



HAL
open science

Méthode d'estimation des parcs automobiles et de l'impact de mesures de restriction d'accès sur les émissions de polluants

Marion Carteret, Michel Andre, Anaïs Pasquier

► To cite this version:

Marion Carteret, Michel Andre, Anaïs Pasquier. Méthode d'estimation des parcs automobiles et de l'impact de mesures de restriction d'accès sur les émissions de polluants. [Rapport de recherche] IFSTTAR - Institut Français des Sciences et Technologies des Transports, de l'Aménagement et des Réseaux. 2015, 166 p. hal-01232521

HAL Id: hal-01232521

<https://hal.science/hal-01232521>

Submitted on 23 Nov 2015

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Méthode d'estimation des parcs automobiles et de l'impact de mesures de restriction d'accès sur les émissions de polluants

PROJET ZA-PARC

Septembre 2014
(révision octobre 2015)

Projet de recherche coordonné par : *IFSTTAR, Laboratoire Transports et Environnement,*
Coordination Michel André - Auteurs : *Marion Carteret, Michel André, Anaïs Pasquier*

Appel à projet de recherche : Primequal-ZAPA
N° de contrat : 1162C0002

Coordination technique : *MARZIN Azadeh*
Direction\Service : *Ville et territoire durable - Évaluation de la qualité de l'air*



RAPPORT FINAL

REMERCIEMENTS

Aux membres du comité de suivi

Gilles Aymoz (ADEME)

Azadeh Marzin (ADEME)

Patrice Coddeville (ENSM Douai, membre du CS PRIMEQUAL)

Pour la mise à disposition de données de l'Enquête Globale Transport 2010

Marc Eloy, Adrien Kippelen (DRIEA)



Pour la mise à disposition d'un jeu de données pour simulations sur l'Île de France

Frédéric Mahé, Anne Kauffmann (Airparif)



Auteurs de l'ouvrage

Marion Carteret (IFSTTAR, Laboratoire Transports et Environnement)

Michel André (IFSTTAR, Laboratoire Transports et Environnement)

Anaïs Pasquier (IFSTTAR, Laboratoire Transports et Environnement)



Correspondant : Michel André IFSTTAR, michel.andre@ifsttar.fr

CITATION DE CE RAPPORT

Carteret M., M. André, A. Pasquier. 2014. Méthode d'estimation des parcs automobiles et de l'impact de mesures de restriction d'accès sur les émissions de polluants - projet Za-ParC – Rapport final. ADEME. 166 pages.

Toute représentation ou reproduction intégrale ou partielle faite sans le consentement de l'auteur ou de ses ayants droit ou ayants cause est illicite selon le Code de la propriété intellectuelle (art. L 122-4) et constitue une contrefaçon réprimée par le Code pénal. Seules sont autorisées (art. 122-5) les copies ou reproductions strictement réservées à l'usage privé de copiste et non destinées à une utilisation collective, ainsi que les analyses et courtes citations justifiées par la caractère critique, pédagogique ou d'information de l'œuvre à laquelle elles sont incorporées, sous réserve, toutefois, du respect des dispositions des articles L 122-10 à L 122-12 du même Code, relatives à la reproduction par reprographie.

TABLE DES MATIERES

Résumé	5
Note de synthèse	7
Introduction.....	11
1. Généralités.....	13
1.1. Éléments de définition du parc automobile	13
1.2. Les Low Emission Zones en Europe	14
1.2.1. Recensement des LEZ en Europe en mars 2013	14
1.2.2. Synthèse des systèmes existants	14
1.3. Revue des approches d'observation des parcs et trafics automobiles	15
1.3.1. Approche d'estimation des parcs à l'échelle nationale	15
1.3.2. Comptages manuels et classification	15
1.3.3. Enregistrements vidéo dépouillés par comptages manuels	16
1.3.4. Relevé automatique par enregistrement vidéo de plaques	16
1.3.5. Boucles électromagnétiques, réseaux de surveillance et fichiers centraux	17
1.3.6. Par photos aériennes	18
1.3.7. Détermination de l'âge des véhicules	18
1.3.8. Conclusion	18
2. Description des parcs à partir de l'enquête globale transports EGT 2010, Île-de France	19
2.1. L'EGT 2010	19
2.2. Hypothèses pour la détermination des compositions de parcs	19
2.3. Parcs statiques	20
2.3.1. Deux-roues et trois-roues	20
2.3.2. Voitures particulières	21
2.3.3. Véhicules utilitaires légers	27
2.4. Parcs roulants et kilométrages annuels	31
2.4.1. Deux-roues et trois-roues	31
2.4.2. Voitures particulières	37
2.4.3. Véhicules utilitaires légers	43
2.5. Conclusions et synthèse	49
3. Description des parcs par observation vidéo in situ.....	53
3.1. Approche d'observation par vidéo	53
3.2. Critères de choix des sites d'observation	53
3.2.1. La zone géographique	53
3.2.2. La période horaire	54
3.2.3. Le jour de la semaine	55
3.2.4. La période de l'année	55
3.2.5. Le type de voies	55
3.2.6. Autres critères	55
3.3. Localisation des points de mesure	56
3.4. Matériels vidéo	56
3.4.1. Le positionnement de la caméra	61
3.4.2. Le comptage	61
3.4.3. Caméras de Technologies Nouvelles	61
3.4.4. Caméras d'Alycesofreco	63
3.5. Résultats des observations	65
3.5.1. Bilan des périodes d'observation et données recueillies	65
3.5.2. Dysfonctionnements, problèmes rencontrés	65
3.5.3. Comparaison des approches et conclusion	72
3.6. Classement des immatriculations	78
3.6.1. Récupération des caractéristiques des véhicules	78
3.6.2. Elaboration de la composition des parcs	78
3.7. Analyse des parcs observés	81
3.7.1. Nombres d'observations des véhicules lourds	81
3.7.2. Pondération des observations pour construire des parcs types	81
3.7.3. Comparaison des parcs selon les catégories de véhicules	84
3.7.4. Analyse selon les motorisations des véhicules légers	85
3.7.5. Analyse selon les types des véhicules lourds	87
3.7.6. Analyse de la composition du parc selon les réglementations EURO	88
3.7.7. Analyse des immatriculations par département d'origine	90

3.8. Conclusions et synthèse de l'analyse des parcs observés	93
4. Incidence des compositions de parc sur les émissions	95
4.1. Cas d'application, approche et analyses préalables	95
4.1.1. Cas d'application	95
4.1.2. Approche de calcul des émissions de polluants	95
4.1.3. Mise en forme des données	97
4.1.4. Validation de l'approche par regroupement	97
4.2. Simulation de référence (parc Ifsttar version 2013, année 2013)	98
4.2.1. Bilan des émissions de la situation de référence	98
4.2.2. Contribution de démarrage à froid	99
4.2.3. Facteurs d'émissions et consommation (situation de référence)	100
4.2.4. Répartition géographique des émissions	100
4.2.5. Conclusion	101
4.3. Sensibilité à différentes configurations de parc	102
4.3.1. Simplification par un parc uniforme	102
4.3.2. Écarts entre les versions 2011 et 2013 du parc IFSTTAR	104
4.3.3. Conclusion	105
4.4. Différentes prises en compte des compositions de parc observées	106
4.4.1. Prise en compte des compositions de parc observées et distribuées	106
4.4.2. Incidence de la prise en compte d'un parc observé uniformément réparti	108
4.4.3. Prise en compte d'un parc observé distribué de l'Île-de-France et déclinaison en parcs urbain, rural et autoroutier	108
4.4.4. Conclusion	111
4.5. Émissions par les parcs observés et comparaison à la situation de référence	112
4.5.1. Bilan des émissions et selon les catégories de véhicules	112
4.5.2. Répartition géographique des émissions et écarts à la référence	114
4.5.3. Facteurs d'émissions spécifiques selon les catégories et zones	115
4.5.4. Conclusions	117
4.6. Disparités et dynamiques de parcs, et cas test	118
4.6.1. Disparités géographiques	118
4.6.2. Dynamique temporelle des parcs et émissions	119
4.6.3. Application d'un scénario rudimentaire de ZAPA en Île de France	121
4.7. Conclusions	122
5. Réflexions sur l'évaluation des mesures de restriction par rapport à la pollution de l'air.....	123
5.1. Incertitudes et questionnement des calculs d'émissions de polluants	123
5.1.1. Représentativité des facteurs d'émission	123
5.1.2. Émissions non liées à l'échappement	124
5.1.3. Émissions des démarrages à froid et par évaporation	127
5.1.4. Émissions à basses vitesses, congestion	128
5.1.5. Difficultés des mesures in situ des polluants particuliers	128
5.1.6. Émissions et pollution de l'air	129
5.1.7. Hypothèses implicites des calculs d'émission	129
5.1.8. Infrastructures et conditions de circulation	130
5.1.9. Autres paramètres	131
5.2. Problématique de l'évaluation d'une LEZ (impact sur l'air)	133
5.2.1. Méthodologies d'évaluation des LEZ	133
5.2.2. Éléments pour l'évaluation des LEZ	136
5.2.3. Tentative de problématisation de l'évaluation d'une LEZ	138
5.2.4. Évaluation par le retour d'expérience	139
5.3. Conclusions	140
Conclusions et perspectives.....	141
Références bibliographiques.....	147
ANNEXES	151
Annexe 1. Description des sites d'observation vidéo	153
Annexe 2. Spécifications techniques des caméras utilisées par Alycesofreco	159
Annexe 3. Parcs statiques et roulants observés avec et sans pondération	161
Annexe 4. Comparaison des parcs IFSTTAR versions 2011 et 2013	163

Résumé

De nombreuses agglomérations souffrent de la pollution atmosphérique et les mesures de restriction sélective de la circulation (Low Emission Zones), - n'autorisant que les véhicules les moins polluants à circuler dans certaines zones - sont régulièrement envisagées comme moyen de remédiation. L'évaluation de telles mesures nécessite une bonne connaissance des parcs automobiles selon les périmètres géographiques.

Ce rapport s'attache à définir et mettre en œuvre une technique expérimentale par observation vidéo pour la caractérisation du parc automobile en circulation selon les lieux. Malgré des difficultés méthodologiques et logistiques, cette approche permet un échantillonnage très satisfaisant pour l'observation locale précise des parcs, et l'identification détaillée des caractéristiques techniques de véhicules (motorisation, âge, réglementation pollution, etc.).

L'analyse des parcs au travers des données de l'Enquête Globale Transport 2010 sur l'Île de France d'une part, et des données observées par vidéo d'autre part, montre des écarts significatifs avec les estimations du parc national utilisé généralement par défaut en l'absence de données locales. L'analyse selon les territoires montre des disparités importantes des parcs, notamment par le taux d'équipement en véhicules Diesel et par le nombre de véhicules récents peu polluants. Avec un parc plus jeune, moins polluant, et moins Diésélisé, les territoires les plus « aisés » seraient ainsi favorisés en terme de qualité de l'air et peu touchés par une mesure de restriction.

La simulation détaillée des émissions de polluants par le trafic routier sur l'Île de France, démontre la forte sensibilité des émissions à la prise en compte des données locales, et l'importance du trafic hors A86, des véhicules lourds, et du démarrage à froid. Ce rapport propose finalement une réflexion sur la question complexe de l'évaluation des mesures de restriction par rapport à la pollution de l'air.

Abstract

Numerous agglomerations have to face significant air pollution and selective restriction measures (Low Emission Zones), - allowing only the less polluting vehicles to drive in dedicated areas - are frequently envisaged - if not implemented. The assessment of such measures requires a good knowledge of the vehicles fleet according to the geographical areas.

These works enabled the setting-up and the implementation of a experimental technique to observe and characterize the in-use and local vehicle fleet through video monitoring. Apart methodological and logistical difficulties, this approach enabled a very satisfying and accurate sampling and monitoring of the fleet composition, and the identification of the detailed technical characteristics (motorization, age, pollution regulation, etc.) of the vehicles.

The analysis of the vehicle fleet through the mobility survey "Enquête Globale Transport 2010" covering the Île de France area on one hand, and through the video monitoring on the other hand, shows significant differences with the National fleet estimations, which are currently used due to the lack of local data. The analysis according to the territories demonstrates important discrepancies, particularly regarding the share of Diesel cars, and number of recent and less polluting vehicles. Thus, the "well-off" territories, with a younger, less polluting car fleet and with less Diesel would be advantaged as regards air quality, and they would be also less affected by a selective driving restriction measure.

The detailed simulation of the pollutant emissions by the road traffic in Île de France demonstrates the high sensitivity of the assessment to the taking into account of local fleet description. It shows also the importance of the traffic out of the A86 highway (although the intra area is already large), of the heavy vehicles traffic and of the cold start. This report discusses finally the complex question of the assessment as regards air pollution of restriction measures.

Note de synthèse

1. Introduction, objectifs

La France, confrontée à de nombreux dépassements des valeurs limites de pollution atmosphérique dans de nombreuses agglomérations, a souhaité investiguer la faisabilité et l'intérêt de mesures de restriction sélective de la circulation (Low Emission Zones), n'autorisant que les véhicules les moins polluants à circuler dans certaines zones. Un programme d'expérimentation a ainsi été envisagé, ainsi que des travaux de recherche sur les différents aspects de ce type d'approche (efficacité en terme de pollution, acceptabilité, équité, etc.).

L'évaluation de telles mesures nécessite une connaissance détaillée des parcs automobiles locaux actuels et futurs, afin d'anticiper les mutations potentielles de ces parcs au fil de l'eau et en cas de mise en œuvre de mesures de restrictions, de développer les calculs d'émissions du trafic et de pollution atmosphérique selon les zones géographiques, et d'estimer ainsi les bénéfices potentiels en fonction des scénarios de restriction et périmètres retenus. Malheureusement, les connaissances des parcs automobiles régionaux ou locaux sont actuellement inexistantes, et la plupart des évaluations repose sur des estimations nationales des compositions de parcs, alors que des disparités régionales semblent évidentes.

C'est autour de cette problématique des parcs automobiles locaux et de leur prise en compte pour l'évaluation de mesures de type LEZ que le projet ZaParC a été proposé, avec comme objectifs principaux 1- de développer et tester en Île-de-France une approche d'observation et de caractérisation des parcs automobiles et notamment leur variabilité territoriale par observation vidéo, 2 : de confronter cette approche à d'autres moyens plus traditionnels tels que les enquêtes mobilité, 3- d'analyser la sensibilité des calculs d'émissions de polluants du trafic à la prise en compte des parcs observés et à leur variabilité.

2. Parcs automobiles au travers de l'enquête globale transports EGT2010

L'Enquête Globale Transport 2010 (EGT 2010) a été réalisée en Île-de-France par TNS-SOFRES, copilotée et financée par le STIF (Syndicat des Transports d'Île-de-France) et la DRIEA (Direction Régionale et Interdépartementale de l'Équipement et de l'Aménagement), dans le cadre de l'OMNIL (Observatoire de la mobilité en Île-de-France). L'analyse de l'EGT 2010 a permis une description fine des parcs automobiles locaux (voitures, 2-roues motorisés, véhicules utilitaires légers à disposition des ménages) et l'identification de spécificités (diésélisation, renouvellement des véhicules, etc.), selon les départements. Les caractéristiques détaillées des véhicules, leur âge et utilisation annuelle permettent de construire des compositions de parc « statique » et en circulation, tenant compte notamment des réglementations pollution (Euro).

Tableau 1 : Composition des parcs de voitures particulières en Île-de-France (données EGT 2010-STIF-OMNIL-DRIEA), et estimations nationales (Parc Ifsttar v2013, année 2010)

Motorisation	Estimation nationale (2010)	Île-de-France	Paris (75)	Hauts-de-Seine (92)	Seine-Saint-Denis (93)	Val-d'Oise (95)	Essonne (91)	Seine-et-Marne (77)	Yvelines (78)	Val-de-Marne (94)
Diesel	58.0	50.4	38.2	43.2	51.5	56.0	53.4	59.9	53.3	46.2
Essence	41.9	48.7	61.2	55.5	47.8	43.4	45.4	39.3	46.1	52.7
Autres	0.2	0.9	0.6	1.3	0.7	0.6	0.2	0.8	0.6	1.1
Pre et EURO-2	34.0	35.3	39.2	32.4	39.2	35.2	35.4	36.3	31.1	36.3
EURO-3	32.0	30.3	28.3	29.8	33.8	31.1	29.7	29.1	32.1	29.1
EURO-4 et 5	34.0	33.4	31.9	36.5	26.3	33.1	33.7	33.8	36.0	33.0

On observe des contrastes forts entre les départements (et avec les estimations nationales) en terme de diésélisation : Paris, Hauts-de-Seine, Val-de-Marne sont faiblement diésélisés (38 à 46% des voitures), tandis que Seine-Saint-Denis, Val-d'Oise et Seine-et-Marne comptent un nombre beaucoup plus élevé de Diesel (52 à 60%). En général, l'Île-de-France apparaît moins diésélisée que ce que prévoient les estimations nationales. Les véhicules récents et peu polluants (Euro4 et 5) représentent 36 à 37% du parc Hauts-de-Seine et Yvelines, alors qu'ils ne sont que 26% en Seine-Saint-Denis, et 32-33% à Paris et Val-de-Marne. Dans le même temps, les véhicules plus âgés et polluants ne représentent que 31-32% contre 39% (Seine-Saint-Denis et Paris) et 36% en Val-de-Marne. Ces doubles variations (8-10% de vieux véhicules en moins et autant de véhicules récents en plus) indiquent des contrastes forts en terme de Diésélisation, âge et réglementations pollution, et des émissions polluantes moyennes très différentes. Des contrastes similaires sont observés au niveau des parcs en circulation, de même que pour les 2-roues motorisés.

