

Rapport

Évaluation des impacts des projets de gestion du trafic sur la qualité de l'air

Juillet 2018



Crédit photo : ©CeremaCE

Évaluation des impacts des projets de gestion du trafic sur la qualité de l'air

Historique des versions du document

Version	Date	Commentaire
V1	05/07/18	Relecture Anne-Laure Badin (29/06)
V2	29/06/20	Ajout de la conclusion, du résumé et d'une page « Avertissement »

Affaire suivie par

Karine Muller-Perriand - DETC – Unité ES
Tél. : 0474275129 / Fax : +33 (0)4 74 27 52 52
Courriel : - karine.muller-perriand@cerema.fr
Avec la participation de :
Cerema Centre-Est 46, rue Saint-Théobald - BP 128 - 38081 L'ISLE D'ABEAU CEDEX

Références

N° d'affaire : C16TV0127

Maître d'ouvrage : Jacques Salager, Bruno Levilly

Devis n°

Rapport	Nom	Date	Visa
Établi par	Karine Muller-Perriand	02/07/18	
Contrôlé par	Anne-Laure Badin	05/07/18	
Validé par	Xavier Olny	06/07/18	

Résumé de l'étude :

Les projets de gestion de trafic, en modifiant la dynamique des flux de véhicules, peuvent impacter les émissions de polluants et la qualité de l'air. Ce rapport se veut tout d'abord pédagogique et s'attache à rappeler des éléments factuels permettant de mieux comprendre la thématique de la qualité de l'air (indicateurs utilisés, paramètres d'influence, etc.) ainsi que les enjeux qui y sont associés. A travers l'analyse de publications scientifiques et d'études, il présente ensuite les impacts observés et chiffrés sur la qualité de l'air de la mise en œuvre de différents projets de gestion de trafic en France et à l'étranger. Enfin, il propose des éléments de méthodologie pour évaluer ces impacts et rendre ces évaluations plus robustes et qualitatives.

Avertissement

Ce rapport d'étude a été rédigé en 2018.

Afin de valoriser le travail de synthèse réalisé ainsi que la méthodologie qui en découle, le Cerema a mis en ligne ce document sur son site internet en 2020.

Le rapport n'ayant pas fait l'objet d'actualisation, plusieurs points doivent être signalés :

- la **circulaire équipement/santé/écologie du 25 février 2005** (METATTM, MSSF, MEDD, 2005) relative à la prise en compte des effets sur la santé de la pollution de l'air dans les études d'impact des infrastructures routières et sa note méthodologique annexée, document de référence qui a servi de base à la construction de la méthodologie présentée dans ce rapport, ont été révisées par la **note technique RET1833075N du 22 février 2019** relative à la prise en compte des effets sur la santé de la pollution de l'air dans les études d'impact des infrastructures routières et son guide méthodologique.
- l'outil CopCete, qui a été mis à jour avec la version 5.2.0 (août 2018) du logiciel COPERT5 et avec le parc IFSTTAR (mise à jour en 2019), s'appelle désormais CopCerema.

Sommaire

Chap.1 - Introduction.....	8
Chap.2 - La qualité de l'air en France, quelques éléments de contexte.....	10
2.1 - Améliorer la qualité de l'air pour sauver des vies et pour réaliser d'importantes économies sur les dépenses publiques.....	11
2.1.1 - Des enjeux de santé publique, mis en évidence par de nombreuses études épidémiologiques.....	11
2.1.2 - Des enjeux de respect de la réglementation.....	11
2.1.3 - Des enjeux économiques.....	12
2.2 - Les transports routiers : un levier identifié pour réduire les émissions de polluants atmosphériques.....	12
2.2.1 - Oxydes d'azote et particules, des polluants fortement émis par les transports routiers. .	12
2.2.2 - De nombreux acteurs impliqués pour réduire notablement les émissions de polluants des transports routiers.....	13
Chap.3 - En quoi un projet de gestion du trafic peut-il éviter des émissions de polluants ? Ce qu'il faut savoir.....	15
3.1 - Les spécificités des projets de gestion de trafic qui visent à optimiser l'utilisation des infrastructures existantes en fluidifiant le trafic.....	16
3.2 - Paramètres influençant les quantités de polluants émises par le trafic routier.....	16
3.2.1 - Les émissions de polluants.....	16
3.2.2 - Catégorie de véhicules et vitesse influencent les quantités de polluants émises.....	17
3.2.3 - La congestion.....	18
3.2.4 - Le comportement des usagers.....	19
3.3 - Paramètres influençant les concentrations.....	19
3.3.1 - Les concentrations de polluants dans l'air.....	19
3.3.2 - La météorologie et la topographie.....	19
3.4 - Étapes d'une évaluation des impacts sur la qualité de l'air.....	20
3.4.1 - Une méthodologie générale pour les projets routiers adaptable aux projets de gestion de trafic.....	20
3.4.2 - Ce qu'il faut évaluer pour un projet de gestion de trafic.....	22
Chap.4 - Retour d'expériences.....	23
4.1 - Mesures de gestion de trafic ayant un impact sur la dynamique du trafic.....	24
4.2 - Analyse documentaire.....	25
4.2.1 - Efficacité de différentes stratégies de gestion des trafics – une revue des travaux internationaux établie par Bigazzi et al, 2017.....	25
4.2.2 - Réduction de la vitesse maximale autorisée et gestion dynamique des vitesses.....	26
4.2.3 - Evolution des évaluations de la qualité de l'air dans les études françaises récentes.....	27
4.2.4 - Lien entre vitesse maximale autorisée et vitesse pratiquée.....	30

Chap.5 - Éléments de méthodologie.....	31
5.1 - Cadrage de l'évaluation QA.....	32
5.1.1 - Aire d'étude.....	32
5.1.2 - Choix des indicateurs.....	33
5.1.3 - Temporalité.....	35
5.1.4 - Tableau de synthèse : indicateurs à prendre en compte selon le type d'évaluation menée et méthode de calcul.....	36
5.2 - Les émissions.....	37
5.2.1 - Principe général de calcul des émissions.....	37
5.2.2 - Différents modèles d'émissions.....	38
5.2.3 - Quels systèmes d'informations utiliser pour le calcul des émissions ?.....	40
5.2.4 - Interprétation des résultats des calculs d'émissions.....	45
5.2.5 - Incertitudes.....	46
5.3 - Les concentrations.....	46
5.3.1 - Modélisation de la dispersion atmosphérique.....	46
5.3.2 - Mesure de concentration.....	50
5.3.3 - Interprétation des résultats.....	52
Chap.6 - Conclusion.....	56
Bibliographie.....	59
Annexes.....	63
Annexe A - Classification des différents modèles d'émissions.....	63
Annexe B - COPERT.....	65
Annexe C - COPCETE.....	67
Annexe D - Handbook of Emission Factors (HBEFA).....	68
Annexe E - Les différentes techniques de mesures de polluants.....	70

Chap.1 - Introduction

Depuis une vingtaine d'années, l'action de l'État et des collectivités pour l'amélioration de la qualité de l'air a permis de diminuer les émissions de polluants (tous secteurs confondus) et leurs concentrations dans l'air ambiant. Cependant des dépassements des valeurs réglementaires persistent en certains points du territoire pour le dioxyde d'azote, les particules et l'ozone (MEDDE, 2016). Les grandes agglomérations (plus de 250 000 habitants), et dans une moindre mesure celles de taille moyenne (50 000 à 250 000 habitants), sont les plus concernées par ces dépassements de normes, majoritairement sur des stations situées à proximité du trafic routier. Réduire les émissions liées au transport routier n'est plus aujourd'hui une option et constitue un objectif nécessaire pour diminuer les niveaux de polluants mesurés en bords de routes et plus largement les niveaux de fonds.

Parmi le panel de solutions possibles (amélioration technologique des véhicules, développement de véhicules moins émetteurs, amélioration des carburants, durcissement des normes d'émission à l'échappement, changements dans les comportements individuels, *etc.*), les gestionnaires de réseau ont la possibilité de mettre en place des mesures de gestion de trafic. Celles-ci ont pour objectifs, outre d'optimiser les réseaux existants pour répondre à une demande en mobilité toujours plus importante, d'agir sur la fluidité du trafic et les phénomènes de congestion, par exemple en retardant leur apparition ou en limitant leur durée dans le temps. Les modifications qu'elles engendrent sur les flux se répercutent sur la dynamique de chaque véhicule, en particuliers sur les vitesses pratiquées et les régimes moteur, et impactent la consommation de carburant et les émissions de polluants.

Chaque projet de gestion de trafic a donc une incidence sur les plans environnemental et énergétique par rapport à la situation sans projet, qu'il est nécessaire d'évaluer.

Chap.2 - La qualité de l'air en France, quelques éléments de contexte

2.1 - Améliorer la qualité de l'air pour sauver des vies et pour réaliser d'importantes économies sur les dépenses publiques

Il est souvent entendu que la monétarisation des impacts d'un projet de gestion de trafic sur la qualité de l'air est négligeable devant d'autres items comme la sécurité routière (notamment le nombre de morts évités) ou les gains de temps. Cependant, les indicateurs socio-économiques pris en compte au travers des valeurs tutélaires sont encore loin d'intégrer les impacts mis en évidence par les études épidémiologiques. Par ailleurs, comme le précise l'instruction du Gouvernement relative à l'évaluation des projets de transports (MEDDE, 2014), les indicateurs monétarisés ne sont qu'un aspect de l'évaluation et ne doivent être une finalité.

La pollution atmosphérique fait aujourd'hui plus de morts en France que les accidents de la route (3 477 morts en 2016¹). L'amélioration de la qualité de l'air est devenue une obligation sanitaire, réglementaire et économique. Celle-ci nécessite la réduction des émissions de polluants.

2.1.1 - Des enjeux de santé publique, mis en évidence par de nombreuses études épidémiologiques

Avec **48 000 décès annuels** imputables à la pollution par les particules fines (Santé Publique France, 2016), la pollution atmosphérique est, *a minima*, à l'origine de **9 % des décès en France** et d'une perte d'espérance de vie à 30 ans pouvant dépasser 2 ans dans les villes les plus exposées à la pollution. Ces chiffres constituent des valeurs basses car ils sont estimés à partir d'un seul polluant de l'air (PM_{2,5}²) et ne prennent pas en compte les autres polluants (comme le dioxyde d'azote ou l'ozone), ni leur effet combiné (« effet cocktail »).

Par ailleurs, habiter à proximité de voies à forte densité de trafic (supérieur à 10 000 veh/j) est responsable d'environ 15 à 30 % des nouveaux cas d'asthme de l'enfant et de proportions similaires ou plus élevées de pathologies chroniques respiratoires et cardiovasculaire fréquentes chez les adultes âgés de 65 ans et plus (Declercq et al., 2012).

2.1.2 - Des enjeux de respect de la réglementation

La cadre réglementaire de la qualité de l'air est déterminé, par les directives européennes transposées en droit français et par les lois et décrets français.

Du fait du non-respect des valeurs réglementaires de qualité de l'air pour les particules (PM₁₀³) et le dioxyde d'azote (NO₂), depuis plusieurs années dans certaines zones et agglomérations, et de l'insuffisance des plans d'actions, la France est en procédure pré-contentieuse avec l'Europe. En mai 2018, la Commission Européenne a saisi la Cour de justice de l'Union Européenne pour la France et 5 autres pays pour le non-respect persistant des normes de qualité de l'air et leur manquement à l'obligation de prendre des mesures appropriées pour écourter le plus possible ces périodes de dépassement.

Sur le plan national, par la décision du 12 juillet 2017, le Conseil d'État a enjoint au gouvernement de prendre toutes les mesures nécessaires pour que soient élaborés et mis en œuvre, pour chacune des zones concernées par des dépassements de valeurs limites réglementaires, des plans relatifs à la qualité de l'air permettant de ramener, dans ces zones,

1 http://www.securite-routiere.gouv.fr/content/download/36725/351328/version/1/file/Accidentalite_routiere_2016_ONISR.pdf consulté le 20/07/2017

2 Particules dont le diamètre est inférieur à 2,5µm

3 Particules dont le diamètre est inférieur à 10µm

les concentrations de NO₂ et de PM₁₀ en dessous des valeurs limites avant le 31 mars 2018. À cette date, chaque territoire concerné a rendu au ministre de l'environnement une feuille de route présentant les actions concrètes qui seront mises en œuvre et dont les effets sont attendus à court terme.

2.1.3 - Des enjeux économiques

En 2015, le **coût sanitaire** annuel de la pollution atmosphérique a été évalué entre **70 et 100 milliards d'euros par an**, comprenant les coûts tangibles (hospitalisation, soins, absentéisme et perte de productivité) et les coûts intangibles (mortalité⁴ et morbidité⁵) (Husson and Aïchi, 2015). A cela s'ajoute les **coûts non sanitaires** de la pollution (dégradation du bâti et coût des réfections, baisse des rendements agricoles, nuisances psychologiques, olfactives, etc.) estimés à 4,3 milliards d'euros par an.

À ces enjeux sanitaires directs et indirects de la pollution atmosphérique s'ajoutent les amendes que la France devra régler en cas de condamnation par la Cour Européenne de justice, dans le cadre de la procédure contentieuse avec l'Europe (de l'ordre de 100 millions d'euros chaque année).

2.2 - Les transports routiers : un levier identifié pour réduire les émissions de polluants atmosphériques

2.2.1 - Oxydes d'azote et particules, des polluants fortement émis par les transports routiers

Les transports routiers sont à l'origine de l'émission d'une multitude de polluants atmosphériques. Ils sont issus des phénomènes de combustion des carburants, d'évaporation de composés hydrocarbonés et d'usure mécanique des véhicules et de la chaussée.

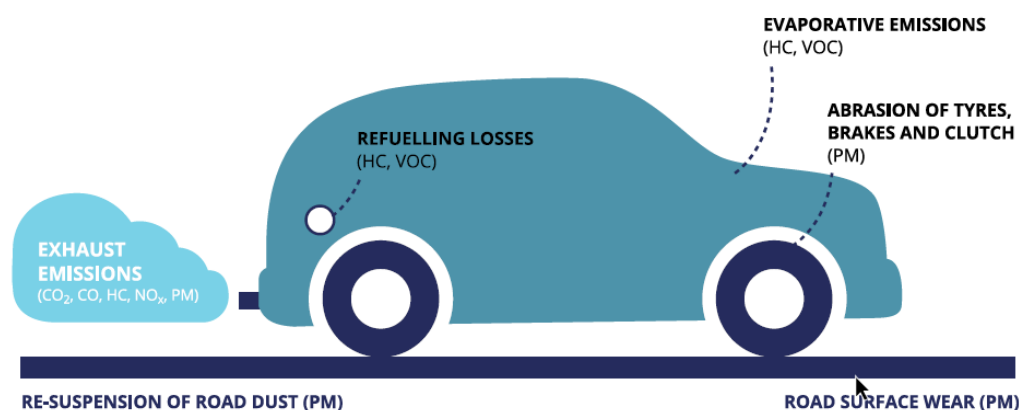


Illustration 2.1: Les sources d'émissions de polluants des véhicules (EEA, 2016)

Les oxydes d'azote et les particules fines sont des polluants émis dans des proportions

4 Valorisation des décès prématurés

5 Perte de bien être, douleurs, aspect psychologiques

importantes par les transports routiers et font donc l'objet d'un suivi.

Chaque année le Centre interprofessionnel technique d'études de la pollution atmosphérique (CITEPA) établit un inventaire des émissions de polluants par secteurs d'activité (CITEPA, 2017). En France, celui des transports est le principal contributeur aux émissions d'oxyde d'azote (56%) et, dans une moindre mesure, à celles des PM₁₀ et des PM_{2,5} (respectivement 13 et 17%).

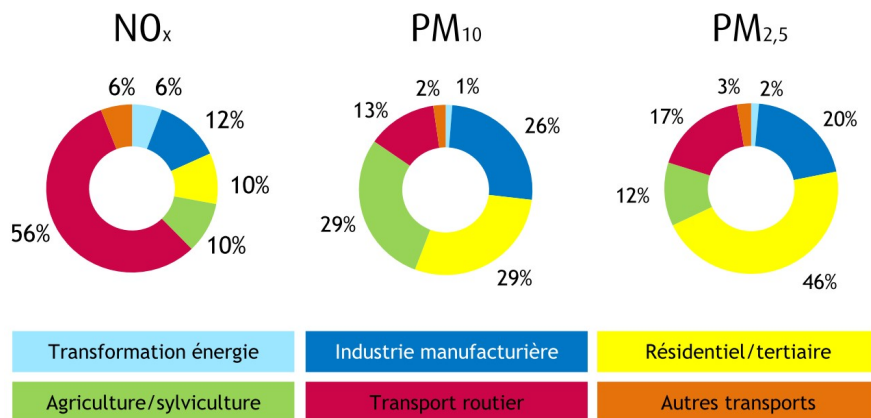


Illustration 2.2: Émissions en 2014 (Source : Inventaire SECTEN, CITEPA, 2016 (CITEPA, 2017))

Pendant au niveau local, ces chiffres varient dans des proportions importantes. A titre d'exemple les émissions de PM_{2,5} dues aux transports représentent 35 % des émissions totales de PM_{2,5} en région Île-de-France (DRIEE, 2017) et 54 % dans Paris (AirParif).

Dans des zones où le réseau viaire est dense et/ou les flux de trafic sont élevés, la part des émissions de polluants liés aux véhicules motorisés peut varier du simple au double. Réduire les émissions liées aux transports routiers contribue à réduire les niveaux de pollution à proximité des voies de circulation mais aussi les niveaux de pollution de fond dans les grandes agglomérations.

2.2.2 - De nombreux acteurs impliqués pour réduire notablement les émissions de polluants des transports routiers

Différents acteurs interviennent dans la réduction des émissions de polluants du secteur routier, agissant notamment :

- sur les véhicules :
 - l'**Europe** qui fixe les normes Euro réglementant les émissions à l'échappement des véhicules ;
 - l'**État**, qui favorise le renouvellement du parc roulant (prime à l'achat de véhicules moins émissifs, incitation du développement de véhicules électriques, *etc.*) ou qui met en place des dispositifs réglementaires dont les collectivités peuvent se saisir ;
 - les **constructeurs automobiles** qui travaillent à l'amélioration technologique des véhicules (motorisations, systèmes de dépollution, consommation de carburant, développement de motorisation hybride, de véhicules électriques, *etc.*), pour répondre notamment aux critères des normes Euro ;

- les **pétroliers** en améliorant la formulation des carburants, des huiles lubrifiantes ;
- mais aussi sur leurs conditions de circulation et d'utilisation :
 - les **collectivités** en restreignant la circulation des véhicules les plus polluants (Zone de circulation restreinte) en favorisant les transports collectifs, le développement des modes actifs, *etc.*,
 - les **gestionnaires de réseaux** par la mise en place de mesures de gestion des trafics permettant de réduire les congestions, fluidifier la circulation,
 - les **usagers** : par leur comportement individuel (éco-conduite, utilisation de véhicules électriques ou moins émissifs, *etc.*) mais aussi par le choix du mode de transport utilisé (TC, covoiturage, mode actifs, *etc.*).

Même si certains acteurs ont une capacité d'agir plus importante que d'autres, la réduction des émissions polluantes est l'affaire de tous. Tous gains, aussi faibles soient-ils, sont bons à prendre car c'est l'addition de chacun d'eux qui, *in fine*, peut conduire à une amélioration de la qualité de l'air notable.

À son niveau, chaque acteur doit s'engager dans cette dynamique. Les gestionnaires de réseau, à travers la mise en place de mesures de gestion du trafic, ont un rôle à jouer dans cette démarche.

Chap.3 - En quoi un projet de gestion du trafic peut-il éviter des émissions de polluants ? Ce qu'il faut savoir

3.1 - Les spécificités des projets de gestion de trafic qui visent à optimiser l'utilisation des infrastructures existantes en fluidifiant le trafic

La prise en compte des objectifs de développement durable dans la politique de transport et de mobilité s'est sensiblement renforcée ces dernières années (DGITM, 2014). Les projets de gestion de trafic s'inscrivent dans ces objectifs de recherche de mobilité durable et d'optimisation des réseaux existants, insufflés par le Grenelle de l'environnement. Ils permettent de répondre à une demande en mobilité toujours plus importante, sur un réseau routier dont la croissance est limitée.

