

Dans le cadre de l'expérimentation de l'abaissement de la limitation de vitesse sur l'autoroute A27 (de 130 à 110 km/h pour les véhicules légers et de 90 à 80 km/h pour les poids lourds), la DIR Nord a fait appel à Atmo Hauts-de-France pour quantifier l'impact sur les émissions et les concentrations de dioxyde d'azote et de particules PM2.5 et PM10. Cette annexe technique vient détailler les éléments et hypothèses prises, les méthodologies employées, les résultats de l'étude et les scores des modèles.

Contexte

Objectif de l'étude : quantifier l'impact de la réduction de vitesse sur les émissions et concentrations de polluants via l'élaboration de **2 scénarios** :

- **Scénario 1** : limitation de vitesse à 130 km/h pour les véhicules légers (VL) et 110 km/h pour les poids lourds (PL) (état des lieux) ;
- **Scénario 2** : limitation de vitesse durant l'expérimentation à 90 km/h pour les VL et 80 km/h pour les PL (expérimentation)

Zone d'étude : le long de l'autoroute A27

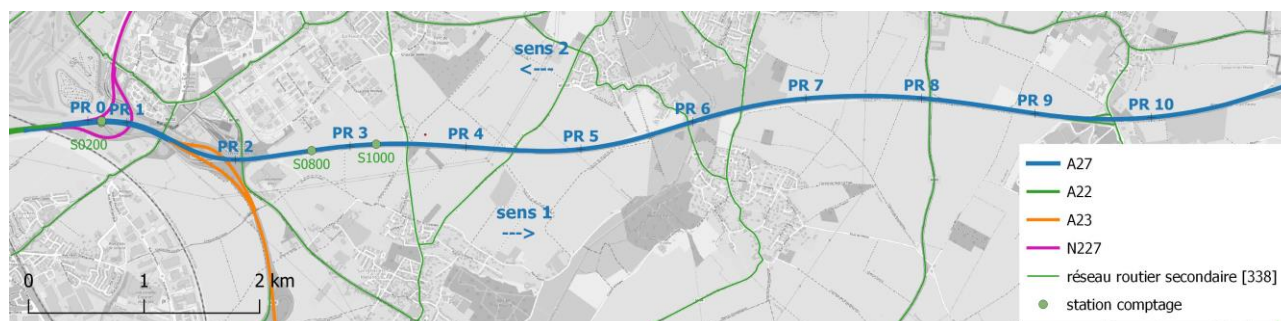


Figure 1: Réseaux routiers de la zone d'étude

Les vitesses limites pour les VL le long de l'autoroute A27 **avant expérimentation** sont comme suit :

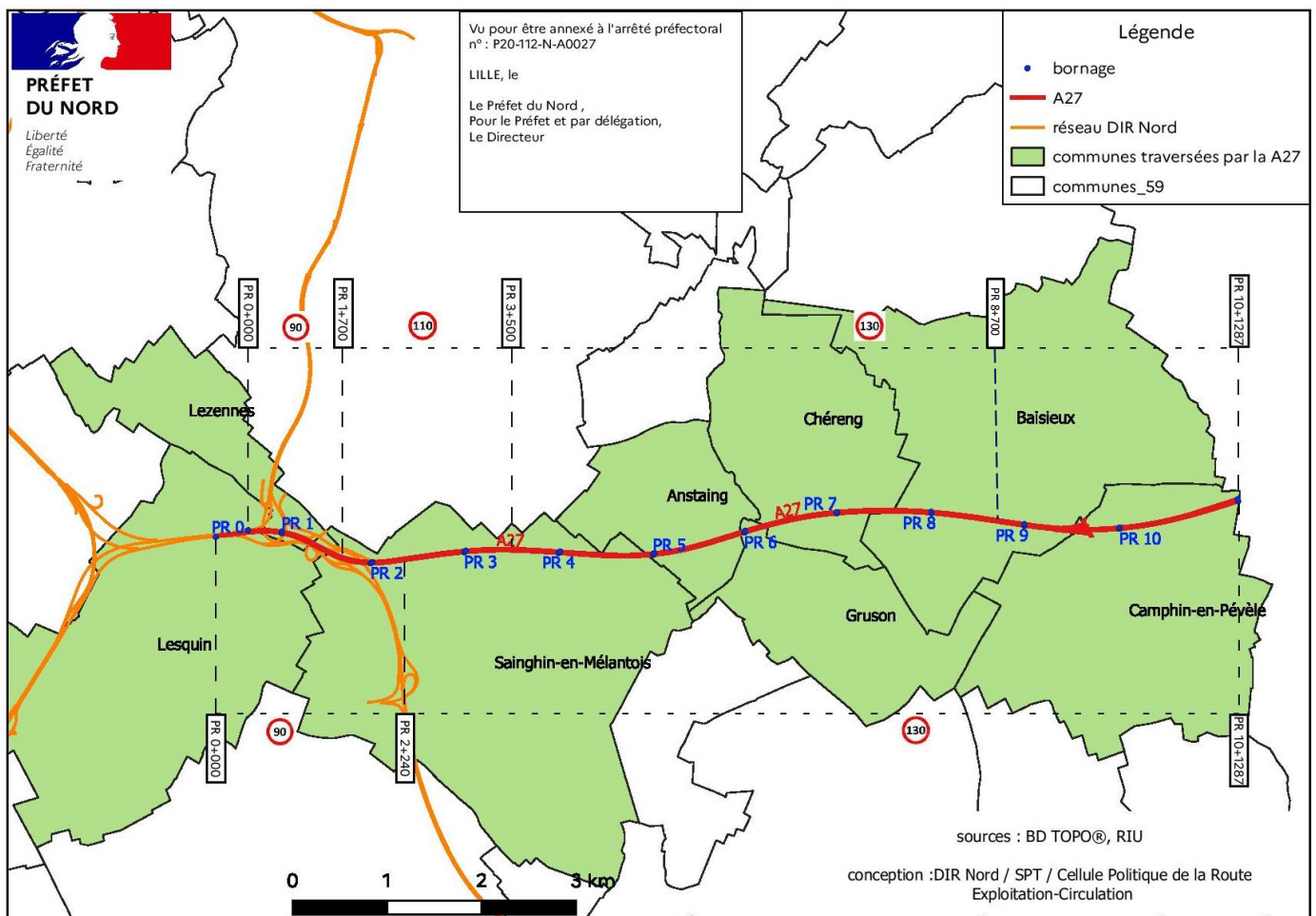


Figure 2: Vitesses limites le long de l'A27 avant réduction (Source : DIR Nord)

Période d'étude : expérimentation réelle du 6 septembre 2021 au 6 mars 2022 et **évaluation réalisée** sur la période du 15 septembre au 15 décembre 2019.

L'année 2019 a été choisie pour les données de comptage en raison de son caractère de circulation « normale » en l'absence de confinement COVID (scénario Etat des lieux). Les vitesses réelles de la période d'expérimentation viennent compléter le paramétrage des données d'entrée (scénario Expérimentation).

Polluants pris en compte :

- Les particules en suspension PM10 et PM2.5 ;
- Le dioxyde d'azote (NO₂).

Impact sur les émissions de polluants

Méthodologie

Le calcul des émissions s'appuie sur **la méthode COPERT 5.3** développée par l'Agence Européenne de l'Environnement. Cette méthode est fondée sur une base de données de facteurs d'émission qui permettent de convertir les **kilomètres parcourus par un véhicule en émissions**.

Un **facteur d'émission** (FE), exprimé en g/km est spécifique à une catégorie de véhicule. Il est déterminé en fonction :

- du type de véhicule (véhicules particuliers, véhicules utilitaires légers, poids lourds) ;
- de son type de carburation (diesel, essence, etc.) ;
- de sa cylindrée (ou de son poids total autorisé en charge pour les poids lourds) ;
- de sa date de mise en circulation (pour tenir compte des normes d'émission, notamment les normes euros et de son âge).

Il est par ailleurs **fonction de la vitesse du véhicule considéré**. Pour déterminer les FE à différentes vitesses, des mesures réelles des émissions sont effectuées en laboratoire pour différents cycles représentatifs de conditions réelles de circulation et correspondant à une vitesse moyenne donnée.