3. Observation video des parcs automobiles

Des expérimentations in situ ont été menées pour l'observation vidéo des compositions locales de parcs, par la capture des plaques d'immatriculations et l'identification des caractéristiques techniques via le fichier national. Neufs sites ont été choisis en Île-de-France, pour caractériser les trafics de zones contrastées (Hauts-de-Seine, Paris, Seine-Saint-Denis), et appréhender des trafics locaux (identification d'axes dédiés par la simulation régionale MODUS) et « régionaux » plus hétérogènes (Boulevard périphérique, axes des différentes zones et entrants sur Paris). Une à trois caméras ont été installées sur chaque site, permettant d'observer en continu le trafic sur 2 jours ouvrables (6 sites) ou sur une semaine entière (3 sites principaux). Ces travaux ont nécessité une mise au point en concertation avec les acteurs locaux. Malgré quelques dysfonctionnements, quelque 560,000 observations et 375,000 immatriculations ont permis de décrire les caractéristiques techniques des véhicules, et la construction de compositions de parcs par site et zone, en terme de catégories de véhicules (voitures, véhicules utilitaires légers, camions, bus, autocars, motos-cycles et selon leur taille), de motorisations (essence, diesel, technologies alternatives), d'âge et réglementations pollution.

Globalement, la structure du trafic diffère des estimations nationales par des autobus urbains et des petits véhicules utilitaires plus nombreux (respectivement 2 à 3% au lieu de 0,6%, et 13 à 21% selon les sites au lieu de 15%), avec des contrastes entre les zones et dans la répartition entre les catégories de véhicules (92% de camions rigides contre 64% dans les estimations nationales). On note globalement un parc moins diésélisé que les estimations nationales et plus « ancien » en regard des réglementations pollution mais comptant plus de motorisations alternatives (1,8%).

L'analyse des parcs de voitures conforte les écarts observés avec l'EGT et notamment le contraste significatif entre les parcs Seine-Saint-Denis - ancien fortement diésélisé -, et Hauts-de-Seine plus récent et faiblement diésélisé, comportant de surcroît une plus grande part de véhicules à motorisations avancées (électriques, hybrides). Le parc parisien est également moins diésélisé que les hypothèses nationales mais comporte une proportion supérieure de véhicules les plus anciens.

Tableau 2 : Composition et variations territoriales des parcs observés des voitures particulières en circulation en Île-de-France, et comparaison avec les estimations nationales (parc Ifsttar national urbain et tous trafics, année 2013).

Catégories de véhicules	Estimations nationales (2013)		Observations Vidéo				Ile de France
	Urbain	Urbain, rural, & autoroute	Paris (75)	Hauts-de-Seine (92)	Seine-Saint-Denis (93)	Boulevard périphérique	
Diesel	70.8	74.5	66.1	58.3	68.4	66.3	64.3
Essence	28.7	25.0	31.1	39.5	30.7	31.9	33.8
Autres	0.5	0.5	2.7	2.2	0.9	1.8	1.9
Euro-0-1-2	13.4	12.9	16.6	14.1	24.8	13.7	17.6
Euro-3	24.1	24.3	21.4	20.1	29.0	21.0	23.0
Euro-4	35.4	35.7	31.9	35.4	29.5	35.5	33.0
Euro-5	27.1	27.0	27.4	28.3	15.8	28.0	24.5
Autres	-	-	2.8	2.2	0.9	1.8	1.9

Tableau 3 : Discrimination territoriale des parcs de voitures selon diésélisation et âge au travers de l'enquête mobilité (EGT 2010-STIF-OMNIL-DRIEA), et de l'observation vidéo.

Discrimination selon l'âge des voitures	Peu de véhicules anciens / polluants				Plus de véhicules anciens			
	EGT2010 enquête mobilité	92	78	77	91	94	95	75
Observations Vidéo (2013)	91	77	78	92	75	94	95	93
Discrimination selon le taux de Diesel	Peu de voitures Diesel				Plus de Diesel			
	EGT2010 enquête mobilité	75	92	94	93	78	91	95
Observations Vidéo (2013)	75	92	78	94	91	93	95	77

L'observation vidéo a permis de « capturer » les compositions de parcs (voitures) selon les départements d'origine, et ainsi de confronter leur variabilité départementale à celle observée par l'EGT à quelques années d'intervalle. On observe une discrimination quasi similaire des départements quant à leur taux de diesel et de véhicules récents ou anciens, démontrant ainsi le potentiel de l'observation vidéo pour caractériser les parcs, même avec peu de sites d'observation.

Ainsi, les 2 approches traduisent bien des écarts avec les estimations nationales, et des contrastes entre territoires, en terme de Diésélisation et d'âge / réglementation pollution des voitures. Ainsi les territoires les plus favorisés bénéficieraient de parc et trafic moins diésélisés et plus jeunes / moins polluants, supporteraient des émissions de

polluant (notamment NO_x et PM) plus faibles, et seraient moins affectés par des mesures de restriction qui concerneraient les voitures Diesel et/ou anciennes.

4. Impact des parcs locaux observés sur l'estimation des émissions du trafic

L'influence des compositions de parc sur les émissions de polluants est ensuite caractérisée par différentes simulations sur un jeu de données représentatif de l'Île de France (réseau routier décrit en 37,000 brins, heure de pointe du matin, d'un jour ouvré). Le bilan des émissions permet de quantifier les enjeux selon les territoires et les catégories de véhicules. Ainsi le trafic hors A86 représente de 70 à 80% de la contribution aux émissions de polluants, et les véhicules lourds peuvent représenter 40% des émissions de NO_x et PM pour seulement 7% du trafic, Le démarrage à froid des véhicules légers contribue également de manière très significative, à hauteur de 40 à 50 % des émissions totales (CO, COV, benzène).

Tableau 4 : Bilan des émissions selon les catégories de véhicules et zones géographiques (Île-de-France, heure de pointe du matin, parcs observés)

Type	Trafic (veh.km et %)	CO ₂	CO	NO _x	COV (échappement et évaporation)	PM
Véhicules lourds (camions, bus, cars)	7%	18%	6%	37%	11%	40%
Voitures particulières	74%	62%	87%	46%	80%	44%
Véhicules utilitaires légers	19%	20%	7%	17%	9%	16%
Tous	8.97 x 10 ⁶ veh x km	2.31 x 10 ³ tonnes	16.1 tonnes	8.63 tonnes	1.28 tonnes	1.02 tonnes
Paris	7%	7%	5%	8%	8%	6%
Boulevard périphérique	4%	4%	1%	4%	2%	4%
Intra-A86 (Paris et BP exclus)	15%	15%	12%	15%	15%	15%
Reste de l'Île-de-France	74%	74%	82%	73%	75%	75%

Tableau 5 : Différences sur les quantités d'émissions, induites par l'utilisation des parcs observés en Île-de-France (heure de pointe du matin)

Type	CO ₂	CO	NO _x	COV (échappement et évaporation)	PM
Véhicules lourds (camions, bus, cars)	-11%	-7	+2%	+38%	+2%
Voitures particulières	+25%	+86	+13%	+82%	+0%
Véhicules utilitaires légers	-0%	+18	-3%	-4%	-6%
Tous	+11%	+70	+6%	+65%	+0%
Paris	+0%	+17	+2%	+20%	-1%
Boulevard périphérique	-3%	+1	-8%	+2%	-2%
Intra-A86 (Paris et BP exclus)	+13%	+68	+5%	+73%	+0%
Reste de l'Île-de-France	+13%	+76	+7%	+76%	+0%

Par rapport aux calculs reposant sur les estimations nationales de parc, la prise en compte des compositions des parcs observés selon les zones géographiques conduit à des écarts assez significatifs même à l'échelle de la région, compte tenu de structures de parcs assez spécifiques (moins de diésélisation, types de véhicules, classes de PTAC, structures d'âge et de réglementation pollution). Les parcs « observés » augmentent les émissions de CO₂ de 11% et les NO_x de 6%, mais ce sont surtout les polluants « essence » qui sont affectés (+65 à 85%) et les évaporations de carburant (x2). Ces chiffres masquent des disparités entre les catégories de véhicules, qui peuvent se compenser (hausse forte des émissions et consommations des autobus, compensées par une diminution de celles des camions, diminution d'émissions du trafic VUL Diesel compensée par une augmentation du trafic essence), mais ce sont surtout les émissions et consommations des voitures particulières qui sont sous-estimées le plus fortement par une composition de parc nationale (moins de diésélisation -9% du trafic, et augmentation des émissions et consommations des voitures essence et Diesel en raison d'un parc plus ancien et plus gros que ce que prévoient les estimations nationales). Ces différences de structures de parc se traduisent par des facteurs moyens d'émissions et consommations selon les catégories de véhicules et selon les zones, assez différents de ceux liés à une composition de parc nationale.

La répartition géographique des émissions est également affectée par l'utilisation des parcs observés : hausse de la plupart des émissions sur Paris, la couronne intra-A86 et le reste de l'Île-de-France, diminution sensible de ce que représente Paris et le périurbain, soit 11% du trafic et 6 à 12% des émissions contre 12 à 15% avec le parc national.

Les disparités territoriales de parcs sont conséquentes, et ainsi le département Seine-Saint-Denis verrait ses émissions diminuer de 14% (NOx) et 8% (PM) avec le parc observé en Hauts-de-Seine, et les émissions des voitures particulières diminuer de 28 et 14%. Une simulation très rudimentaire d'un scénario ZAPA / LEZ intra-A86 montre des diminutions de 12% des émissions de NOx de 9% des émissions de particules en intra-A86, et de 3 et 2% à l'échelle de l'Île-de-France, qui restent finalement assez limitées en regard de l'évolution tendancielle des émissions (-5 et -3% par an).

5. Sur l'évaluation des Low Emission Zones

Les écarts précédents sont très significatifs, notamment en ce qui concerne la distribution spatiale des émissions et montrent l'enjeu d'une connaissance précise des parcs locaux pour l'évaluation de mesures locales. Cet enjeu est encore plus important lorsqu'il s'agit de mesures de restriction d'accès, puisque celles-ci ont une influence sur la composition des parcs et selon différents périmètres géographiques. Une réflexion a donc été proposée sur l'évaluation de mesures de restriction de type Low Emission Zones quant à leurs impacts sur la pollution de l'air et la contribution du trafic à cette pollution. Du trafic aux impacts, les phénomènes sont multiples et complexes, qu'il s'agisse des phénomènes physico-chimiques gouvernant la pollution, des trafics et conditions de circulation, ou encore des comportements face à des mesures de restriction. Différents aspects de l'évaluation ont été discutés qui doivent permettre d'améliorer les méthodes d'évaluation, en prenant en compte au mieux des lacunes, en construisant les hypothèses les plus pertinentes, et par une meilleure prise en compte des retours d'expérience selon les configurations des LEZ et les effets observés.

Conclusions, recommandations

Deux approches ont été mises en œuvre pour caractériser les parcs locaux en Île-de-France : l'analyse de l'EGT2010 et la mise en œuvre de matériels vidéo pour capturer les immatriculations et identifier les caractéristiques des véhicules. Les 2 approches se sont avérées pertinentes à appréhender des spécificités régionales et des contrastes entre les territoires.

L'enquête mobilité (sur le schéma classique des Enquêtes Ménages Déplacements) existe déjà dans de nombreuses agglomérations et offre une bonne couverture et représentativité des territoires concernés. Elle ne porte cependant que sur les véhicules à disposition des résidents et exclut les trafics de transit, des camions, bus, etc. On ne peut cependant qu'encourager une analyse systématique des EMD pour caractériser les parcs de voitures, et de 2-roues, pour lesquels les statistiques nationales ne sont pas très riches, et pour appréhender des tendances connues (moindre diésélisation, taille des véhicules, etc.) mais non quantifiées actuellement.

L'observation vidéo peut être mise en œuvre assez simplement et avec des coûts limités. A terme, on peut espérer l'utilisation des matériels vidéo déployés pour d'autres objectifs (surveillance du trafic, parkings, autoroutes). Moyennant l'identification de sites représentatifs et en nombre suffisant, l'observation vidéo pourrait même constituer un observatoire quasi permanent des parcs automobiles, mesurant leur évolution et répartition.

Malgré quelques difficultés et dysfonctionnements rencontrés lors de l'expérimentation, l'approche devrait être fiable et simple si elle utilise des matériels à demeure sur des mats d'éclairage, feux, etc.

Les simulations d'émissions ont montré la sensibilité aux compositions de parcs observées et à leur variabilité territoriale. Il importe donc d'en tenir compte notamment pour l'évaluation a priori de mesures d'amélioration de la qualité de l'air reposant sur la gestion / affectation locale du trafic et/ou sur des évolutions locales des parcs automobiles, telles que les Low Emission Zones, mais aussi les péages urbains, etc. A défaut de connaissances précises des parcs dans les contextes concernés, il faudrait au moins analyser la sensibilité des résultats des évaluations en faisant varier quelques hypothèses (diésélisation, taux de véhicules récents, etc.)

Remerciements

Ces travaux ont bénéficié d'un soutien de l'Ademe (Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie) dans le cadre du programme de recherche Primequal. Nous remercions la DRIEA (Direction Régionale et Interdépartementale de l'Équipement et de l'Aménagement, Île-de-France) pour la mise à disposition de l'EGT 2010 et d'analyses des déplacements par MODUS, et Airparif pour le jeu de données de simulation des émissions sur l'Île-de-France.

Introduction

La France fait l'objet d'un contentieux de l'Union Européenne pour non-respect des valeurs limites de concentration dans l'air de particules PM₁₀ pour les zones : Paris, Marseille, Toulon, Avignon, la zone côtière urbanisée des Alpes-Maritimes, Valenciennes, Dunkerque, Lille, le territoire du Nord-Pas-de-Calais, Montbéliard/Belfort, Grenoble, Lyon, le reste de la région Rhône-Alpes, Bordeaux et la Réunion (communiqué de presse européen IP/11/596). La France fait aussi l'objet de demandes d'information de la Commission Européenne pour non-respect des valeurs limites réglementaires de concentration de dioxyde d'azote (NO₂) dans l'air, et pour le dépassement du plafond national d'émissions d'oxydes d'azote (NO_x).

D'après un rapport du MEDDE¹, 12 millions de français étaient exposés aux dépassements des valeurs limites de concentration en PM₁₀ en 2011 (soit 40 µg/m³ en moyenne annuelle et 50 µg/m³ en moyenne journalière à ne pas dépasser plus de 35 fois dans l'année). Un délai d'un an a été accordé à la France pour mettre en œuvre des actions locales efficaces (zone par zone), sous peine d'une amende en 2014 (au moins 11 M€) et d'astreintes journalières jusqu'à ce que les normes de qualité de l'air soient respectées (au moins 240000 €/j), soit près d'au moins 100 M€ la première année et 85 M€ les années suivantes.

En raison de ces contentieux sur la pollution de l'air dans les agglomérations, du durcissement de la réglementation, et de l'impact sanitaire de la pollution de l'air, la connaissance des sources et l'évaluation de scénarios de remédiation constituent des problématiques récurrentes.

Le trafic routier est une source majeure de pollution : d'après l'inventaire des émissions (Airparif [2011]), en 2010, le trafic routier contribue respectivement à 25, 30 et 36 % des émissions primaires franciliennes de PM₁₀, PM_{2,5} et PM₁, à 54 % des NO_x, 2 % du SO₂ et 16 % des émissions de COVNM en Île-de-France. De plus, la remise en suspension des particules peut représenter entre 5 % et 15 % des particules en fonction de la zone, respectivement en fond urbain ou à proximité d'un trafic important [Lenschow et al., 2001].