La gestion du trafic vise à améliorer l'écoulement du trafic et sa fluidité (réduction de la congestion, apaisement du trafic, amélioration de la fiabilité des temps de trajet, amélioration de la sécurité, meilleur partage de la voirie, etc.). En modifiant la dynamique des flux de trafic, elle a des impacts directs (positifs ou négatifs) sur les consommations de carburants et sur les émissions de polluants et de gaz à effet de serre. Ces impacts doivent être évalués de manière à en objectiver les effets.

Les projets de gestion des trafics, tels que définis dans les guides du Cerema (Cerema, 2014) et considérés dans ce document (cf. § 4.1), modifient les conditions de circulation dans le temps mais plus rarement, et dans une moindre mesure, dans l'espace. En effet, les trajets effectués par les usagers sont généralement identiques avec ou sans projet. Par conséquent, les variations d'émissions de polluants générées par leur mise en place sont liées aux modifications dynamiques de l'écoulement du trafic (principalement vitesse et accélération) et pas ou peu au nombre ou à la longueur des déplacements effectués. .

Ainsi, si une baisse de 20 km/h de la vitesse maximale autorisée est un scénario simple évaluable en termes de quantités de polluants évitées.

Les projets de gestion des trafics modifient la cinématique d'un flux de véhicules et conduisent à en moduler les émissions de polluants. Dans les cas où les émissions évitées sont faibles, les modèles actuels ne sont pas encore suffisamment sensibles pour détecter ce type d'impact.

3.2 - Paramètres influençant les quantités de polluants émises par le trafic routier

3.2.1 - Les émissions de polluants

Les **émissions** de polluants correspondent à des quantités de polluants rejetées dans l'atmosphère et sont exprimées en unité de poids par unité de temps (kilogrammes ou tonnes par an, par jour ou par heure). Elles sont un des deux indicateurs communément utilisés pour caractériser une source de pollution.

Elles résultent directement de la combustion de carburant ou de l'usure des pièces mécaniques d'un véhicule. A l'échelle d'un flux de véhicules, elles sont évaluées par modélisation (cf. § 5.2.2). En effet, des dispositifs de mesures embarquées existent mais ils ne peuvent concerner que quelques véhicules et pas l'intégralité du flux. Les émissions sont calculées à partir de données de trafic (nombre de véhicules, types de véhicules et cinématique, à travers la vitesse principalement) et de facteurs d'émissions unitaires par catégories de véhicules et par vitesse.

Les émissions liées à la resuspension des particules, qui peuvent être conséquentes, sont pour l'heure peu souvent prises en compte dans les calculs d'émissions.

Les émissions des véhicules dépendent de nombreux paramètres comme :

- le type de véhicules (véhicules légers -VL-, poids lourds -PL-, etc.),
- le mode de carburation (essence, diesel),
- la cylindrée (ou le poids total en charge pour les PL),
- la date de mise en circulation (normes Euro et âge du véhicule),
- le polluant,
- la cinématique du véhicule (vitesse, accélération),
- la pente de la voie, la charge du véhicule (notamment pour les PL),
- etc.

Certains de ces paramètres sont pris en compte à travers le parc roulant utilisé par le modèle d'émission (ex : carburation, âge du véhicule, etc.) ; d'autres doivent être renseignés par l'utilisateur (ex : nombre et type de véhicules, vitesse, charge des PL, pente de la voie).

Pour les **projets de gestion de trafics**, les deux paramètres suivants ont une importance particulière :

- la **cinématique** des véhicules, qui décrit la dynamique du trafic,
- le **type de véhicule** (nature du flux de trafic VL / PL).

3.2.2 - Catégorie de véhicules et vitesse influencent les quantités de polluants émises

Les émissions des véhicules varient en fonction de la vitesse et du type de véhicules.

3.2.2.1 - Pour les VL

L'illustration 3.1 présente une représentation des émissions $f(v)$ pour un flux composé uniquement de VL. Les courbes présentent classiquement une forme de « U ». Les émissions sont maximales pour les vitesses les plus élevées, sont fortes pour les vitesses faibles pour lesquelles le moteur ne fonctionne pas à son optimum et sont minimales sur une plage de vitesses de 60 à 80 km/h en fonction du polluant émis.

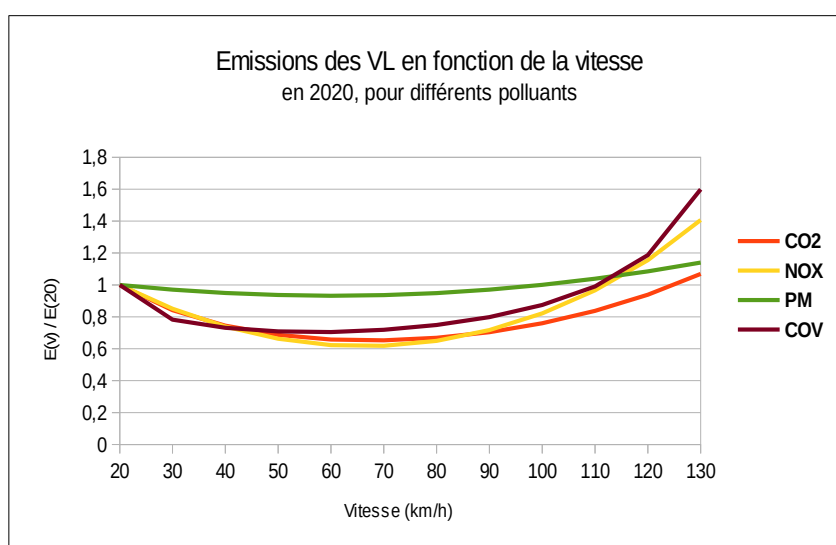


Illustration 3.1 : Source Cerema, Copert 4 v. 9 / Parc IFSTTAR 2013

3.2.2.2 - Pour les PL

Pour les PL, l'allure de la courbe est différente (illustration 3.2). Du fait notamment de leur inertie, les émissions des poids lourds sont maximales à faibles vitesses et minimales lorsque la vitesse augmente (jusqu'à 90 km/h). Par ailleurs, la courbe des PM est quasiment droite, ce qui signifie qu'entre 20 et 90 km/h les émissions de PM sont constantes.

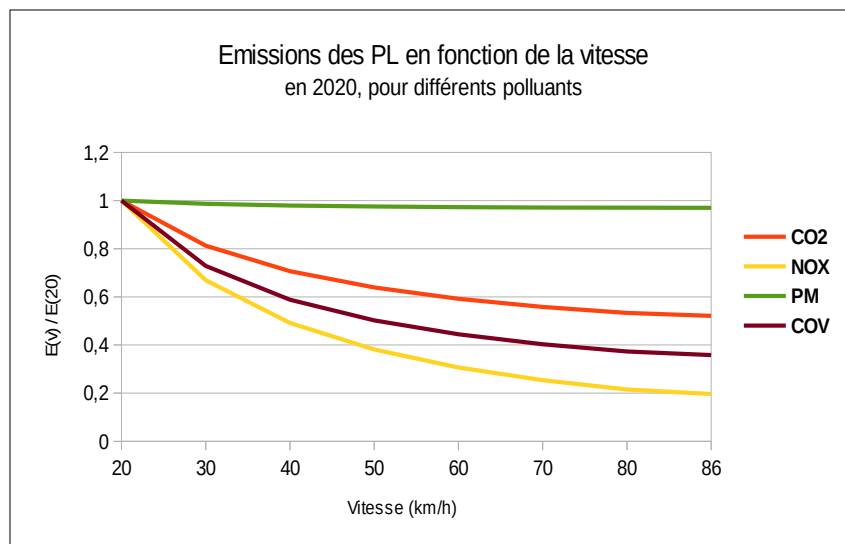


Illustration 3.2 : Relation entre vitesse des PL et émissions de polluants

3.2.2.3 - Conséquences sur les projets de gestion de trafic

Pour les VL, abaisser la vitesse maximale autorisée de 20 km/h permet, en théorie, de réduire les émissions de polluants, mais cette réduction est plus ou moins importante selon la vitesse autorisée de départ.

Les gains sur les émissions sont plus importants pour une baisse de 130 à 110 km/h que de 90 à 70 km/h (illustration 3.1). Une étude menée par l'Ademe (Ademe, 2014) conclut que les réductions de vitesse ont un effet plutôt positif sur les émissions de particules et d'oxydes d'azote au-dessus de 70km/h et un effet négatif au-dessous.

Par ailleurs, avec l'amélioration technologique des véhicules, l'optimum en termes de faibles émissions est bien moins marqué qu'il y a 10 ou 20 ans.

Du fait de relations entre émission et vitesse différentes pour les PL, la mise en œuvre de mesures de gestion de trafic, telle que la régulation de vitesse, peut parfois conduire à des résultats environnementaux contraires aux attentes si le taux de PL est important. En effet, lorsque le trafic PL est important, les surémissions des PL ne peuvent plus être contrebalancées par la diminution des émissions des VL (Ademe, 2014).

Il est donc **nécessaire de bien prendre en compte la structure du trafic** et les différentes catégories de véhicules le composant (*a minima* VL/PL) **pour évaluer de telles mesures** sur le plan de la qualité de l'air.

3.2.3 - La congestion

Un écoulement du trafic en accordéon contribue non seulement à augmenter les émissions des véhicules, car il combine des vitesses moyennes faibles et des phases d'accélération

dues aux nombreux redémarrages, mais aussi la consommation de carburant (augmentation du temps passé sur le réseau pour effectuer une distance donnée par rapport à une situation non congestionnée).

Réduire la congestion en homogénéisant et fluidifiant le trafic est une source de réduction des émissions.

3.2.4 - Le comportement des usagers

Les styles de conduite influencent largement les quantités de polluants émises. Une conduite agressive (fortes accélérations, changements fréquents de vitesses, conduite à hauts régimes moteurs...) contribue à consommer plus de carburant et qu'une conduite normale et augmenter de manière non négligeable les émissions de polluants.

A l'instar de la congestion, le comportement des usagers est difficile à appréhender avec des modèles de trafic macroscopiques qualifiant un flux de véhicules par des variables moyennes. Seuls les modélisations microscopiques du trafic sont en mesure d'intégrer des variables comportementales, car elles représentent les trajectoires individuelles des véhicules. Cependant, les modèles d'émissions capables d'utiliser ces dernières restent peu employés dans les études opérationnelles (cf. § 5.2.2). Par ailleurs, les modèles de trafic microscopiques peinent à représenter avec confiance les paramètres cinématiques individuels des véhicules (vitesse et accélération instantanées de chaque véhicule). Des erreurs peuvent être alors induites dans l'estimation des polluants émis (SETRA, 2012).

Limitier les encombrements et apaiser le trafic, qui sont des résultats attendus de la mise en place des projets de gestion des trafics, peuvent contribuer à réduire les émissions de polluants et la consommation de carburant.

3.3 - Paramètres influençant les concentrations

3.3.1 - Les concentrations de polluants dans l'air

Les **concentrations** caractérisent la qualité de l'air ambiante et s'expriment généralement en microgrammes par mètre cube ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). Elles résultent de la dispersion et du transport des polluants émis dans l'atmosphère, sous l'effet de phénomènes météorologiques, physiques ou chimiques⁶ complexes.

Cette grandeur est un indicateur utilisé par la réglementation française pour la définition de valeurs seuils⁷ et permet de qualifier l'exposition des populations à la pollution atmosphérique. Elle peut aussi bien être mesurée, et faire l'objet d'un suivi⁸, que modélisée.

3.3.2 - La météorologie et la topographie

Les concentrations de polluants dans l'air ne sont pas directement proportionnelles aux émissions de ces polluants. En effet, en un point du territoire donné, elles résultent des

6 Action du vent et de la pluie, dépôt ou réactions chimiques des polluants entre eux ou sous l'action des rayons du soleil.

7 Seuils à ne pas dépasser ou vers lesquels il faut tendre pour éviter, prévenir ou réduire les effets nocifs des polluants sur la santé (article R221-1 du code de l'environnement).

8 Dans le cas des polluants réglementés notamment.

émissions de polluants en ce point, mais aussi de la qualité de l'air à une échelle plus régionale et de phénomènes dispersifs et physicochimiques. Les **conditions météorologiques** et la **topographie des lieux** sont ainsi des paramètres très influents (dispersion des polluants plus faible dans une vallée encaissée ou une rue « canyon »⁹).

En un lieu donné, pour une même quantité de polluants émise, les concentrations dans l'air peuvent varier de manière significative en fonction de la météorologie ou de la configuration des lieux. Les polluants peuvent se disperser rapidement sous l'effet du gradient thermique (dilution verticale des polluants), de vents forts ou en cas de pluie (pollution rabattue au sol), et conduire à des concentrations faibles. Ils peuvent au contraire s'accumuler dans les basses couches de l'atmosphère lors de phénomènes d'inversion thermiques et contribuer à l'augmentation des concentrations. Ces phénomènes peuvent être accentués dans le cas de vallées encaissées.

Émissions et **concentrations** de polluants sont des indicateurs **complémentaires**, bien que différents.

Les **émissions** sont directement reliées au flux de circulation et à sa dynamique. Elles constituent des indicateurs de choix pour évaluer les projets de gestion de trafic. Par ailleurs, elles sont généralement plus simples à appréhender que les concentrations.

En revanche, les **concentrations** sont des indicateurs incontournables dans l'évaluation des impacts des projets de trafic car elles permettent de s'évaluer par rapport aux valeurs réglementaires et d'estimer l'**exposition** des populations.

3.4 - Étapes d'une évaluation des impacts sur la qualité de l'air

3.4.1 - Une méthodologie générale pour les projets routiers adaptable aux projets de gestion de trafic

A l'heure actuelle, il n'existe pas de méthodologie spécifique à l'évaluation des projets de gestion de trafic. Cependant, il est possible de s'inspirer de méthodologies existantes, comme celle du volet air et santé des études d'impacts des projets d'infrastructures routières (METATTM, MSSF, MEDD, 2005)¹⁰. Bien que spécifique à l'étude des projets routiers neufs ou de réaménagements sur place, elle présente les principes de la démarche globale d'évaluation de la qualité de l'air et peut être transposée dans ses grandes lignes à d'autres projets de transports et notamment aux projets de gestion des trafics.

Elle comporte plusieurs étapes allant de la modélisation des phénomènes physiques (émissions et dispersion) aux calculs de divers indicateurs (exposition, sanitaires) et monétarisation des impacts du projet sur la qualité de l'air. L'illustration 3.3 présente de manière synthétique **la chaîne de modélisation** mise en œuvre pour évaluer les impacts d'un projet routier sur la qualité de l'air et la santé des populations exposées.

9 Une rue canyon est une rue entouré d'immeubles de grande hauteur par rapport à la largeur de la voie.

10 L'annexe à la circulaire interministérielle du 25 février 2005 relative à l'évaluation des effets sur la santé de la pollution de l'air dans les études d'impact routières est en cours de révision. Publication prévue courant 2018.

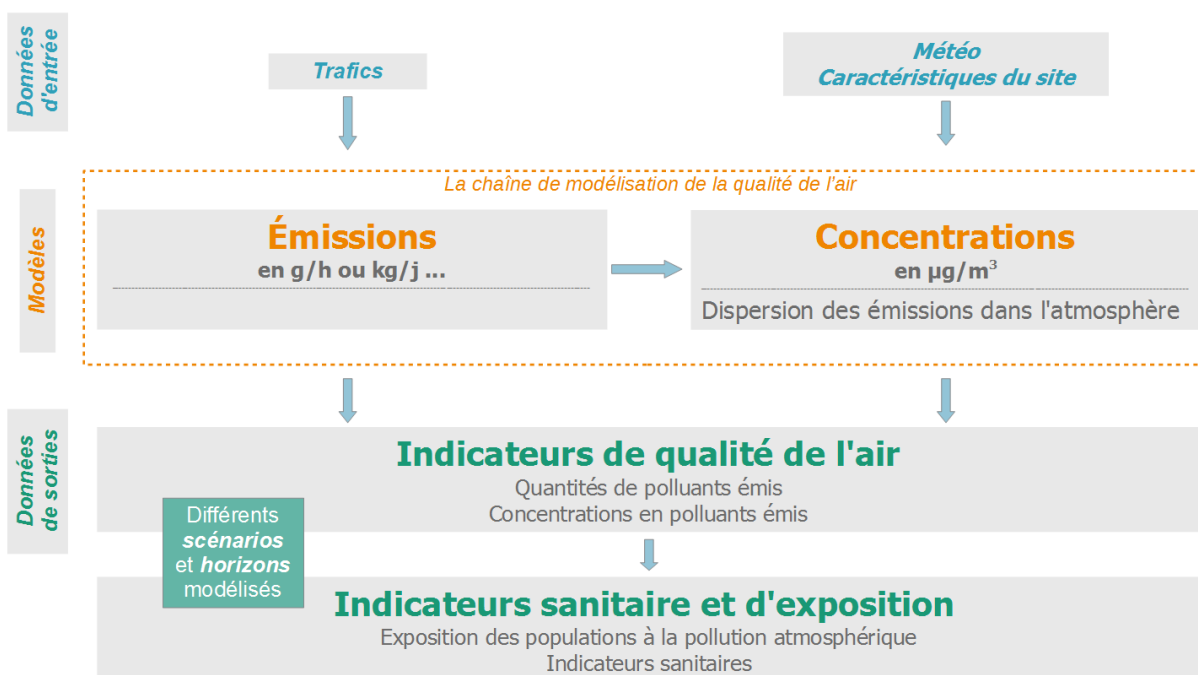


Illustration 3.3: La chaîne de modélisation air et santé dans les études d'impacts des projets routiers

L'évaluation des impacts sur la qualité de l'air d'un projet consiste à estimer les variations d'indicateurs entre deux états, en général un état avec projet à un état de référence (cf. définitions § 5.1.3).

Cette analyse s'appuie, en tout ou partie, sur les indicateurs suivants (cf. illustration 3.4) :

- la **consommation de carburants** des véhicules circulant sur le réseau,
- les **émissions de polluants** atmosphériques locaux (cf. § 5.1.2.1), ayant un impact sur la santé humaine et l'environnement en général
- les **émissions de gaz à effet de serre** (GES), ayant un impact à l'échelle planétaire (changement climatique),
- la **concentration en polluants** atmosphériques locaux,
- l'**exposition des personnes** aux polluants atmosphériques locaux et l'évaluation des risques qui en découlent, qui constituent la finalité théorique d'une évaluation de la qualité de l'air.

3.4.2 - Ce qu'il faut évaluer pour un projet de gestion de trafic

L'illustration 3.4 donne les items à évaluer pour un projet de gestion de trafic.

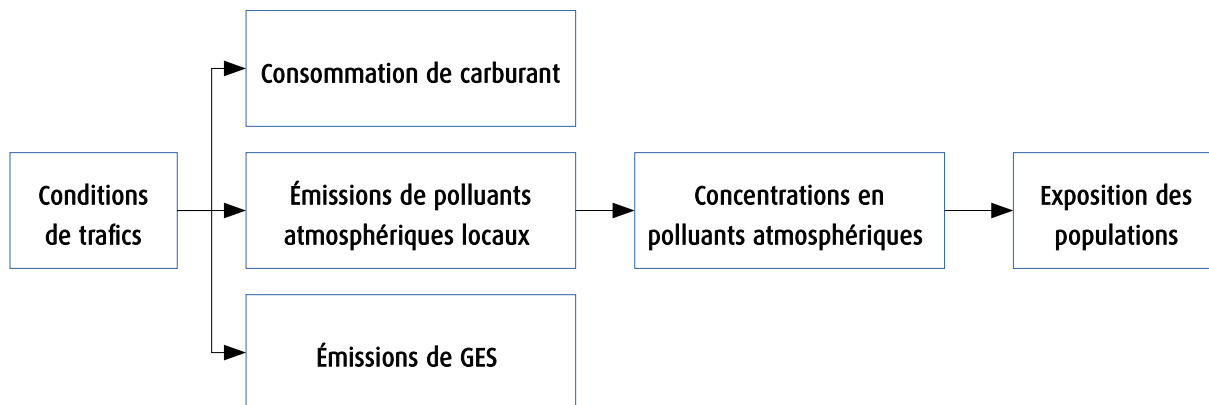


Illustration 3.4: Indicateurs à considérer dans une évaluation qualité de l'air d'un projet de gestion de trafic

Cette évaluation peut être basée soit :

- sur des **modélisations** (comparaison des émissions ou des concentrations avec / sans projet),
- sur des **mesures** de qualité de l'air (comparaison des concentrations avec / sans projet),
- sur des **modélisations et des mesures** de qualité de l'air.