L'outil utilisé pour déterminer les émissions du secteur des transports routiers est le **logiciel CIRCUL'AIR version 5.0**. Le principe de fonctionnement de CIRCUL'AIR peut être décrit en **3 étapes** :

1^{ère} étape - Estimation du trafic horaire

1/ Le TMJA (trafic moyen journalier annuel) est renseigné pour chaque axe routier

2/ Le pourcentage par type de véhicules est également renseigné par axe à partir de données collectées (% PL) ou issues de la littérature (% VUL, % Bus, % Car, % 2 roues). A partir de ces données, le trafic annuel pour chaque type de véhicules est alors défini par l'outil.

3/ Les profils temporels sont intégrés dans CIRCUL'AIR :

- Profil par mois (répartition du trafic annuel / mois)
- Profil par jour (répartition du trafic mois / JO, S, D)
- Profil horaire (répartition du trafic JO, S et D / heure)

A partir de ces profils, CIRCUL'AIR calcule le trafic horaire par type de véhicules pour chaque jour, de chaque mois de l'année.

2^{ème} étape - 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

La capacité de la voie est estimée à partir du nombre de voies et de la catégorie de l'axe (autoroute, route, ville). Le coefficient de charge horaire (nombre de véhicules / capacité de la voie) obtenu est croisé avec des courbes théoriques (intégrées dans l'outil) pour en déduire une vitesse horaire.

Les vitesses horaires estimées pour les tronçons dont la vitesse limite initiale est de 130 km/h ont fait l'objet d'une vérification.

3^{ème} étape - Calcul des émissions

CIRCUL'AIR contient l'ensemble des équations COPERT 5.3 pour **421 types de véhicules** (carburant, cylindrée, norme EURO, etc.). Le trafic horaire est réparti selon les différents types de véhicule à l'aide du parc automobile roulant. Les émissions horaires sont alors obtenues en appliquant les **facteurs d'émission** (pour une vitesse horaire déterminée) aux données de trafic.

Dans le cadre de cette étude, le **parc roulant utilisé** correspond au **parc national** estimé par le CITEPA pour l'année de référence de l'étude.

Parc automobile roulant national 2019 CITEPA

Le parc roulant national fourni par le CITEPA (Centre Interprofessionnel Technique d'Etudes de la Pollution Atmosphérique) répartit les véhicules en « classes » homogènes du point de vue de leurs émissions. Il décrit le kilométrage parcouru par catégorie de véhicules en France métropolitaine au cours d'une année. Les classes sont définies à partir de caractéristiques telles que le type de véhicule (véhicules particuliers, véhicules utilitaires légers, poids lourds, bus, etc.), le PTAC (Poids Total Autorisé en Charge), la cylindrée, le carburant utilisé et la norme européenne d'émissions.

Le CITEPA distingue 3 parcs roulants selon le type de route considéré : urbain, interurbain, autoroutier. L'A27, objet de l'étude, est de type « **autoroutier** ». Nous ne présenterons ici que les caractéristiques de ce parc roulant (les deux autres parcs sont cependant mobilisés dans le calcul des émissions du réseau routier secondaire).

Le **diesel** représente, par kilomètre de carburant parcouru sur autoroute, **74% des véhicules particuliers, 98% des véhicules utilitaires** et presque l'intégralité pour **les poids lourds, cars et bus** (Figure 3).

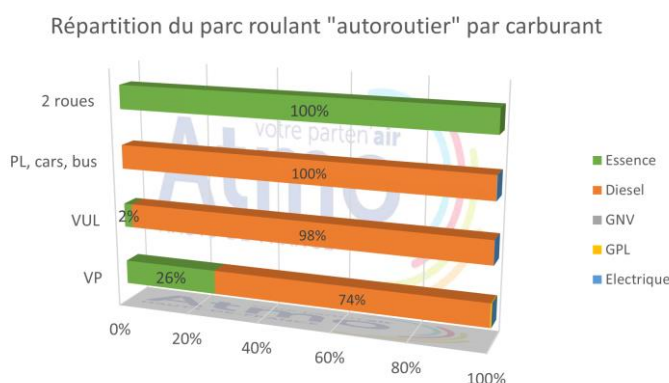


Figure 3: Répartition du parc roulant national "autoroutier" en 2019 par carburant (en kilomètres parcourus) (source CITEPA)

Depuis 1992 les véhicules entrant sur le marché sont soumis en Europe à des normes environnementales dites « norme Euro » portant sur leurs rejets en polluants (notamment les oxydes d'azote - NOx et particules PM10). Ces normes sont revues périodiquement et visent à obliger les constructeurs automobiles à produire des véhicules de plus en plus propres. Les dernières normes entrées en vigueur pour le parc considéré sont la norme Euro 6d-Temp pour les véhicules particuliers (véhicules mis en service à partir du 1er septembre 2019) et la norme Euro VI pour les poids lourds (véhicules mis en service à partir du 1er janvier 2014).

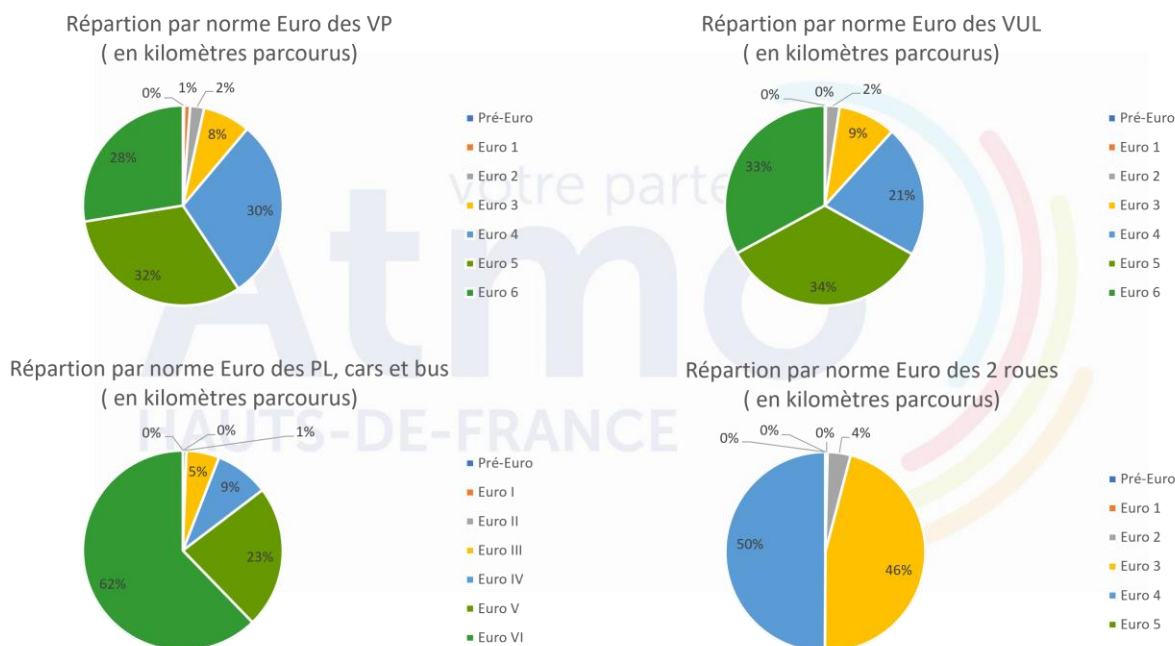


Figure 4: Répartition du parc véhicule "autoroutier" 2019 selon la norme Euro (en kilomètres parcourus)¹ (Source CITEPA)

Hypothèses de l'études

Trafics routiers

- A27 : les données de **trafic** de l'année de référence 2019 ont été utilisées. Plusieurs sources² de la DIR ont été sollicitées. L'ensemble des données retenues pour la scénarisation a été validé avec la DIR lors d'une réunion préalable.

	A27 PR 0 à 1+400		A27 PR 1+400 à 10+1287	
	Station 0027S0200		Station 0027S1000	
	TMJA	%PL	TMJA	%PL
Global	63 477	-	39 874	-
Sens 1	45%	15,0	50%	18,5
Sens 2	55%	14,0	50%	16,6

Tableau 1: Données de trafic de l'A27 pour l'année 2019²

- Pour le reste du réseau routier primaire et secondaire, les données de trafic routier (TMJA, %PL) de **l'inventaire des émissions 2018** ont été utilisées.

Profils temporels

- A27 : les profils temporels pour les catégories de véhicules VL et PL ont été construits à partir des **données de comptage** permanent des stations S0027S0200 et S0027S1000 pour **l'année 2019** transmises par la DIR (donnée de débits horaires classifiés longueur QTH).
- Pour le reste du réseau routier primaire et secondaire, les profils standard Atmo pour la région Hauts-de-France ont été mobilisés.