La construction d'inventaires des émissions nécessite de connaître les sources de polluants atmosphériques, caractérisées par des facteurs d'émission propres, et d'associer à chacun un indicateur d'activité. Concernant le trafic routier, les facteurs d'émission diffèrent pour chaque polluant selon le type de véhicule, le modèle, l'âge, les conditions d'utilisation [Harrington W. and McConnell V., 2003]. La combinaison de deux méthodes est généralement utilisée [Airparif, 2010] :

- Méthode top-down : les données globales (nationales, régionales, départementales) sont utilisées et réparties sur les communes ou mailles d'un cadastre à l'aide de clefs de répartition spatiales
- Méthode bottom-up : les données locales (communales, par axe routier) sont utilisées et ré-agrégées pour aboutir au niveau local/régional.

La difficulté principale réside dans l'évaluation de l'activité des sources de polluants atmosphériques. Au niveau local, la méthodologie bottom-up est privilégiée, ce qui implique d'avoir les données les plus fines et les plus pertinentes possibles. Ainsi, dans le cadre de la pollution de l'air générée par le trafic routier, la connaissance du parc de véhicules est essentielle, étant donnée la grande variabilité des facteurs d'émission de polluants suivant le type de véhicule, de motorisation, l'âge du véhicule, etc.

De nombreuses mesures de restriction de la circulation ont été prises par le passé, aussi bien en Europe qu'en Amérique [Wolff and Perry, 2011]. L'incertitude sur leur efficacité pèse sur la décision politique. **Ainsi, une meilleure modélisation des émissions et prévision des impacts engendrés par les mesures de restrictions de circulation, s'avère donc essentielle, particulièrement dans un contexte d'évolution récente du marché (véhicules hybrides, diminution des ventes de véhicules diesel, etc.).**

Le projet ZaParC vise à développer une approche de caractérisation locale des parcs automobiles en vue d'améliorer leur connaissance et quantifier les impacts potentiels sur les émissions de polluants, qui pourraient être liés à des mesures de type restriction d'accès aux véhicules polluants (Low Emission Zone).

¹ Bilan de la qualité de l'air en France en 2011 et des principales tendances observées au cours de l'année 2011

Les objectifs généraux sont les suivants :

- développer une approche méthodologique d'observation et de caractérisation des parcs automobiles locaux, par observation vidéo ;
- tester et mettre au point cette approche par des expérimentations en Île-de-France ;
- par ces expérimentations, contribuer à une amélioration de la connaissance des parcs locaux pour réduire l'incertitude sur le parc roulant en Île-de-France, notamment pour les calculs d'émissions de polluants et de la qualité de l'air, actuels et futurs.

La réalisation de ces objectifs permettra de contribuer à un diagnostic et à une évaluation a priori des impacts potentiels d'une LEZ, en tenant compte de la variabilité du parc automobile, mais aussi d'analyser l'hétérogénéité éventuelle des parcs selon les lieux, et selon les périodes (les enjeux de mobilités et sociaux pouvant varier).

Les travaux réalisés dans ce cadre sont récapitulés dans ce rapport. Ils consistent tout d'abord en l'analyse de l'EGT 2010 (enquête globale transports, portant sur l'Île de France), qui a permis d'une part de démontrer la faisabilité et pertinence de l'analyse d'enquêtes mobilité pour la description fine des parcs automobiles locaux et l'identification de spécificités (forte ou faible diésélisation, renouvellement rapide ou lent des véhicules, etc.), selon les départements. Ces analyses pourraient d'ailleurs être effectuées selon d'autres critères (catégories socio-professionnelles, etc.) permettant ainsi une très grande richesse d'information en vue de l'aide à la décision (cibler des populations ou des zones pour certaines actions en faveur de la qualité de l'air).

En parallèle, des expérimentations in situ ont été menées pour l'observation vidéo des compositions locales de parcs. Ces travaux ont nécessité une phase importante de définition, mise au point méthodologique, sélection des lieux, en concertation avec les acteurs locaux. Les expérimentations ont été entachées de nombreuses difficultés et également de dysfonctionnement des systèmes qui sont rapportés dans ce cadre.

Le recueil de plaques minéralogiques est très conséquent (375,000 immatriculations identifiées) et a permis d'identifier les caractéristiques techniques détaillées des véhicules, avec un faible taux d'échec (7,5%), et la construction de compositions de parcs par site, déclinées en terme de catégories de véhicules (voitures, véhicules utilitaires légers, camions, bus, autocars, motos-cycles), et en terme de motorisations (essence, diesel, technologies alternatives) et de caractéristiques des moteurs (cylindrées, réglemmentations pollution). L'analyse des parcs conforte les écarts de compositions déjà observés avec l'EGT : moindre diésélisation et véhicules plus récents dans les zones les plus aisées. Ces résultats et le bilan expérimental illustrent à la fois de l'intérêt de l'approche (faisabilité de caractériser des compositions de parc locales, en vue de l'évaluation correcte de la pollution de l'air liée au trafic, et réalité des écarts de composition), mais également des enjeux qui peuvent se cacher derrière une problématique Low Emissions Zones (efficacité différente selon les lieux, problématique sociale liée aux bas revenus et à l'exclusion de véhicules anciens dans d'autres zones).

L'influence des compositions de parc sur les émissions de polluants est ensuite caractérisée au travers différentes simulations sur un jeu de données représentatif de l'Île de France (heure de pointe du matin, d'un jour ouvré). Les écarts sont très significatifs, notamment en ce qui concerne la distribution spatiale des émissions et montrent l'enjeu d'une connaissance précise des parcs locaux pour l'évaluation de mesures locales. Cet enjeu est encore plus important lorsqu'il s'agit de mesures de restriction sélective d'accès, puisque celles-ci ont une influence sur la composition des parcs et selon des périmètres géographiques. Une réflexion méthodologique sur l'évaluation des émissions liées aux trafics et particulièrement dans le cas de mesures de restriction « sélective » prolonge ces travaux.

1. Généralités

1.1. Éléments de définition du parc automobile

On donne ci-après quelques éléments de définition qui peuvent être utiles à la compréhension des chapitres suivants.

Le **parc statique** correspond au nombre de véhicules en service, en faisant abstraction de l'usage qui en est fait. Il donne une répartition en nombre de véhicules par catégorie sans tenir compte du nombre de kilomètres effectués.

Le **parc roulant ou en circulation** quant à lui tient compte de la circulation des véhicules routiers. La composition du parc roulant, est équivalente à la composition du parc statique (nombre de véhicules) pondérée par l'utilisation de chacune des catégories de véhicules. C'est la composition du trafic dans la rue. Son évaluation est nécessaire afin d'évaluer l'impact engendré sur la qualité de l'air, et c'est généralement cette composition qui est utile aux estimations des émissions et de la qualité de l'air.

La classification administrative des véhicules est très détaillée, selon les genres et carrosseries des véhicules, comme explicité dans l'annexe 5 de l'arrêté du 9 février 2009, relatif aux modalités d'immatriculation des véhicules, publié au JORF n°35 du 11 février 2009, mais aussi par sources d'énergie (annexe 6 du même arrêté) (cf. Lien 1 en références).

Le parc automobile se décompose ainsi en plusieurs catégories de véhicules :

- Les véhicules particuliers (VP), destinés au transport de personnes.
- Les deux roues (ou plus) motorisés : cyclomoteurs et motocyclettes
- Les véhicules utilitaires, classés en fonction de leur poids :
 - Les véhicules utilitaires légers (VUL-LCV) dont le poids total en charge n'excède pas 3,5 t, pouvant être conduits avec le permis B.
 - Les poids lourds (PL-HGV) ayant un poids total roulant de plus de 3.5 t, destinés au transport de marchandises
 - Les autobus (bus urbains) et autocars (coaches) des transports en commun sont également inclus dans cette catégorie.

Dans le cadre de ces travaux, la classification appropriée aux calculs d'émission de polluants des véhicules est utilisée. On en trouvera la description exacte en (André et al. 2013). Cette classification décline les catégories de véhicules, les motorisations (essence, Diesel et autres énergie ou combinaison d'énergie de propulsion), la « taille » du véhicule ou du moteur (cylindrée pour les véhicules légers, PTAC pour les véhicules lourds), et surtout la réglementation concernant les émissions de polluants (pré- puis EURO 1 à 6, etc.).

1.2. Les Low Emission Zones en Europe

Une zone à faibles émissions (Low Emission Zone, LEZ) est une zone géographique dont l'accès est interdit aux véhicules ne répondant pas à certains critères d'émission de polluants. Ces critères sont le plus souvent établis d'après les normes Euro, fixant, pour les véhicules neufs, les valeurs maximales de rejets de monoxyde de carbone (CO), d'hydrocarbures imbrûlés (HC), d'hydrocarbures non-méthaniques (HCNM), d'oxydes d'azote (NO_x) et de particules. Ainsi, l'accès aux LEZ est restreint aux véhicules les plus émissifs, pour limiter la pollution atmosphérique, et en particulier diminuer les teneurs en NO₂ et en particules (PM10).

1.2.1. Recensement des LEZ en Europe en mars 2013

En mars 2013, il existe 216 LEZ en Europe, réparties dans 12 pays (Tableau 1). Ces chiffres sont donnés à titre indicatif et une précaution doit être prise en raison de la durée d'application des LEZ qui sont parfois limitées à des mesures temporaires.

Pays	Nombre de LEZ
Allemagne	68 (tout véhicule diesel et essence sans pot catalytique, sauf deux-roues)
Autriche	3 (ne concernent que les camions)
Danemark	5 (ne concernent que les véhicules de plus de 3.5t)
France	1 (ne concerne que les poids-lourds)
Hongrie	1 (ne concerne que les véhicules de marchandises de plus de 3.5t)
Italie	114 (tous les véhicules, deux-roues compris, mais dispositifs mis en œuvre variés)
Pays-Bas	13 (poids-lourds à moteur diesel de plus de 3.5t)
Portugal	1 (la limitation concerne les voitures et les poids-lourds)
République Tchèque	1 (camions de plus de 3.5t)
Royaume-Uni	2 (1 pour camions de plus de 3.5t, autobus et cars de plus de 5t, grandes camionnettes et minibus ; 1 LEZ n'affectant que les bus locaux)
Suède	7 (camions, bus et autocars)
Total	216

Tableau 1. Répartition des LEZ par pays d'Europe en mars 2013 (selon le site lowemissionzones.eu)

1.2.2. Synthèse des systèmes existants

La superficie d'application des LEZ et leurs critères de mise en œuvre sont variables et dépendent du contexte local.

La zone peut s'appliquer à une seule partie du centre-ville ou s'étendre à la totalité d'une agglomération. Les véhicules concernés sont la plupart du temps des poids-lourds, bus et autocars. Exception faite du Portugal (les voitures sont concernées), de l'Allemagne où tous les véhicules diesel et essence sans pot catalytique sont concernés (sauf les deux-roues) et de l'Italie, où tous les véhicules sont concernés, y compris les deux-roues.

On trouvera une synthèse très exhaustive des LEZ en Europe en (ADEME, 2014), ainsi que des méthodologies et diagnostics de leur évaluation, lorsqu'ils existent.

1.3. Revue des approches d'observation des parcs et trafics automobiles

L'évaluation des LEZ et plus généralement des mesures de gestion du trafic et/ou de réduction de la pollution de l'air du trafic, nécessite la connaissance précise du parc automobile et des trafics, dans et hors le périmètre de la LEZ, avant et après sa mise en œuvre, etc.

Il existe diverses méthodes d'estimation du parc automobile en France et à l'étranger : les sources statistiques, les comptages administratifs (taxe différentielle (« vignette »), taxe à l'essieu, fichier central des automobiles), les résultats d'enquêtes. Parmi les articles traitant des émissions de polluants générés par les véhicules, certains mentionnent la méthode employée par les auteurs pour déterminer le flux et la composition du parc automobile sur une section routière donnée.

1.3.1. Approche d'estimation des parcs à l'échelle nationale

L'approche d'estimation du parc national repose le plus souvent sur l'utilisation conjointe de données administratives (immatriculations, taxes, etc.) et de statistiques nationales de mobilité, trafic, etc. C'est ce type d'approche qui est mis en œuvre pour l'estimation du parc automobile français en vue des calculs d'émissions du trafic routier (inventaires nationaux ou régionaux, études d'impacts locaux, etc.). Cette approche est schématisée en Figure 1 et décrite en détail en (André et al. 2013).

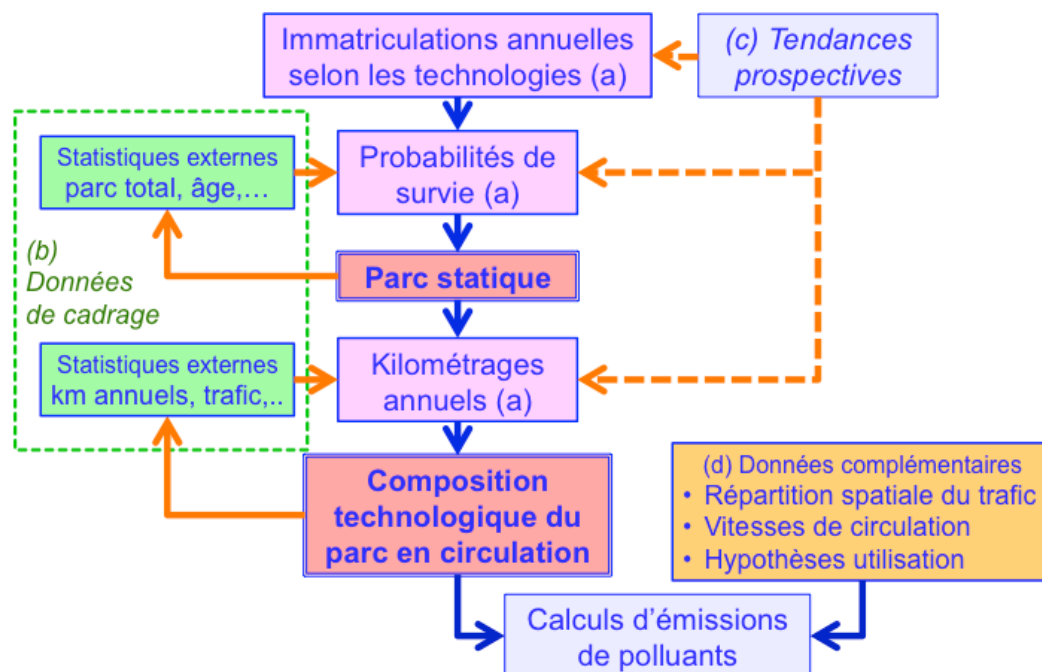


Figure 1: Schéma de principe de la détermination de la composition des parcs automobiles et trafics selon les caractéristiques techniques détaillées des véhicules, en vue des calculs d'émission de polluants.

(a) données de base entrant dans le calcul ; (b) données de cadrage, ajustement éventuel sur des statistiques externes ; (c) tendances prospectives ; (d) autres données nécessaires aux calculs d'émission

Une approche très similaire est mise en œuvre par le CITEPA pour la réalisation des inventaires nationaux (cf. Lien 2).

1.3.2. Comptages manuels et classification

D'après la bibliographie existante, les comptages manuels peuvent être effectués pendant les heures de pointe, en dehors des heures de pointe et sur différentes périodes de la journée.

En Corée du Sud, Na et al. [2002] ont réalisé des comptages uniquement entre 7 et 8 h, sur 13 jours répartis dans l'année.

Des comptages manuels en dehors des heures de pointes ont été pratiqués au Pays-Bas. Boogaard et al. [2012a] ont cherché à vérifier la fiabilité de la distinction entre les petites et les grosses fourgonnettes par répartition automatique par des comptages manuels de 30 min deux fois par semaine. En revanche, Van Roosbroeck et al. [2007] n'ont pratiqué ces comptages que sur des périodes de 15 min, sans chercher à catégoriser les véhicules.

Des comptages sur différentes périodes de la journée ont été pratiqués en Suède par exemple. La plage horaire de Johansson et al. [2009] s'étend de 6 h à minuit et les véhicules sont catégorisés en 5 classes (VP, VUL, PL, bus et autocars). En Italie, Murena et al. [2008] ont pratiqué des comptages de 5 min toutes les heures entre 9h30 et 20h30, et ont utilisé 3 classes de véhicules (voitures, 2R, autres).

Au Royaume-Uni, des comptages horaires manuels par type de véhicules sont effectués tous les trois mois, afin d'être combinés aux données de comptages automatiques pour l'estimation du flux journalier moyen annuel sur chaque axe routier [Carslow and Beevers, 2002].

1.3.3. Enregistrements vidéo dépouillés par comptages manuels

Au Canada, Gertler et al. [1997] ont réalisé 16 comptages manuels d'une heure chacun à partir d'enregistrements vidéo sur une semaine. Ils ont ensuite distingué les VL des PL.