Dans le cas où cette évaluation est basée sur des modélisations (trafic et émissions / concentration), elle requiert d'utiliser des modèles capables d'intégrer qualitativement ces stratégies¹¹ pour les retranscrire quantitativement en termes de polluants émis et / ou de concentrations. Il est donc nécessaire de se faire accompagner par des spécialistes en modélisation des trafics et de la qualité de l'air.

Dans le cas où cette évaluation est basée sur des mesures, le maître d'ouvrage doit en plus mobiliser des spécialistes en météorologie, qui interviennent en appui aux spécialistes de qualité de l'air, pour prendre en compte les conditions météorologiques dans l'analyse des mesures de concentrations et s'assurer que des moyens de mesures des trafics et de la qualité de l'air sont disponibles à proximité immédiate de la zone concernée par la mesure.

11 Cela nécessite au préalable de documenter les effets de ces mesures sur la cinématique des véhicules et la dynamique de l'écoulement (importance de l'observation, du recueil de données).

Chap.4 - Retour d'expériences

Après un rappel succinct des mesures de gestion de trafic ayant un impact sur la dynamique du trafic, ce chapitre a pour objectif de dresser une analyse bibliographique simplifiée des évaluations qui ont été menées sur cette thématique.

4.1 - Mesures de gestion de trafic ayant un impact sur la dynamique du trafic

Catégorie	Mesures	Gains possibles en termes de dynamique de trafic
Gestion des vitesses	Abaissement de la vitesse limite autorisée	Diminution de la congestion, augmentation des débits, amélioration de la fluidité (vitesses plus homogènes)
	Régulation dynamique des vitesses	
Gestion des voies de circulation	Voies réservées (en section courante ou BAU ¹²)	Utilisation BAU <ul style="list-style-type: none"> par tous les véhicules : diminution de la congestion, par augmentation de la capacité par les véhicules autre que la voiture solo : diminution de la congestion pour les usagers concernés
	Voies réversibles	Diminution de la congestion, augmentation de la vitesse moyenne
	Affectation des voies	Diminution de la congestion des axes déchargés
Régulation des accès		Diminution de la congestion, augmentation du débit, augmentation des vitesses moyennes
Interdiction de dépasser pour les PL		Amélioration de la fluidité (vitesses plus homogènes)

Tableau 1 : Mesures de gestion de trafic prises en compte dans le recueil de fiches (Cerema, 2014)

Ces mesures peuvent être mises en place de manière :

- permanentes ou semi-permanentes : elles s'appliquent tout le temps ou seulement à certaines périodes.
- dynamiques ou statiques : elles s'adaptent ou non aux conditions de circulation.

Exemple :

- mesures statiques permanentes : abaissement de la vitesse limite autorisée (exemple : limitation de vitesse sur des roclades urbaines dans le cadre de mesures PPA)
- mesures statiques semi-permanentes : IDPL de 6h à 20h
- mesures dynamiques semi-permanentes : sur A7 l'été en fonction des conditions de trafic
- mesures dynamiques : régulation dynamique des vitesses, quelques heures dans la journée en fonction des conditions de trafic.

4.2 - Analyse documentaire

4.2.1 - Efficacité de différentes stratégies de gestion des trafics – une revue des travaux internationaux établie par Bigazzi et al, 2017

Une étude bibliographique portant sur l'efficacité de différentes stratégies de gestion des trafics sur l'air a été réalisée en 2017 par une équipe canadienne (Bigazzi and Rouleau, 2017). Un grand nombre d'études a été sélectionnée au regard de différents critères, parmi lesquels l'utilisation de données observées (trafics, émissions, concentrations ou exposition des populations) et la présentation de résultats issus de données mesurées ou modélisées. Sur les 65 études retenues : 75 % utilisent des données de trafics mesurées, 65 % des données d'émissions (généralement modélisées), 60 % des données de concentrations (généralement mesurées) et seulement 6 % estiment l'exposition des populations à partir de la modélisation.

Les stratégies de gestion de trafic prises en compte dans cette étude sont plus larges que celles présentées au paragraphe 4.1. et incluent notamment les péages urbains, les zones à faibles émissions (LEZ), les restrictions de circulation à certaines catégories de véhicules, les politiques de réduction des déplacements (télétravail, autopartage, accompagnement du développement des modes actifs, etc.).

Ces études ont été analysées selon la significativité de leurs résultats, c'est-à-dire que les informations disponibles étaient suffisantes pour attester des bénéfices des stratégies de gestion de trafic sur la qualité de l'air. Les observations sont les suivantes :

- pour l'exposition et les effets sur la santé : elles sont insuffisantes ;
- pour les concentrations : elles sont limitées pour les péages urbains et LEZ (zones à faibles émissions) et insuffisantes pour les autres stratégies ;
- pour les émissions : elles sont limitées pour 7 stratégies (péages urbains, restrictions d'accès à certaines catégories de véhicules, limitations de vitesse, eco-conduite, dispositifs de régulation aux intersections, synchronisation des feux de circulation) et insuffisantes pour les autres.

Toutefois le nombre limité / le manque d'éléments de preuves, notamment sur les concentrations et l'exposition, étant lié au faible nombre d'études ex-post disponibles, cela n'indique pas pour autant que ces stratégies gestion de trafic sont inefficaces pour l'air. Pour renforcer leurs effets et obtenir des gains substantiels, elles doivent être combinées entre-elles. Pour les émissions, les éléments de preuves sont plus nombreux.

Dans tous les cas, les mesures de gestion de trafic ne présentent aucun risque et des bénéfices peuvent en être attendus.

D'un point de vue quantitatif, par exemple pour la limitation de vitesse, les gains attendus sont inférieurs à 20 % pour les émissions et 10 % pour les concentrations. Seules les stratégies d'exploitation et de tarification les plus restrictives (péages urbains, zones à faibles émissions et restrictions d'accès à certaines catégories de véhicules) ainsi que les dispositifs de régulation aux intersections présentent un plus grand potentiel de gains que ce soit en émissions ou en concentrations.

4.2.2 - Réduction de la vitesse maximale autorisée et gestion dynamique des vitesses

4.2.2.1 - Pays-Bas – Keuken et al. 2010

Une réduction de vitesse maximale autorisée à 80 km/h a été mise en place aux Pays-Bas en 2005 sur des autoroutes urbaines à Amsterdam et Rotterdam dans le but d'améliorer la qualité de l'air pour les zones résidentielles le long de ces voies. Elle s'est accompagnée d'un contrôle des vitesses par caméra avec sanction automatique en cas de dépassement. La comparaison des données de trafics mesurées dans les zones où la mesure était appliquée avec celles où elle ne l'était pas a montré que la dynamique du trafic avait significativement évolué et conduit à une plus grande fluidité (Keuken et al., 2010). Son impact sur la qualité de l'air a été étudié en mesurant et modélisant les concentrations de NO_x ¹³ et PM_{10} sur les deux côtés de l'autoroute, d'une part, et en estimant l'effet sur les émissions de cette évolution de la dynamique des trafics, d'autre part. Les résultats obtenus par les deux approches sont cohérents.

La réduction des émissions apparaît comme dépendante du **ratio de trafic congestionné avant et après l'application de la mesure**. Plus ce ratio est élevé, plus la réduction relative des émissions est importante. Par ailleurs, ils constatent que la mesure est d'autant plus efficace sur la qualité de l'air que l'autoroute présente une congestion relativement élevée et une forte proportion de camions.

Pour les voies étudiées, des réductions allant de 5 à 30 % pour les NO_x et de 5 à 25 % pour les PM_{10} ont été observées. Ces réductions d'émissions, généralement plus élevées que celles observées dans d'autres études de même type, sont liées au respect strict de cette limitation de vitesse, permis par le système de contrôle-sanction automatique mis en place.

4.2.2.2 - Barcelone - Bel et al. 2015

(Bel et al.) analysent l'impact sur la qualité de l'air (oxydes d'azotes et particules) de deux mesures de gestion des vitesses sur l'aire métropolitaine de Barcelone :

- la réduction de la vitesse maximale autorisée sur les autoroutes autour de l'agglomération de 120 ou 100 km/h à 80 km/h
- la gestion dynamique des vitesses sur les autoroutes au sud de l'agglomération en lien avec la densité de trafic, des incidents impactant la sécurité routière (accidents, entretien, etc.), des niveaux de pollution ou des conditions météorologiques difficiles (pluie, vents, brouillard, etc.). La régulation mise en œuvre peut diminuer les vitesses par tranche de 10 km/h, de 80 à 40 km/h minimum.

Les concentrations ont été relevées sur une quinzaine de stations de mesures de qualité de l'air répartie sur l'aire métropolitaine de Barcelone entre 2006 et 2010.

La gestion dynamique des vitesses apparaît comme plus pertinente à réduire les concentrations en NO_x et en PM_{10} qu'une réduction de la vitesse maximale autorisée à 80 km/h. Cette mesure n'a pas d'effet substantiel lors des épisodes de pollution aux PM_{10} .

La réduction de la vitesse maximale autorisée, ne semble pas permettre d'améliorer la qualité de l'air et, au contraire dans certains cas, peut aggraver les niveaux de polluants, par exemple lorsque les concentrations en NO_x sont très élevées et celles en PM_{10} faibles.

13 Oxydes d'azote

4.2.2.3 - Paris – Airparif 2007

De la même manière Air Parif (AIRPARIF, 2007) a modélisé l'impact d'une baisse des vitesses de 20 km/h sur l'ensemble des axes autoroutiers, voies rapides, routes nationales et départementales d'Île-de-France ainsi que le périphérique parisien, les voies sur Berges et le quai de Bercy, lors d'un épisode de pollution avec dépassement du seuil d'information pour le NO₂. Il en résulte que les variations d'émissions relatives restent faibles (-1,7 % pour les NO_x et -3 % pour les particules).

4.2.2.4 - Région PACA – Air PACA 2017

Air PACA (Air PACA, 2017) a étudié les effets de plusieurs scénarios de gestion de trafic¹⁴ dont différentes réductions de vitesse sur autoroute¹⁵ (de 130 à 110, 90, 80, 70 km/h ou de 110 à 90, 80 et 70 km/h) sur les émissions de polluants, les concentrations et l'exposition des populations (NO_x/NO₂, PM₁₀ et PM_{2,5}). Les effets ont été étudiés par modélisation.

L'impact attendu sur les émissions est inférieur à -5 % en zone urbaine quel que soit le polluant considéré (de -1 à -3 % pour les NO_x et les PM₁₀ et de -1 à -5 % pour les PM_{2,5}).

Pour une limitation de vitesse à 70 km/h, l'impact sur les concentrations varie entre -1 à -2 µg/m³, selon le secteur autoroutier et les polluants considérés, soit -1 à -6 %. A noter que pour la plus forte baisse observée sur les émissions (A51, de 130 à 70 km/h : -10 % sur les NO_x, -7 % pour les PM₁₀ et -12 % pour les PM_{2,5}), le gain relatif sur les concentrations est de 2 % sur le NO₂, 6 % sur les PM₁₀ et 4 % sur les PM_{2,5}.

L'impact sur le nombre de personnes exposées varie entre 3 et 14 % en zone urbaine.

En conclusion, la réduction de la vitesse sur autoroutes présenterait des effets positifs mais peu conséquents. Des mesures complémentaires sont conseillées les impacts de celles-ci ont aussi été évalués dans cette étude.

4.2.3 - Evolution des évaluations de la qualité de l'air dans les études françaises récentes

L'impact des limitations de vitesses sur la qualité de l'air a fait l'objet de deux publications de l'Ademe (Ademe, 2014) et (Ademe, 2018). L'analyse bibliographique effectuée dans le rapport de 2014 mettait en évidence que la plupart des évaluations des impacts d'une limitation de vitesse était basée sur la modélisation des émissions, et éventuellement des concentrations, mais très rarement sur des mesures *in situ*, rejoignant les conclusions de l'étude de (Bigazzi and Rouleau, 2017). Le rapport de 2018 montre une légère évolution des tendances avec deux évaluations, sur les huit recensées, basées sur des mesures *in situ*, parmi lesquelles celles de la rocade de Rennes (DIR Ouest and DREAL Bretagne, 2017).

4.2.3.1 - Évaluation de l'expérimentation de réduction des vitesses limites sur la rocade de Rennes – Dir Ouest et DREAL Bretagne 2017

Pour la première fois en France, l'impact de réductions des vitesses limites a été évaluée à partir des concentrations mesurées à proximité immédiate de l'infrastructure concernée.

Campagnes de mesures de la qualité de l'air :

- Deux campagnes de mesures du dioxyde d'azote et des particules ont été réalisées :

14 Diminution du trafic -réduction du nombre de véhicules, réduction du nombre de PL, remplacement des véhicules anciens- et gestion de trafic -réduction de vitesse, TC et doubles files-

15 Autoroutes de type urbaines, péri-urbaines et rurales

- de juin à septembre 2015, sur 99 jours, avant la mise en œuvre de la limitation de vitesse,
- de mai à septembre 2016, sur 146 jours, après la mise en œuvre de la mesure.
- Deux sites ont été choisis¹⁶ pour installer des moyens de mesure des concentrations de polluants à proximité desquels se trouvent des stations de comptage de trafic :
 - au nord de la rocade, sur une section dont la vitesse passe de 110 à 90 km/h
 - au sud de la rocade, sur une section dont la vitesse passe de 90 à 70 km/h.

Méthodologie d'analyse :

- la comparaison des données de qualité de l'air avec et sans la mise en œuvre de la limitation de vitesse a été réalisée en identifiant des couples de journées jugées semblables au niveau des conditions météorologique et de trafics. La DIR Ouest a effectué un classement du trafic en fonction de la période de l'année, du jour de la semaine et des événements qui se sont produits sur la rocade afin de définir une série de jours comparables entre eux. Sur la base de ce travail, Météo France a affiné cette série de jours en identifiant 19 couples (avec/sans mesures) de jours analogues d'un point de vue météorologiques et du trafic.
- Des paramètres d'influence au sein des journées comparables ont été pris en compte :
 - le taux de fonctionnement journalier des analyseurs,
 - les concentrations de fond en NO₂ et PM₁₀, liées aux sources d'émissions présentes dans l'agglomération, pour s'affranchir du biais potentiellement à l'origine d'une interprétation erronée des variations de concentrations observées. Elles ont été mesurées sur une station de fond urbain de Rennes et utilisées pour corriger l'écart de concentrations calculées entre les deux années.
 - les données météorologiques afin d'interpréter en détail leurs éventuelles relations avec les concentrations mesurées (différence sur la direction des vents, horaires de changement d'inversion, etc.)
 - les variations des données de trafics entre 2015 et 2016 sont jugées non significatives pour expliquer les évolutions des concentrations dans l'air si elles sont inférieures aux critères suivants :
 - trafic journalier : ± 5 %
 - taux de PL : ± 2 % du trafic total
 - indicateur d'encombrement de voies : ± 5 %
 - les vitesses de circulations : /

Interprétation :

Pour chaque couple de jours, et chaque point de mesure, les écarts relatifs des médianes des concentrations ont été calculés. Cela a permis de dégager :

- une tendance constante et marquée à la baisse pour le point Nord et
- une situation plus contrastée et variable pour le point Sud.

Puis les critères présentés ci-dessus ont été repris en détail pour étudier l'impact de la réduction de vitesse sur la qualité de l'air à proximité de la rocade.

Conclusions :

¹⁶ Les critères de positionnement de ces stations sont définies selon les recommandations du guide du LCSQA d'avril 2015 sur les critères de localisation des stations de surveillance de la qualité de l'air (ref).

- seule l'étude approfondie des évolutions de NO₂, polluant traceur de la circulation automobile, est jugée décisive dans la mesure de l'impact de la réduction de vitesse ;
- au nord, une baisse significative des valeurs médianes entre 2015 et 2016, pour la plupart des couples ;
- au sud, les variations de la médiane se situent dans une zone d'incertitudes estimée à ± 10 % pour la majorité des couples ;
- les valeurs maximales horaires ont baissé sur les deux points, mais en moyenne de manière plus importante au nord qu'au sud ;
- il n'a pas été établi de liens clairs entre les évolutions des concentrations en NO₂ et les paramètres d'influence ;
- l'analyse distincte des conditions météorologiques et des données de trafic est difficilement corrélable aux évolutions des concentrations du fait de la contribution combinée de ces facteurs.

Ainsi la réduction de vitesse a été actée au nord (passage de 110 à 90 km/h) mais elle n'a pas été modifiée au sud où la vitesse reste à 90 km/h.

4.2.3.2 - Impact sur la qualité de l'air de la limitation de vitesse sur l'A7 au droit de Valence – Atmo Auvergne Rhône-Alpes 2017

Cette étude a pour objectif d'évaluer l'impact sur la qualité de l'air d'une baisse de la vitesse maximale autorisée de 110 à 90 km/h sur l'autoroute A7 au droit Valence (Atmo AuRA, 2017). La mesure a été mise en place en juin 2016 pour une expérimentation d'un an, puis renouvelée une année supplémentaire.

Cette étude constitue une première étape de l'évaluation (au bout d'un an) ; une évaluation plus complète sera réalisée en 2018 sur la base des prescriptions de la circulaire du 24 novembre 2015 (MEDDE, 2015). Elle combine modélisation des émissions et mesures de concentrations.

Pour évaluer les effets sur les **émissions** de polluants, deux scénarios ont été modélisés et comparés au scénario de référence (sans la mesure) :

- Scénario 1 « évolution minimale des émissions », permettant d'estimer la fourchette basse du gain en prenant en compte les vitesses réelles enregistrées par les boucles de comptages, ainsi qu'un report de trafic moyen sur la LACRA (contournement est de Valence).
- Scénarios 2 « Évolution maximale des émissions » en prenant les vitesses réglementaires (90 km/h sur A7) sans report de trafic.

Les émissions de NO₂ varient de -11 (scénario 1) à -13 % (scénario 2), celles de PM₁₀ de -2,5 à -3 % et celles de PM_{2,5} de -4 à -5 %.

Pour évaluer les effets sur les **concentrations** de polluants, les niveaux de NO₂ mesurés au droit de Valence ont été comparés à ceux mesurés sur une station située en amont de cette zone où il n'y a pas de limitation de vitesse (Salaise-sur-Sanne). Sur cette station, les concentrations sont restées stables sur les deux périodes considérées (du 16 juin 2015 au 26 avril 2016, du 16 juin 2016 au 26 avril 2017), alors que sur la station de Valence, elles ont baissé de 9 %.

Ce résultat est donné à titre d'ordre de grandeur du gain possible. Même si l'aspect météorologique a été pris en compte, cette analyse ne permet pas de s'en affranchir totalement et de tirer un bilan définitif sur l'ensemble du territoire. Les résultats devront être confirmés par une modélisation de la qualité de l'air.

Concernant les émissions, il est important de prendre en compte la vitesse réelle du flux de véhicules plutôt que la vitesse réglementaire autorisée. Celle-ci n'est généralement pas respectée (Modélisation *a posteriori* : vitesse théorique, mais pas vitesse réelle).

4.2.4 - Lien entre vitesse maximale autorisée et vitesse pratiquée

La vitesse étant une donnée d'entrée des modèles d'émission, elle doit être la plus représentative possible de celle du flux de véhicules en circulation. Il est généralement préférable de prendre une vitesse réelle plutôt qu'une vitesse réglementaire. Cela est possible dans le cadre d'une évaluation *a posteriori*.

Une étude bibliographique suivie d'une analyse sur l'impact de la baisse de la vitesse maximale autorisée (VMA) sur les vitesses (CGDD, 2018) a mis en évidence qu'une baisse de 10 km/h de la VMA se traduit par une baisse de la vitesse moyenne de :

- de 5 km/h sur les réseaux où la VMA est élevée
- de 3 km/h pour les réseaux de type RN et RD.

Toutefois cette étude ayant été réalisée dans le cadre du passage de la baisse de la VMA en France de 90 à 80 km/h sur les routes sans séparateur central, l'impact d'une diminution de vitesse de 20 km/h n'y a pas été traité.