¹ Dans un souci de lisibilité des graphiques, les normes Euro 5a et 5b concernant les VP et VUL ont été regroupées sous la catégorie unique Euro 5 ; les normes Euro 6b, 6c, 6d-Temp sous la catégorie Euro 6.

² Données directement transmises par la DIR à Atmo, fichier DIR QTH 2019, webSIG de données de comptage de la DIR

Vitesses de circulation sur l'A27

La DIR Nord a réalisé en **février 2022** une évaluation de la réduction des vitesses avant et après abaissement sur les tronçons initialement à 130 km/h.

		Sept 2019 (vitesse réelle km/h)	Sept 2021 (vitesse réelle km/h)	Janv 2022 (vitesse réelle km/h)	Différence (sep19 /jan22) (vitesse réelle km/h)
VL	Lille-Belgique	115	102	100	-15
	Belgique-Lille	111	100	99	-12
PL	Lille-Belgique	86	85	83	-3
	Belgique-Lille	84	82	81	-3

Tableau 2 : Evaluation des vitesses moyennes en km/h VL et PL toutes catégories de jours avant et après expérimentation sur les tronçons initialement à 130 km/h (Source : DIR Nord)

Les **vitesses moyennes des VL avant abaissement sont plus faibles** que ce que l'on pourrait attendre sur un tronçon limité à 130 km/h (115 et 111 km/h ont été relevés en septembre 2019 respectivement dans le sens 1 – Lille/Belgique et le sens 2 – Belgique/Lille). Ce comportement des automobilistes est également observé sur les profils de vitesses horaires réalisés sur la station 0027S1000 sens 2 (vitesse limitée à 130 km/h dans ce sens).

L'A27 est équipée d'un **radar tronçon** installé entre les PR 3+500 et PR 8+700 (soit une couverture des deux-tiers du tronçon limité à 130 km/h). Le radar couvre les sens 1 et 2. La présence du radar pourrait expliquer le comportement vigilant adopté par les automobilistes.

Ces vitesses réelles observées ont été prises en compte dans l'outil de calcul des émissions de polluants pour chacune des catégories de véhicules.

Pour les tronçons d'autoroute limités initialement à 90 et 110 km/h, les valeurs de vitesse à vide issues de la littérature³ ont été utilisées (Tableau 3Tableau 1) :

		90 km/h urbain	110 km/h urbain
Vitesse à vide	VL	88	106
	PL	79	82

Tableau 3 : Vitesses à vide par catégorie de véhicule pour les catégories de voie autoroute à 90 et 110 km/h

Etat du trafic sur l'A27

Les profils des vitesses horaires au niveau de la station de comptage S0027S1000 ont été réalisés à partir de la donnée DIR débits/taux d'occupation/vitesse (fichier QTV) pour les mois de mars et septembre 2019 et les sens 1 et 2 en journée ouvrée. Ces deux mois ont été sélectionnés pour leur représentativité en termes de trafic (absence de biais lié à une période de vacances).

Les profils montrent (Figure 5) :

- **Sens 1** (vers la Belgique) : les vitesses sont relativement stables tout au long de la journée et le trafic est fluide.

³ Rapport final ARTEMIS – Oct. 2007

- **Sens 2 (vers Lille) :** les vitesses de circulation chutent dans les tranches horaires 7-9h et 16-18h. Le **trafic est alors plus dense**. Le taux de saturation moyen demeure toutefois limité. Il n'excède 70% que pour 5% des points sur les mois de mars et septembre (voir [Figure 6](#)).



Figure 5: Vitesses horaires moyennes en JO pour les sens 1 et 2 à la station de comptage S0027S1000 de l'A27

Les vitesses mesurées pour les mois de mars et septembre 2019 en fonction de l'état du trafic (taux de saturation) ont été comparées à la courbe de calcul utilisée par CIRCUL'AIR pour établir les vitesses horaires ([Figure 6](#)). Ce type de courbe est appelé courbe débit-vitesse. La comparaison permet de vérifier la bonne adéquation des vitesses horaires estimées.

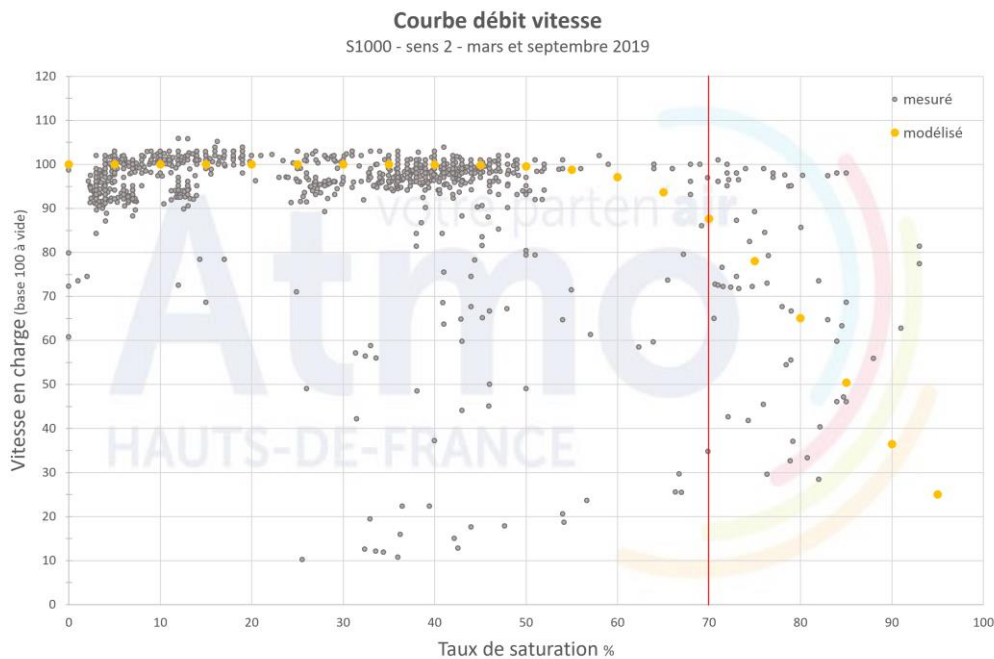


Figure 6 : Courbe débit-vitesse. Comparaison des vitesses modélisées à l'aide de la courbe BPR2 aux vitesses mesurées par la station de comptage A027S1000 pour le sens 2 (Belgique vers Lille) pour les mois de mars et septembre 2019

Facteurs d'émission et vitesse moyenne de circulation

Les facteurs d'émission de la méthode de calcul COPERT 5.3 permettent d'appréhender l'effet de la vitesse sur les émissions de polluant pour un véhicule et un polluant donné.

Les courbes émission-vitesse ont été établies pour le parc national roulant 2019 par catégorie de véhicule. Ces courbes permettent d'appréhender dans une première approche l'impact positif ou non de la réduction de vitesse, son amplitude en fonction de la vitesse de circulation initiale.

Oxydes d'azote (NOx)

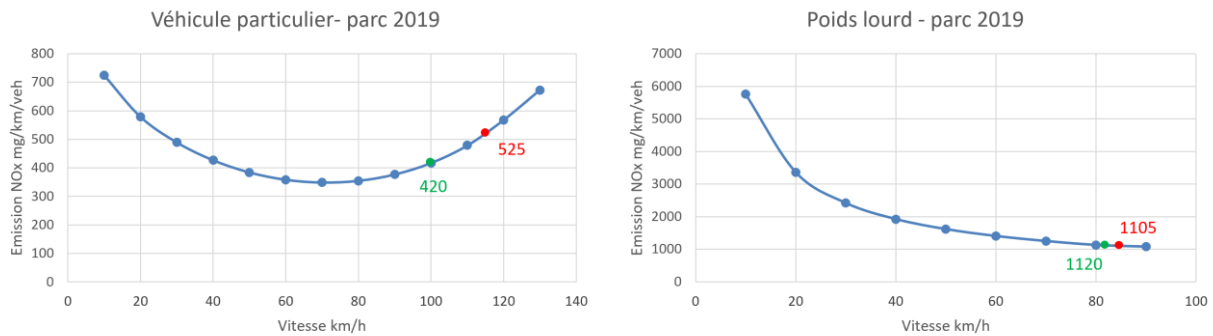


Figure 7: Courbes émission de NOx - vitesse pour les catégories de véhicule VP et PL moyen du parc roulant 2019

La forme de la courbe émission-vitesse pour les émissions de NOx diffère selon la catégorie de véhicule considérée (Figure 7) :

- Une courbe en forme de U pour le **véhicule particulier** moyen. Les **émissions sont minimales pour une vitesse moyenne de 70 km/h**. Elles sont élevées à vitesses élevées (+90% par rapport à la valeur minimale à 130 km/h) et à vitesses faibles (+40% par rapport à la valeur minimale à 30 km/h).
- Une courbe décroissante entre 10 et 90 km/h pour le **poids lourd** moyen. Les émissions sont maximales à faible vitesse du fait de la relative inertie de ce type de véhicule. Les émissions diminuent progressivement pour atteindre une **valeur minimale vers 85-90 km/h**. Les émissions unitaires d'un PL sont largement supérieures à celles d'un VP (plus de **3 fois supérieures** par exemple à 70 km/h).