Aux Etats-Unis, Pierson et al. [1996] ont classé les véhicules en 15 catégories grâce à 11 périodes d'une heure de comptages à partir d'enregistrements vidéo, réparties sur différents jours de la semaine et du week-end. Biswas et al. [2002] ont utilisé la même méthode en totalisant 15 h de comptages sur la totalité de la campagne de mesure de polluants. En revanche, Zhu et al. [2002] ont choisi de sélectionner aléatoirement trois échantillons de 1 min chacun toutes les 10 min. La distinction a été faite entre VL, VUL et PL.

1.3.4. Relevé automatique par enregistrement vidéo de plaques

En Suisse, Staehelin et al. [1995] ont utilisé des caméras vidéo à haute résolution (Sony EVW-300P Hi 8-Format, Panasonic NV-MS 4 E, SVHS-system) pour la récupération des plaques d'immatriculation. Les caractéristiques techniques de 20 000 véhicules ont ensuite été obtenues auprès de la Swiss Agency of transport troupes (BATT). Une autre caméra vidéo (Panasonic WV BL 90) a également été utilisée afin d'identifier la silhouette des véhicules (VL, VUL, PL).

Au Danemark, Jensen et al. [2011] ont évalué les hypothèses utilisées pour calculer les effets sur la qualité de l'air de la mise en place d'une LEZ à Copenhague. Dans ce but, des enregistrements vidéo de plaques d'immatriculation ont été réalisés dans la rue de Åboulevard à Copenhague pendant 3 mois en 2008/9 et 2 mois en 2010/11. Le Registre Central des Véhicules Motorisés leur a permis de remonter aux caractéristiques des véhicules correspondant aux plaques relevées, ce qui a permis de les classer selon leur norme Euro. Les caméras vidéo utilisées font partie intégrante d'un réseau de surveillance fournissant les vitesses de circulation au sein de Copenhague. Les données de trafic moyen journalier, de vitesse et de type de véhicule (VP, VUL, camions et bus), ont été fournies par différents municipalités (Copenhague, Frederiksberg, Aarhus, Odense et Aalborg).



Figure 1. Left and middle: The two video cameras mounted on hanger at the street of Åboulevard in the direction towards the city centre of Copenhagen. Right: The two video cameras.

Figure 2. Caméras vidéo montées dans un boulevard à Copenhague [Jensen et al., 2011].

1.3.5. Boucles électromagnétiques, réseaux de surveillance et fichiers centraux

L'utilisation de boucles électromagnétiques, appartenant généralement à un réseau de surveillance, permet le comptage et parfois le classement des véhicules par catégories, selon les boucles utilisées.

L'enquête de trafic réalisée par Ferreira et al. [2012], concernant la LEZ de Lisbonne et ses alentours, a été menée au sein de trois zones représentatives de la ville (zones centrale, Est et Ouest). Le comptage de trafic a été effectué par un système de contrôle automatique du flux de trafic (système GERTRUDE²) par la ville de Lisbonne, entre le 21 février 2011 et le 4 avril 2012. Les valeurs instantanées ont été moyennées sur des périodes de 15 minutes. A partir des moyennes horaires du volume de trafic, le trafic journalier moyen est estimé pour chaque zone, en distinguant les jours de semaine des jours de week-end.

Au Royaume-Uni, dans le cadre du projet européen PARTICULATES³, des mesures ont été faites dans le tunnel de Hatfield, situé sur l'A1 (M) à Hertfordshire, du 11 octobre au 8 novembre 2002. Le comptage, dans le sens Nord-Sud, a été fait grâce à des boucles électromagnétiques présentes de façon permanente dans le tunnel en travers des trois voies. Les informations sont enregistrées et interprétées à l'aide d'un classifieur/enregistreur Marksman 661 et d'un logiciel fourni par Golden River sur des périodes de 30 minutes. Le classifieur fournit aussi la vitesse des véhicules, ainsi que leur longueur, permettant un classement (EUR6) en six catégories (motocyclette, voiture ou fourgonnette, voiture + remorque, fourgonnette lourde ou minibus, semi-remorque, bus ou autocar). Cette classification ne s'est pas révélée suffisante, car la plupart des véhicules se classaient dans les catégories « voiture ou fourgonnette » ou « voiture + remorque ». Par conséquent, la classification nationale des véhicules appliquée aux autoroutes a été utilisée pour la répartition des données de comptages (Motocyclette, voiture essence, voiture diesel, VUL essence, VUL diesel, poids-lourds, semi-remorque, bus).

Dans l'étude de Pierson et al. [1996] menée aux Etats-Unis, le flux horaire de véhicules a été enregistré à hauteur d'une barrière de péage et les véhicules ont été classés selon leur nombre d'essieux. Les résultats provenant de l'utilisation de boucles de comptage présentent un écart-type de $\pm 1,2$ % avec les observations visuelles.

Boogaard et al. [2012a] ont réalisé des comptages des véhicules avant et après la mise en place d'une LEZ à Copenhague en 2008 et 2010. Le comptage automatique s'est déroulé sur une semaine grâce à une double boucle électromagnétique (Minutman EVR, Counters & Accessories Ltd, England), permettant le classement des véhicules en 3 classes (véhicules légers, moyens et lourds). Ce même système a également été utilisé en Suisse par Staehelin et al. [1995].

En Grèce, Pilidis et al. [2005] ont complété leur étude sur les concentrations de benzène en agglomération par la détermination du parc automobile à proximité des lieux d'échantillonnage. Leur méthode est basée sur un comptage automatique des véhicules entre 9 et 21 h pendant une semaine. Toutes les demi-heures, les données sont obtenues selon un classement en sept catégories de véhicules (catalytique, non-catalytique, voiture diesel, VUL, PL et motocyclette).

En France, une étude sur la qualité de l'air (Vardoulakis et al. [2002]) comprenait la mesure du trafic horaire et de la vitesse moyenne par des mesures avec des compteurs automatiques opérant en permanence Boulevard Voltaire et rue de Rennes. La composition du parc a été déterminée par des mesures ponctuelles réalisées sur place pendant la campagne (la fréquence et la méthode ne sont pas décrites).

Très fréquemment, les données de circulation sont fournies par les municipalités ou services d'exploitation routière [Biswas et al., 2002 ; Beelen et al., 2007 ; Touaty et al., 2000 ; Jones et al., 2000 ; Duffy et al., 1996], ou récupérées auprès des fichiers centraux [Johansson et al., 2007]. La composition du parc pour l'étude de la qualité de l'air n'est pas toujours le fruit de relevés effectués par les auteurs mais peut provenir de données d'immatriculation officielles [Murena et al., 2007], en particulier pour la détermination de

² V. Gois, H. Maciel, P. Torres, S. Mesquita, F. Ferreira, C. Almeida and L. Nogueira, "A Detailed Urban Road Traffic Emissions Inventory Model Using Aerial Photography and GPS Survey," 16th Annual International Emission Inventory Conference—Emission Inventories: Integration, Analysis, and Communications, Raleigh, 2007.
<http://www.epa.gov/ttn/chief/conference/ei16/session9/gois.pdf>

³ Commission Européenne, PARTICULATES Characterization of exhaust particulate emissions from road vehicles, deliverable 8 Measurement of non-exhaust particulate matter, version 2.0, oct 2004

véhicules diesel [Gertler et al., 1997]. La détermination de la proportion de véhicule diesel peut aussi être estimée à partir de ventes [Pierson et al., 1996].

1.3.6. Par photos aériennes

De façon anecdotique, le comptage du trafic routier peut être fait à partir de photos aériennes, qui permettent à partir de densité de trafic, de discriminer les véhicules légers, des poids lourds et des deux-roues [Goís et al., 2007].

1.3.7. Détermination de l'âge des véhicules

D'après la littérature, l'âge des véhicules a été obtenu de différentes façons. Une enquête auprès des conducteurs a été pratiquée par Ferreira et al. [2012]. Les données d'enquête ont été relevées sur 21 sites d'observation entre le 29 septembre et le 15 octobre 2011 à différentes périodes de la journée entre 8 et 20 h durant la semaine. Le choix des sites s'est porté sur des routes à fréquentation importante (taux de véhicules non mentionné), au sein de la LEZ de Lisbonne et à ses alentours.

L'âge des véhicules peut être aussi déterminé par l'utilisation de la plaque d'immatriculation [Gertler et al., 1997]. C'est le cas par exemple de Pierson et al. [1996]. A partir d'enregistrements vidéo de la circulation, le relevé des plaques a été fait manuellement, mais il y a également eu un relevé automatique des plaques. L'âge des véhicules déterminé par ces deux méthodes diffère de 0,1 an. L'âge des véhicules a également été demandé aux conducteurs à la barrière de péage.

Johansson et al. [2009] ont quant à eux fait directement appel au Registre Suédois des Automobiles.

1.3.8. Conclusion

Très fréquemment, les données de circulation sont fournies par les municipalités ou services d'exploitation routière [Beelen et al., 2007 ; Biswas et al., 2002 ; Duffy et al., 1996 ; Jones et al., 2000 ; Touaty et al., 2000], ou récupérées auprès des fichiers centraux [Johansson et al., 2007]. Les données relatives à la composition du parc pour l'étude de la qualité de l'air ne sont pas toujours le fruit de relevés effectués par les auteurs mais peuvent provenir de données d'immatriculations officielles [Murena et al., 2007], en particulier pour la détermination de véhicules diesel [Gertler et al., 1997]. La proportion de véhicules diesel peut aussi être estimée à partir de ventes [Pierson et al., 1996].

2. Description des parcs à partir de l'enquête globale transports EGT 2010, Île-de-France

Nous proposons ici de décrire la composition du parc automobile en Île-de-France à partir des enquêtes de mobilité, et d'en apprécier la variabilité éventuelle (interdépartementale). Ce type d'enquête constitue en effet un cadre d'observation très favorable, en raison de sa couverture large et de sa représentativité. Les enquêtes mobilité étant mises en œuvre régulièrement dans la plupart des grandes agglomérations, selon des protocoles quasiment standardisés, la caractérisation des parcs automobiles qui peut en être tirée, permettrait ainsi de dégager des spécificités locales ou régionales (comportements d'achats des différentes motorisation Essence-Diesel-autres, comportements de renouvellement des véhicules, etc.), spécificités qui peuvent induire de fortes distorsions dans les compositions de parcs locaux.

2.1. L'EGT 2010

L'Enquête Globale Transport 2010 (EGT 2010) suit le protocole des Enquêtes Ménages Déplacements (EMD), et a été réalisée en Île-de-France entre 2009 et 2011 par la TNS-SOFRES. Elle a été copilotée et cofinancée par le STIF (Syndicat des Transports d'Île-de-France) et la DRIEA (Direction Régionale et Interdépartementale de l'Équipement et de l'Aménagement), dans le cadre de l'Omnis (Observatoire de la mobilité en Île-de-France). Le STIF en a assuré la maîtrise d'ouvrage. Ce sont 18 000 ménages (soit près de 43 000 personnes) qui ont répondu à un questionnaire détaillé sur leurs 143 000 déplacements.

L'EGT renseigne les pratiques de mobilité des franciliens et permet d'observer leur évolution grâce aux quatre éditions précédentes (1976, 1983, 1991 et 2001). Cette enquête recueille les caractéristiques des ménages enquêtés, la mobilité individuelle, les modes de transports utilisés, leurs caractéristiques s'il s'agit de véhicules personnels, les motifs et le temps consacré aux déplacements.

L'échantillonnage de la population a été fait par tirage au sort sur le fichier des propriétés bâties. Les départements de la région Île-de-France ont été subdivisés en 109 secteurs, correspondant à environ 100 000 personnes. L'échantillon comprend entre 400 et 500 personnes interrogées par secteur. Au total, 15 000 ménages ont été interrogés en semaine, avec au moins 4 000 personnes par département, ce qui correspond à 1 ménage sur 330. Le samedi et le dimanche ce taux est de 1 ménage enquêté pour 3 200 (1 500 enquêtes réalisées le samedi et 1 500 autres le dimanche).

L'enquête a été faite par un entretien face à face avec un enquêteur. Les personnes de 5 ans et plus du ménage renseignent leurs déplacements effectués la veille. Les 4 questionnaires de l'enquête (« ménage », « personnes », « déplacements » et « trajets ») ont été complétés sous format papier. Des erreurs inhérentes à ce processus d'enquête ont été corrigées lors d'une phase d'apurement par la DRIEA.

Le redressement est effectué au niveau départemental selon la taille des ménages, le type de logement (appartement, maison), les profils des personnes catégorisés en 30 classes (fondées sur le sexe, l'âge, la catégorie socioprofessionnelle et l'occupation principale).

On notera que la forme de cette enquête ne permet pas de reconstituer précisément ou de manière exhaustive le parc automobile roulant en Île-de-France, ni la répartition spatiale des déplacements sur différents réseaux (urbain, rural, autoroutes). En effet, l'EGT ne couvre que les déplacements des résidents franciliens, alors que le trafic inclut également ceux des non-franciliens, les déplacements de transit et d'échange, le trafic des marchandises en proportion significative.

2.2. Hypothèses pour la détermination des compositions de parcs

Plusieurs hypothèses, explicitées ci-dessous, ont été posées lors de notre exploitation des données EGT 2010, afin de construire une composition de parc automobile francilien :

- Lors de la mise en correspondance des véhicules avec les normes Euro selon l'année de première mise en circulation renseignée dans le questionnaire de l'EGT, il a été posé comme hypothèse que

100 % des VP diesel de 2010 étaient Euro 4 (alors qu'il pourrait s'agir de seulement 70 %). Même hypothèse pour les VP essence de 2010.

- Pour la mise en correspondance des normes Euro et des années de première immatriculation renseignées dans l'EGT 2010, nous avons considéré comme cyclomoteur tous les deux-roues et trois-roues d'une cylindrée inférieure à 50 cm³.
- Nous avons considéré comme « motocyclette 2 temps » tous les deux-roues et trois-roues (scooter compris) dont la motorisation était renseignée comme « deux temps ». Même chose pour la motorisation quatre temps.
- La base de données EGT 2010 a été partiellement apurée. Par conséquent, nous ne savons pas si les kilométrages annuels renseignés « 0 » correspondent effectivement à des véhicules qui ne circulent pas, ou s'il s'agit d'une erreur. Nous ne savons pas non plus si le kilométrage annuel non rempli signifie « 0 » ou « ne sait pas ». Les proportions que représentent ces cas-là sont assez faibles (Tableau 2), par conséquent nous avons négligé la prise en compte des véhicules concernés lors des calculs de « somme veh.km(%) » et des kilométrages annuels moyens.

	Kilométrage annuel = 0		Kilométrage annuel non rempli		Fraction totale des kilométrages annuels vides ou nuls (%)
	Nombre concerné	Fraction pondérée (%)	Nombre concerné	Fraction pondérée (%)	
2RM	60	4,20	36	0,86	5,06
VP	141	0,78	27	0,06	0,84
VUL	1	0,06	9	1,72	1,78

Tableau 2. Proportions de kilométrages annuels non renseignés ou indiqués comme nuls parmi les deux-roues, voitures particulières et véhicules utilitaires légers (Données EGT 2010-STIF-OMNIL-DRIEA).

2.3. Parcs statiques

La composition des parcs statiques issue de l'EGT 2010 a été déterminée en prenant en compte le poids statistique de chaque ménage propriétaire du véhicule considéré. Ce coefficient est construit de façon à respecter la répartition du type de logement par secteur échantillonné, et qu'il concorde avec la taille réelle des ménages, issue du recensement de la population de 2008.

Nous n'analyserons pas dans ce qui suit les taux d'équipement des ménages (en 2-roues, VP, VUL), mais seulement la structure des parcs respectifs de ces catégories (selon les sous-catégories, et les réglementations européennes d'émissions de polluants), car ce sont ces structures qui sont utiles à la réalisation d'un bilan d'émission pour un trafic donné.

2.3.1. Deux-roues et trois-roues

Les deux-roues et trois-roues sont triés par type de véhicules (Tableau 3), déterminé selon la cylindrée. Si la cylindrée est inférieure ou égale à 50 cm³, le véhicule est nommé « cyclomoteur », qu'il possède deux ou trois roues. Si la cylindrée est strictement supérieure à 50 cm³, le véhicule est dénommé « moto », même s'il s'agit en réalité d'un scooter ou d'un trois-roues. La catégorie « non renseigné » regroupe les véhicules dont la cylindrée n'a pas été renseignée lors de l'enquête (données manquantes).

La proportion de cyclomoteurs recensés en Île-de-France, de 16 %, est plus faible que la moyenne nationale, qui s'élève à 23 %, avec des disparités départementales importantes, allant d'environ 6 % dans les Hauts-de-Seine jusqu'à environ 27 % en Seine-et-Marne.