Chap.5 - Éléments de méthodologie

5.1 - Cadrage de l'évaluation QA

5.1.1 - Aire d'étude

L'évaluation des impacts d'un projet de gestion des trafics sur la qualité de l'air doit être réalisée sur un périmètre géographique prenant en compte tous les effets potentiels de la mesure, qu'ils soient directs ou indirects. L'aire d'étude est construite autour des voies dont la circulation est impactée par la mise en place du projet. Elle comprend :

- **la (ou les) axes(s) ou section(s) d'axes directement concernée(s)** par la mise en place de la mesure de gestion de trafic (étude des effets directs de la mesure). Dans certains cas, il peut aussi être nécessaire de prendre en compte les sections situées en aval ou en amont de la section concernée. En général, la zone doit s'étendre jusqu'au premier bouchon aval (Chapulut, 2004) ;
- **les autres axes impactées de manière indirecte** par la mesure.

Par exemple, en cas de régulation des accès, certains usagers peuvent choisir de rester sur le réseau secondaire plutôt que d'attendre aux feux mis en place sur les bretelles. Il faut alors disposer de références et de moyens de comptage sur le réseau secondaire pour évaluer les variations de trafics enregistrées ; ce cas de figure reste toutefois exceptionnel, car les mesures de gestion de trafic ne sont pas réputées engendrer de modifications significatives de la demande (hors gestion dynamique des voies - où une offre supplémentaire est créée - et régulation d'accès - où des reports sont susceptibles d'être observés -). Les voies secondaires impactées doivent donc être déterminées au cas par cas.

Par ailleurs, alors que l'étude des autres impacts (par ex. trafic ou sécurité) se concentre sur le seul linéaire du réseau routier, l'étude de la qualité de l'air impose de travailler sur une **surface**. Cette surface correspond à la zone autour de la voie sur laquelle les polluants émis par l'infrastructure vont se disperser et impacter la qualité de l'air. Elle est matérialisée par une « bande d'étude » centrée sur la voie dont la largeur varie en fonction des niveaux de trafics ou du type de polluants émis (gazeux ou particulaire). La note méthodologique de 2005 (METATTM, MSSF, MEDD, 2005) préconise, pour les polluants gazeux, des largeurs de bandes en fonction des niveaux de trafic (tableau 2). Ces données peuvent être utilisées dans le cadre de l'étude des impacts des projets de gestion des trafics.

TMJA à l'horizon d'étude (vehj)	Trafic à l'heure de pointe (uvp/h)	Largeur minimale de la bande d'étude (en mètres) de part et d'autre de l'axe
> 100 000	> 10 000	300
50 000 < ≤ 100 000	5 000 < ≤ 10 000	300
25 000 < ≤ 50 000	2 500 < ≤ 5 000	200
10 000 < ≤ 25 000	1 000 < ≤ 2 500	150
≤ 10 000	≤ 1 000	100

Tableau 2 : Critères définissant la largeur minimale de la bande d'étude (source : note méthodologique de février 2005)

L'aire d'étude, permettant d'évaluer les impacts sur la qualité de l'air d'un projet de gestion de trafic, comprend l'ensemble des bandes d'étude autour des voies directement concernées par le projet et indirectement impactées par celui-ci.

5.1.2 - Choix des indicateurs

5.1.2.1 - Polluants à prendre en compte

Les phénomènes relatifs à la pollution atmosphérique se déclinent selon différentes échelles d'espace (locale / régionale / planétaire) et de temps (heures / jours-semaine / années). À chacune de ces échelles correspondent des typologies de polluants, avec des mécanismes, des modes d'actions et des impacts différents sur l'environnement.

Dans le cadre de l'évaluation des projets de gestion des trafics, seules deux catégories de polluants sont retenues : les **polluants locaux**, qui contribuent à la pollution de proximité¹⁷ et ont des effets avérés sur la santé humaine (ex : gêne respiratoire, asthme, substances cancérigènes, etc.) et les **gaz à effet de serre** (GES) qui contribuent au changement climatique (échelle globale).

Les polluants locaux couramment étudiés en proximité routière sont les suivants :

Les **oxydes d'azote** (NO_x), comprenant le monoxyde d'azote (NO) et le dioxyde d'azote (NO₂). Le NO est émis à l'échappement des véhicules, lors de la combustion à haute température de combustibles fossiles. Il est rapidement oxydé dans l'air en NO₂. Le NO₂ est un polluant traceur de la circulation automobile car émis à 56% par les transports routiers (inventaire CITEPA (CITEPA, 2017)). C'est un gaz irritant pour les bronches. Ses concentrations dans l'air sont réglementées au niveau européen et français.

Les **particules de diamètre inférieur à 10 µm** (PM₁₀) et les **particules de diamètre inférieur à 2,5 µm** (PM_{2,5}) qui, dans le secteur des transports, sont émises à l'échappement, principalement par les véhicules diesel, et hors échappement avec l'usure des pièces mécaniques par frottement, des pneumatiques, etc. Ces particules, qui véhiculent des métaux lourds et des hydrocarbures, sont d'autant plus toxiques qu'elles pénètrent profondément dans le système respiratoire. Elles sont associées à une augmentation de la mortalité pour causes respiratoires ou cardiovasculaires.

Le **monoxyde de carbone** (CO), qui provient d'une combustion incomplète de carburants, est émis à 14% par le transport routier (CITEPA, 2017). Il peut conduire à des intoxications dans le cas des fortes teneurs (local mal ventilé). Toutefois dans l'air ambiant, les teneurs en CO sont rarement très élevées, même en bordure de voie, et restent très en dessous des valeurs limites. Le CO n'est donc pas pris en compte dans l'évaluation des projets de gestion de trafic.

Les **composés organiques volatiles non méthaniques** (COVnm) regroupent une multitude de substances chimiques de familles et de propriétés différentes, dont les hydrocarbures, le benzène, les aldéhydes, composés qui peuvent, pour certains, être cancérigènes pour l'homme. Ils sont émis à environ 9% par les transports routiers (CITEPA, 2017). Cette famille de composés peut être prise en compte dans l'évaluation des projets de gestion de trafic, mais uniquement à travers un calcul d'émissions. Pour les concentrations, une approche polluant par polluant est préférable.

Le **dioxyde de soufre** (SO₂) est un polluant aujourd'hui essentiellement d'origine industrielle. En effet, depuis la baisse des teneurs en soufre des carburants, les émissions induites par

¹⁷ Phénomène rencontré près des sources d'émissions (routes, industries, résidentiel) la plupart du temps en zone urbaine ou périurbaine.

les transports routiers sont négligeables. Il n'y a donc pas lieu de le prendre en compte dans l'évaluation des projets de gestion de trafic.

Les **hydrocarbures aromatiques polycycliques** (HAP) sont émis à 15% par les transports routiers (CITEPA, 2017). Les émissions de HAP à l'échappement ne sont pas réglementées par les normes Euro. Cependant, avec la généralisation des filtres à particules, elles baissent progressivement. La réglementation de la qualité de l'air ambiant a retenu le benzo[a]pyrène comme traceur du risque cancérigène pour l'ensemble de la famille des HAP. Ses concentrations sont réglementées dans l'air ambiant (CITEPA, 2017).

L'émission de HAP est mal estimée par le modèle COPERT : la qualité des facteurs d'émissions est faible, car les données à l'origine de leur construction sont anciennes, peu nombreuses et ne tiennent pas compte de la vitesse des véhicules mais uniquement du nombre de véhicules.kilomètres. Pour l'évaluation de mesures de gestion de trafic, où le paramètre vitesse est important, COPERT n'est pas en mesure de fournir des résultats discriminants en fonction de la vitesse.

Parmi les gaz à effet de serre :

Le **dioxyde de carbone** (CO₂), gaz naturellement présent dans l'atmosphère, est émis à plus de 30% par le transport routier (CITEPA, 2017) en France.

L'**ozone** (O₃), contrairement au CO₂, n'est pas directement émis par les véhicules ; c'est un polluant secondaire qui résulte de la transformation de polluants primaires sous l'effet du rayonnement solaire et de phénomènes chimiques complexes. Ses émissions sont difficiles à modéliser. Il fait par ailleurs partie des polluants dits « régionaux ».

Les **autres GES**, dont les émissions sont suivies par le CITEPA, sont peu ou pas émis par les véhicules.

Ainsi, pour l'évaluation des projets de gestion de trafic, seul le CO₂ est retenu.

D'un point de vue général, les émissions de polluants atmosphériques et de GES étant directement liées à la consommation de carburant, cette dernière est retenue comme indicateur complémentaire.

Conclusion : Liste des polluants à prendre en compte

Polluants locaux¹⁸ : - Oxydes d'azote : NO_x (NO+NO₂)
- Particules : PM₁₀ et PM_{2,5}
- Composés organiques volatils non méthaniques (COVnm)

Gaz à effet de serre : CO₂

Consommation de carburant

5.1.2.2 - Caractérisation de la qualité de l'air

Comme vu au chapitre 3, les deux indicateurs physiques communément utilisés pour caractériser les polluants sont les **émissions** (cf. § 3.2.1 page 16) et les **concentrations** (cf. §3.3.1 page 19).

Il est aussi possible d'utiliser un **indicateur d'exposition**¹⁹ de la population à la pollution atmosphérique, qui a pour objectif d'estimer le nombre de personnes exposées aux différents niveaux de pollution dans la zone sous influence de la voie concernée par la

18 A noter que cette liste est similaire à celle de l'arrêté du 24 août 2016, définissant les polluants atmosphériques dont les émissions doivent être évaluées dans le cadre des plans de déplacements urbains.

19 Cet indicateur est appelé IPP ((Indice Pollution Population) dans les études d'impact des projets routiers.

mesure de gestion de trafic. Cela nécessite au préalable d'effectuer un décompte des populations présentes dans une bande d'étude autour de l'infrastructure.

Si l'exposition de la population est un élément essentiel des études d'impact des projets routiers, elle reste encore très rarement prise en compte dans une évaluation qualité de l'air des impacts des projets de gestion de trafic, comme le soulève (Bigazzi and Rouleau, 2017).

5.1.3 - Temporalité

L'évaluation des impacts d'un projet de gestion de trafic sur la qualité de l'air consiste à estimer l'état des indicateurs à différents horizons pour les états de projet et des états de référence. Selon le type d'évaluation menée (*a priori* ou *a posteriori*), les indicateurs utilisés diffèrent ainsi que leur mode d'obtention (calcul ou mesures).

Pour la qualité de l'air, les différents états sont généralement calqués sur les données de trafic.

5.1.3.1 - État zéro

L'état zéro est défini comme étant une photographie aussi représentative que possible de la situation avant projet (situation existante).

Pour la qualité de l'air, l'état zéro peut être défini par :

- la quantité de polluants émis par le trafic, calculée avec un modèle d'émission à partir de l'état zéro défini pour les trafics, lui-même constitué de données réelles (issues de comptages) ou modélisées,
- les concentrations de polluants dans l'air ambiant, mesurées à l'état zéro ou modélisées à partir des émissions précédemment calculées.

Pour les mesures de concentration sur site, la définition de l'état zéro nécessite la présence d'appareils de métrologie de la qualité de l'air à proximité immédiate de l'infrastructure concernée par le projet de gestion de trafic.

5.1.3.2 - État référence

L'état de référence est l'état le plus probable qui aurait prévalu, à un instant T, en l'absence de projet. Il est estimé à partir de l'état zéro par projection dans le contexte macroéconomique du scénario de référence selon l'option de référence choisie (évaluation *a priori*) ou en estimant sur celui-ci les effets des évolutions observées du contexte (évaluation *a posteriori*).

Pour la qualité de l'air, l'état de référence peut-être défini par :

- la quantité de polluants émis par le trafic, modélisée à partir de l'état de référence défini pour les trafics.
- les concentrations modélisées à partir de ces émissions.

Il n'est généralement pas possible de projeter des trafics mesurés à l'état zéro à un état futur. Il en est de même pour les émissions et les concentrations.

La seule possibilité d'avoir un état projeté pour les trafics est de passer par l'utilisation d'un modèle de trafic, qui est capable de prendre en compte l'évolution de la demande, des conditions de circulation, etc. Pour la qualité de l'air, l'état projeté résultera de la mise en œuvre de la chaîne de modélisation air à partir de ces données de trafic.

L'état de référence est en général étudié dans le cadre des évaluations *a priori*. Pour les

évaluations *a posteriori*, il n'est généralement pas nécessaire de le considérer. Il peut sous certaines conditions être assimilé à l'état zéro (cf. § 5.1.3.3).

5.1.3.3 - État de projet

L'état de projet est l'état résultant d'une simulation (*évaluation a priori*) ou l'état réel, objet d'observations et de mesures (*évaluation a posteriori*), à un instant T. Il est estimé à partir de l'état zéro par projection dans le contexte macroéconomique du scénario de référence selon l'option de projet choisie (*évaluation a priori*) ou observé après mise en œuvre du projet (*évaluation a posteriori*).

Pour la qualité de l'air, l'état de projet peut-être défini par :

- la quantité de polluants émis par le trafic, modélisée à partir de l'état de projet défini pour les trafics.
- les concentrations de polluants dans l'air ambiant, mesurées à l'état de projet ou modélisées à partir des émissions précédemment calculées.

Pour les évaluations *a posteriori*, les concentrations mesurées à l'état zéro peuvent être comparées à celle de l'état projet sous réserve de s'assurer que :

- le délai entre les mesures réalisées pour l'état zéro et celles pour l'état de projet soit aussi réduit que possible ;
- les mesures réalisées ne soient pas perturbées par des phénomènes exceptionnels (en particulier travaux sur voirie) ;
- le réseau reste stable (examen de similitude (CETE SO / ZELT, 2008) : longueur et nature des voies, capacités, etc. ;
- les mesures ont été réalisées pendant des périodes similaires en termes de conditions de trafic, conditions météorologiques et autres caractéristiques importantes du contexte.

5.1.4 - Tableau de synthèse : indicateurs à prendre en compte selon le type d'évaluation menée et méthode de calcul

Indicateurs	Méthodes de calcul		
	État zéro	État de référence	État projet
Émissions	<i>Modélisation des émissions</i>	<i>Modélisation des émissions</i>	<i>Modélisation des émissions</i>
NO _x PM ₁₀ PM _{2,5} COV	à partir des trafics réels ou modélisés si aucun moyen de comptage disponibles à proximité	<i>A priori</i> : à partir des prévisions de trafics modélisées et des conditions de circulation projetées pour l'état de référence	<i>A priori</i> : à partir des prévisions de trafics modélisées et des conditions de circulation projetées pour de l'état de projet
CO ₂		<i>A posteriori</i> : État de référence assimilable à état zéro, selon certaines conditions	<i>A posteriori</i> : à partir des trafics réels (ou à défaut modélisés) et des conditions de circulations observées

	Méthodes de calcul		
Consommation de carburant Nb de litres de carburant	Idem émissions	Idem émissions	Idem émissions
Concentrations NO₂ PM₁₀ PM_{2,5} (Benzène²⁰)	Mesures ou modélisation sur la base des émissions calculées comme mentionné ci-dessus	Uniquement modélisation sur la base des émissions calculées comme mentionné ci-dessus	A priori : modélisation sur la base des émissions calculées comme mentionné ci-dessus. A posteriori : mesures ou modélisation sur la base des émissions calculées comme mentionné ci-dessus
Exposition des populations	Calculées sur la base des populations présentes dans la bande d'étude autour du projet et des concentrations modélisées. La mesure de concentration effectuée de manière ponctuelle ne peut être utilisée pour estimer l'exposition des personnes sur l'intégralité de la bande d'étude.		

Tableau 3 : Indicateurs à prendre en compte selon le type d'évaluation menée et la famille d'indicateurs choisie

5.2 - Les émissions

5.2.1 - Principe général de calcul des émissions

Le calcul des émissions de polluants générés par le trafic routier, demande de connaître certains paramètres. Ceux-ci varient selon les modèles utilisés. Schématiquement, ils se regroupent en 2 catégories (cf. illustration 5.1) :

Les données intégrées au modèle d'émissions :

- une **base de données de facteurs d'émissions**, qui pour chaque catégorie de véhicules, chaque polluant et chaque condition de circulation²¹ donne un facteur d'émission unitaire, qui correspond à un nombre de gramme de polluant par kilomètre parcouru.

Les données de trafic pour chaque tronçon routier :

- les **distances** parcourues par catégorie de véhicules (VL, VUL, PL, 2R, TC)
- les **vitesse**s pratiquées pour chaque catégorie de véhicule ou la **dynamique du trafic** (fluide, chargé, stop & go, etc.).
- un **parc roulant**, qui se distingue du parc statique²² par la connaissance des distances parcourues sur une année par l'ensemble des véhicules d'une catégorie

20 Les COV étant une famille de composés, une concentration en COV ne peut pas être calculée spécifiquement. Il est proposé de calculer la concentration en Benzène qui est un COV cancérigène potentiellement émis par le trafic (dépassement des valeurs réglementaire sur la région parisienne à proximité de certaines infrastructures).

21 Exemple de condition de circulation : vitesse, situation de trafic, etc.

22 Parc statique : ensemble des véhicules immatriculés en France

donnée de véhicules. Ce parc roulant peut être national (Cerema, 2016) ou local (Ademe, 2015).

Ces données de trafic sont généralement modélisées mais peuvent aussi être mesurées. Elles doivent être suffisamment précises dans leur représentation spatiale et temporelle pour refléter la dynamique de l'écoulement des flux de véhicules.

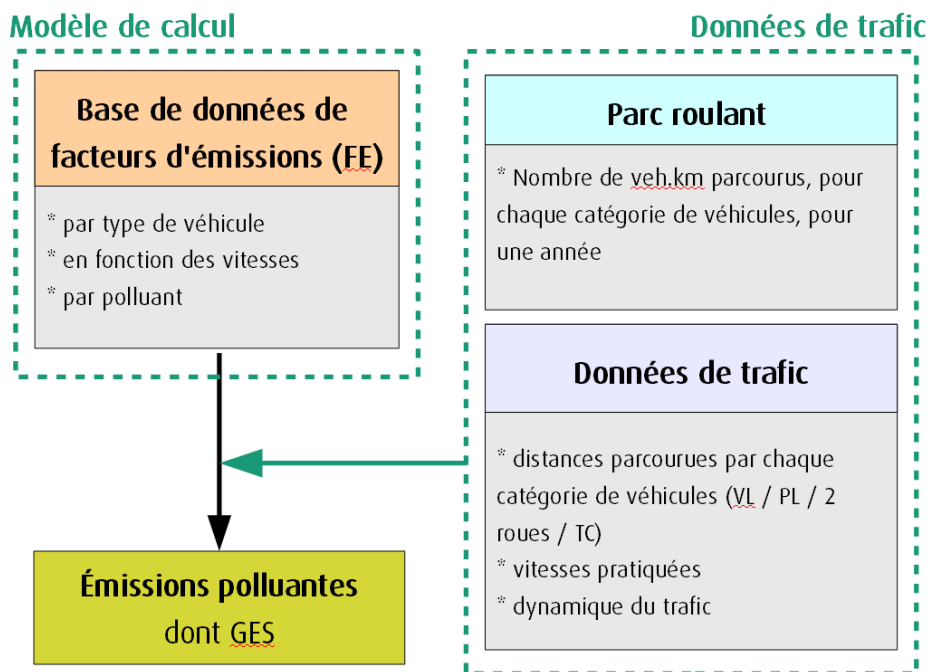


Illustration 5.1: Modèle de calcul d'émissions basée sur la méthodologie européenne Copert

5.2.2 - Différents modèles d'émissions

Il existe de nombreux modèles d'émissions de polluants disponibles dans la littérature. Ils peuvent être classés selon différents critères, comme les échelles auxquelles ils font référence (échelle du véhicule, de la voie et du réseau) ou auxquelles ils sont pertinents (échelle de la rue, du quartier, de la ville, de la région, de l'état), la finesse de description du trafic qu'ils requièrent en entrée, la manière dont les lois d'émissions sont obtenues, des paramètres qui interviennent dans le module, la robustesse (quantité et qualité des mesures *in situ* à l'origine des lois d'émission, représentativité du parc testé,...), etc.

Pour les projets de gestion de trafic, il est intéressant d'étudier comment les modèles d'émissions prennent en compte et retranscrivent les phénomènes de congestion. Trois grandes catégories de modèles sont distingués (cf. Annexe A) (Smit et al., 2008) :

- modèles instantanés (type A) : qui calculent les émissions de polluants par seconde, à partir de la vitesse et de l'accélération instantanée (modèles modaux) ou de profils vitesse/temps (modèles de régression multivarié).
- modèles agrégés (type C) : calculent les émissions à partir d'une vitesse moyenne (COPERT, cf. § 5.2.2.1) ou différentes conditions de circulations (HBEFA, cf. § 5.2.2.2).
- modèles intermédiaires (type B) entre modèles instantanés et modèles agrégés.