Conclusion

La baisse de vitesse observée sur les véhicules particuliers induit une réduction des émissions de NOx de 105 mg/km/veh. La baisse de vitesse observée sur les PL induit une légère élévation des émissions de NOx de 15 mg/km/veh. **L'effet global de la mesure d'abaissement est attendu comme positive** (gain).

Particules PM10

Les émissions de particules PM10 des véhicules en circulation trouvent leur origine dans **3 processus distincts** :

- La combustion (échappements moteur) ;
- La remise en suspension de poussières lors du passage de véhicules ;
- L'abrasion des pneus, des freins et des routes.

Les courbes émission-vitesse de ces processus sont présentées respectivement en Figure 8, Figure 9 et Figure 10.

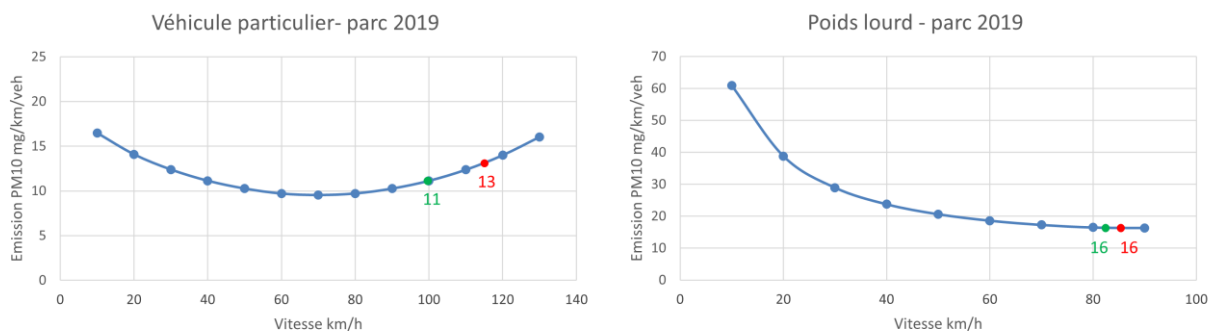


Figure 8: Courbes émission de PM10 issues de la combustion - vitesse pour les catégories de véhicule VP et PL moyen du parc roulant 2019

On retrouve pour les émissions de particules PM10 liées à la **combustion** des courbes semblables à celles obtenues pour les oxydes d'azote, avec la même forme caractéristique en U pour les véhicules particuliers et une courbe décroissante avec la vitesse pour les poids lourds. L'amplitude entre la valeur minimale et la valeur maximale est beaucoup plus faible que pour les NOx particulièrement pour les VP. L'abaissement des vitesses sur l'A27 doit induire une légère baisse des émissions de PM10 issues de la combustion pour les VP (moins 2 mg/km/veh). Elle est sans impact sur les poids lourds dans cette plage de vitesse.

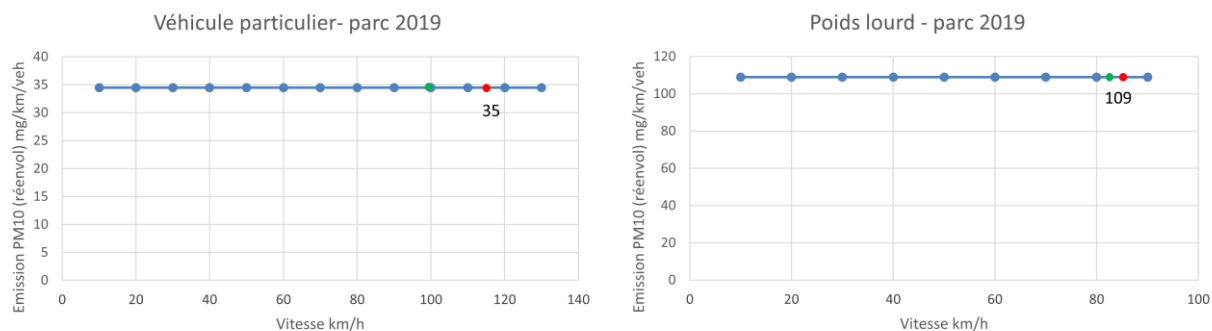


Figure 9: Courbes émission de PM10 issues de la remise en suspension - vitesse pour les catégories de véhicule VP et PL moyen du parc roulant 2019

Les émissions de PM10 liées à la **remise en suspension** lors du passage des véhicules sont **indépendantes de la vitesse**. Elles sont plus importantes pour les poids lourds que pour les véhicules particuliers (facteur ~X3).

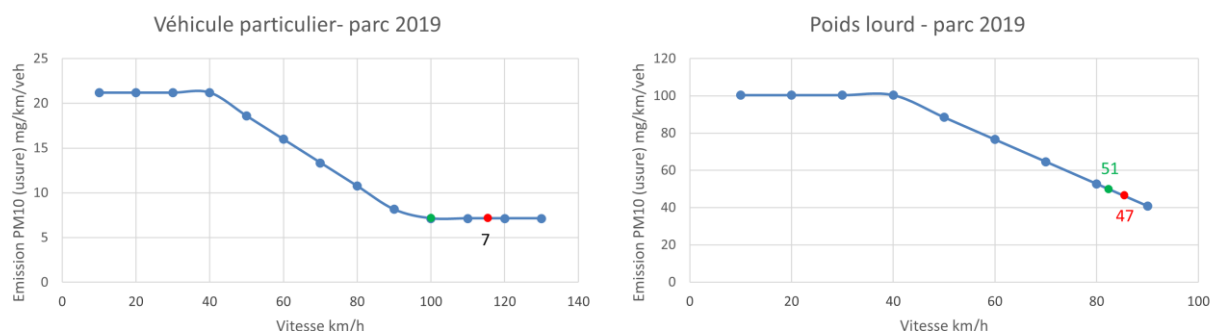


Figure 10 : Courbes émission de PM10 issues de l'usure des freins et des pneus - vitesse pour les catégories de véhicule VP et PL moyen du parc roulant 2019

Les émissions de PM10 liées à l'**usure** des pneus, des freins et du revêtement routier ne sont pas affectées par l'abaissement de vitesse pour un VP dans la plage de vitesse considérée. **Elles augmentent en revanche légèrement pour un poids lourd** (+ 4 mg/km/veh).

Conclusion

La quantité d'émissions de PM10 liées à la **remise en suspension** est à la fois élevée et indépendante de la vitesse de circulation quel que soit le type de véhicule. Elles représentent plus de la moitié des émissions totales en PM10 pour un pourcentage de PL de 18%. **Cette tendance réduit l'impact des mesures d'abaissement de vitesse sur les émissions totales.**

D'un point de vue global, l'abaissement de vitesse doit induire, nous l'avons vu, une légère baisse des émissions de PM10 issues de la combustion pour les VP (moins 2 mg/km/veh) et une légère augmentation des émissions de PM10 liées à l'usure des pneus et des freins pour les poids lourds (+ 4 mg/km/veh).

Particules PM2.5

Les courbes émission-vitesse pour les particules PM2,5 issues de la **combustion** sont identiques aux courbes PM10, ce qui traduit le fait que toutes les particules issues de la combustion sont de diamètre inférieur à 2,5 µm (Figure 11).