A l'inverse, la proportion régionale de motos est plus élevée (un peu plus de 6 %) que la moyenne nationale, avec un minimum de 73 % en Seine-et-Marne et un maximum de 94 % dans les Hauts-de-Seine.

Dans le Tableau 4, les proportions de deux-roues et trois-roues prennent en compte le kilométrage moyen annuel renseigné lors de l'enquête. Les véhicules sont triés par type de motorisation et par catégorie Euro.

Le type « moto 2t » englobe les deux-roues et les trois-roues de plus de 50 cm³ dont la motorisation fonctionne à deux-temps. Le type « moto 4t » englobe les deux-roues et les trois-roues de plus de 50 cm³ dont la motorisation fonctionne à quatre-temps. Le type « cyclo » englobe les deux-roues et les trois-roues dont la cylindrée est inférieure ou égale à 50 cm³, motorisations deux-temps et quatre-temps confondues, étant donné la faible proportion de cyclomoteurs à 4t (2,1 % des deux-roues totaux en tenant compte de la pondération, ou encore 47 cyclomoteurs 4t sur 183 à 2t, et 9 non renseignés en IdF), principalement des scooters (environ 78 %).

La proportion de moto 2t en Île-de-France dépasse la moyenne nationale de 10 %. Les départements dans lesquels ce type de véhicule a été le plus recensé sont Paris (26 % des 2RM) et le Val-de-Marne (27 %).

La proportion régionale de motos 4t est plus faible (environ 5 %) que la moyenne nationale. Les disparités départementales peuvent atteindre 21 % d'écart. Tel est le cas des Hauts-de-Seine (76 %) et de la Seine-et-Marne (55 %).

Si les différentes catégories Euro sont regroupées quel que soit le type de motorisation (2 temps ou 4 temps) et de cylindrée, la majorité des 2RM et 3RM répond aux critères Euro 3 (Figure 3), exception faite en Essonne, où la catégorie Euro 0 prédomine. En Seine-et-Marne et dans les Yvelines, la catégorie Euro 0 représente une proportion importante des 2RM et 3RM (environ 30 %), après les Euro 3 (respectivement 33 et 36 % pour ces mêmes départements).

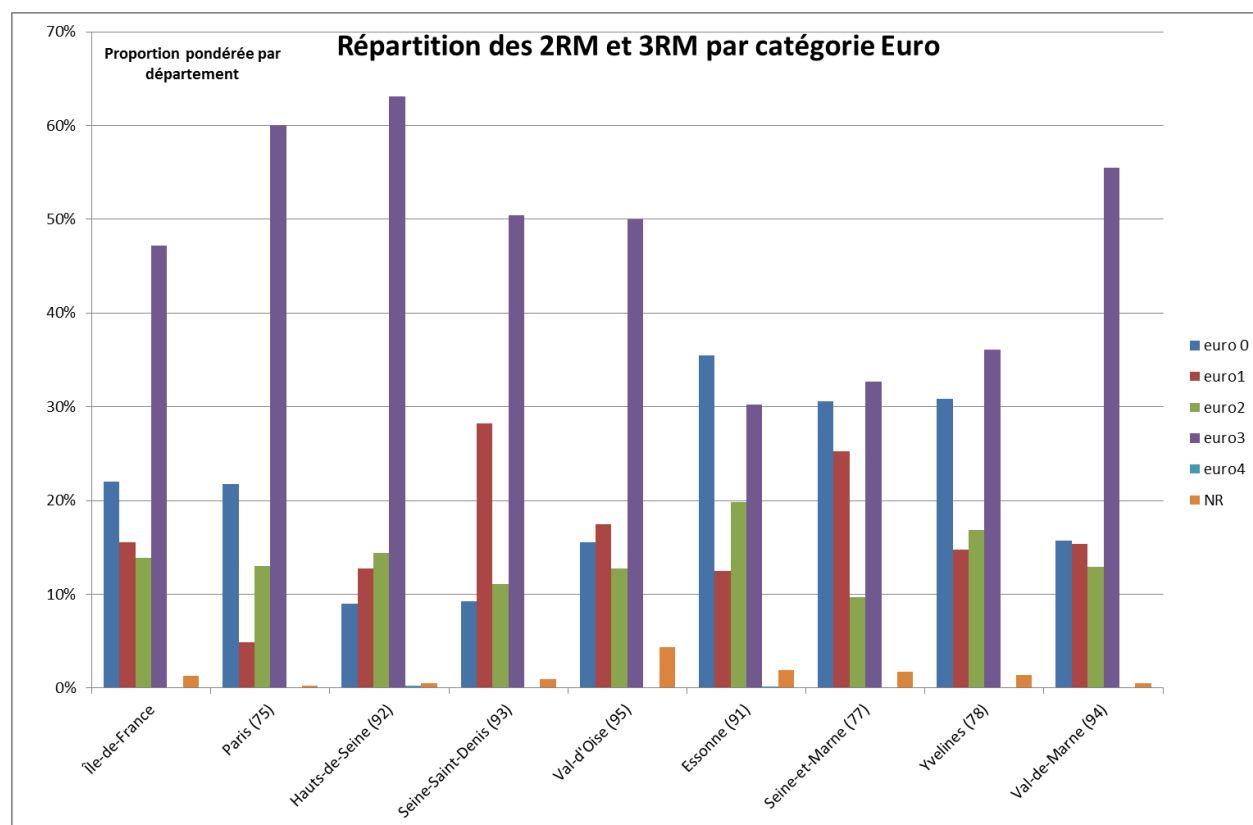


Figure 3. Composition du parc statique d'IdF par catégorie Euro des 2RM et 3RM

2.3.2. Voitures particulières

Le Tableau 5 présente la proportion de voitures particulières par type de motorisation résultant de l'EGT 2010 pour les départements de l'Île-de-France, et une comparaison est faite avec le parc statique national IFSTTAR. Les motorisations non renseignées lors de l'enquête ne dépassent pas 0,32 % (Essonne).

La proportion de véhicules diesel est comprise entre 38 et 60 % pour l'ensemble des départements de l'Île-de-France. La moyenne nationale surestime de 8 % la moyenne régionale. La proportion de véhicules essence est majoritaire à Paris, et supérieure en Île-de-France à la valeur du parc national IFSTTAR.

Les motorisations alternatives à l'essence et au diesel présentent des proportions plus importantes en Île-de-France qu'au niveau national, avec une majorité de véhicules hybrides en Val-de-Marne (94), et des véhicules électriques présents essentiellement à Paris. Cependant le cumul de ces catégories ne dépasse pas 1,3 % (Hauts-de-Seine).

Le Tableau 6 regroupe les proportions pondérées par le poids de chaque ménage auquel les voitures particulières appartiennent, par catégorie Euro (essence et diesel confondus dans le Tableau 6 ; séparés dans le Tableau 7).

La proportion des véhicules de catégorie pré-Euro est similaire à la moyenne nationale dans les départements de l'IdF.

D'un point de vue régional, les proportions de pré-Euro à Euro 4 sont similaires à la moyenne nationale. Cependant une proportion légèrement plus grande en Seine-et-Marne et légèrement plus faible dans les Yvelines sont observées pour la catégorie pré-Euro. La proportion d'Euro 1 est plus élevée en Seine-Saint-Denis que dans les autres départements, et supérieure de presque 4 % à la moyenne nationale. La proportion d'Euro 2 est la plus importante en Val-de-Marne, avec presque 4 % d'écart avec la moyenne nationale. Les proportions départementales d'Euro 3 sont comprises entre 28 % pour Paris et 34 % pour la Seine-Saint-Denis.

Les proportions départementales d'Euro 4 culminent à environ 35,5 % pour les Hauts-de-Seine et les Yvelines, départements réputés « plus favorisés ». Les véhicules classés Euro 5 au niveau national représentent 2 % tandis qu'en Île-de-France ils ne sont que 0,5 %, avec une très faible proportion à Paris (0,04%), et une plus grande proportion (de l'ordre de 1 %) dans les Hauts-de-Seine et le Val d'Oise.

En % Type Cylindrée		National IFSTTAR	Île-de- France	Paris (75)	Hauts-de- Seine (92)	Seine-Saint- Denis (93)	Val-d'Oise (95)	Essonne (91)	Seine-et- Marne (77)	Yvelines (78)	Val-de-Marne (94)
Cyclomoteur	<50 cm3	22,9	16,2	17,4	5,9	10,6	12,2	25,4	26,6	17,1	11,4%
Moto	>50 cm3	77,1	83,5	82,6	94,0	89,0	87,8	74,0	73,3	82,1	88,6%
Non renseigné		-	0,3	-	0,1	0,4	-	0,6	0,1	0,8	-
Total général		100,0%	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0

Tableau 3. Pourcentage pondéré de cyclomoteurs et motocyclettes (Somme de nb veh (%), Données EGT 2010-STIF-OMNIL-DRIEA), et comparaison aux estimations nationales (parc Ifsttar v2013, année 2010)

En %	Norme Euro	National IFSTTAR	Île-de-France	Paris (75)	Hauts-de- Seine (92)	Seine-Saint- Denis (93)	Val-d'Oise (95)	Essonne (91)	Seine-et- Marne (77)	Yvelines (78)	Val-de- Marne (94)
Moto 2t	MC-2S-Euro-0	2,1	4,7	8,5	1,1	2,5	1,8	4,1	4,5	6,2	6,2
	MC-2S-Euro-1	2,4	2,6	1,1	5,3	0,3	0,7	0,9	3,1	2,8	4,4
	MC-2S-Euro-2	1,4	1,5	0,6	1,8	1,1	1,2	4,2	2,0	0,9	0,5
	MC-2S-Euro-3	2,5	9,5	15,8	9,1	11,6	4,5	5,8	7,0	4,8	16,1
	total	8,4	18,3	26,0	17,3	15,4	8,2	15,0	16,5	14,8	27,2
Moto 4t	MC-4S-Euro-0	14,6	12,5	9,2	4,6	6,2	10,0	20,9	12,6	23,2	9,5
	MC-4S-Euro-1	20,2	12,3	3,8	7,4	27,4	16,3	8,8	20,9	12,0	10,2
	MC-4S-Euro-2	11,6	9,9	11,2	11,5	8,0	11,1	10,4	4,7	10,5	11,6
	MC-4S-Euro-3	22,4	29,6	32,3	52,7	31,5	38,0	17,6	17,1	21,1	29,5
	total	68,8	64,2	56,4	76,3	73,1	75,5	57,7	55,3	66,7	60,8
Cyclo	Moped-EU0	0,6	4,8	4,2	3,2	0,6	3,7	10,4	13,5	1,5	-
	Moped-EU1	0,1	0,6	-	-	0,5	0,4	2,8	1,2	-	0,7
	Moped-EU2	22,1	2,5	1,2	1,1	2,1	0,5	5,3	3,0	5,4	0,7
	Moped-EU3		8,2	12,0	1,4	7,4	7,4	6,8	8,7	10,2	10,0
	Moped-EU4		0,0	-	0,2	-	-	0,1	-	-	-
	total	22,8	16,2	17,4	5,9	10,6	12,0	25,4	26,4	17,1	11,4
	<i>Non renseigné</i>		1,3	0,2	0,5	0,9	4,3	1,9	1,8	1,4	0,5
	Total général	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0

Tableau 4. Proportion pondérée des véhicules 2-roues et 3-roues motorisés, selon leur motorisation et leur classement euro (Somme de nb veh (%), Données EGT 2010-STIF-OMNIL-DRIEA), et comparaison aux estimations nationales (parc Ifsttar v2013, année 2010)

En % Motorisation	National IFSTTAR	Île-de-France	Paris (75)	Hauts-de- Seine (92)	Seine-Saint- Denis (93)	Val-d'Oise (95)	Essonne (91)	Seine-et- Marne (77)	Yvelines (78)	Val-de- Marne (94)
Diesel	58,0	50,4	38,2	43,2	51,5	56,0	53,4	59,9	53,3	46,2
Essence	41,9	48,7	61,2	55,5	47,8	43,4	45,4	39,3	46,1	52,7
Hybride		0,2	0,1	0,3	0,0	0,1	0,1	0,1	0,2	0,6
Electrique	0,2	0,0	0,0	-	-	-	-	-	0,0	-
Autre		0,6	0,4	1,0	0,7	0,5	0,8	0,6	0,4	0,5
<i>Non renseigné</i>	-	<i>0,1</i>	<i>0,0</i>	<i>0,0</i>	<i>0,1</i>	<i>0,0</i>	<i>0,3</i>	<i>0,1</i>	<i>0,0</i>	<i>0,0</i>
Total général	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0

Tableau 5. Pourcentage pondéré de voitures particulières par motorisation (Somme de nb veh (%), Données EGT 2010-STIF-OMNIL-DRIEA), et comparaison aux estimations nationales (parc Ifsttar v2013, année 2010)

En % Norme Euro	National IFSTTAR	Île-de-France	Paris (75)	Hauts-de- Seine (92)	Seine-Saint- Denis (93)	Val-d'Oise (95)	Essonne (91)	Seine-et- Marne (77)	Yvelines (78)	Val-de-Marne (94)
a-preEURO	7	6,8	7,1	6,5	6,9	6,4	6,8	8,4	5,9	6,3
EURO-1	10	10,2	12,6	8,2	13,9	9,6	11,8	10,6	7,7	8,7
EURO-2	17	18,3	19,4	17,7	18,4	19,2	16,8	17,3	17,5	21,3
EURO-3	32	30,3	28,3	29,8	33,8	31,1	29,7	29,1	32,1	29,1
EURO-4	32	32,9	31,9	35,6	26,1	32,1	33,1	33,3	35,5	32,7
EURO-5	2	0,5	0,0	1,0	0,1	1,0	0,5	0,5	0,6	0,3
<i>Non renseigné</i>		<i>0,1</i>	<i>0,1</i>	<i>0,0</i>	<i>0,0</i>	<i>0,0</i>	<i>0,1</i>	<i>0,1</i>	<i>0,2</i>	<i>0,4</i>
Non concerné		0,9	0,6	1,3	0,7	0,6	1,3	0,8	0,6	1,2
Total général	100	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0

Tableau 6. Proportion pondérée de voitures particulières par catégorie Euro (essence et diesel confondus) (Somme de nb veh (%), Données EGT 2010-STIF-OMNIL-DRIEA), et comparaison aux estimations nationales (parc Ifsttar v2013, année 2010)

En % Norme Euro	National	Île-de-France	Paris (75)	Hauts-de-Seine (92)	Seine-Saint-Denis (93)	Val-d'Oise (95)	Essonne (91)	Seine-et-Marne (77)	Yvelines (78)	Val-de-Marne (94)
PC-D-<1986	0,0	0,1	0,0	0,2	0,3	0,1	0,0	0,2	0,2	0,1
PC-D-1986-1988	1,8	1,7	2,3	1,2	1,9	1,7	1,3	2,9	1,2	1,2
PC-D-Euro-1	3,7	3,4	3,3	1,4	5,5	3,7	5,0	4,4	2,3	1,9
PC-D-Euro-2	7,1	6,2	2,6	4,5	6,3	8,0	6,8	8,6	6,3	6,1
PC-D-Euro-3	20,4	16,6	12,4	14,1	19,3	18,3	17,4	18,8	16,8	15,9
PC-D-Euro-4	23,6	22,0	17,5	21,1	18,1	23,2	22,6	24,6	26,0	20,3
PC-D-Euro-5 DPF	1,5	0,4	-	0,6	0,1	1,0	0,2	0,3	0,5	0,2
PC-P-<ECE		0,3	0,4	1,0	-	0,1	0,1	0,2	0,1	0,0
PC-P-ECE-15'00		0,1	-	0,1	0,0	-	0,1	0,3	0,1	0,0
PC-P-ECE-15'01/02		0,3	0,5	0,2	0,2	0,2	0,5	0,2	0,2	0,3
PC-P-ECE-15'03	0,4	0,7	1,0	0,8	0,8	0,3	0,6	0,6	0,6	0,9
PC-P-ECE-15'04	5,0	3,6	2,8	3,0	3,7	4,0	4,1	4,0	3,6	3,7
PC-P-Euro-1	6,0	6,8	9,3	6,8	8,4	5,9	6,8	6,2	5,4	6,8
PC-P-Euro-2	10,2	12,1	16,8	13,1	12,1	11,2	10,0	8,7	11,2	15,2
PC-P-Euro-3	11,2	13,7	15,9	15,7	14,5	12,7	12,3	10,3	15,3	13,2
PC-P-Euro-4	8,6	10,9	14,4	14,4	8,0	8,9	10,5	8,7	9,4	12,4
PC-P-Euro-5	0,6	0,1	0,0	0,4	0,0	0,0	0,3	0,2	0,1	0,0
Non concerné		0,9	0,6	1,3	0,7	0,6	1,3	0,8	0,6	1,2
Non renseigné		0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,2	0,4
Total général		100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0

Tableau 7. Proportion pondérée de voitures particulières par catégorie Euro (PC-D pour Diesel ; PC-P pour essence) Somme de nb veh (%), Données EGT 2010-STIF-OMNIL-DRIEA, et comparaison aux estimations nationales (parc Ifsttar v2013, année 2010)

2.3.3. Véhicules utilitaires légers

Le Tableau 8 regroupe les proportions de véhicules utilitaires légers à l'échelle départementale, régionale ; et une comparaison est faite avec les proportions nationales.

