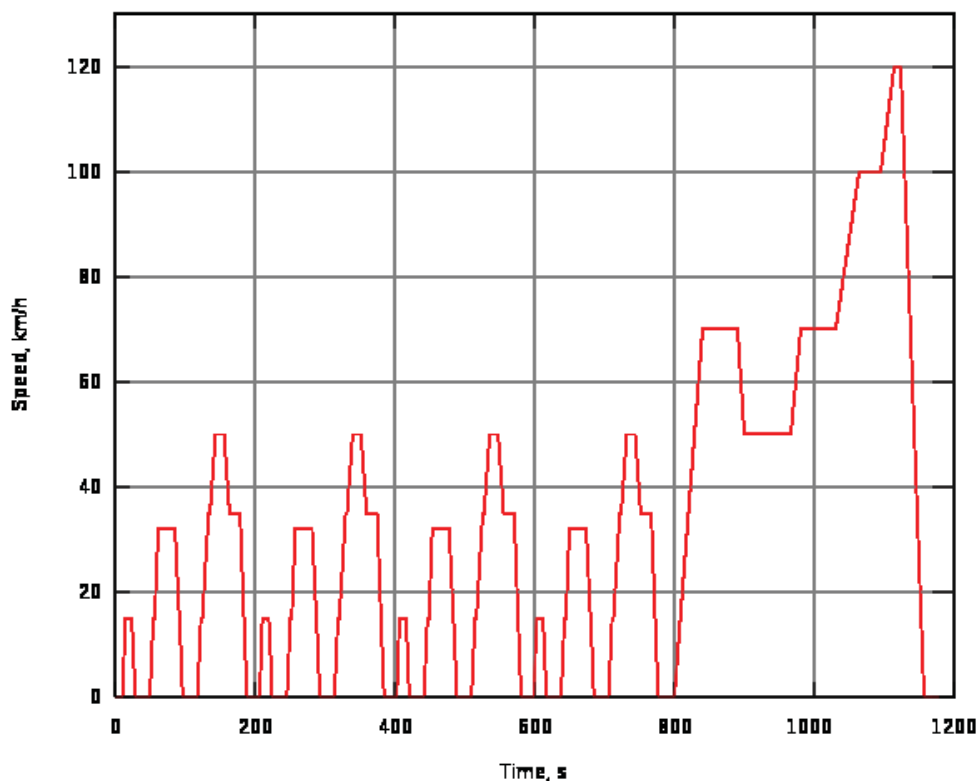


Figure 38 : Cycle de mesure des émissions pour les normes Euro

Certains experts reprochent à ce cycle de mesure son manque de sévérité. Le cycle ne comporte que des gradients de vitesse lents, la vitesse maximale de 120 km/h n'est tenue que 10 secondes sur l'ensemble du test et la vitesse moyenne est de 33 km/h.

Enfin les véhicules sont optimisés pour répondre aux objectifs des normes Euro mesurées sur ce cycle. Ces objectifs seront généralement impossibles à atteindre en conduite normale.