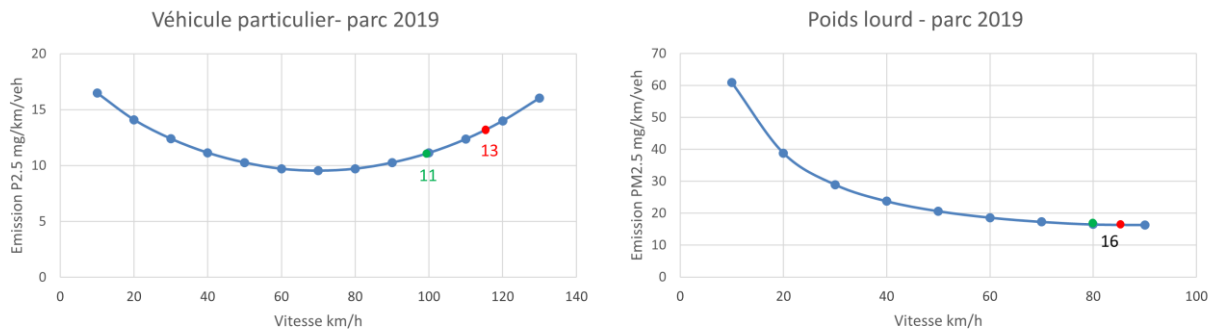


Figure 11 : Courbes émission de PM2.5 issues de la combustion - vitesse pour les catégories de véhicule VP et PL moyen du parc roulant 2019

Les courbes émission-vitesse des particules PM2,5 issues des processus **de remise en suspension** et **d'usure** (Figure 12 et Figure 13 respectivement) présentent la même forme que celles des particules PM10. Elles sont néanmoins plus faibles et représentent environ 50 à 60 % des émissions de PM10 dans la plage de vitesse considérée.

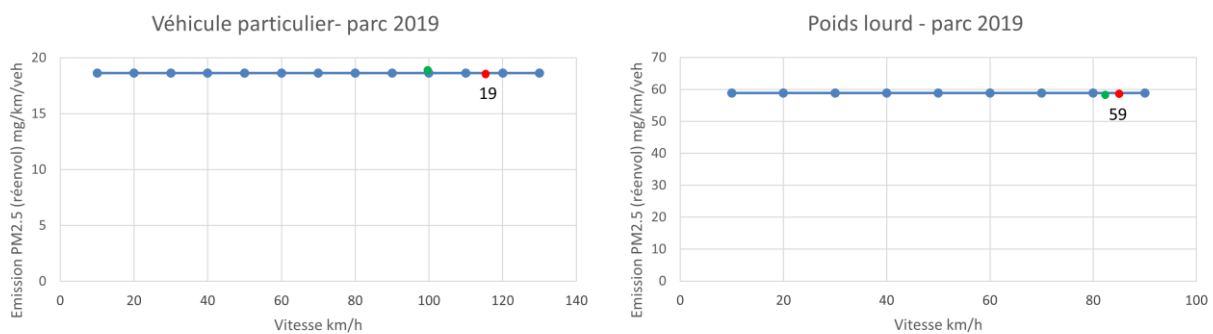


Figure 12 : Courbes émission de PM2.5 issues de la remise en suspension - vitesse pour les catégories de véhicule VP et PL moyen du parc roulant 2019

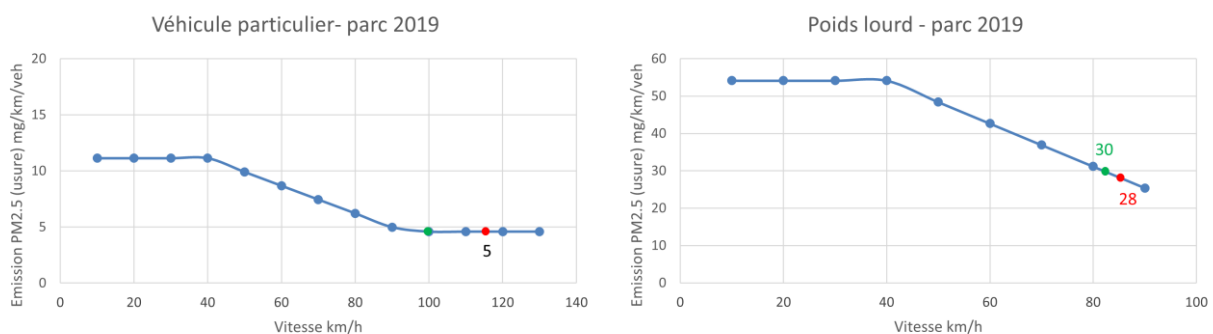


Figure 13 : Courbes émission de PM2.5 issues de l'usure des freins et des pneus - vitesse pour les catégories de véhicule VP et PL moyen du parc roulant 2019

Conclusion

Si l'on considère les émissions totales issues des processus de combustion, remise en suspension et usure pour un véhicule moyen du parc roulant 2019 et une part de poids lourds de 18 %, l'abaissement de la vitesse observée ne devrait avoir qu'un impact faible sur les émissions de particules PM2.5.

Gain en émissions annuelles

	PM10	PM2.5	NO ₂
Taux ¹	-2%	-3%	-17%
Flux (kg/an)	-189	-200	-6 473

Tableau 4 : Gain en émissions des polluants PM10, PM2.5 et NO₂ après abaissement des vitesses limitées sur l'A27
(1) en pourcentage des émissions des tronçons limités initialement à 130 km/h

L'impact de la mesure d'abaissement des vitesses sur l'A27 est synthétisé dans le Tableau 4.

La **réduction des émissions en particules** (PM10, PM2.5) **est limitée** : respectivement 2 et 3%. Les raisons suivantes expliquent ce résultat :

- Les émissions de particules par remise en suspension représentent un peu plus de la moitié des émissions en particules totales (Figure 14). Ce type d'émission est indépendant de la vitesse de circulation quel que soit le type de véhicule.

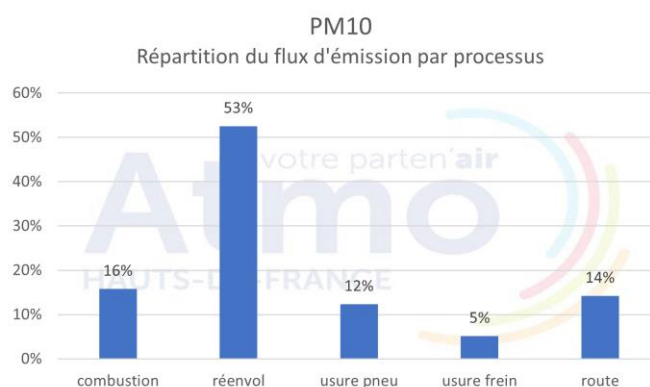


Figure 14 : Répartition du flux d'émission en PM10 par processus - Scénario Etat des lieux

- Les vitesses de circulation des VL sur les tronçons limités avant mesure à 130 km/h sont modérées (voir Tableau 2) ; la baisse de vitesse induite par la mesure est donc moindre (-15 et -12km/h respectivement pour les sens Lille-Belgique et Belgique-Lille).
- Les motorisations du parc roulant national 2019 « autoroute » sont plus « propres ». Les proportions des véhicules VP et VUL norme Euro 5 + Euro 6 sont passées respectivement entre 2017 et 2019 de 46% et 55% à 60% et 67% (voir Figure 4).
- Il est à noter que la baisse de vitesse des PL induit une très légère augmentation des émissions de particules issues des processus de combustion et d'usure des pneus et freins (+0,2% du flux total des PM10 émis). Cette tendance s'oppose au gain global observé.

La réduction des émissions en particules par processus d'émission est présentée dans le Tableau 5. La réduction globale (tous types de véhicules) est due essentiellement à une baisse des émissions issues des processus de combustion. Les taux de réduction par processus sont similaires entre PM10 et PM2.5

	Combustion	Réenvol	Usure pneu	Usure frein	Usure route
PM10 PM2.5	-10%	0%	0%	2,5%	0%

Tableau 5 : Gain en émissions des polluants PM10 et PM2.5 par processus après abaissement des vitesses limitées sur l'A27
(en pourcentage des émissions des tronçons limités initialement à 130 km/h)

La réduction des émissions en NO₂ s'élève à 17% du flux annuel de NO_x émis par la section de l'A27 initialement à 130 km/h.

La répartition du flux des émissions de polluants⁴ par catégorie de véhicule est présentée dans le **Tableau 6** pour le scénario Etat des lieux. La proportion des émissions de particules rejetées par les poids lourds est importante au regard de leur proportion dans le trafic global (18% en moyenne).