Les VUL diesel présents dans le parc statique de l'IdF sont bien inférieurs à la moyenne nationale (de 13 % environ). L'écart est encore plus important par comparaison avec le Val-de-Marne, qui présente 35 % de moins de VUL diesel que la moyenne nationale. Cependant, les Hauts-de-Seine, l'Essonne, la Seine-et-Marne et les Yvelines présentent des proportions similaires à la moyenne nationale.

La part régionale de VUL essence est presque 4 fois supérieure à la valeur nationale, avec une part comprise entre 3 % en Essonne et 40 % des VUL en Val-de-Marne. Les motorisations autres que diesel et essence sont inférieures à 3 % (Hauts-de-Seine), et représentent 0,4 % au niveau régional, ce qui est néanmoins supérieur à la moyenne nationale de 0,1 %.

Le Tableau 9 présente la répartition du parc statique des VUL selon leur réglementation Euro. La catégorie Euro 4 est prédominante. L'écart constaté entre les proportions de la région IdF et celles de la moyenne nationale ne diffèrent pas de plus de 6 % (Euro 4), en revanche des disparités interdépartementales sont observées.

Les VUL de catégorie pré-Euro constituent 34 % des VUL à Paris, tandis que les autres départements n'en comprennent que 4 à 15 %. Paris se caractérise aussi par l'absence de VUL Euro 1 et Euro 2. Les VUL Euro 2 sont les plus présents (de l'ordre de 20 %) dans les Hauts-de-Seine, l'Essonne et le Val-de-Marne par rapport aux autres départements.

Les véhicules Euro 3 sont légèrement moins présents qu'au niveau national, avec un minimum de 13 % pour le Val d'Oise, ce qui est moins de la moitié de la part nationale.

Les VUL de catégorie Euro 4 sont majoritaires dans chaque département. La proportion régionale de catégorie Euro 4 est supérieure d'environ 6 % à celle nationale, avec une contribution minoritaire des Yvelines (31 %) et une contribution majoritaire des Hauts-de-Seine (51 %) et du Val d'Oise (56 %).

Des disparités départementales fortes sont observées pour les VUL de catégorie Euro 5, avec une contribution forte en Seine-Saint-Denis (6 %) et en Val-de-Marne (3 %). Aucun VUL de cette catégorie Euro n'a été recensé dans les autres départements, à l'exception de 0,4 % dans les Yvelines. Ce phénomène conduit à une moyenne régionale de 1,4 % ce qui est inférieur à la moyenne nationale (2,1 %) et traduit mal les disparités géographiques.

En % Motorisation	National IFSTTAR	Île-de- France	Paris (75)	Hauts-de- Seine (92)	Seine-Saint- Denis (93)	Val-d'Oise (95)	Essonne (91)	Seine-et- Marne (77)	Yvelines (78)	Val-de- Marne (94)
Diesel	95,2	81,7	79,3	89,5	79,4	73,4	96,2	95,7	91,9	59,9
Essence	4,6	17,9	20,7	7,7	20,6	25,9	3,3	4,3	8,1	39,6
Hybride	0,1	0,1					0,5			
Autre		0,3		2,8		0,6				0,5
Total général	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0

Tableau 8. Pourcentage pondéré de véhicules utilitaires légers par motorisation Somme de nb.veh (%), Données EGT 2010-STIF-OMNIL-DRIEA, et comparaison aux estimations nationales (parc Ifsttar v2013, année 2010)

En % Norme Euro	National IFSTTAR	Île-de- France	Paris (75)	Hauts-de- Seine (92)	Seine-Saint- Denis (93)	Val-d'Oise (95)	Essonne (91)	Seine-et- Marne (77)	Yvelines (78)	Val-de- Marne (94)
EURO-0	11,7	8,5	33,5	4,1	3,8	3,9	6,0	9,4	14,8	4,7
EURO-1	8,1	6,1		4,3	7,5	10,1	2,7	6,7	7,1	5,9
EURO-2	12,6	16,4		20,1	11,2	16,1	23,6	8,8	15,5	24,4
EURO-3	31,0	27,3	22,2	17,7	30,3	13,4	23,4	30,8	31,8	29,9
EURO-4	34,4	40,0	44,4	51,1	41,2	55,9	43,8	44,3	30,5	31,4
EURO-5	2,1	1,4			6,1				0,4	3,1
Non concerné		0,4		2,8		0,6	0,5			0,5
Total général	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0

Tableau 9. Proportion pondérée de véhicules utilitaires légers par catégorie Euro (essence et diesel confondus) Somme de nb.veh (%), Données EGT 2010-STIF-OMNIL-DRIEA, et comparaison aux estimations nationales (parc Ifsttar v2013, année 2010)

En % Norme Euro	National IFSTTAR	Île-de- France	Paris (75)	Hauts-de- Seine (92)	Seine-Saint- Denis (93)	Val-d'Oise (95)	Essonne (91)	Seine-et- Marne (77)	Yvelines (78)	Val-de- Marne (94)
LCV-D- conv< 1986	9,7	0,0	-	-	-	-	-	-	0,2	-
LCV-D-Euro-1	7,6	4,9	-	4,3	7,2	2,1	2,1	6,7	5,8	5,2
LCV-D-Euro-2	11,8	9,5	-	16,2	3,0	5,1	23,6	7,9	12,5	7,1
LCV-D-Euro-3	30,2	23,1	11,1	17,7	28,0	9,6	22,2	28,2	29,8	21,2
LCV-D-Euro-4	33,9	36,7	38,2	48,8	38,4	53,8	43,8	44,3	30,1	21,6
LCV-D-Euro-5 DPF	2,1	0,8	-	-	-	-	-	-	0,4	3,1
LCV-D-XXIII		6,7	29,9	2,6	2,8	2,9	4,5	8,6	13,1	1,7
LCV-P-Conv >1981	2,1	1,7	3,6	1,4	1,0	1,1	1,5	0,7	1,5	3,0
LCV-P-Euro-1	0,6	1,2	-	-	0,4	8,1	0,5	-	1,3	0,7
LCV-P-Euro-2	0,8	6,9	-	3,9	8,2	11,0	-	0,9	2,9	17,3
LCV-P-Euro-3	0,8	4,2	11,0	-	2,3	3,8	1,2	2,7	2,0	8,7
LCV-P-Euro-4	0,5	3,3	6,2	2,3	2,8	2,1	-	-	0,4	9,8
LCV-P-Euro-5	0,0	0,6	-	-	6,1	-	-	-	-	-
<i>Non concerné</i>		0,4	-	2,8	-	0,6	0,5	-	-	0,5
Total général	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0

Tableau 10. Proportion pondérée de véhicules utilitaires légers par catégorie Euro (PC-D pour Diesel ; PC-P pour essence). Somme de nb.veh (%), Données EGT 2010-STIF-OMNIL-DRIEA et comparaison aux estimations nationales (parc Ifsttar v2013, année 2010)

2.4. Parcs roulants et kilométrages annuels

Bien que l'EGT ne donne pas d'indication sur les déplacements effectués en Île-de-France par les non-franciliens, et ne porte ni sur les déplacements de transit et d'échange, ni sur le trafic des marchandises qui constituent une part importante du trafic francilien, le parc roulant et les kilométrages annuels ont néanmoins été calculés, car ils ont un sens et expriment bien la composition du trafic représenté par les véhicules des différents départements et de l'Île-de-France. L'incertitude sur les kilométrages annuels renseignés par les participants à l'enquête est inconnue. Les tableaux ci-après tiennent compte des véhicules dont un kilométrage numérique non nul a été renseigné lors de l'enquête. Le poids statistique de chaque ménage a été pris en compte lors des calculs.

2.4.1. Deux-roues et trois-roues

Le Tableau 11 présente la composition du parc roulant des 2RM et 3 RM tirée de l'EGT 2010 pour chaque département ainsi que pour la région. Le parc national est ajouté à ce tableau à titre de comparaison.

La proportion de cyclomoteurs en Île-de-France est plus faible d'environ 5 % que la part nationale, tandis que la part des motos est de 5 % supérieure à la moyenne nationale. La proportion des cyclomoteurs au niveau départemental est contrastée, avec une fourchette comprise entre 1,5 % dans les Hauts-de-Seine et 26,3 % dans les Yvelines.

Le parc roulant de la catégorie motos est supérieur à 84 % pour l'ensemble de départements à l'exception des Yvelines où la proportion est d'environ 74 %. Un maximum de 98,5 % est observé dans les Hauts-de-Seine, suivi du Val d'Oise (96,5 %) et du Val-de-Marne (95,9 %).

Le Tableau 13 donne la proportion pondérée par le kilométrage annuel de 2RM et 3RM par département, avec une répartition par catégorie Euro des véhicules, ainsi que par type « moto 2t », « moto 4t » et « cyclo »⁴.

Les véhicules avec une motorisation à quatre-temps constituent la majorité du parc roulant, quel que soit le département considéré, avec cependant une plus faible proportion dans Paris. La majorité des motos quatre-temps correspondent à la catégorie Euro 3, à l'exception du département de la Seine-et-Marne, pour lequel la catégorie Euro 1 prédomine.

Les véhicules de plus de 50 cm³ avec un moteur à deux-temps constituent presque 16 % du parc 2RM/3RM en Île-de-France, tandis qu'ils sont estimés à 10 % de moins au niveau national.

La proportion de motos 2t est supérieure à celle des cyclomoteurs pour la région IdF et ses départements, à l'exception de l'Essonne et des Yvelines, ce qui est l'inverse des proportions nationales.

Le Tableau 14 donne les estimations annuelles de trafic des 2RM et 3RM pour la région IdF et ses départements. Les données recueillies par le biais de l'EGT 2010 donnent des estimations de kilométrages moyens annuels plus élevés que celles provenant du SOeS (2013) ou que les données du parc national.

Le Tableau 15 fournit les estimations annuelles de trafic par catégorie Euro, mais aussi par grand type de véhicules. Il ressort que les kilométrages annuels estimés pour la région IdF sont plus du double des kilométrages nationaux, quelle que soit la catégorie du type de deux-roues considéré.

⁴ Le type « moto 2t » englobe les deux-roues et les trois-roues de plus de 50 cm³ dont la motorisation fonctionne à deux-temps. Le type « moto 4t » englobe les deux-roues et les trois-roues de plus de 50 cm³ dont la motorisation fonctionne à quatre-temps. Le type « cyclo » englobe les deux-roues et les trois-roues dont la cylindrée est inférieure ou égale à 50 cm³, motorisations deux-temps et quatre-temps confondues, étant donné la faible proportion de cyclomoteurs à 4t (2,1 % des deux-roues totaux en tenant compte de la pondération, ou encore 47 cyclomoteurs 4t sur 183 à 2t, et 9 non renseignés en IdF), principalement des scooters (environ 78 %).

Le plus faible kilométrage moyen annuel est recensé dans les Hauts-de-Seine (1 146 km) pour la catégorie cyclomoteurs. La plus forte valeur (15 008 km) est recensée dans les Yvelines pour les cyclomoteurs également, ce qui est dix fois supérieur aux chiffres nationaux.

A Paris, le kilométrage moyen annuel maximal (13 173 km) concerne les motos 2t, alors que dans la plupart des autres départements de la région, les motos 4t constituent la source de kilométrage annuel la plus importante, entre 4 300 km pour l'Essonne et 7 530 km pour les Hauts-de-Seine. Les motos 2t représentent en moyenne annuelle entre 2 617 km (Hauts-de-Seine) et 6 160 km (Val-de-Marne).

En % Type	Cylindrée	National IFSTTAR	Île-de- France	Paris (75)	Hauts-de-Seine (92)	Seine-Saint- Denis (93)	Val-d'Oise (95)	Essonne (91)	Seine-et- Marne (77)	Yvelines (78)	Val-de- Marne (94)
Cyclomoteurs	<50 cm ³	15,5	10,0	10,3	1,5	7,3	3,5	14,5	9,5	26,3	4,1%
Motos	>50 cm ³	84,5	89,9	89,7	98,5	92,7	96,5	84,5	90,5	73,7	95,9%
	NR		0,1	-	0,0	0,0	-	1,0	0,0	0,0	-
Total général		100,0%	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0

Tableau 11. Composition du parc roulant par type de 2RM et 3RM Proportion pondérée par type de véhicule (somme de veh.km en %) (NR : non renseigné, Données EGT 2010-STIF-OMNIL-DRIEA) et comparaison aux estimations nationales (parc Ifsttar v2013, année 2010)

En % Catégorie	National IFSTTAR	Île-de- France	Paris (75)	Hauts-de- Seine (92)	Seine-Saint- Denis (93)	Val-d'Oise (95)	Essonne (91)	Seine-et- Marne (77)	Yvelines (78)	Val-de- Marne (94)
Euro 0	4,3	13,3	21,3	2,6	14,4	5,0	23,2	15,7	14,7	9,4
Euro 1	5,0	17,7	5,9	8,8	23,6	24,7	14,3	47,2	15,8	13,8
Euro 2	9,8	13,4	12,5	11,6	13,2	8,6	21,8	5,7	21,6	11,7
Euro 3	32,0	55,1	60,2	76,4	48,6	60,5	39,9	30,4	47,6	64,5
Euro 4	45,7	0,0		0,2			0,0			
Non renseigné	3,1	0,5	0,0	0,4	0,3	1,2	0,7	0,9	0,4	0,5
Total général	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0

Tableau 12. Composition du parc roulant des 2RM et 3RM par catégories Euro simplifiées Proportion pondérée veh.km par catégorie euro (somme de veh.km en %, Données EGT 2010-STIF-OMNIL-DRIEA) et comparaison aux estimations nationales (parc Ifsttar v2013, année 2010)

	Norme Euro	National IFSTTAR	Île-de- France	Paris (75)	Hauts-de- Seine (92)	Seine-Saint- Denis (93)	Val-d'Oise (95)	Essonne (91)	Seine-et- Marne (77)	Yvelines (78)	Val-de- Marne (94)
Moto 2t	MC-2S-Euro-0	0,1	2,5	9,4	0,3	1,2	0,3	1,1	2,5	0,9	0,6
	MC-2S-Euro-1	1,1	1,3	0,7	1,8	0,1	0,2	0,2	2,9	0,8	2,5
	MC-2S-Euro-2	1,2	0,9	0,3	1,3	2,5	1,4	1,8	0,3	0,3	0,5
	MC-2S-Euro-3	3,2	11,3	19,9	6,2	6,1	10,0	10,4	6,3	6,5	19,5
	total	5,6	15,9	30,3	9,6	10,0	11,9	13,6	12,0	8,6	23,1
Moto 4t	MC-4S-Euro-0	2,7	10,1	11,0	2,2	12,7	4,3	20,1	11,1	13,5	8,9
	MC-4S-Euro-1	17,9	16,1	5,2	6,9	23,5	24,3	12,6	43,7	15,0	10,8
	MC-4S-Euro-2	16,2	9,6	10,6	9,9	10,3	7,2	11,4	4,8	10,5	11,0
	MC-4S-Euro-3	42,1	37,9	32,5	69,5	35,9	47,6	27,1	18,1	25,8	41,6
	total	78,9	73,6	59,3	88,5	82,4	83,4	71,2	77,7	64,8	72,2
Cyclo	Moped-EU0	0,1	0,7	0,9	0,2	0,4	0,4	2,1	2,1	0,2	-
	Moped-EU1	0,0	0,3	-	-	0,1	0,2	1,4	0,7	-	0,5
	Moped-EU2	15,4	3,0	1,6	0,5	0,3	0,0	8,6	0,6	10,8	0,3
	Moped-EU3		6,0	7,7	0,7	6,5	2,9	2,4	6,1	15,3	3,4
	Moped-EU4		0,0	-	0,2	-	-	0,0	-	-	-
	total	15,5	10,0	10,3	1,5	7,3	3,5	14,5	9,4	26,3	4,1
	<i>Non renseigné</i>		0,5	0,0	0,4	0,3	1,2	0,7	0,9	0,4	0,5
	Total général	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0