Ces modèles ne sont pas tous pleinement opérationnels et nécessitent des développements et de l'expertise pour être utilisés de façon fiable (type A et B). Par ailleurs, ils sont généralement élaborés pour des parcs automobiles aux spécificités très différentes (par exemple USA) et peuvent manquer de robustesse (peu de mesures sur peu de catégories de véhicules). Même s'ils semblent plus adaptés que les modèles de type C pour étudier l'impact des projets de gestion de trafic sur les émissions de polluants, ils doivent encore progresser pour être utilisés dans le cadre d'études opérationnelles, tout comme la fiabilité des données de trafic avec lesquels ils travaillent.

Les modèles de type A et B seraient donc les plus pertinents pour évaluer les impacts des projets de gestion de trafic sur la qualité de l'air, car ils sont capables de prendre en compte différentes situations de trafic et différents styles de conduite et de les retranscrire quantitativement en termes d'émissions.

Dans l'attente de développements pour ces modèles, il est nécessaire d'utiliser au mieux les outils disponibles (modèles de type C à facteurs d'émissions variables), en précisant au préalable leurs conditions d'utilisation et notamment à des échelles spatio-temporelles réduites (zone géographique limitée, pas de temps faible) (CETE de Lyon, 2013).

5.2.2.1 - La méthodologie COPERT

La méthodologie européenne **COPERT**²³ (COmputer Programme to calculate Emissions from Road Transport) donne des méthodes pour calculer les émissions de tous les polluants majeurs dans l'air (CO, NO_x, COV, PM, NH₃, SO₂, métaux lourds) et de GES (CO₂, N₂O, CH₄) ainsi que les consommations énergétiques des différentes catégories de véhicules (VP, VUL, PL, 2RM²⁴, bus et cars) en fonction de la vitesse moyenne. Elle intègre toutes les émissions à l'échappement (émissions à chaud²⁵, les surémissions²⁶ liées au trajet moteur froid), prend en compte les surémissions liées à la pente de la voie et à la charge pour les poids-lourds ainsi que les émissions de COV dues aux pertes par évaporation²⁷ dans les moteurs essence. Elle intègre aussi les émissions dues à l'usure des pneumatiques et des pièces mécaniques des véhicules, mais aussi des corrections pour traduire les surémissions pour les véhicules anciens et/ou pour les véhicules essences catalysés ayant un kilométrage important.

COPERT est aussi un logiciel permettant d'effectuer les calculs d'émissions. Développé pour évaluer les émissions à des échelles spatio-temporelles importantes (pays, année), il est largement utilisé par les États membres européens dans le calcul des inventaires nationaux d'émissions.

Cependant sa structure macro ne permettant pas de l'utiliser dans le cadre des projets routiers, différents outils, implémentant la méthodologie COPERT, ont été développés²⁸ :

- *COPCETE* (pour plus de détail sur l'outil cf. Annexe C page 66)
- *Copert Street Level* (pour plus de détail sur l'outil cf. Annexe B page 65),
- *TRAPS*
- outils « maison » de certains bureaux d'études.

23 COPERT V est disponible depuis octobre 2016.

24 VP : véhicule particulier ; VUL : véhicule utilitaire léger ; PL : poids-lourds ; 2RM : deux roues motorisés

25 Émissions à chaud (≠ émissions à froid) : quand le moteur et le système de dépollution à l'échappement ont atteint leur température optimale de fonctionnement.

26 Émissions à froid sont calculées uniquement pour les VL.

27 Émissions d'hydrocarbures par évaporation : comprend les évaporations du réservoir, les évaporations en circulation et les évaporations après arrêt du moteur chaud.

28 Attention, l'outil Impact Ademe, développé par l'Ademe à partir de Copert III, est aujourd'hui obsolète, et ne doit plus être utilisé.

5.2.2.2 - La méthodologie HBEFA

HBEFA (Handbook of Emission Factors), est une méthodologie de calcul des émissions de polluants routiers, qui a été développée par les agences environnementales suisse, allemande et autrichienne. Ces dernières ont été par la suite rejointes par les agences suédoise, norvégienne et française (pour plus de détail sur le modèle cf. Annexe D page 67).

Comme la méthodologie COPERT, HBEFA calcule les émissions à chaud pour les différentes catégories de véhicules, prend en compte les démarrages à froid ainsi que les émissions par évaporation. Il permet de calculer les émissions de différents polluants dans l'air (CO, NOx, PM, hydrocarbures (ex. le benzène), NH₃) de gaz à effet de serre (CO₂, CH₄, N₂O) ainsi que la consommation de carburant (voir le site internet de HBEFA pour plus d'informations (Infras).

5.2.3 - Quels systèmes d'informations utiliser pour le calcul des émissions ?

Dans ce paragraphe, trois outils de calcul des émissions, utilisés ou testés par le Cerema dans le cadre d'études opérationnelles, ont été comparés :

- COPCETE : outil ministère, utilisé pour les études d'impact d'infrastructures routières,
- HBEFA : outil qui a été utilisé dans le cadre d'une évaluation menée sur la voie réversible du Pont de Saint Nazaire (CETE Ouest et al., 2012). Le réseau modélisé étant très simple (le pont et ses accès amont et aval) il n'y a pas eu de réel souci de mise en œuvre du modèle.

Cependant pour des réseaux plus complexes, tels que les réseaux d'agglomération, HBEFA est d'un usage difficile. Même s'il n'y a pas de retour d'expérience à proprement parler sur cet outil, le Cerema Nord Picardie a réalisé une étude dans le cadre de l'évaluation du PDU de Lille avec ARTEMIS, outil similaire à HBEFA dans sa structuration (cf. Annexe D), (CETE Nord Picardie et al., 2008) et (CETE Nord Picardie et al., 2010) qui a mis en évidence ces difficultés. Ainsi faute de l'avoir testé, certaines cases du tableau 4 ne peuvent être complétées (NC).

- TRAPS : outil en cours de développement, potentiel successeur de COPCETE. Il a été développé dans le cadre du projet CoERT-P²⁹ par l'IFSTTAR et le Cerema pour faciliter et automatiser le couplage entre modèles de trafic et modèles d'émission. Il permet des mises en forme de données et des interfaçages de données et peut prendre en compte les facteurs d'émissions de COPERT et de HBEFA.

Dans l'analyse comparative suivante, TRAPS s'entend comme utilisant les facteurs d'émissions de COPERT et sera dénommé TRAPS/ COPERT, dans la suite du document.

5.2.3.1 - Tableau de synthèse

Le tableau 4 propose une synthèse de l'analyse de ces trois modèles sous les aspects :

- polluants pris en compte par le modèle (cf. détail § 5.2.3.2),
- paramètres pris en compte par le modèle (cf. détail § 5.2.3.3),
- interfaçage avec les modèles de trafic (cf. détail § 5.2.3.4),
- capacité à prendre en compte les données de trafic mesurées (cf. détail § 5.2.3.5),
- pertinence de l'outil (cf. détail § 5.2.3.6),
- prise en main de l'outil (cf. détail § 5.2.3.7).

29 Cohérence des Échelles de Représentation du Trafic et des Polluants en milieu urbain, novembre 2012-mars 2015

		Outils		
		COPCETE	TRAPS / COPERT	HBEFA
Calcul des indicateurs				
Polluants	NOx			
	PM10			
	PM2,5			
	COV			
	CO2			
Consommation de carburant				
Paramètres pris en compte dans le calcul des émissions				
Calcul des émissions à froid / par évaporation				
Émissions hors échappement				
Prise en compte de la pente				
Facilité de prise en charge des données de sortie des modèles de trafic				
microscopique				
mésoscopique				
macroscopique				
Prise en compte de données de trafic mesurées				
Pertinence de l'outil				
Pour l'évaluation des projets de gestion de trafics				
Échelle temporelle				
Ergonomie, facilité d'utilisation				
				NC

Tableau 4 : Tableau de comparaison des outils de calcul des émissions de polluants

5.2.3.2 - Calcul des indicateurs (émissions de polluants)

Les émissions de particules proviennent :

- de la combustion dans les moteurs (émissions à l'échappement),
- de l'abrasion des pièces mécaniques des véhicules (freins, pneus)
- de l'usure de la route et de la remise en suspension des particules par le passage des véhicules.

Si les deux premiers items sont généralement pris en compte dans les modèles d'émissions, le troisième ne l'est généralement jamais et fait l'objet d'hypothèses spécifiques.

Les particules émises à l'échappement correspondent à la fraction granulométrique la plus fine et sont essentiellement des PM_{2,5}. Les particules émises par les autres sources d'émission sont principalement à l'origine de la fraction la plus grossière (supérieure à 2,5 µm).

La méthodologie COPERT donne des facteurs d'émissions pour les particules à l'échappement et l'abrasion des freins et des pneus. Elle permet de calculer les émissions de TSP³⁰ (particules totales en suspension), de PM₁₀ et de PM_{2,5}. Toutefois, à l'heure actuelle, les outils COPCETE et TRAPS / COPERT calculent les PM₁₀ mais pas les PM_{2,5}.

HBEFA ne prend en compte que les particules issues de la combustion. Sur le site internet du développeur, aucune fraction particulaire n'est spécifiée. Il est seulement précisé que cela correspond à tout « *matériau collecté sur un filtre spécifique après dilution des gaz d'échappement avec de l'air filtré propre de manière à ce que la température n'excède pas 52°C* »³¹ (Graz university of Technology, 2009), ce qui correspond à la fraction filtrable et condensables des PM_{2,5} (EMEP / EAA, 2016).

A l'heure actuelle, TRAPS / COPERT ne calcule pas les émissions de CO₂.

5.2.3.3 - Paramètres pris en compte dans le calcul des émissions

Les trois outils calculent les émissions à chaud ainsi que les émissions à froid. Les émissions par évaporation ne sont pas prises en compte dans TRAPS.

Seule la méthodologie COPERT propose des facteurs d'émissions pour les émissions de particules hors échappement.

Les trois outils prennent en compte la pente sur les émissions des PL. Pour TRAPS / COPERT la prise en compte de la pente est possible en fournissant à l'outil des tables de facteurs d'émission intégrant les pentes.

5.2.3.4 - Facilité de prise en charge des données de sortie des modèles de trafic

Le choix de l'outil de calcul des émissions est en partie dicté par le modèle de trafic utilisé. Plus les données de trafic sont désagrégées (issues d'un modèle microscopique³² ou mésoscopique³³), plus COPCETE et HBEFA seront difficiles à utiliser.

Dans COPCETE, les trafics doivent être entrés manuellement, ou par copier-coller, dans la feuille de calcul. C'est plutôt simple lorsque l'on dispose des TMJA, mais cela devient plus

30 Total Suspended Particulates

31 According to the emission regulation Particulate Matter ("PM") is defined as « any material collected on a specified filter medium after diluting the exhaust with clean filtered air so that the temperature does not exceed 325 K (52 °C) »

32 Modèle microscopique : représente le comportement individuel de chaque véhicule en tenant compte des interactions qui existent entre plusieurs véhicules.

33 Modèle mésoscopique : utilise une représentation intermédiaire entre modèle microscopique et macroscopique, qui peut être obtenue par désagrégation d'un modèle macroscopique ou agrégation d'un modèle microscopique.

compliqué et sources d'erreurs, si les données de trafic sont nombreuses (ex : sur une journée, données disponibles à la seconde ou agrégées toutes les 6 min).

Pour HBEFA, les données de trafic ne peuvent être utilisées telles qu'elles sortent du modèle, car l'utilisateur doit y renseigner un pourcentage de temps passé dans chacune des situations de trafic recensées. C'est une étape complexe, qui demande un travail conséquent de transformation des données issues du modèle de trafic. Plus les données seront désagrégées, plus ce travail sera long et difficile.

L'outil TRAPS / COPERT, développé dans le cadre d'une action de recherche, a été conçu pour faciliter le calcul des émissions à partir de trafics issus d'un modèle microscopique (Symuvia). Ainsi il est à même d'utiliser directement des fichiers issus du modèle de trafic comme données d'entrée et de traiter des grosses bases de données de trafic. Aujourd'hui, après de nouveaux développements, l'outil prend aussi en compte les données de trafic issues des modèles mésoscopiques et macroscopiques.

5.2.3.5 - Prise en compte des données de trafic mesurées

Lorsque l'on travaille sur des données de trafic mesurées, il faut, préalablement à leur saisie dans l'outil de calcul des émissions, effectuer un découpage du réseau routier en tronçons homogènes et affecter les trafics sur des tronçons homogènes en termes de flux, de vitesse, de conditions de circulation.

Chaque outil nécessite donc un temps de préparation des fichiers :

- COPCETE : les fichiers txt ou csv des boucles de comptages doivent être transformés en fichier xls, puis intégrés dans COPCETE.
- TRAPS / COPERT : différents plugin permettent de mettre au format Traps différents formats de les fichiers issus des modèles ou de mesures de trafic
- HBEFA : les fichiers de trafic doivent faire l'objet d'une analyse fine des conditions de circulation et être transformées en pourcentage de temps passé dans chaque situation de trafic.

5.2.3.6 - Pertinence de l'outil

Pour l'évaluation des projets de gestion de trafic

TRAPS permet de prendre en charge tout type de données de trafic, qu'elles soient issues de modèles micro- ou mésoscopique (description fine du trafic), ou de données mesurées toutes les 6 minutes, par exemple.

HBEFA, de par sa prise en compte de différentes conditions de circulation : régime fluide, régime chargé, régime saturé/congestionné, stop & go, permet théoriquement de retranscrire l'impact des phénomènes de congestion sur les émissions de polluants.

Cependant, la méthodologie COPERT utilise la vitesse une moyenne pour définir les facteurs d'émissions. La congestion est appréhendée de manière implicite à travers les différents cycles de conduites utilisées pour la construction des lois d'émissions (cf annexe, illustration 6.1 Annexe B page 65). Ainsi, pour une même vitesse moyenne, TRAPS/COPERT et COPCETE ne sont pas capables de faire la différence entre un régime fluide et un régime congestionné.

COPERT V apporte une évolution notable en milieu urbain, car il permet dorénavant de faire la distinction entre un trafic en heure de pointe et en heure creuse. Toutefois, la version actuelle de COPCETE ne prend pas encore ces évolutions et sa structure développée sous

Excel rend sa mise à jour difficile.

TRAPS est plus simple à mettre à niveau lors des changements de version de COPERT, car il suffit de générer des nouvelles tables de facteurs d'émissions dans COPERT.

Échelle spatiale et temporelle

La méthodologie COPERT a été développée pour réaliser des inventaires nationaux sur des réseaux routiers étendus (inventaires nationaux, régionaux).

TRAPS/COPERT et COPCETE se positionnent sur des échelles spatio-temporelles plus fines que celles de COPERT et permettent de calculer les émissions de polluants par tronçons. Cette utilisation plus locale de COPERT est rendue possible par la robustesse du modèle (nombreux tests sur véhicules pour établir les lois d'émission, nombreuses validation) et de la construction même des lois d'émissions (cf annexe, illustration 6.1 Annexe B page 65). Elle requiert cependant quelques précautions d'emploi : pour être correctement représentées par une vitesse moyenne, les conditions de circulation doivent être homogènes sur les tronçons étudiés et stables sur la période de temps prise en compte.

Une étude de sensibilité a été réalisée avec COPCETE (CETE de Lyon, 2013) pour étudier l'influence de l'échelle temporelle sur l'agrégation des données de trafic dans le calcul des émissions polluantes. Des données réelles de trafics (autoroute A7 au Sud de Lyon), disponibles toutes les 6 minutes, ont été agrégées sur plusieurs minutes (12, 30 et 60 minutes) et sur des périodes particulières (heures de pointe du matin, heures de pointe du soir, heures creuses et journée). Les émissions correspondantes en polluants (NO_x, PM₁₀, COV et CO₂) ont été modélisées et comparées sur ces périodes.

Préconisations de l'étude : pour caractériser avec un niveau de précision acceptable les émissions polluantes avec COPCETE, il est nécessaire et suffisant que les trafics soient agrégés :

- toutes les 12/15 minutes, pour les heures de pointe,
- sur la période complète, pour les heures creuses.

Ces conclusions, valables pour un réseau autoroutier limité à 110 km /h, ne peuvent être extrapolées à d'autres types de réseaux (centre-ville, route structurante limitée à 90 km/h) sans études complémentaires.

Pour HBEFA, du fait de la complexité de paramétrage de l'outil, travailler à une échelle inférieure à l'heure semble difficile. Cela peut être problématique sur certaines conditions de trafic, comme le stop & go en heure de pointe. En effet le stop & go dure rarement une heure entière, car elle alterne généralement avec un régime saturé. Ainsi elle peut être peut-être sous représentée sur certains tronçons. Il faudra faire une analyse toutes les 10 minutes en heure de pointe pour mieux mettre en évidence cette situation (CETE Nord Picardie et al., 2008).

5.2.3.7 - Prise en main de l'outil

COPCETE est simple d'utilisation car il a été développé sur un tableur Excel. Toutefois, il n'est pas compatible avec la suite Libre-Office, ce qui rend son utilisation de plus en plus délicate dans les services du ministère.

TRAPS ne requiert pas d'installation particulière.

HBEFA est l'outil certainement le plus difficile à utiliser, car il requiert un important travail amont de transformation des données de trafic issus des modèles de trafic. En revanche, faute de retour d'expérience sur cet outil, il n'est pas possible d'aborder la question de son ergonomie.

5.2.3.8 - Conclusion

Comme le montre le tableau 4, aucun modèle ne se détache vraiment, chacun ayant ses avantages et ses inconvénients.

COPCETE est un outil simple à utiliser qui a fait ses preuves en matière d'étude d'impact depuis une quinzaine d'année. Il peut être utilisé dans le cadre des évaluations de mesures de gestion de trafic, sous réserve d'effectuer les calculs d'émissions sur des périodes où le flux de trafic est le plus homogène possible (ex : pour une voie rapide, toutes les 12/15 minutes en heures de pointes et sur l'ensemble de la période pour les heures creuses). Il peut travailler sur des échelles temporelles fine, mais cela oblige l'opérateur à traiter de nombreux jeux de données avec les risques d'erreurs qui y sont associés.

De par sa configuration sous Excel, COPCETE est un outil difficile à mettre à jour.

HBEFA, malgré son approche intéressante pour les projets de gestion de trafic, reste difficile à mettre en œuvre sur des réseaux routiers complexes. C'est un outil encore peu utilisé dans les études opérationnelles et le faible retour d'expérience que l'on en a limite encore plus son utilisation. Des études exploratoires doivent nécessairement être menées sur cet outil pour automatiser la transformation des résultats des modèles de trafic en données exploitables par HBEFA. C'est pour cela qu'aujourd'hui il n'a été utilisé que sur des réseaux routiers simples où cette transformation est plus simple (ex du Pont de Saint-Nazaire (CETE Ouest et al., 2012)).

TRAPS / COPERT est un outil intéressant à plusieurs titres : il est capable de prendre directement en charge les résultats de sortie de différents modèles de trafic, il permet ainsi de gérer des grosses bases de données de trafic et d'effectuer les calculs d'émissions de manière rapide. Contrairement à COPCETE, les mises à jour de COPERT sont simples à prendre en compte car les tables de facteurs d'émissions ne sont pas intégrées dans l'outil. Elles font partie des données d'entrée et peuvent être modifiées sans avoir à intervenir sur le programme de calcul lui-même. Par ailleurs, la nouvelle fonctionnalité de COPERT permettant, en milieu urbain, de faire la différence entre émissions en heure de pointe et émissions en heure creuse est une avancée importante pour cet outil.

Aujourd'hui, TRAPS répond à une majorité des attentes liées à l'évaluation des impacts des projets de gestion de trafic sur les émissions de polluants et s'inscrit potentiellement comme le successeur de COPCETE. Néanmoins, pour être pleinement opérationnel, des développements supplémentaires doivent être menés (calcul des $PM_{2,5}$, du CO_2 et prise en compte de la pente et des émissions par évaporation).