	PM10	PM2.5	NO ₂
VP+VUL	59%	61%	91%
PL	41%	39%	9%

Tableau 6 : Répartition du flux des émissions de polluants PM10, PM2.5, NO₂ par catégorie de véhicule - scénario Etat des lieux

L'impact de la mesure d'abaissement des vitesses sur l'A27 est détaillé par catégorie de véhicule et processus d'émission dans le **Tableau 7** :

- L'abaissement des vitesses des VL induit une diminution des flux de PM10, PM2.5 et NO₂ émis.
- L'abaissement des vitesses des PL induit une légère augmentation des flux de PM10 et PM2.5 émis par usure des pneus et des freins et du flux de NO₂ émis par combustion.
- L'abaissement des vitesses des VL et PL est sans impact sur les flux de PM10 et PM2.5 émis par remise en suspension et usure de la route.
- L'abaissement des vitesses des VL est sans impact sur les flux de PM10 et PM2.5 émis par usure des pneus et des freins.

L'ensemble de ces tendances est décrit dans la présentation des courbes émission-vitesse par polluant.

		Flux (kg/an)				
		Combustion	Réenvol	Usure pneu	Usure frein	Usure route
PM10	VP+VUL	-210	-	-	-	-
	PL	-	-	+6	+15	-
PM2.5	VP+VUL	-210	-	-	-	-
	PL	-	-	+4	+6	-
NO ₂	VP+VUL	-6 489	NA	NA	NA	NA
	PL	+16	NA	NA	NA	NA

Tableau 7 : Gain en émissions des polluants PM10, PM2.5 et NO₂ par catégorie de véhicule et processus après abaissement des vitesses limites sur l'A27

⁴ Les flux massiques de polluants sont établis sur l'intégralité de l'A27 pour ce calcul.
Annexe technique : évaluation de la réduction de vitesse sur l'A27 – Avril 2022 - Atmo Hauts-de-France

Impact sur les concentrations de polluants

Méthodologie

1^{ère} étape – Intégration des données d'entrée et calage du modèle

Le modèle **ADMS Urban** est un modèle reconnu et cité dans de nombreuses publications scientifiques développé par le CERC (www.cerc.co.uk), distribué en France par la société NUMTECH (www.numtech.fr). Il est utilisé par de nombreuses AASQA et depuis plusieurs années par l'équipe ATMO Haut-de-France.

Conçu pour travailler de l'échelle de la rue à celle de l'agglomération, ADMS-Urban est le système de référence pour la **quantification de l'exposition des populations** aux sources de pollutions urbaines comme par exemple, le trafic routier. Pour calculer la **dispersion des polluants**, le modèle ADMS-Urban s'appuie sur la connaissance :

- Des **sources locales d'émission** des principaux secteurs émetteurs (industrie, résidentiel-tertiaire et trafic routier) ;
- Des **conditions météorologiques** (vitesse et direction du vent, température, rayonnement solaire, paramètres de stabilité, etc.) ;
- De **l'apport en polluants extérieurs** au domaine d'étude (transport longue distance).

Le modèle permet notamment d'établir des cartographies de concentration de polluants à très fine échelle, la résolution étant de **25 mètres**. La précision dans les cartes de sortie est donc suffisamment fine pour **montrer un impact aux abords d'une route**. Aussi en amont de la production de la carte de sortie, le maillage du modèle va en fonction de la localisation sur le territoire ou du type de sources à proximité être plus ou moins resserré. Ainsi l'écart entre deux points est de 500 mètres en dehors de toute zone urbaine, mais de quelques mètres à proximité de certains des axes routiers.

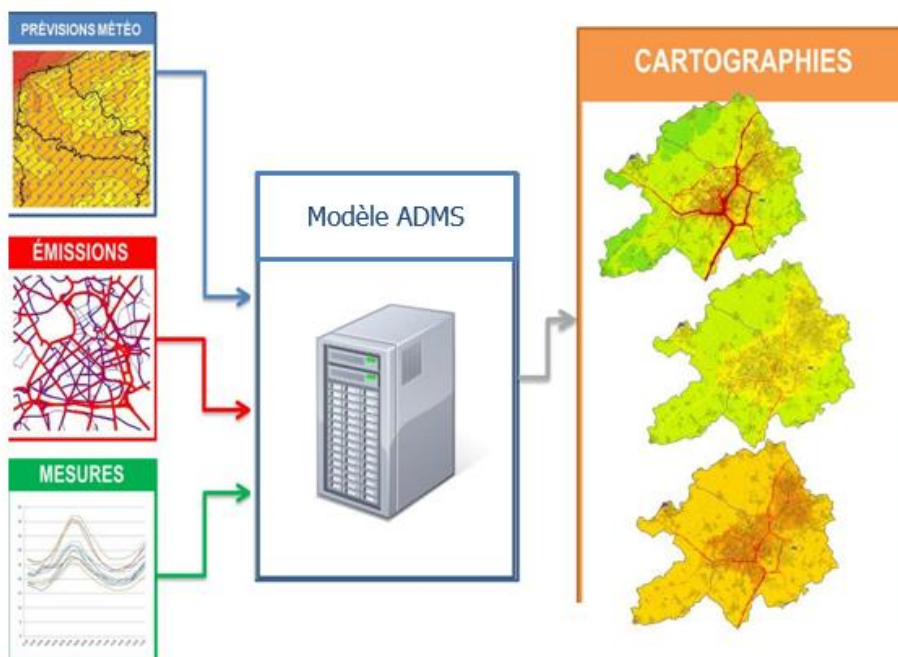


Figure 15: schéma du fonctionnement du modèle ADMS Urban

Sources locales d'émissions

Le modèle utilisé requiert des **données d'entrée** ayant pour but de décrire les bâtiments, les sources de pollution présentes à l'intérieur du domaine d'étude ainsi que les conditions météorologiques et la pollution de fond de l'année à évaluer.

Les principales sources de pollution présentes dans le domaine d'étude sont les émissions liées aux secteurs **routier, industriel et résidentiel-tertiaire**.



Les **routes** sont traitées sous forme de **sources linéaires** avec une largeur définie et un débit de polluant estimé par tronçon. La géométrie des tronçons routiers provient des données géoréférencées de l'IGN et les émissions calculées pour chacun des brins routiers dans le volet émissions.



La caractérisation des **sources industrielles** repose sur les **déclarations** faites par les industriels les plus polluants dans la base de **données REP** (Registre des Emissions Polluantes) pour **l'année 2016** (industries ayant peu d'impact sur les concentrations du domaine). Les industries les plus émettrices (avec un tonnage annuel supérieur à 5 tonnes pour l'un des polluants NOx, particules totales en suspension, SO₂) sont prises en compte dans la modélisation.



Les émissions du secteur **résidentiel** et **tertiaire** proviennent de l'inventaire régional spatialisé réalisé par Atmo Hauts-de-France pour **l'année 2015, dernière version** disponible au moment de la réalisation du projet. Ces émissions, initialement disponibles à l'échelle communale seront respatialisées à une échelle plus fine au bâtiment, puis agrégées à un maillage kilométrique pour les besoins de la modélisation.

Conditions météorologiques

La météorologie utilisée est constituée de **séries horaires** de mesures réalisées à la station météo France de **Lille-Lesquin** (vitesse et direction du vent, précipitations, humidité relative, température, nébulosité), complétée par des paramètres modélisés de la chaîne de prévision EMERALDA pour caractériser la stabilité atmosphérique. Les mesures renseignées couvrent les trois mois de la période d'étude du 15 septembre au 15 décembre 2019. La période a été particulièrement marquée par un cumul de précipitations important sur les mois d'octobre à décembre, atteignant 341 mm de cumul sur ces 3 mois sur Lille Lesquin (55% des précipitations annuelles).

Les vents les plus forts sont également mesurés pendant le mois de décembre, avec notamment des rafales recensées le 8 et 9 décembre. La rose de vent est présentée ci-dessous sur la Figure 16, la direction majoritaire est Sud-Ouest avec des rafales pouvant dépasser 8,2 m/s. Ces vents du Sud-Ouest correspondent aux vents dominants observés sur l'année.

Le fort cumul de pluies et les fortes rafales sont favorables au lessivage et à la dispersion des polluants émis, induisant des concentrations de polluant plus faibles. La météorologie de la période d'étude va être importante à considérer pour l'analyse des résultats.