Tableau 13. Composition du parc roulant des 2RM et 3RM par catégorie Euro Proportion pondérée veh.km par catégorie euro (somme de veh.km en %, Données EGT 2010-STIF-OMNIL-DRIEA), et comparaison aux estimations nationales (parc Ifsttar v2013, année 2010)

type	Cylindrée	National IFSTTAR	National (SOeS, 2013)	Île-de-France (SOeS, 2013)	Île-de-France	Paris (75)	Hauts-de-Seine (92)	Seine-Saint-Denis (93)	Val-d'Oise (95)	Essonne (91)	Seine-et-Marne (77)	Yvelines (78)	Val-de-Marne (94)
Cyclos	<50 cm ³	1522	2718		4060	6422	1146	2648	1260	3539	1781	15008	67
Motos	>50 cm ³	2461	3141		5586	8153	6297	6320	5443	4116	4349	4493	3407
	NR	-	-	-	1690	-	-	-	-	2100	49	-	-
Moyenne		2246	3031	4159	5371	7933	5902	5740	4870	3984	3813	5507	3475

Tableau 14. Kilométrage moyen annuel pondéré, par type de 2RM et 3RM (en km) (NR : non renseigné, Données EGT 2010-STIF-OMNIL-DRIEA)

	Norme Euro	National IFSTTAR	National (Hugrel, 2004)	Île-de-France	Paris (75)	Hauts-de-Seine (92)	Seine-Saint-Denis (93)	Val-d'Oise (95)	Essonne (91)	Seine-et-Marne (77)	Yvelines (78)	Val-de-Marne (94)
Moto 2t	MC-2S-Euro-0	109	4191	3498	21097	690	1346	522	1830	2083	836	1163
	MC-2S-Euro-1	1068	4191	2358	2806	2299	603	504	405	6127	1903	2499
	MC-2S-Euro-2	2042	4191	1729	2219	1759	4629	2788	1733	873	528	1426
	MC-2S-Euro-3	2860	4191	7873	13517	3601	4783	8156	5916	6101	6868	10197
	Moyenne	1520	4191	4994	13173	2617	3419	4232	3398	3888	2797	6160
Moto 4t	MC-4S-Euro-0	418	3277-7892	3781	9538	1313	7723	1454	3717	2595	3790	5311
	MC-4S-Euro-1	1985	3277-7892	7152	4533	4187	8531	9960	4136	11140	6431	5899
	MC-4S-Euro-2	3144	3277-7892	4405	6376	5716	5092	3101	4042	1906	4104	5256
	MC-4S-Euro-3	4218	3277-7892	6820	6963	10359	6999	7078	5138	2898	5608	7679
	Moyenne	2575		5823	6869	7528	7134	5782	4303	4576	4963	6565
Cyclo	Moped-EU0	405	2258	1621	2766	602	1076	673	3602	1574	605	-
	Moped-EU1	431	2258	1582	-	-	300	618	4091	932	-	1873
	Moped-EU2	1561	2258	7175	5150	1310	615	116	12248	806	29534	898
	Moped-EU3		2258	4370	8065	1181	3935	1701	1002	2495	14963	2877
	Moped-EU4		2258	1146	-	2226	-	-	67	-	-	-
	Moyenne	1522	2258	4092	6422	1146	2648	1297	3539	1800	15008	2357
	Non renseigné			1470	630	1951	1450	2000	1589	944	1309	2199
Moyenne		2246		5371	7933	5902	5740	4870	3984	3813	5507	5969

Tableau 15. Kilométrage moyen annuel pondéré, par type de 2RM et 3RM et catégorie Euro (en km), Données EGT 2010-STIF-OMNIL-DRIEA, et comparaison aux estimations nationales (parc Ifsttar v2013, année 2010)

2.4.2. Voitures particulières

Dans les tableaux suivants, la catégorie « non concerné » englobe les véhicules qui ne sont pas soumis à la réglementation Euro (motorisation électrique et motorisation autre). Etant donné le manque d'information quant à la nature de la motorisation hybride (couplage diesel ou essence), nous avons également inclus la catégorie hybride dans les véhicules « non concernés » par la réglementation Euro.

Le Tableau 16 présente la composition du parc roulant des voitures particulières, tirée de l'EGT 2010, pour chaque département et pour la région. Ces valeurs ne sont proposées qu'à titre indicatif, car l'EGT ne fournit pas de renseignements sur les véhicules des non-franciliens circulant en Île-de-France, et qui font pourtant partie intégrante du parc roulant. Paris, les Hauts-de-Seine et le Val de Marne sont des départements où la proportion de VP essence domine sur les VP diesel. De plus, au niveau régional, les proportions de VP essence et de VP diesel sont quasi équivalentes, alors qu'au niveau national est observée la prédominance des VP diesel. Les autres types de motorisations semblent plus importants en IdF qu'au niveau national.

Le Tableau 17 donne la proportion pondérée par le kilométrage annuel des VP par département, avec une répartition par catégories Euro simplifiée, c'est-à-dire des catégories Euro confondues, que la motorisation soit essence ou diesel. La catégorie « non concernée » prend en compte les autres types de motorisation et les véhicules hybrides. La catégorie « NR » (non renseignée) regroupe les véhicules pour lesquels la catégorie Euro n'a pas été renseignée.

La proportion de VP associées au critère pré-Euro est du même ordre de grandeur (4 %) au niveau régional qu'au niveau national, avec cependant une proportion un peu plus faible pour les départements des Hauts-de-Seine et des Yvelines.

La proportion de VP classées Euro 1 prédomine en Seine-Saint-Denis (10 %) et celle des VP Euro 2 à Paris (21 %). Les VP classées Euro 3 représentent une proportion en région Île-de-France légèrement plus faible qu'au niveau national, tandis que les proportions de VP Euro 4 sont identiques (39,9 %). Cependant, au niveau départemental, les véhicules Euro 4 sont en proportions variables : entre 35,6 % pour Paris et 44,4 % pour les Yvelines.

La catégorie Euro 5 représente moins d'1 % en région IdF, tandis qu'elle est estimée à 2,5 % au niveau national. Les véhicules Euros 5 sont majoritaires dans les départements des Hauts-de-Seine et du Val d'Oise.

Le Tableau 18 fournit plus de détails sur la composition du parc roulant, avec une différenciation essence/diesel. Il apparaît que dans tous les départements de l'IdF les voitures particulières diesel classées Euro 4 sont majoritaires, suivies par les diesel classées Euro 3. La troisième plus grande proportion concerne les VP essence Euro 2 à Paris uniquement, tandis qu'au niveau régional la troisième place échoit aux VP essence Euro 3.

Le Tableau 19 présente le kilométrage moyen annuel par motorisation de voitures particulières pour les départements de l'IdF, ainsi que la moyenne nationale. Il ressort que les chiffres régionaux diesel et essence sont du même ordre de grandeur que les chiffres nationaux. Pour les autres motorisations toutes catégories confondues, le kilométrage moyen annuel départemental et régional sont supérieurs au chiffre national.

Les véhicules à motorisation diesel sont associés aux plus grands kilométrages annuels pour tous les départements de la région (à l'exception du Val-de-Marne où la catégorie hybride domine au double de la catégorie diesel), mais il existe des disparités départementales pour la deuxième motorisation prédominante. Dans la plupart des départements de la région, la motorisation essence est en deuxième place, mais dans les Hauts-de-Seine, elle n'est qu'en troisième place derrière la motorisation hybride, tandis que dans le Val d'Oise les catégories essence et hybride sont en proportions similaires.

Le kilométrage moyen annuel représenté par la circulation des voitures électriques est significatif dans les Yvelines, avec environ 2 600 km/an.

Une part importante des motorisations n'est pas renseignée en Essonne, correspondant à 12 750 km/an en moyenne. De plus, la catégorie motorisation autre représente un kilométrage annuel important en Essonne (17 820 km/an) et en Seine-et-Marne (14 740 km/an).

Dans le Tableau 20, les voitures particulières à motorisation diesel et essence uniquement sont utilisées pour fournir les estimations du kilométrage moyen annuel (issues de l'EGT 2010) par catégorie Euro. Le Tableau 21 fournit plus de détails par catégories diesel et essence.

Des catégories pré-Euro à Euro 4, les kilométrages annuels régionaux se classent dans le même ordre qu'au niveau national, bien qu'ils soient cependant un peu plus élevés dans la région IdF. Cependant, la catégorie Euro 5 est majoritaire dans la région, tandis que c'est la norme Euro 4 qui prédomine au niveau national. La catégorie Euro 5 est largement majoritaire dans le Val d'Oise et dans les Hauts-de-Seine.

En % Motorisation	National IFSTTAR	Île-de- France	Paris (75)	Hauts-de- Seine (92)	Seine-Saint- Denis (93)	Val-d'Oise (95)	Essonne (91)	Seine-et- Marne (77)	Yvelines (78)	Val-de- Marne (94)
Diesel	70,6	63,8	48,9	59,3	64,7	67,2	66,6	71,8	66,9	57,9
Essence	29,2	35,5	50,6	39,8	34,9	32,1	32,3	27,4	32,4	41,0
Hybride		0,2	0,1	0,4	0,0	0,1	0,2	0,1	0,2	0,9
Electrique	0,2	0,0	0,0	-	-	-	-	-	0,0	-
Autre		0,5	0,3	0,5	0,3	0,6	0,8	0,7	0,4	0,2
NR	-	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0
Total général	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0

Tableau 16. Composition du parc roulant des VP par motorisation (somme de veh.km en %, Données EGT 2010-STIF-OMNIL-DRIEA) , et comparaison aux estimations nationales (parc Ifsttar v2013, année 2010)

En % Norme Euro	National IFSTTAR	Île-de- France	Paris (75)	Hauts-de- Seine (92)	Seine-Saint- Denis (93)	Val-d'Oise (95)	Essonne (91)	Seine-et- Marne (77)	Yvelines (78)	Val-de- Marne (94)
a-preEURO	3,6	4,0	4,7	2,6	5,0	4,0	3,4	5,2	2,9	5,2
EURO-1	6,6	7,4	7,0	6,0	10,3	7,3	8,3	7,9	5,8	7,7
EURO-2	14,0	15,8	21,0	14,8	14,2	16,5	15,9	15,5	12,9	17,3
EURO-3	33,5	31,4	31,3	33,1	34,2	30,9	30,7	29,9	32,6	28,9
EURO-4	39,9	39,9	35,6	41,4	35,8	38,3	40,0	40,3	44,4	39,5
EURO-5	2,5	0,7	0,0	1,2	0,2	2,3	0,6	0,4	0,7	0,4
NR		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Non concerné		0,8	0,5	0,9	0,3	0,7	1,0	0,8	0,7	1,1
Total général	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0

Tableau 17. Composition du parc roulant des VP par catégories Euro simplifiées (somme de veh.km en %, Données EGT 2010-STIF-OMNIL-DRIEA) , et comparaison aux estimations nationales (parc Ifsttar v2013, année 2010)

En % Norme Euro	National IFSTTAR	Île-de- France	Paris (75)	Hauts-de- Seine (92)	Seine-Saint- Denis (93)	Val-d'Oise (95)	Essonne (91)	Seine-et- Marne (77)	Yvelines (78)	Val-de- Marne (94)
PC-D-<1986	0,0	0,1	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1
PC-D-1986-1988	1,6	1,4	1,6	0,6	1,2	1,3	1,3	2,9	0,9	1,1
PC-D-Euro-1	3,7	3,2	1,4	2,3	5,3	3,8	4,7	4,2	2,3	1,9
PC-D-Euro-2	7,7	6,7	3,7	5,3	5,3	8,1	8,1	9,3	5,9	6,4
PC-D-Euro-3	24,7	20,3	17,8	20,1	23,2	19,8	20,7	21,5	20,4	18,6
PC-D-Euro-4	31,3	31,4	24,3	30,0	29,5	31,9	31,5	33,6	36,7	29,5
PC-D-Euro-5 DPF	1,9	0,6		1,0	0,1	2,3	0,3	0,2	0,6	0,3
PC-P-<ECE		0,0	0,2	0,1		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
PC-P-ECE-15'00		0,0		0,0	0,0		0,0	0,0	0,1	0,0
PC-P-ECE-15'01/02		0,1	0,2	0,1	0,1	0,1	0,2	0,1	0,0	0,0
PC-P-ECE-15'03	0,1	0,3	0,4	0,3	0,4	0,2	0,2	0,1	0,2	0,6
PC-P-ECE-15'04	1,9	2,1	2,2	1,5	3,2	2,4	1,7	2,1	1,5	3,4
PC-P-Euro-1	2,9	4,1	5,5	3,7	5,0	3,5	3,6	3,6	3,5	5,8
PC-P-Euro-2	6,4	9,1	17,3	9,5	8,9	8,4	7,7	6,2	7,0	10,8
PC-P-Euro-3	8,9	11,1	13,4	13,0	11,0	11,0	10,1	8,4	12,2	10,3
PC-P-Euro-4	8,5	8,4	11,3	11,5	6,3	6,4	8,5	6,7	7,7	10,0
PC-P-Euro-5	0,6	0,1	0,0	0,1	0,0	0,0	0,3	0,2	0,1	0,0
Non concerné		0,8	0,5	0,9	0,3	0,7	1,0	0,8	0,7	1,1
Non renseigné		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
Total général	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0

Tableau 18. Composition du parc roulant des VP par catégories Euro détaillées (somme de veh.km en %, Données EGT 2010-STIF-OMNIL-DRIEA), et comparaison aux estimations nationales (parc Ifsttar v2013, année 2010)

En km/an Motorisation	National IFSTTAR	Île-de- France	Paris (75)	Hauts-de- Seine (92)	Seine-Saint- Denis (93)	Val-d'Oise (95)	Essonne (91)	Seine-et- Marne (77)	Yvelines (78)	Val-de-Marne (94)
Diesel	14 713	16 069	22 030	18 954	17 254	15 303	14 948	14 908	15 991	13 981
Essence	8 438	9 869	15 279	10 186	9 421	9 151	8 283	8 914	10 101	9 127
Hybride		10 816	6 502	16 047	1 308	8 407	5 502	4 987	5 819	30 241
Electrique	14 202	1 421	249	-	-	-	-	-	2 594	-
Autre		10 770	11 280	12 623	4 089	10 026	17 823	14 743	8 730	6 052
NR	-	4 651	1 721	2 945	4 293	491	12 747	2 553	2 212	1 029
Moyenne (km/an)	12 086	13 095	17 886	14 081	13 259	12 539	11 846	12 566	13 355	11 494

Tableau 19. Kilométrage moyen annuel (km/an) selon la motorisation des voitures particulières issues de l'EGT 2010 (NR : non renseigné, Données EGT 2010-STIF-OMNIL-DRIEA) , et comparaison aux estimations nationales (parc Ifsttar v2013, année 2010)

En km/an Norme Euro	National IFSTTAR	Île-de- France	Paris (75)	Hauts-de- Seine (92)	Seine-Saint- Denis (93)	Val-d'Oise (95)	Essonne (91)	Seine-et- Marne (77)	Yvelines (78)	Val-de-Marne (94)
a-preEURO	5 977	7 928	12 783	5 932	7 783	7 718	6 895	8 216	6 709	9 420
EURO-1	8 185	9 779	12 335	9 698	10 930	9 441	10 090	8 620	9 465	9 254
EURO-2	9 832	11 299	18 653	12 352	8 719	10 975	10 751	10 899	10 235	10 422
EURO-3	12 847	13 469	19 635	15 622	15 373	12 544	11 995	11 907	14 359	10 334
EURO-4	14 956	15 788	19 022	15 866	18 033	14 740	13 632	17 004	16 060	14 282
EURO-5	13 928	19 137	3 121	25 638	4 825	53 797	10 286	13 445	14 860	10 760
NR		4 661	10	3 842	5 412	7 112	4 604	3 707	7 038	-
Non concerné		10 225	8 103	13 467	3 937	9 418	12 972	11 695	7 013	16 321
Moyenne (km/an)	12 086	13 095	17 886	14 081	13 259	12 539	11 846	12 566	13 355	11 494

Tableau 20. Kilométrage moyen annuel (km/an) selon la catégorie Euro des voitures particulières issues de l'EGT 2010 (NR : non renseigné, Données EGT 2010-STIF-OMNIL-DRIEA) , et comparaison aux estimations nationales (parc Ifsttar v2013, année 2010)