5.2.4 - Interprétation des résultats des calculs d'émissions

5.2.4.1 - Calcul des indicateurs

Les quantités de polluants émis et la consommation de carburant sont calculées :

- pour les deux scénarios (état de référence / état projet),

- à un horizon donné,
- et sur une période de temps, qui selon les stratégies de régulation étudiées, peut être variable : quelques heures dans la journée (HP/HC), jour moyen de la semaine, jour ouvré, semaine, mois, *etc.*

Les résultats sont exprimés en masse et peuvent, si nécessaire, être ramenés à une unité de distance, de temps ou de véhicule pour obtenir des émissions unitaires (exemple : en kilogramme par kilomètre parcouru).

5.2.4.2 - Comparaison des indicateurs calculés pour les deux scénarios

Les indicateurs calculés pour les deux scénarios sont ensuite comparés pour estimer les gains en émissions, positifs ou négatifs, liés à la mise en place de la mesure de gestion.

La comparaison se fait en valeur absolue (variation donnée en unité de masse) ou/et en valeur relative (variation donnée en pourcentage). La première donne l'ordre de grandeur des gains obtenus et la deuxième fournit un résultat pour lequel les incertitudes des modèles d'émission peuvent en partie se compenser (si l'on travaille sur le même parc de véhicule). Il est préférable de fournir les deux car une évolution de 20 % est toute relative si les émissions en valeur absolue sont faibles.

A noter qu'il est important de calculer les émissions de polluants et la consommation de carburant à partir d'un parc le plus complet possible c'est-à-dire comprenant au minimum les VL et les PL. S'affranchir des émissions des PL, lors de l'évaluation d'une mesure de régulation de vitesse par exemple, peut conduire à fausser les résultats de l'étude (les courbes émissions / vitesses des PL sont différentes de celles des VL, cf. § 3.2.2 page 17). Par ailleurs, la connaissance du parc local est une réelle plus-value, car des différences notables peuvent être observées dans le calcul des émissions entre un parc local et un parc national (Ademe, 2016).

5.2.5 - Incertitudes

Les résultats des calculs d'émissions sont entachés d'incertitudes, difficilement quantifiables, qui proviennent de :

- la méthodologie elle-même,
- des données d'entrée (volume et répartition des VL / PL, vitesses moyennes, choix des situations de trafic, *etc.*),
- du paramétrage du modèle (composition du parc automobile roulant, choix de pas de temps des données de trafic, *etc.*).

Concernant l'incertitude liée à la méthodologie COPERT, un chapitre complet sur le sujet est disponible dans le guidebook EMEP/EEA (EMEP / EAA, 2016) (chap 4.Data quality). Il y est notamment précisé qu'elle varie notablement suivant le processus d'émission concerné (émissions à chaud, surémissions à froid, évaporation), le type de véhicule et le polluant considéré.

5.3 - Les concentrations

Contrairement aux émissions, les concentrations sont à la fois mesurables et modélisables à l'aide de modèles de dispersion atmosphérique.

5.3.1 - Modélisation de la dispersion atmosphérique

La dispersion atmosphérique désigne l'ensemble des mécanismes physiques, chimiques et

photochimiques de mélange et de dispersion d'une substance dans l'air. C'est un phénomène complexe, qui dépend de nombreux paramètres comme le vent, la température et son gradient vertical, la turbulence atmosphérique, les molécules en présence, mais aussi les facteurs physiques comme des irrégularités géométriques du sol ou la topographie.

La modélisation de ces phénomènes permet d'évaluer les concentrations atmosphériques sur la base des émissions préalablement calculées et ce en différents points d'un site.

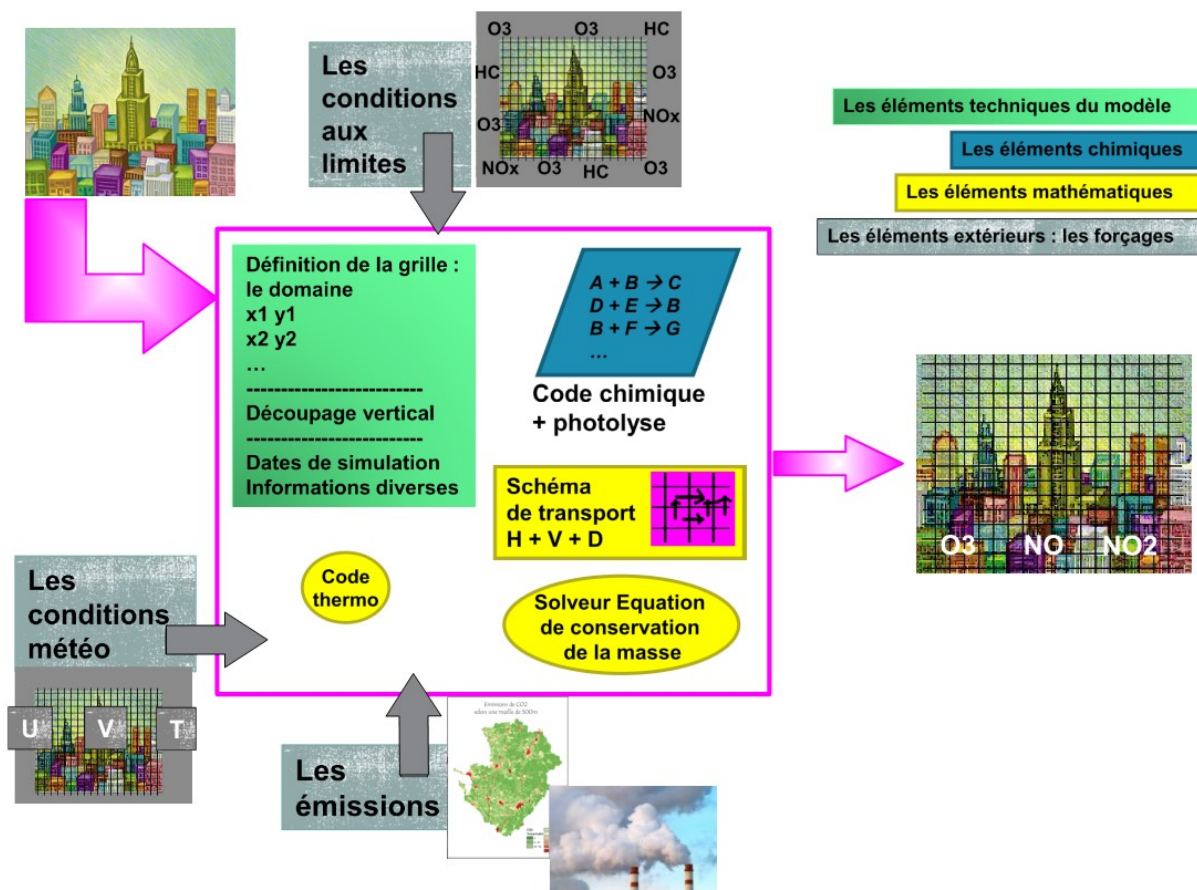


Illustration 5.2: La modélisation de la dispersion atmosphérique : alimentation et fonctionnement du modèle (Coll, 2017)

5.3.1.1 - Différents modèles de dispersion atmosphérique

La modélisation de la dispersion atmosphérique peut se faire à différentes échelles spatiales et temporelles. En effet, les déplacements des masses d'air au niveau des continents, le suivi des concentrations en polluants dans une agglomération, ou encore la dispersion de la pollution liée à l'automobile dans une rue canyon ne peuvent être traités par les mêmes modèles car les phénomènes physiques et chimiques mis en jeu sont différents. C'est pourquoi il existe différents types de modèles, qui diffèrent selon leur approche de calcul : les modèles eulériens, lagrangiens et gaussiens. Ils permettent de calculer les concentrations de polluants en résolvant les équations qui gouvernent les phénomènes atmosphériques.

- les modèles **eulériens** : discrétisent en 3D l'atmosphère en mailles élémentaires et calculent d'abord, dans chacune d'entre elle, des paramètres atmosphériques (modèles de mécanique des fluides, dit CFD³⁴) et météorologiques puis les concentrations en polluants. Ces modèles peuvent simuler différents processus physico-chimiques intervenant dans l'atmosphère.
- les modèles **lagrangiens** : résolvent un système d'équations dans un repère lié au déplacement de la colonne d'air dans la trajectoire d'un panache à partir de la météorologie, généralement pré-calculée. Il prend en compte en compte des processus simple comme les réactions chimiques linéaires et de dépôt.
- Les modèles **gaussiens** : sont des modèles généralement stationnaires qui reposent sur une description mathématique simplifiée des équations de dispersion d'une substance dans l'air. Ils intègrent généralement un processeur météorologique. Ils dispersent les émissions en largeur (avec le vent) et en hauteur (stabilité de l'air).

Les deux premiers modèles résolvent intégralement les équations et sont capables de prendre en compte des phénomènes complexes (ex : le relief, les bâtiments en 3D). Ils sont généralement utilisés sur des échelles spatiales-temporelles limitées et requièrent des super-calculateurs. Leur usage reste complexe et nécessite l'intervention d'experts.

Les modèles gaussiens sont les plus utilisés pour modéliser la qualité de l'air à proximité des sources routières, car plus simples à paramétrer et à mettre en œuvre. Les temps de calcul sont bien inférieurs aux deux autres modèles pour une même échelle spatiale. Récemment de nombreux modules permettant de traiter des situations complexes (ex rue canyon) ont été développés pour améliorer la modélisation gaussienne.

5.3.1.2 - Quels modèles utiliser ?

Encore plus que pour les outils de modélisation des émissions, la modélisation de la dispersion atmosphérique est une étape de la chaîne de modélisation qui nécessite l'intervention de spécialistes.

Plusieurs paramètres entrent dans le choix d'un modèle de dispersion (Michelot et al., 2015) :

- l'échelle spatiale : l'illustration 5.3 présente les plages d'utilisation des différents types de modèles présentés ci-avant.

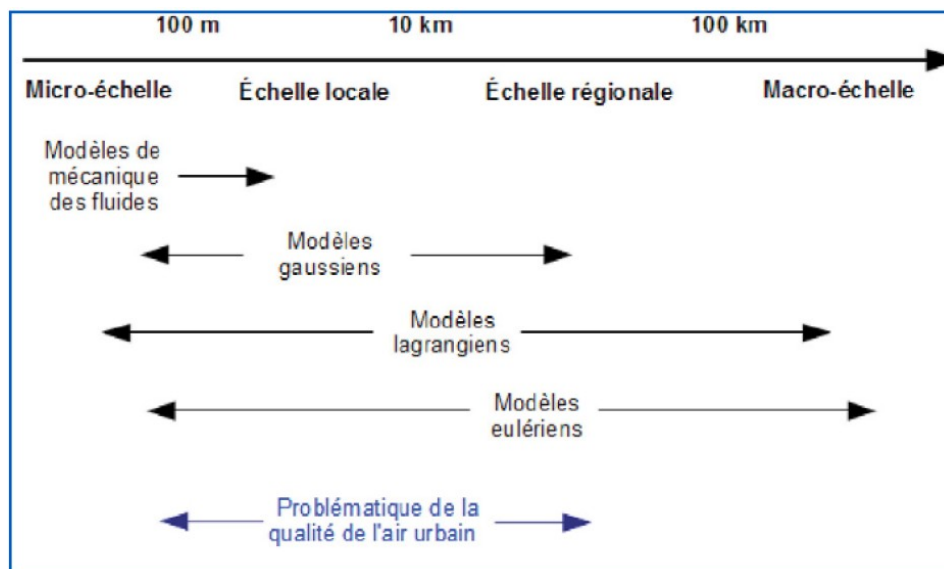


Illustration 5.3: Application de différents modèles en fonction de l'échelle spatiale (Michelot et al., 2015)

- l'échelle temporelle :

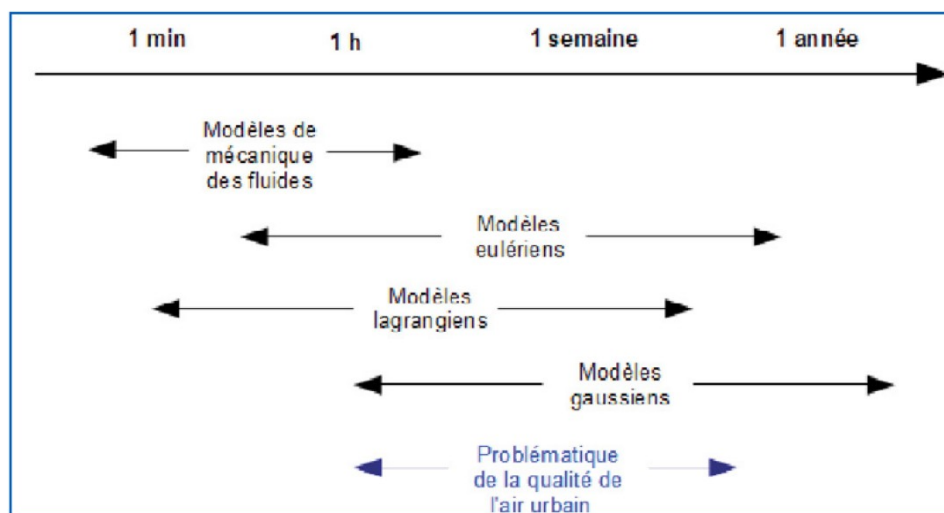


Illustration 5.4: Application de différents modèles en fonction de l'échelle temporelle (Michelot et al., 2015)

- la complexité du site : topographie, milieu urbain dense avec des rues canyon, ...
- les types de polluants étudiés : prise en compte de réactions chimiques plus ou moins complexes,
- la nature des sources.

Même si les modèles eulériens et lagrangien peuvent théoriquement être utilisés sur des

échelles spatiales importantes (cf illustration 5.3), le croisement avec l'échelle temporelle (illustration 5.4) permet de relativiser. En effet les temps de calcul sont d'autant plus longs que la zone d'étude est large, que la durée sur laquelle s'effectue le calcul est important et que les données d'entrée du modèle sont complexes.

En règle générale, les modèles gaussiens sont les plus polyvalents et peuvent être utilisés dans le cadre des projets de gestion de trafic.

Les modèles eulériens et lagrangien sont généralement réservés à l'étude de la dispersion atmosphérique dans des configurations particulières complexes comme des rues canyon, des têtes de tunnel en milieu urbain denses, etc.

5.3.1.3 - Paramètres à prendre en compte pour la modélisation

Les **conditions météorologiques** ainsi que la topographie sont des données d'entrée du modèle de dispersion (cf. § 3.3.2).

Selon le modèle utilisé, les données météorologiques sont agrégées (rose de vents) ou désagrégées (données horaires sur une ou plusieurs années) seront nécessaires.

Par ailleurs, lorsque l'inventaire des émissions est partiel, par exemple s'il ne comprend que la contribution des sources routières donnée par le modèle d'émission, il est nécessaire de faire appel à une **concentration de fond** de la zone, qui correspond à la contribution des autres sources d'émissions sur les concentrations mesurées. Cette concentration de fond peut-être variable spatialement.

5.3.2 - Mesure de concentration

5.3.2.1 - Différentes techniques de mesures

Il existe différentes techniques pour mesurer les concentrations de polluants. Elles sont présentées en détail en Annexe E.

Les tubes passifs constituent la technique la plus simple et la moins onéreuse à mettre en œuvre. Toutefois ils ne permettent pas d'avoir une description temporelle précise des niveaux de polluants, puisqu'ils donnent des concentrations moyennes sur la période de pose (qui varie de 1 à 2 semaines). Par exemple, pour une journée donnée, il n'est pas possible d'identifier l'impact sur la qualité de l'air de la mise en œuvre d'une limitation de vitesse pendant les heures de pointes.

Ainsi pour un projet de gestion dynamique du trafic, qui nécessite un suivi sur une échelle temporelle plus fine, ou lorsque l'on veut suivre l'impact d'une mesure sur différentes périodes de la journée, il convient généralement de faire appel à des techniques de mesures des polluants en continu, qui mesurent des concentrations *a minima* tous les quarts d'heure.

Dans le cadre de projet de gestion de trafic permanents ou semi-permanents, il est possible d'utiliser des tubes passifs pour observer l'évolution des concentrations sur la zone concernée. Dans ce cas-là, les périodes doivent être suffisamment longues pour être représentatives des différentes conditions de trafic et de météorologie (mesures indicatives selon la directive européenne de 2008 sur l'air ambiant)(Parlement européen and Conseil)

5.3.2.2 - Localisation des appareils de mesures de la qualité de l'air et coût des mesures

Les **concentrations mesurées** en proximité routière **prennent en compte de nombreuses sources d'émissions** qu'elles soient **proches** (ex : les axes routiers situés à proximité

immédiate) ou **éloignées** (à travers la concentration de fond).

Plus on s'éloigne de la voie, plus la part des autres sources dans les concentrations mesurées est importante.

Cette part varie aussi en fonction des polluants étudiés.

L'illustration 5.5 montre que les véhicules circulant sur la voie contribuent à hauteur de 18 % aux concentrations mesurées en PM₁₀ en axe proche, les autres voies de l'agglomération à 20 % et les particules provenant de l'extérieur de l'agglomération (exogène) à près de 40 %. Pour le NO₂, ce polluant étant caractéristique de la circulation automobile, les résultats sont différents, 55 % de la concentration mesurée est liée aux émissions des véhicules circulant sur la voie et il y a une influence très faible des sources exogènes.

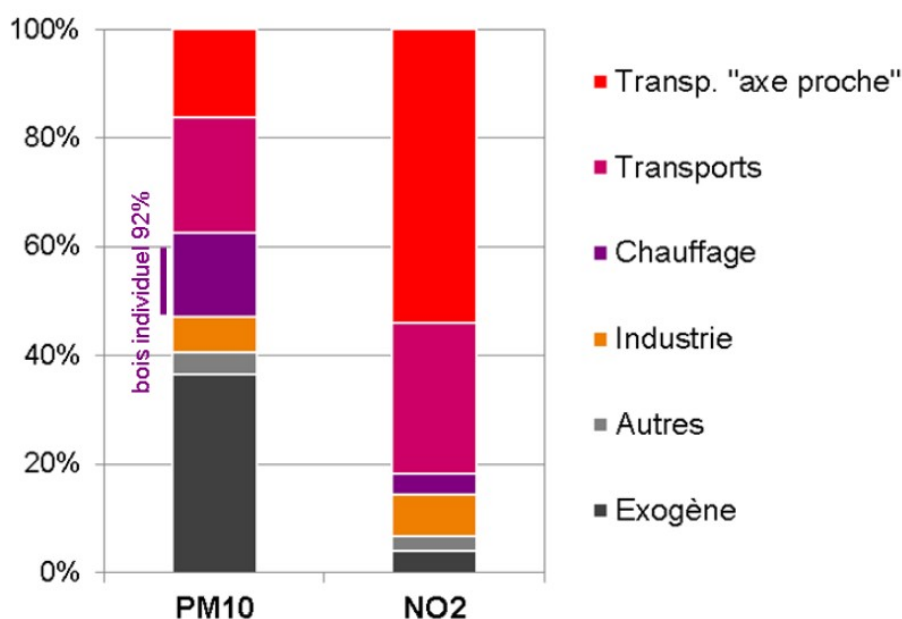


Illustration 5.5 : Contribution des différents secteurs d'émissions sur les concentrations mesurées en bord de la rocade de Grenoble (Sources : Air Rhône-Alpes)

Évaluer l'impact d'une voie sur les concentrations mesurées est un exercice difficile mais déterminer l'impact d'un projet de gestion des trafics sur cette grandeur l'est encore plus. Pour être le plus pertinent possible lors de l'analyse des concentrations mesurées, il est recommandé de positionner la station à **proximité immédiate** de la voie. Cet emplacement doit satisfaire à plusieurs conditions :

- être conforme aux critères définis au niveau national pour le positionnement des stations de proximité routière (LCSQA, 2015), parmi lesquels (DIR Ouest and DREAL Bretagne, 2017) :
 - l'éloignement à la voie ne doit pas excéder 10 mètres,
 - l'éloignement aux grands carrefours doit être supérieur à 25 mètres.
- disposer d'une alimentation électrique,
- être suffisamment spacieux pour installer le matériel, permettant de garantir sa protection (matériels de mesure embarqués dans une camionnette ou une remorque) mais aussi la sécurité des usagers de la voie et des techniciens intervenant sur cette station lors des opérations techniques.

Ainsi, pour limiter l'impact des autres sources d'émissions sur les concentrations mesurées, il est primordial de positionner les appareils de mesures de la qualité de l'air au plus près de l'infrastructure routière. Il est aussi nécessaire localement d'estimer au mieux la contribution des autres sources sur les concentrations mesurées (concentrations de fond) à l'aide d'une station de mesure des concentrations de fond de la zone.