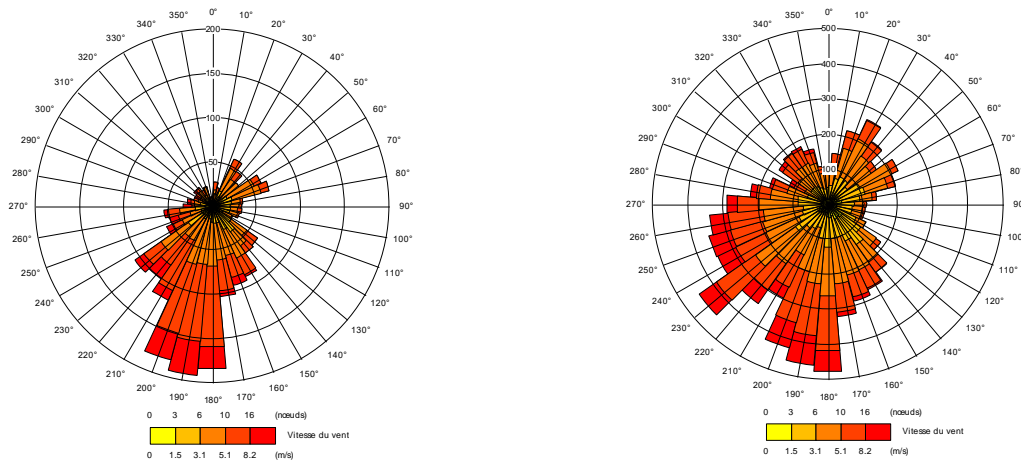


Figure 16: rose de vents sur la période de modélisation du 15 septembre au 15 décembre (rose à gauche) et rose de vents annuelle (rose à droite) direction préférentiel Sud et Sud-Ouest, plus une direction minoritaire Nord-Est.

Apport en polluants extérieurs

Une **pollution de fond** est ajoutée aux simulations pour estimer la quantité de polluants émis en dehors du domaine et qui entrent sous l'effet des conditions météorologiques. La pollution de fond choisie pour les simulations de cette étude est celle de la station rurale de Campagne-lès-Boulonnais pour les particules et de la station de Saint-Amand-les-Eaux pour les NO_x. Les mesures sont sélectionnées sur la période de calcul du 15 septembre au 15 décembre 2019.

2^{ème} étape – Calcul des scores et lancement du modèle

	Moyenne mesures (µg/m ³)	Moyenne Modèle (µg/m ³)	Coefficient de Corrélation	Erreur relative (%)
NO ₂ _MC5	14,93	14,20	0,57	5
PM10_MC5	14,78	13,98	0,66	4
PM2.5_MC5	9,3	7,4	0,71	-22

Tableau 8 : Tableau récapitulatif des scores du modèle à la station de Lille-Fives (MC5)

La législation européenne impose des objectifs de qualité des données modélisées en termes d'incertitudes. Elle exige que l'ensemble des erreurs relatives pour une moyenne annuelle soit comprise entre $\pm 30\%$ (stations de fond). On peut également prendre en compte des statistiques complémentaires pour l'évaluation du modèle telles que le coefficient de corrélation (doit être compris entre 0,6 et 1). Les critères sont ici respectés pour la gamme d'erreur relative, le coefficient de corrélation est cependant un peu trop faible dans le cas du NO₂. Le coefficient de corrélation étant une statistique complémentaire cela n'invalide pas le modèle.

Il est à noter que dans le but d'être comparables, les 2 simulations seront réalisées en utilisant **les mêmes données météorologiques, les mêmes données de pollution de fond et la même année de référence pour le parc roulant.**

3^{ème} étape – Production de cartes et estimation de l'exposition de la population

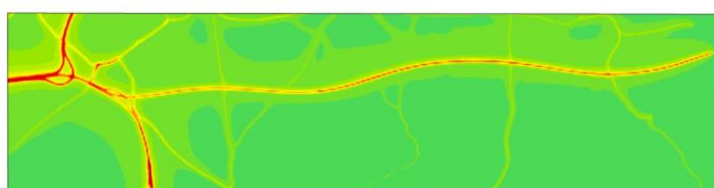
Une **valeur limite** est un niveau de concentration de substances polluantes dans l'atmosphère fixé sur la base des connaissances scientifiques et à ne pas dépasser dans le but d'éviter, de prévenir ou de réduire les effets nocifs de ces substances sur la santé humaine ou sur l'environnement.

Pour les 3 polluants étudiés dans cette étude, les seuils réglementaires sont de 40 µg/m³ pour les NO₂ et les PM10, et de 25 µg/m³ pour les PM2.5 en moyenne annuelle. A cette réglementation, s'ajoute les lignes directrices de l'OMS, qui définissent des recommandations, plus restrictives concernant l'impact sanitaire : 10 µg/m³ pour le NO₂, 15 µg/m³ pour les PM10 et 5 µg/m³ pour les PM2.5 en moyennes annuelles.

Les résultats des simulations sont présentés ci-dessous sous la forme de cartes de concentrations moyennes sur la période de simulation par polluant et scénario, ainsi que des cartes de différence entre scénarios :

Dioxyde d'azote

Scénario Etat des lieux



Scénario Expérimentation

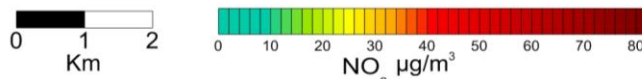
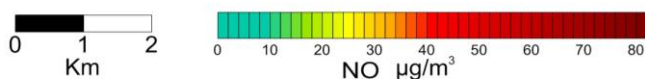


Figure 17: cartes de concentrations NO₂ pour les deux scénarios (Etat des lieux et Expérimentation)

Les cartes de concentrations en NO₂ pour les deux scénarios sont fortement similaires, les concentrations de fond et en proximité des axes routiers hors A27 sont indifférenciables. Sur l'A27, les différences de concentrations ne sont distinguables qu'en proximité directe de l'axe routier. Cependant sur la zone Est de l'axe le scénario Expérimentation, en moyenne, présente une zone de dépassement de valeur limite moins importante au centre de l'axe que pour le scénario Etat des lieux.

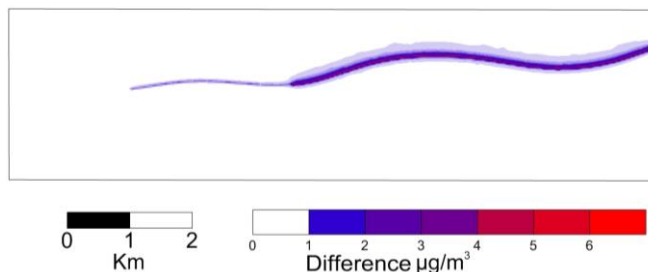


Figure 18: carte de différence des concentrations en NO₂ entre les deux scénarios

La carte de différence confirme les observations précédentes avec des valeurs de différence observables uniquement en proximité directe de l'A27. La différence de concentration est de l'ordre de 1 µg/m³ sur la zone Ouest de l'axe, et de l'ordre de 2 µg/m³ à l'Est. Au centre de l'axe la baisse de concentration peut atteindre 6 µg/m³.

Cette différence observée entre l'Est et l'Ouest du réseau s'explique par la différenciation de vitesse suivant le sens de circulation (Cf calcul émissions Figure 2).

Le modèle atteste également d'une différence de dispersion des polluants entre le nord et le sud de l'axe, cette différence peut s'expliquer par une direction préférentielle de vent venant du Sud-Ouest repoussant les polluants vers le Nord-Est tronçon. La situation météorologique peut également expliquer, en partie, les moyennes obtenues sur les deux cartes de concentrations. La météo est propice au lessivage des polluants, la comparaison s'opère sur une situation où la concentration en NO₂ aurait été plus faible que dans des conditions météorologiques moyennes.

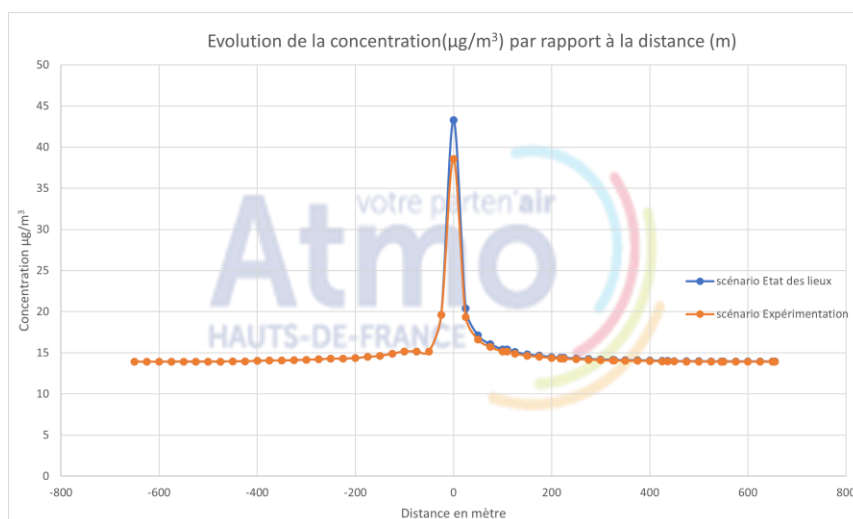


Figure 19 : évolution de la concentration par rapport à la distance à l'A27 pour les scénarios (Etat des lieux et Expérimentation)

La Figure 19 représente l'évolution de la concentration par rapport à la distance de l'A27 sur 650 mètres au Sud et au Nord de l'axe, avec une donnée tous les 25 mètres. Au centre de la route, le scénario Etat des lieux prévoit une concentration de 44 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ contre 39 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour le scénario Expérimentation. Cependant l'écart de concentration n'est plus que de 0,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ à 25 mètres de l'axe, pour être négligeable à partir de 75 mètres de distance.

Conclusion

- La mesure d'abaissement de vitesse permet aux conducteurs circulant sur l'A27 d'être légèrement moins exposés à des dépassements de valeur limite.
- La mesure d'abaissement de vitesse pour le NO_2 n'induit pas de baisse de la population exposée (55 personnes exposées dans le domaine dans les deux scénarios)
- Conditions météorologiques limitant les concentrations modélisées.

Particules PM10

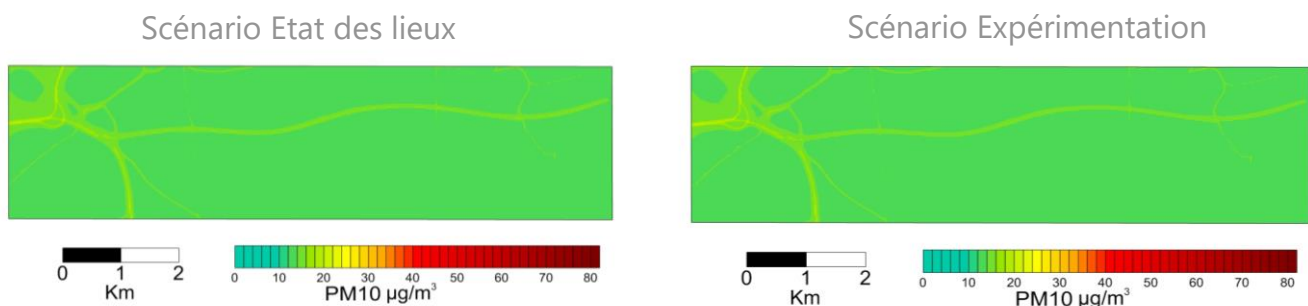


Figure 20: cartes de concentration en particules PM10 pour les deux scénarios (Etat des lieux et Expérimentation)

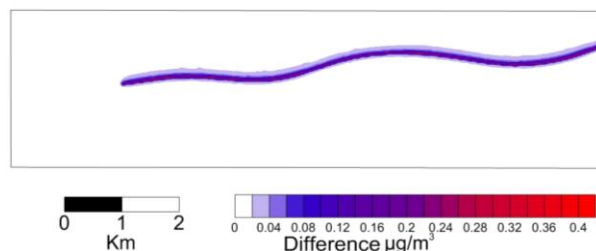


Figure 21: carte de différence de concentration en particules PM10 entre les deux scénarios

Pour les particules PM10, les cartes de concentrations sont identiques. Aucune différence n'est observable à l'œil nu pour les concentrations de fond et en proximité des axes.

La carte de différence montre néanmoins des baisses de concentrations maximales de l'ordre de 0,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ce qui est dans l'incertitude du modèle et des mesures. Dans ce cas les concentrations obtenues sont trop faibles pour observer la différence entre l'est et l'ouest du réseau. Mis à part ces différences les profils d'évolution sont identiques. Pour les particules les graphiques d'évolutions de la concentration suivant la distance à l'axe sont identiques pour les deux scénarios.

Conclusion

- La mesure d'abaissement de vitesse pour les particules PM10 n'a pas d'impact sur les conducteurs circulant sur l'A27
- La mesure d'abaissement de vitesse pour les particules PM10 n'induit pas de diminution de la population exposée (aucune personne exposée sur le domaine)
- Conditions météorologiques limitant les concentrations modélisées.

Particules PM2.5

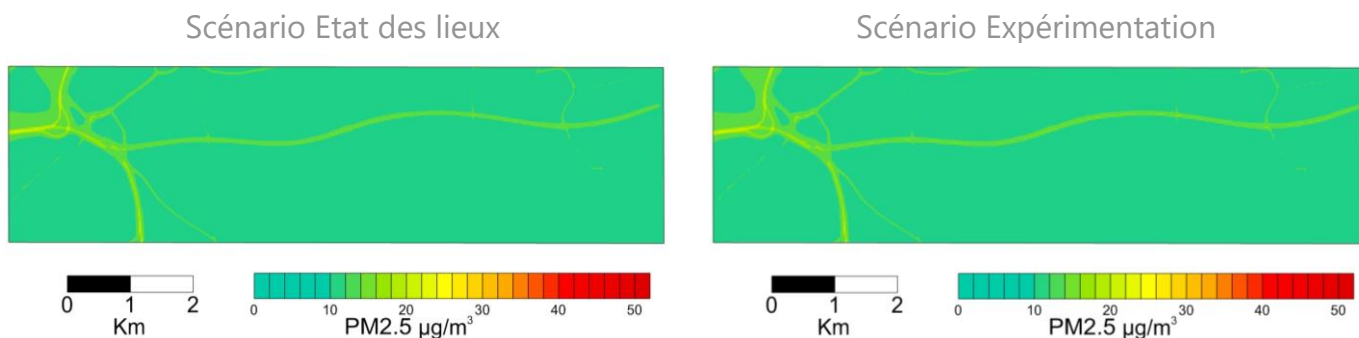


Figure 22: cartes de concentration des particules PM2.5 pour les deux scénarios (Etat des lieux et Expérimentation)

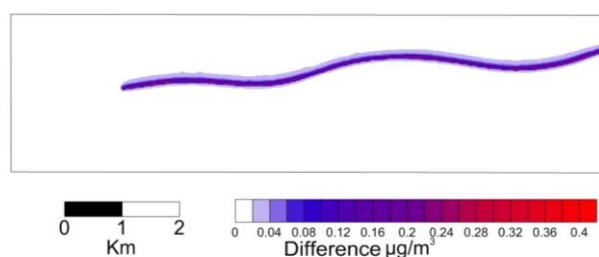


Figure 23: carte de différence de concentration en particules PM2.5 entre les deux scénarios

Pour les particules PM2.5 les cartes de concentrations sont identiques. Aucune différence n'est observable à l'œil nu.

La carte de différence montre des baisses de concentrations maximales de l'ordre de 0,4 µg/m³ ce qui est dans l'incertitude du modèle et des mesures. Dans ce cas les concentrations obtenues sont trop faibles pour observer la différence entre l'est et l'ouest du réseau. Mis à part ces différences les profils d'évolution sont identiques. Pour les particules les graphiques d'évolutions de la concentration suivant la distance à l'axe sont identiques pour les deux scénarios.

Conclusion

- La mesure d'abaissement de vitesse pour les particules PM2.5 n'a pas d'impact sur les conducteurs circulant sur l'A27 ;
- La mesure d'abaissement de vitesse pour les particules PM2.5 n'induit pas de baisse de la population exposée (aucune personne exposée sur le domaine).
- Conditions météorologiques limitant les concentrations modélisées.

Il ressort que la **baisse de limitation de vitesse a un impact négligeable sur les particules**, ce qui concorde avec les données d'émissions utilisées dans le modèle. La majorité des particules émises par le trafic routier proviennent du réenvol, qui a été montré inaffecté par la diminution de vitesse sur l'A27(cf Tableau 7).