Coûts associés

Le coût des mesures de qualité de l'air dépend de la métrologie utilisée (tubes passifs, appareils de mesure en continu).

Pour les tubes passifs, les prix s'entendent généralement fourniture et analyse comprises. Le prix d'un tube varie selon le polluant. Pour le NO₂, il faut compter environ 20€ par tube, pour le benzène 50 €.

Pour les mesures automatiques, il dépend du nombre de polluants suivis, de la durée de la campagne mais aussi de la structure qui effectue les mesures (AASQA³⁵ ou bureau d'études privé).

Les AASQA disposent d'un réseau de stations fixes de typologie différentes (trafic, de fond, industrielle, etc.) sur l'ensemble du territoire français. Elles mettent à disposition, gratuitement sur leur site internet, l'ensemble des données mesurées.

A défaut de disposer d'une station trafic à proximité de la voie concernée par la mesure de gestion de trafic, les AASQA³⁶ et les bureaux d'étude privés peuvent mettre en œuvre des moyens de mesures mobiles.

Pour l'expérimentation de Rennes, les moyens de mesures ont été mis en place par Air Breizh. Ils sont restés entre 100 et 150 jours sur site et ont mesuré les NO_x et les PM.

5.3.2.3 - Conditions météorologiques

Pour les mesures en continu, il est primordial de disposer d'une station météorologique à proximité immédiate de la station de mesure de la qualité de l'air. Elle doit mesurer *a minima* les paramètres suivants :

- vitesse et direction du vent,
- pluviométrie
- température

Ces données doivent être collectées avec un pas de temps similaire à celui des mesures de concentrations.

Pour les mesures par tubes passifs, le niveau de détail des données est plus faible et on peut se satisfaire de relever les températures et la pluviométrie journalière mesurée sur la station Météo France la plus proche de la zone.

5.3.3 - Interprétation des résultats

Modéliser l'impact d'une mesure de gestion de trafic sur la qualité de l'air ou l'objectiver à partir des concentrations mesurées est un travail qui fait appel à des données et des compétences spécifiques sur :

- la qualité de l'air
- les trafics,

35 Associations Agréées pour la Surveillance de la Qualité de l'Air

36 Les AASQA ne proposent ce type de prestation qu'à leurs adhérents

- la météorologie.

5.3.3.1 - Sensibilité de l'indicateur

La concentration est un indicateur moins sensible aux variations induites par un projet de gestion de trafic que les émissions. La relation émission / concentration n'est pas linéaire et dépend non seulement des polluants considérés mais aussi des conditions météorologiques locales (cf. §3.3.2).

Une baisse des émissions liée à un projet de gestion de trafic aura un impact local différent sur les concentrations selon le polluant (cf. illustration 5.5) : elle agira sur la moitié des concentrations en NO₂, mais seulement sur 20 % des concentrations en PM₁₀.

Les conditions météorologiques jouent un rôle primordial dans la dispersion des polluants dans l'atmosphère et ont une influence directe sur les niveaux en polluants mesurés. En effet, pour une même quantité de polluants émis, en un lieu donné, les concentrations dans l'air peuvent varier de manière significative en fonction de la météorologie. Par exemple, une mesure de gestion de trafic qui permet de diminuer les émissions de polluants peut n'avoir aucun impact sur les concentrations si les conditions météorologiques sont très favorables à la dispersion.

Les conditions météorologiques sont donc des données indispensables pour interpréter les résultats des concentrations mesurées.

5.3.3.2 - Comparaison des concentrations mesurées ou modélisées

Entre l'état de référence et l'état projet

Les concentrations mesurées (respectivement modélisées) pour l'état de référence sont comparées à celles mesurées (modélisées) pour l'état projet.

Pour les concentrations mesurées, cette comparaison doit s'effectuer après s'être assuré que les conditions de trafic et de météorologies sont semblables entre l'état de référence et l'état projet. De même, il est important de vérifier que la concentration de fond est semblable entre les deux états pour éviter que ses variations puissent être imputées aux projets.

Cette analyse de similitude peut se faire à des échelles temporelles variables : à l'échelle de la journée (exemple de Rennes) ou d'une période horaire (par exemple durant l'heure de pointe).

Avec les valeurs réglementaires

Si, dans le cadre de projets de gestion de trafic, la comparaison avec les valeurs réglementaires n'est pas une finalité, il est néanmoins souvent nécessaire de pouvoir s'y référer. Les concentrations mesurées à l'état projet ou modélisées peuvent être mises en regard des valeurs réglementaires, sous réserve de précautions.

Selon les polluants, différentes valeurs réglementaires existent : des moyennes annuelles, journalières, horaires, des concentrations à ne pas dépasser plus d'un certain nombre de jours ou d'heures par an, des seuils de gestion pour les pics de pollution, etc. La comparaison doit se faire avec la valeur réglementaire la plus pertinente, sachant qu'il n'est pas possible de comparer une moyenne sur une journée, sur une semaine ou sur un mois avec une valeur limite en moyenne annuelle.

Pour comparer des concentrations moyennes mesurées à une valeur limite en moyenne annuelle, il faut s'assurer que cette moyenne a été calculée sur au moins 8 semaines de mesures réparties sur l'année de manière à être représentative des différentes conditions de trafic et de conditions météorologiques (Parlement européen and Conseil).

Pour les concentrations modélisées, sous réserve de précautions (représentativité des données utilisées pour caler le modèle, concentration de fond, périodes sur laquelle la mesure est mise en œuvre et analysée, etc.), les concentrations modélisées peuvent être analysées au regard des valeurs réglementaires de qualité de l'air.

5.3.3.3 - Interprétation des concentrations mesurées / modélisées

Pour interpréter les concentrations mesurées il est nécessaire de prendre en compte différents paramètres :

Les concentrations de fond de la zone

Connaître les concentrations de fond de la zone est aussi important pour la modélisation de la dispersion que pour l'analyse des concentrations mesurées.

Pour la modélisation, c'est une donnée d'entrée du modèle, qui lui permet d'afficher en sortie un niveau de concentrations global prenant en compte la part due à la voie et la part exogène mais aussi les réactions chimiques entre polluants. Cette concentration totale peut alors être comparées aux valeurs réglementaires de la qualité de l'air (cf. § 5.3.3.2).

Pour l'analyse des concentrations mesurées, c'est l'inverse, en la déduisant de la concentration mesurée on détermine la contribution de l'infrastructure.

Les données météorologiques

Les conditions météorologiques jouent un rôle primordial dans la dispersion des polluants dans l'atmosphère et ont une influence directe sur les niveaux en polluants mesurés (cf. § 3.3.2).

C'est pourquoi les données météorologiques sont indispensables à l'étude des concentrations, que ce soit pour la modélisation de la dispersion que pour l'interprétation des résultats des concentrations mesurées.

La dynamique de trafic

Pour connaître la dynamique du trafic (régime fluide, congestionné, stop&go) et la croiser avec les concentrations mesurées, il est important de disposer de boucle de comptage à proximité immédiate de la station de mesure de la qualité de l'air. Le pas temporel de collectes de ces données doit être en lien avec celui des concentrations mesurées.

Pour les études réalisées avec des outils de modélisation, la dynamique réelle des trafics est importante à connaître à travers les vitesses pratiquées, car elle conditionne les gains en termes d'émissions et donc de concentrations. Par exemple, pour une limitation des vitesses de 110 à 90 km/h, si la modélisation des émissions utilise la vitesse réglementaire au lieu la vitesse pratiquée, qui est généralement plus élevée (cf. 4.2.4), les gains en émissions seront plus importants (cf. illustration 3.1 p.17) mais pas représentatifs de la réalité.

Pour pouvoir comparer les concentrations mesurées entre deux scénarios d'un projet de gestion de trafic, il faut au préalable avoir identifié des périodes pour lesquelles les conditions de trafic et de météorologie sont identiques et déterminé la contribution de la concentration de fond à la concentration mesurée.

Pour les concentrations modélisées, il est préférable d'entrer dans le modèle de dispersion des conditions météorologiques identiques pour les deux scénarios à comparer, de manière à s'affranchir de ce paramètre.

Chap.6 - Conclusion

De nombreuses évaluations d'impacts de projets de gestion de trafic sur la qualité de l'air réalisées en France présentent des écueils méthodologiques, conduisant parfois à des résultats mal interprétés et des conclusions faussées. Cette faiblesse tient en partie au fait qu'elles sont souvent réalisées par des spécialistes des trafics et non des spécialistes de la qualité de l'air.

Par ailleurs, les méthodes utilisées pour chaque étude étant généralement différentes, il n'est pas possible de comparer les résultats ni de tirer des conclusions générales quant à l'impact de telle ou telle mesure de trafic sur les émissions de polluants.

Ce rapport a donc un double objectif.

Le premier vise à donner aux équipes trafic et aux maîtres d'ouvrage d'infrastructures routières qui réalisent ce type d'évaluations, des connaissances de base sur la thématique de la qualité de l'air et à rappeler notamment les paramètres influençant les émissions du trafic routier et la dispersion des polluants dans l'air.

Le second est de proposer un premier cadrage pour les évaluations des impacts des projets de gestion de trafic sur la qualité de l'air, afin d'homogénéiser les pratiques, de rendre ces évaluations plus robustes et de permettre, dans la mesure du possible, leur intercomparaison. Pour cela, il présente de manière détaillée les polluants à prendre en compte, les indicateurs à utiliser et leur format, les outils disponibles pour la modélisation des émissions et des concentrations ainsi que leur pertinence pour évaluer ce type de projet. Il donne des indications pour analyser les résultats au regard des paramètres influençant la qualité de l'air et des incertitudes inhérentes aux outils et méthodes utilisés pour permettre au rédacteur de donner des conclusions nuancées et resituées dans leur contexte.

Cependant, le nombre de mesures de gestion de trafic pris en compte pour établir cette méthodologie est limité (Cerema, 2014). La revue des travaux internationaux établie par (Bigazzi and Rouleau, 2017) en propose d'autres, dont certaines semblent conduire à des gains plus importants. Ce rapport a donc vocation à être complété afin d'ajuster la méthodologie d'évaluation pour l'élargir à d'autres mesures, comme les zones de circulation restreintes.

Il conviendra par la suite d'engager un retour d'expérience sur les études réalisées avec cette méthodologie pour, le cas échéant, déterminer des ratios, d'émissions évitées par exemple, par type de projet de gestion de trafic.

Rédigé, le

La chargée d'Affaires

Karine Muller-Perriand

Vu et approuvé, le

Le responsable de l'unité Environnement
Santé

Xavier Olny

Bibliographie

Ademe (2014). Impact des limitations de vitesse sur la qualité de l'air, le climat, l'énergie et le bruit (Ademe).

Ademe (2015). Méthode d'estimation des parcs automobiles et de l'impact de mesures de restriction d'accès sur les émissions de polluants - PROJET ZA-PARC.

Ademe (2016). Étude sur les méthodes de caractérisation des parcs locaux de véhicules dans le cadre de mesures en faveur de la qualité de l'air - Méthodologie et exploitation des données d'une enquête réalisée à Paris.

Ademe (2018). Impact des modifications des vitesses limites du trafic routier sur la qualité de l'air, l'énergie et le bruit.

Air PACA (2017). Analyse des actions de réduction de la pollution liée au transport routier : quelle efficacité ?

AIRPARIF (2007). Quelques éléments de compréhension relatifs aux impacts sur les émissions de la qualité de l'air des mesures de limitation de vitesse.

AirParif Site internet de Air Parif.

Atmo AuRA (2017). Impact sur la qualité de l'air de la limitation de vitesse sur l'A7 au droit de Valence. Premiers éléments d'appréciation.

Bel, G., Bolancé, C., Guillén, M., and Rosell, J. (2015). The environmental effects of changing speed limits: A quantile regression approach. *Transp. Res. Part D*, 76–85.

Bigazzi, A., and Rouleau, M. (2017). Can traffic management strategies improve urban air quality ? A review of evidences. *J. Transp. Health* 111–124.

Cerema (2014). Projet de gestion du trafic. Recueil des fiches mesures. Mises en oeuvre de l'exploitation de la gestion du trafic (Cerema).

Cerema (2016). Étude sur les parcs roulants routiers français - Inventaire, comparaison et impact sur les courbes d'émission.

CETE de Lyon (2013). Influence de l'échelle temporelle d'agrégation des données de trafic sur les calculs d'émissions polluantes avec COPCETE – Application à l'A450/A7.

CETE Nord Picardie, Gadrat, M., André, M., and Bugajny, C. (2008). Test et application du modèle Artemis à l'agglomération lilloise - Phase 1 : description des situations de trafic en agglomération lilloise.

CETE Nord Picardie, Gadrat, M., André, M., and Bugajny, C. (2010). Test et application du modèle Artemis à l'agglomération lilloise - Phase 2 : application du modèle Artemis.

CETE Ouest, Nicolleau, K., and Potier, V. (2012). Évaluation environnementale de la voie réversible du Pont de Saint-Nazaire, Programme Serre (CETE Ouest).

CETE SO / ZELT (2008). Évaluation a posteriori des projets de gestion du trafic et d'information des usagers.

CGDD (2018). Réduction des vitesses sur les routes - Analyses coûts bénéfiques.

- Chapulut, J.N. (2004). Évaluation socio-économique des systèmes d'exploitation de la route en milieu urbain – Rapport (CGPC).
- CITEPA (2017). Inventaire des émissions de polluants atmosphériques en France – Séries sectorielles et analyses étendues – Format SECTEN (CITEPA).
- Coll, I. (2017). Mise en oeuvre d'une étude de modélisation. Méthode, données d'entrée, potentialités et limites (Paris, Journée FIMEA , modélisation de la qualité de l'air : des outils aux usages).
- Declercq, C., Pascal, M., Chanel, O., and Corso, M. (2012). Impact sanitaire de la pollution atmosphérique dans neuf villes françaises Résultats du projet Aphekom.
- DGITM (2014). Note technique du 27 juin 2014 relative à l'évaluation des projets de transports.
- DIR Ouest, and DREAL Bretagne (2017). Evaluation de l'expérimentation d'une réduction de la limitation des vitesses sur la rocade de Rennes.
- DRIEE (2017). Plan de Protection de l'Atmosphère d'Île-de-France - Evaluation Environnementale.
- EEA (2016). Explaining road transport emissions - A non-technical guide.
- EMEP / EAA (2016). EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook (EMEP / EAA).
- Graz university of Technology (2009). Emission Factors from the Model PHEM for the HBEFA Version 3.
- Husson, J.F., and Aïchi, L. (2015). Coût économique et financier de la pollution de l'air – Tome 1 (Sénat Commission d'enquête).
- Infras Site internet de HBEFA.
- Keller, M. (2010). Handbook Emission Factors For Road Transport 3.1, Quick Reference.
- Keuken, M.P., Jonkers, S., Wilmink, I.R., and Wesseling, J. (2010). Reduced NOx and PM10 emissions on urban motorways in The Netherlands by 80 km/h speed management. *Sci. Total Environ.* 2517–2526.
- LCSQA (2015). Conception, implantation et suivi des stations françaises de surveillance de la qualité de l'air.
- MEDDE (2014). Instruction du Gouvernement relative à l'évaluation des projets de transport.
- MEDDE (2015). Circulaire du 24 novembre 2015 relative à la limitation de vitesse sur autoroute pour des motifs de qualité de l'air.
- MEDDE (2016). Bilan de la qualité de l'air en France en 2015 (MEDDE, Service de l'observation et des statistiques).
- METATTM, MSSF, MEDD (2005). Note méthodologique sur l'évaluation des effets sur la santé de la pollution de l'air dans les études d'impact routière (METATTM, MSSF, MEDD).
- Michelot, N., Carrega, P., and Rouïl, L. (2015). Panorama de la modélisation de la dispersion atmosphérique. *Rev. Pollut. Atmos. Clim. Santé Société.*
- Parlement européen, and Conseil Directive du 21 mai 2008 concernant la qualité de l'air ambiant et un air pur pour l'Europe.
- Santé Publique France (2016). Impacts sanitaires de la pollution de l'air en France : nouvelles données et perspectives.
- SETRA (2012). Evaluation environnementale des projets de gestion dynamique de trafic - La qualité de l'air (SETRA).

Smit, R., Brown, A., and Chan, A.L. (2008). Do air pollution emissions and fuel consumption models for roadways include the effects of congestion in the roadway traffic flow ? Environ. Model. Softw. 1262–1270.

Annexes

Annexe A - Classification des différents modèles d'émissions

Le rapport d'étude du SETRA (SETRA, 2012) propose une analyse des différents modèles d'émissions au regard de leur capacité à prendre en compte et retranscrire les phénomènes de congestion basée sur la catégorisation proposée par (Smit et al., 2008). Trois types de modèles sont définis :

Type A : cette catégorie comprend les modèles modaux instantanés et agrégés et les modèles de régression multivariée.

Du fait du niveau de détail proposé (calcul des émissions polluantes toutes les secondes), les modèles modaux instantanés semblent être les plus adaptés pour prédire des modifications dans les styles de conduite liées aux projets de gestion dynamiques de trafic. En revanche, leur faible précision a souvent été pointée (biais dans les estimations pouvant atteindre 50% par rapport aux modèles classiques). De plus, ils nécessitent une description précise de la cinématique individuelle des véhicules (vitesse et accélération instantanées de chaque véhicule) que les modèles dynamiques de trafic, avec lesquels ils peuvent potentiellement être couplés, donnent avec peu d'exactitude. Des erreurs peuvent être alors induites dans l'estimation des polluants émis.

Des modèles modaux plus agrégés existent mais ont été peu développés par le passé.

Les modèles de régression multivariée s'appuient sur des profils vitesse/temps (issus soit de mesures ou d'un outil de modélisation des trafics) pour estimer la quantité de polluants. Ils sont moins sensibles aux erreurs d'estimation commises par les modèles de trafic que des modèles modaux. En revanche, certains paramètres cinématiques (par exemple le terme « accélération*vitesse » excédant 60 mph^2/s) semblent difficiles à estimer par le biais d'un modèle de trafic.

Le préalable nécessaire à l'utilisation de modèles de type A pour l'évaluation de projets de gestion de trafic est de s'assurer que le modèle de trafic est capable de retranscrire la stratégie mise en place et de déterminer l'erreur qu'il commet sur l'estimation des vitesses et accélérations individuelles. A défaut, les résultats issus de ces modèles doivent être appréhendés avec la plus grande prudence.

Type B : cette catégorie présente une vision « intermédiaire » entre les modèles de type A et modèles de type C, qui peut s'avérer moins sensible aux marges d'erreurs commises par les modèles de trafic (notamment sur l'accélération) que des modèles modaux. Cependant, ces modèles sont peu développés ou nécessitent des paramètres cinématiques encore difficiles à déterminer à partir des données des modèles de trafic. Ils doivent encore faire l'objet de développements avant de pouvoir être utilisés pour évaluer l'impact environnemental de mesures de gestion de trafic.

Type C : cette catégorie regroupe les modèles à facteurs d'émissions constants et les modèles à facteurs d'émissions variables.

Les modèles de type C sont généralement employés à des échelles plus larges que les autres types de modèle (aires urbaines, petites régions) et sont les plus utilisés pour les études de projets routiers (81% des 58 études analysées par Smit en 2006). De part les données agrégées de trafic attendues en entrée, ils sont moins pertinents et précis que les modèles de type A et B pour évaluer l'impact d'une stratégie de régulation modifiant le niveau de congestion par exemple.

Les **modèles à vitesse moyenne** (COPERT) tiennent compte des conditions de circulation à travers la vitesse moyenne. La congestion y est appréhendée de manière implicite, puisqu'une partie des cycles de conduite correspond à des cycles congestionnés. Cependant, ils ne permettent pas d'estimer la différence, pour une même vitesse moyenne, entre les quantités de polluants émises en régime fluide et en régime congestionné.

Les **modèles à situation de trafic** (HBEFA) s'appuient sur une description discrète de l'état du trafic, qui repose sur différents niveaux de service (régime fluide, chargé, saturé/congestionné, stop and go). De ce fait, ils prennent mieux en compte les phénomènes de congestion que les modèles à vitesse moyenne. En revanche, le paramétrage de l'outil est délicat car l'utilisateur doit définir la proportion de trafic à allouer à chacune des situations de trafic à partir des seules grandeurs du trafic estimées par les modèles.

Annexe B - COPERT

COPERT, méthodologie européenne

La méthodologie européenne **COPERT** (COmputer Programme to calculate Emissions from Road Transport) fournit une estimation globale des émissions des trafics routiers sur une section ou un réseau en fonction du kilométrage total parcouru sur cette section ou ce réseau et des conditions de circulation moyennes du parcours. Ces dernières sont généralement estimées via la vitesse moyenne pratiquée le long du trajet considéré. Trafics et vitesses sont à fournir par l'utilisateur du modèle, le modèle exploitant différentes lois d'émission (en g/km) pour calculer le volume total des émissions.

Les lois d'émission proposées par ces modèles sont issues de mesures d'émissions en laboratoire sur divers cycles de conduite, visant à représenter les différentes conditions de circulation réelle. Ces cycles sont constitués à partir de mesures embarquées de vitesses et accélérations instantanées. Chacun des cycles est ensuite reproduit sur bancs de test pour différentes catégories de véhicules (VP ou PL), différentes motorisations (essence / diesel), différentes cylindrées, etc., et les émissions de polluants sont mesurées à l'échelle du cycle complet. Les émissions totales sont alors rapportées au kilométrage effectué pendant le cycle pour obtenir une émission moyenne en g/km. Ces valeurs sont associées à la vitesse moyenne du cycle pour permettre de construire des lois d'émissions continues fonction de la vitesse moyenne (cf. Illustration 6.1).

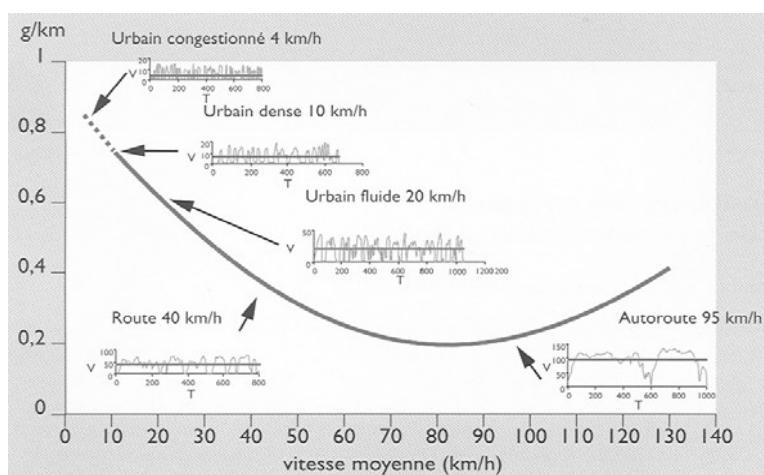


Illustration 6.1 : Exemple de courbes émissions/vitesse dans COPERT (source : COPERT / INRETS)

Copert Street Level

Cet outil a été développé en 2015 par Emisia, la même structure qui gère le logiciel COPERT. Copert Street Level permet une approche par tronçon routier. L'outil, téléchargeable sur le site internet d'Emisia³⁷, est disponible gratuitement en test pendant 30 jours. Au-delà, il faut compter environ 1 000 € pour l'acheter. Cependant, il fonctionne avec des données spécifiques à chaque pays qui sont elles aussi payantes (compter 300 € pour la France).

Cet outil n'a pas encore été testé par le RST Air du Cerema, puisqu'il fait doublon par rapport à COPCETE. Ainsi, il n'est pas possible de s'avancer sur le domaine de pertinence et ses limites dans le cadre des études de gestion du trafic.

37 <http://emisia.com/products/copert-street-level/download>

Annexe C - COPCETE

COPCETE est un outil développé sous le logiciel Microsoft® EXCEL par le Cerema.

Dans sa version actuelle, il utilise les facteurs d'émissions de la méthodologie v.11.4 de COPERT IV (juin 2015) ainsi que la structure de parc automobile français roulant de l'IFSTTAR³⁸ (version de mars 2013). Ce parc étant prospectif (disponible jusqu'en 2030), il permet de faire des calculs d'émission à des horizons futurs. Quatre typologies de parc sont disponibles (parc moyen français, parc urbain, parc rural, parc autoroutier) mais l'utilisateur a aussi la possibilité de créer son propre parc (intéressant si l'on dispose d'un parc local).

L'illustration 6.2 schématise le mode de fonctionnement de l'outil, qui est adapté à une approche tronçon par tronçon.

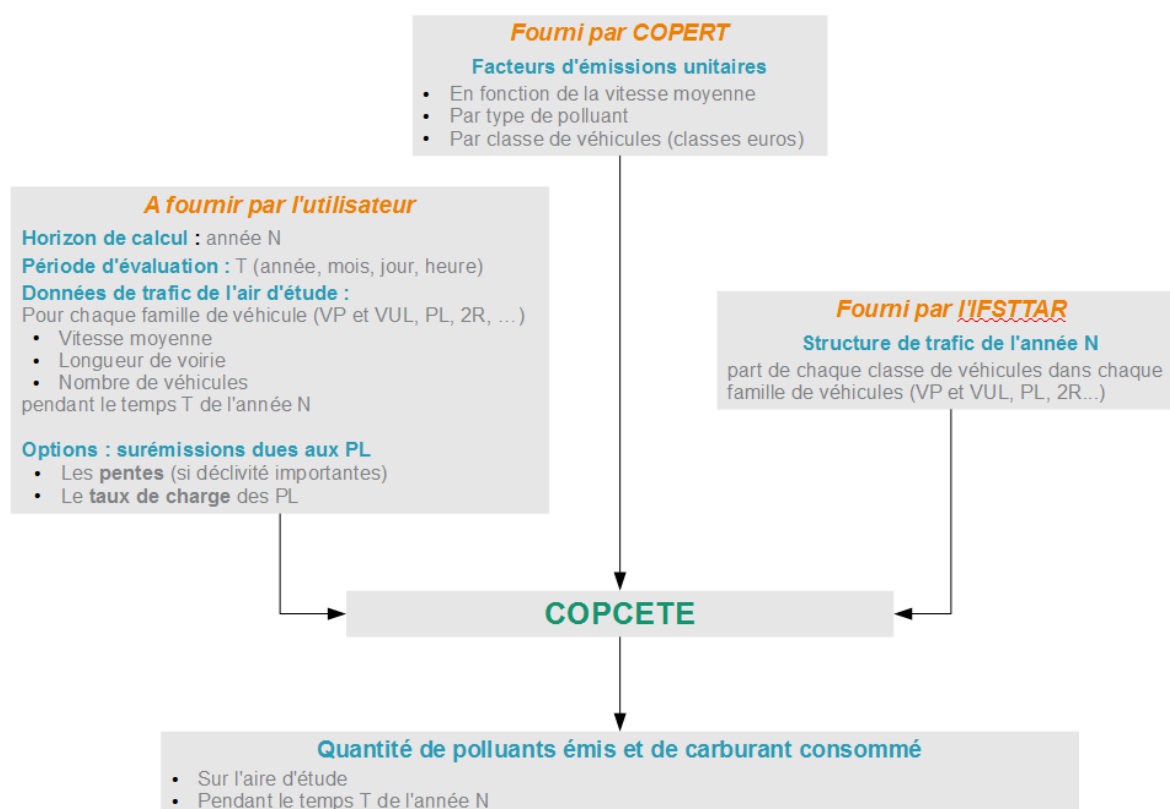


Illustration 6.2 : Fonctionnement général du modèle utilisé

Pour plus d'informations sur les modalités de diffusion et d'utilisation de COPCETE, voir sur le site internet du Cerema (<https://www.cerema.fr/fr/actualites/copcete-outil-calcul-emissions-du-traffic-routier>).

³⁸ Le modèle informatique de l'IFSTTAR donne la composition et les caractéristiques du parc français roulant (type de véhicule, motorisation, cylindrées, réglementation en termes de normes d'émissions, l'âge des véhicules en circulation) pour chaque année jusqu'en 2030. Il prend en compte le parc statique (véhicules qui existent, fichier des immatriculations des véhicules neufs), utilise des lois de survie pour déterminer l'usage des véhicules et intègre les normes antipollution (normes Euro) et les avancées technologiques connues, mais pas les éventuelles ruptures technologiques (énergies nouvelles). Ce modèle de parc fait l'objet de mises à jour régulières qui sont prises en compte dans l'outil COPCETE.

Annexe D - Handbook of Emission Factors (HBEFA)

HBEFA a bénéficié des travaux de recherche menés dans le cadre du projet Artemis. Ce dernier, financé par la commission européenne, avait pour but :

- d'homogénéiser les modèles européens d'estimation des polluants (COPERT, TREMOVE³⁹, MEET et HBEFA). En effet, ces modèles, développés séparément par chacun des membres européens, contenaient des inexactitudes, souvent dues à un manque de données de mesures, et mettaient en œuvre des cycles de conduites différents qui rendaient difficile leur comparaison ;
- et de développer une méthodologie harmonisée pour l'estimation des polluants émis par tous les types de transports, à l'échelle nationale.

Le projet a abouti à l'élaboration d'un logiciel gratuit, mais difficile à appréhender sans connaissances approfondies du modèle Artemis. La version bêta (0.4d) n'a jamais débouché sur une version stable et Artemis a été abandonné au profit de HBEFA.

HBEFA a donc repris, en les adaptant, la description des situations de trafic proposée par Artemis. Un total de 276 situations de trafics, caractérisant la densité du trafic sur le réseau routier, sont disponibles. Elles sont définies à partir des paramètres suivants (cf tableau 5) :

- types de zones concernée : rurale ou urbaine,
- types de voies : autoroute, voie rapide, nationale, etc.,
- de vitesses limites (69 au total).
- niveaux de service (ou conditions de circulation) : régime fluide⁴⁰, régime chargé⁴¹, régime saturé/congestionné⁴², stop & go⁴³,

Chaque situation de trafic est caractérisée par un mode de conduite spécifique qui correspond à une courbe vitesse/temps. Cette approche permet d'approcher plus finement l'état local du trafic et sa dynamique, que dans la méthodologie COPERT où seule la vitesse moyenne est utilisée.

ZONE	Type de voies	Niveaux de services	Vitesse limite (km/h)													
			30	40	50	60	70	80	90	100	110	120	130	> 130		
Rurale	Autoroutes (Motorway)	4														
	Voies rapides (Semi-motorway)	4														
	Nationales (Trunkroad Trunk)	4														
	Départementales (Distributor Distr)	4														
	Départementales sinueuses (Distributor-sinuuous)	4														
	Locales (Local)	4														
	Locales sinueuses (Local-sinuuous)	4														
	Résidentielles (Access)	4														
Urbaine	Autoroutes nationales (Motorway-National)	4														
	Voies rapides urbaines (Motorway-City)	4														
	Nationales (Trunkroad-National)	4														
	Principales urbaines (Trunkroad-City)	4														
	Secondaires (Distributor Distr)	4														
	Locales (Local)	4														
	Résidentielles (Access)	4														

Tableau 5 : Situations de trafic HBEFA (sources (Keller, 2010))

39 Modèle d'évaluation des politiques de transport conçu pour évaluer les impacts de différents scénarios de politiques publiques sur les émissions du secteur des transports. TREMOVE s'appuie sur COPERT pour l'estimation des véhicules routiers.

40 Régime fluide (free flow) : conditions de circulations optimales.

41 Régime chargé (heavy) : conditions de circulation optimales mais vitesses maximales plus faibles.

42 Régime saturé / congestionné (saturated) : conditions de trafics difficiles, vitesses variables, arrêts possibles.

43 Bouchon (Stop&go) : conditions de trafics très difficiles avec arrêts fréquents, vitesses faibles.

La dernière version d'HBEFA (v 3.3) disponible depuis avril 2017, intègre le parc automobile roulant prospectif de l'IFSTTAR et est téléchargeable sur le site internet de HBEFA (Infras) pour un coût de 250€.

A l'heure actuelle, cet outil n'a pas encore été utilisé par les services du Cerema dans le cadre d'études opérationnelles, le retour d'expérience est donc très limité.

En revanche, deux études ont été menées avec Artemis :

- application du modèle Artemis dans le cadre du PDU de Lille ((CETE Nord Picardie et al., 2008) et (CETE Nord Picardie et al., 2010))
- évaluation de la voie réversible du Pont de St Nazaire (CETE Ouest et al., 2012)

Pour l'étude du PDU de Lille, sur les 276 situations de trafic d'Artemis, 120 situations de trafic adaptées au cas français ont été identifiées. Un test de sensibilité a permis de réduire ce nombre à 72. Pour l'agglomération lilloise, 59 situations de trafic ont été retenues.

Cette étude a mis en évidence les difficultés liées à l'affectation d'une situation de trafic à un tronçon. En effet, aucun modèle de trafic n'est capable de fournir des données directement utilisables par Artemis. A chaque étude, il faut adapter les méthodologies en fonction des données fournies par le modèle de trafic.

Pour l'évaluation de la voie réversible du Pont de Saint-Nazaire, les données d'entrée sont des données réelles mesurées à partir de capteurs répartis sur l'ensemble du pont. La mise en œuvre d'Artemis est plus simple que pour le PDU de Lille, du fait d'un réseau routier limité à l'ouvrage d'art et à un nombre limité de situation de trafic (une zone, une type de voie, deux vitesses limites, quatre niveaux de service).

Annexe E - Les différentes techniques de mesures de polluants

Deux types de techniques peuvent être mises en œuvre pour mesurer les concentrations en polluants dans l'air ambiant :

- les **échantillonneurs** (tubes passifs, jauges, etc.) qui prélèvent les polluants de l'air extérieur de manière active (tête de prélèvement reliée à une pompe) ou passive (utilisation de la diffusion et de la convection naturelle). Les échantillons sont analysés en différé par un laboratoire ;
- les **analyseurs automatiques**, qui peuvent être fixes (implantation permanente, stations AASQA) ou mobiles (embarqués dans une remorque ou une camionnette). Ils prélèvent et analysent en continu les polluants présents dans l'air extérieur.

Mesure par échantillonneurs

- *Les tubes passifs*

Un tube passif est un système d'échantillonnage qui repose sur le principe de diffusion (transfert de matière d'une région à une autre causé par un gradient de concentration sans mouvement actif de l'air). L'air à analyser s'introduit par convection naturelle et diffusion dans le tube et les polluants sont piégés par une substance capable de les retenir (charbon actif ou support solide imprégné de réactif chimique selon le type de polluants à piéger). Les tubes sont ensuite analysés en laboratoire et les résultats obtenus correspondent à une concentration moyenne sur la durée d'exposition du tube.



Tubes passifs NO₂ (à gauche) et benzène (à droite)



Boîte de pose d'un tube passif

Crédit photo Cerema

Cette technologie est efficace pour la mesure de différents composés chimiques gazeux, principalement le dioxyde d'azote (NO₂) et certains composés organiques volatils comme le benzène et les aldéhydes. Elle a été récemment étendue à la mesure des particules.

C'est une méthode de mesure peu onéreuse (compter de 20 à 50€ le tube passif avec analyses comprises) qui permet d'utiliser un grand nombre de tubes passifs pour quadriller la zone d'étude et décrire la répartition spatiale d'un polluant. Sa mise en œuvre est simple puisqu'elle nécessite peu de matériel (un support de pose et une boîte pour protéger les tubes de la pluie).

En revanche, cette méthode est dite « semi-quantitative » : elle fournit des concentrations en polluants qui peuvent être comparées et hiérarchisées entre les différents points de mesure mais qui, du fait de l'incertitude liée à cette technique (environ 20%), ne peuvent être aussi précises que des mesures par analyseurs automatiques. Il est alors fortement recommandé de positionner un tube témoin au droit d'un analyseur fixe d'une AASQA pour pouvoir rendre compte de l'écart entre les valeurs mesurées par tubes passifs et la station fixe.

- *Les échantillonneurs particuliers actifs*

Certains échantillonneurs (photo à gauche) permettent de prélever des composés particuliers, comme les PM, les métaux ou le benzo[a]pyrène, sur filtres. Les filtres sont laissés de un à plusieurs jours dans l'appareil et sont ensuite analysés en laboratoire. Ce type d'appareil nécessite une alimentation électrique et, selon les modèles, la présence quotidienne d'un opérateur pour changer les filtres.

Le canister est un récipient (photo à droite) de plusieurs litres en acier inoxydable dont l'intérieur est traité afin d'être le plus inerte possible vis-à-vis des composés à analyser. Il est équipé d'une vanne programmable permettant de régler le flux d'air pénétrant dans le récipient. Les prélèvements peuvent être instantanés ou de plusieurs heures. Les canisters sont aisés à mettre en œuvre et particulièrement adaptés à la mesure des composés organiques volatils. En revanche, ils nécessitent une préparation préalable en laboratoire consistant en un nettoyage intérieur poussé et la mise en dépression de la bonbonne.



Préleveur partisol sur filtres (Crédit photo Cerema)



Canister (Crédit photo Air Rhône-Alpes)

Mesure par analyseurs automatiques

Les analyseurs automatiques mesurent les concentrations de polluants 24h/24, généralement avec un pas d'un quart d'heure. L'air ambiant est prélevé par une tête de prélèvement reliée à une pompe. Il est ensuite acheminé jusqu'à l'analyseur. La concentration de chaque polluant dans l'air est déterminée selon une technique physico-chimique qui lui est spécifique. Il s'agit le plus souvent de méthodes spectroscopiques. Les différents types d'analyseurs disponibles permettent de mesurer en continu : les composés gazeux (oxydes d'azote (NO et NO₂), le monoxyde de carbone (CO), le dioxyde de soufre (SO₂), l'ozone (O₃)) et les particules (PM₁₀ et PM_{2,5}).

Les analyseurs automatiques font l'objet d'un étalonnage régulier avec des gaz étalons.

Les mesures par analyseurs automatiques sont coûteuses (coût d'achat, entretien du matériel) et nécessitent un branchement électrique. Généralement ces appareils sont regroupés dans une remorque ou une camionnette, mais nécessite parfois la mise en place d'un système de protection contre le vandalisme. En revanche, elles donnent des résultats quantitatifs et présentent l'avantage de fournir des mesures en continu et des valeurs de concentrations maximales.



Crédit photo Cerema

*Remorque de mesures de
Atmosf'Air Bourgogne*

Variabilité annuelle des concentrations et origine des polluants

Les niveaux de concentrations dans l'environnement varient en fonction des conditions météorologiques et des émissions de polluants, ce qui conduit à observer une variabilité saisonnière pour certains polluants.

Par exemple, en hiver, du fait de conditions météorologiques défavorables à la dispersion des polluants (périodes anticycloniques, phénomènes d'inversion des températures) et des émissions plus importantes, essentiellement liées au chauffage, les niveaux de concentrations en particules dans l'air ambiant peuvent être élevées et dépasser les valeurs réglementaires de la qualité de l'air. Au printemps, toujours dans les mêmes conditions météorologiques, les épandages liés à l'agriculture peuvent aussi contribuer à augmenter les concentrations de particules dans l'air. En été, les épisodes de pollution sont liés à la formation d'ozone (issu de réactions chimiques complexes entre des composés précurseurs de l'ozone (oxydes d'azote et les composés organiques volatils) sous l'effet des rayons ultraviolet du soleil). Aujourd'hui, avec l'amélioration des techniques d'analyse, les AASQA savent identifier les principales sources contribuant à ces épisodes de pollutions. Cela facilite le déclenchement et la mise en place de mesures adaptées lors de ces pics saisonniers.

Les mesures de qualité de l'air doivent prendre en compte cette variabilité saisonnière. La directive européenne 2008/50/CE concernant la qualité de l'air ambiant et un air pur pour l'Europe stipule que les mesures indicatives doivent représenter 14 % d'une année (8 semaines réparties uniformément sur l'année ou une mesure aléatoire par semaine répartie uniformément sur l'année). Ainsi, pour réaliser des mesures de qualité de l'air représentatives des diverses conditions météorologiques et des principales émissions saisonnières, il est généralement conseillé de réaliser 4 campagnes de mesure de deux semaines chacune, soit une par saison.



Cerema Centre-Est

Département Environnement Territoires Climat - 46, rue Saint-Théobald - BP 128 - 38081 L'ISLE D'ABEAU CEDEX - +33 (0)4 74 27 51 51
Siège social : Cité des mobilités - 25, avenue François Mitterrand - CS 92 803 - F-69674 Bron Cedex - Tél : +33 (0)4 72 14 30 30
Établissement public - Siret 130 018 310 00107 - TVA Intracommunautaire : FR 94 130018310