En km/an Norme Euro	National IFSTTAR	Île-de- France	Paris (75)	Hauts-de- Seine (92)	Seine-Saint- Denis (93)	Val-d'Oise (95)	Essonne (91)	Seine-et- Marne (77)	Yvelines (78)	Val-de-Marne (94)
PC-D-<1986	9348	4 592	9 121	2 840	2 887	2 233	1 184	5 674	10 788	2 469
PC-D-1986-1988	10672	10 768	17 403	8 292	7 508	7 761	14 738	12 345	9 144	9 580
PC-D-Euro-1	11866	11 478	11 383	14 874	13 166	12 367	13 825	10 594	9 559	6 640
PC-D-Euro-2	13122	13 165	15 346	15 449	9 082	12 789	15 216	13 289	12 570	12 562
PC-D-Euro-3	14603	15 568	25 965	21 967	18 140	13 825	14 167	13 115	15 261	12 350
PC-D-Euro-4	16037	18 452	22 721	18 733	23 215	17 607	15 823	18 455	18 415	17 593
PC-D-Euro-5 DPF	14803	25 389	-	34 937	5 086	70 953	8 238	18 092	17 070	13 723
PC-P-<ECE		3 191	9 047	7 319	-	2 101	544	479	102	-
PC-P-ECE-15'00		2 735	-	1 281	-	-	1 371	247	10 944	1 927
PC-P-ECE-15'01/02		4 470	10 294	2 142	3 037	5 046	11 432	3 639	2 485	1 748
PC-P-ECE-15'03	3524	5 836	13 108	4 272	5 756	10 027	4 620	3 075	4 187	9 345
PC-P-ECE-15'04	4510	7 699	11 253	6 328	9 076	7 987	5 490	6 823	6 535	10 746
PC-P-Euro-1	5875	8 762	12 607	7 973	9 262	7 520	7 456	7 074	9 406	10 601
PC-P-Euro-2	7541	10 229	19 562	11 118	8 518	9 667	8 219	8 598	8 835	9 467
PC-P-Euro-3	9639	10 806	14 828	10 793	11 632	10 753	9 125	9 646	13 072	7 980
PC-P-Euro-4	11996	10 262	14 083	11 333	8 810	8 116	8 991	12 170	9 976	9 185
PC-P-Euro-5	11775	8 147	3 121	8 900	4 174	2 330	12 563	9 573	7 128	1 872
NR		4 661	10	3 842	5 412	7 112	4 604	3 707	7 038	-
Non concerné		10 225	8 103	13 467	3 937	9 418	12 972	11 695	7 013	16 321
Moyenne (km/an)	12 083	13 095	17 886	14 081	13 259	12 539	11 846	12 566	13 355	11 494

Tableau 21. Kilométrage moyen annuel (km/an) selon la catégorie Euro détaillée des voitures particulières issues de l'EGT 2010 (NR : non renseigné, Données EGT 2010-STIF-OMNIL-DRIEA), et comparaison aux estimations nationales (parc Ifsttar v2013, année 2010)

2.4.3. Véhicules utilitaires légers

Le Tableau 22 présente la composition du parc roulant des véhicules utilitaires légers tirée de l'EGT 2010 pour chaque département, ainsi que pour la région IdF, en fonction de leur motorisation. La motorisation essence des VUL atteint les 11 % du parc roulant régional estimé, avec une forte contribution du Val-de-Marne, alors qu'au niveau national cette proportion n'est que de 1,4 %. Les Hauts-de-Seine présentent une forte proportion de VUL à motorisation « Autre » (6,5 %) par rapport aux autres départements.

Le Tableau 23 donne la proportion des VUL, pondérée par le kilométrage moyen annuel déclaré par les participants de l'enquête, par catégorie Euro, avec les motorisations essence et diesel confondues. Les proportions régionales des VUL de catégories comprises entre pré-Euro (Euro 0) et Euro 2 sont du même ordre de grandeur qu'au niveau national, avec une grande disparité entre les départements, particulièrement pour les VUL classés Euro 0 qui prédominent à Paris (21,4 %), alors que les proportions dans les autres départements sont comprises entre 1,2 % (Hauts-de-Seine) et 7,3 % (Yvelines). Paris se caractérise aussi par l'absence de véhicules Euro 1 et Euro 2. Il existe un facteur 10 entre les proportions de VUL Euro 2 des Hauts-de-Seine (2,5 %) et du Val-de-Marne (22,1 %).

Les VUL Euro 3 représentent une moindre proportion au niveau régional qu'au niveau national, avec une grande variabilité d'un département à l'autre : proportions comprises entre 9,7 % (Hauts-de-Seine) et 34,4 % (Seine-Saint-Denis).

Les VUL Euro 4 sont prépondérants au niveau régional, et supérieurs d'environ 7 % à la proportion nationale. La plus grande proportion de VUL Euro 4 est observée dans les Hauts-de-Seine.

La proportion de véhicules Euro 5 est très faible au niveau régional (0,7 %) par rapport au niveau national (3,1 %), et ces véhicules ne sont observés qu'en Seine-Saint-Denis et dans les Yvelines.

La composition détaillée du parc roulant des VUL, par catégorie Euro distinguant les motorisations essence et diesel (Tableau 24) révèlent que les VUL diesel Euro 4 sont majoritaires dans tous les départements, suivis des VUL diesel Euro 3, sauf dans le cas de Paris où la deuxième position échoit aux VUL diesel pré-Euro.

Le Tableau 25 représente le kilométrage moyen annuel des véhicules utilitaires légers, issus de l'exploitation de l'EGT 2010, selon leur motorisation. Au niveau régional, la catégorie diesel est prépondérante avec un kilométrage moyen annuel de 19 130 km/an, ce qui est supérieur à la valeur nationale de 14 280 km/an. La catégorie VUL essence représente 11 000 km/an au niveau régional, ce qui est plus du double de la moyenne nationale (4 090 km/an).

Des disparités départementales sont observées, avec en particulier des valeurs moyennes de kilométrages annuels des VUL diesel similaires aux VUL essence dans les départements du Val d'Oise et du Val-de-Marne. On note aussi la présence de VUL hybrides exclusivement en Essonne. Pour ce département, l'estimation kilométrique annuelle des catégories hybrides et autres (1 534 km/an) est bien inférieure à la moyenne nationale pour les mêmes catégories (7 380 km/an).

Le Tableau 26 donne le kilométrage moyen annuel des VUL par catégories Euro pour les motorisations diesel et essence, les autres types étant répertoriés dans la catégorie « non concerné ».

Les catégories Euro prédominant au niveau régional sont les catégories Euro 4 et Euro 5, ce qui est également le cas au niveau national bien que les kilométrages annuels moyens respectifs soient très inférieurs aux valeurs régionales. De grandes disparités sont observées entre les départements. En effet, Paris recense un kilométrage annuel maximal pour les VUL pré-Euro, alors qu'ils ne représentent que 33 % du parc statique, suivis des VUL Euro 4.

Dans les Hauts-de-Seine, le kilométrage annuel est maximal pour les VUL Euro 4 (46 500 km/an), ce qui constitue la valeur maximale de cette catégorie parmi tous les départements, et on note l'absence de catégorie Euro 5. En Seine-Saint-Denis, 44 700 km/an sont attribués aux VUL Euro 5 ce qui est la maximum de cette catégorie en Île-de-France, suivi par les Yvelines (35 700 km/an). En Val-de-Marne, c'est la catégorie Euro 1 qui prime sur les autres.

Le Tableau 27 donne plus de détails sur la répartition du kilométrage moyen annuel en fonction de la norme Euro associée à la motorisation. Ainsi, la catégorie Euro 5 observée dans les Yvelines, concerne exclusivement une motorisation diesel, tandis qu'en Seine-Saint-Denis, il s'agit de motorisation essence exclusivement. Les kilométrages annuels nationaux pour la catégorie Euro 5 reflètent très mal les disparités départementales de l'Île-de-France.

Dans les Hauts-de-Seine, la catégorie Euro 4 prédominante recense majoritairement des motorisations diesel.

En % Motorisation	National IFSTTAR	Île-de- France	Paris (75)	Hauts-de- Seine (92)	Seine-Saint- Denis (93)	Val-d'Oise (95)	Essonne (91)	Seine-et- Marne (77)	Yvelines (78)	Val-de- Marne (94)
Diesel	98,6	88,4	87,8	90,9	85,4	85,0	97,6	97,1	95,6	64,7
Essence	1,4	11,0	12,2	2,6	14,6	15,0	2,3	2,9	4,4	34,8
Hybride	0,1	0,0					0,1			
Autre		0,5		6,5		0,0				0,5
Total général	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0

Tableau 22. Composition du parc roulant des VUL par motorisation (somme de veh.km en %, Données EGT 2010-STIF-OMNIL-DRIEA) , et comparaison aux estimations nationales (parc Ifsttar v2013, année 2010)

En % Norme Euro	National IFSTTAR	Île-de- France	Paris (75)	Hauts-de- Seine (92)	Seine-Saint- Denis (93)	Val-d'Oise (95)	Essonne (91)	Seine-et- Marne (77)	Yvelines (78)	Val-de- Marne (94)
EURO-0	4,3	5,3	21,4	1,2	2,9	3,5	4,2	5,9	7,3	3,0
EURO-1	5,0	4,1		3,4	7,3	5,2	1,2	3,6	3,8	5,7
EURO-2	9,8	11,7		2,5	5,0	14,3	16,0	5,9	15,2	22,1
EURO-3	32,0	24,7	13,8	9,7	34,4	16,2	19,2	28,4	24,7	30,7
EURO-4	45,7	53,0	64,8	76,7	46,1	60,8	59,3	56,2	47,3	38,0
EURO-5	3,1	0,7			4,3				1,7	0,0
Non concerné	-	0,5		6,5		0,0	0,1			0,5
Total général	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0

Tableau 23. Composition du parc roulant des VUL par catégories Euro simplifiées (somme de veh.km en %, Données EGT 2010-STIF-OMNIL-DRIEA) , et comparaison aux estimations nationales (parc Ifsttar v2013, année 2010)

En % Norme Euro	National IFSTTAR	Île-de- France	Paris (75)	Hauts-de- Seine (92)	Seine-Saint- Denis (93)	Val-d'Oise (95)	Essonne (91)	Seine-et- Marne (77)	Yvelines (78)	Val-de- Marne (94)
LCV-D- conv< 1986	4,0	0,0	-	-	-	-	-	-	0,1	-
LCV-D-Euro-1	4,9	3,5	-	3,4	7,3	2,7	0,7	3,6	2,6	5,4
LCV-D-Euro-2	9,6	7,8	-	1,5	1,7	6,5	16,0	5,6	14,0	6,9
LCV-D-Euro-3	31,7	21,2	6,3	9,7	30,6	13,6	17,6	25,9	23,4	21,2
LCV-D-Euro-4	45,4	50,9	61,7	75,2	42,9	58,8	59,3	56,2	46,9	30,4
LCV-D-Euro-5 DPF	3,0	0,3	-	-	-	-	-	-	1,7	0,0
LCV-D-XXIII	-	4,7	19,8	1,1	2,8	3,4	3,9	5,8	7,0	0,8
LCV-P-Conv >1981	0,3	0,6	1,6	0,1	0,1	0,1	0,3	0,1	0,2	2,1
LCV-P-Euro-1	0,2	0,5	-	-	0,0	2,5	0,5	-	1,2	0,3
LCV-P-Euro-2	0,3	4,0	-	1,0	3,3	7,9	-	0,4	1,3	15,3
LCV-P-Euro-3	0,4	3,5	7,5	-	3,8	2,6	1,5	2,4	1,3	9,5
LCV-P-Euro-4	0,3	2,1	3,1	1,5	3,2	2,0	-	-	0,4	7,6
LCV-P-Euro-5	0,0	0,4	-	-	4,3	-	-	-	-	-
Non concerné		0,5	-	6,5	-	0,0	0,1	-	-	0,5
Total général	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0

Tableau 24. Composition du parc roulant des VUL par catégories Euro détaillées (somme de veh.km en %, Données EGT 2010-STIF-OMNIL-DRIEA) , et comparaison aux estimations nationales (parc Ifsttar v2013, année 2010)

Motorisation	National IFSTTAR	Île-de- France	Paris (75)	Hauts-de- Seine (92)	Seine-Saint- Denis (93)	Val-d'Oise (95)	Essonne (91)	Seine-et- Marne (77)	Yvelines (78)	Val-de- Marne (94)
Diesel	14 276	19 131	23 555	24 690	21 450	11 755	21 976	19 714	25 245	13 304
Essence	4 089	11 004	5 795	6 860	13 722	10 219	4 874	13 840	5 000	14 792
Hybride	7 380	1 534					1 534			
Autre		15 005		25 510						4 499
Moyenne	13 796	17 642	17 161	23 165	19 815	11 496	20 023	19 471	21 399	13 660

Tableau 25. Kilométrage moyen annuel des véhicules utilitaires légers en région Ile-de-France par motorisation (Données EGT 2010-STIF-OMNIL-DRIEA) , et comparaison aux estimations nationales (parc Ifsttar v2013, année 2010)

Norme Euro	National IFSTTAR	Île-de- France	Paris (75)	Hauts-de- Seine (92)	Seine-Saint- Denis (93)	Val-d'Oise (95)	Essonne (91)	Seine-et- Marne (77)	Yvelines (78)	Val-de- Marne (94)
EURO-0	5 109	8 547	22 942	4 733	5 937	5 563	5 348	9 766	10 456	5 243
EURO-1	8 506	12 149		8 874	37 686	12 371	4 876	10 222	8 136	18 662
EURO-2	10 788	13 232		5 014	7 363	15 204	20 209	6 714	20 372	14 404
EURO-3	14 258	16 850	7 409	7 605	23 615	7 366	17 258	20 011	24 012	16 202
EURO-4	18 314	23 003	21 384	46 491	21 586	13 483	29 924	29 939	28 104	13 037
EURO-5	19 871	40 175			44 659				35 690	
Non concerné		12 311		25 510			1 534			4 499
Moyenne	13 796	17 642	17 161	23 165	19 815	11 496	20 023	19 471	21 399	13 660

Tableau 26. Kilométrage moyen annuel des véhicules utilitaires légers en région Ile-de-France par catégories Euro (Données EGT 2010-STIF-OMNIL-DRIEA) , et comparaison aux estimations nationales (parc Ifsttar v2013, année 2010)

Norme Euro	National IFSTTAR	Île-de- France	Paris (75)	Hauts-de- Seine (92)	Seine-Saint- Denis (93)	Val-d'Oise (95)	Essonne (91)	Seine-et- Marne (77)	Yvelines (78)	Val-de- Marne (94)
LCV-D- conv< 1986		1 947	-	-	-	-	-	-	1 947	-
LCV-D-XXIII	5 776	10 653	42 518	8 982	7 202	6 430	7 020	10 859	14 978	2 647
LCV-D-Euro-1	8 867	13 329	-	8 874	37 686	13 050	4 438	10 222	7 877	26 388
LCV-D-Euro-2	11 175	13 190	-	3 943	4 463	12 377	20 209	6 818	27 200	12 186
LCV-D-Euro-3	14 469	17 769	6 803	7 605	26 299	8 131	18 539	19 251	29 406	15 324
LCV-D-Euro-4	18 462	24 036	26 464	49 376	23 254	13 679	29 924	29 939	29 506	12 653
LCV-D-Euro-5 DPF	20 025	35 690	-	-	-	-	-	-	35 690	-
LCV-P-Conv >1981	2 004	3 353	3 367	483	880	1 230	1 449	1 562	1 281	8 358
LCV-P-Euro-1	3 726	7 722	-	-	-	11 691	5 754	-	8 741	3 210
LCV-P-Euro-2	4 683	13 315	-	8 227	11 228	18 737	-	5 516	5 350	15 688
LCV-P-Euro-3	6 177	12 820	8 015	-	12 881	4 920	9 572	34 441	5 672	18 574
LCV-P-Euro-4	8 919	11 152	4 453	11 871	11 027	9 456	-	-	4 271	14 843
LCV-P-Euro-5	10 604	44 659	-	-	44 659	-	-	-	-	-
Non concerné	-	12 311	-	25 510	-	-	1 534	-	-	4 499
Moyenne	13 796	17 642	17 161	23 165	19 815	11 496	20 023	19 471	21 399	13 660

Tableau 27. Kilométrage moyen annuel des véhicules utilitaires légers en région Ile-de-France par catégories Euro détaillées (Données EGT 2010-STIF-OMNIL-DRIEA) , et comparaison aux estimations nationales (parc Ifsttar v2013, année 2010)

2.5. Conclusions et synthèse

L'analyse de l'EGT 2010 a démontré tout le potentiel des enquêtes de mobilité quant à la caractérisation des parcs automobiles. Ces enquêtes présentent certaines limites :

- Par le champ couvert : parc des résidents seulement et de fait orienté sur les seuls véhicules légers à disposition des ménages ; on ne couvre également pas le trafic de transit des véhicules légers
- imprécision sur les kilométrages annuels, et manque d'information sur l'utilisation des réseaux, ou la répartition du kilométrage,

mais leur très grande représentativité et la méthodologie rigoureuse de leur mise en œuvre en font des bases d'information de très grande qualité.

L'analyse des compositions de parcs dérivées de l'EGT a montré des similitudes et des écarts aux compositions de parc nationales estimées par ailleurs. Elle a également mis en évidence de profonds contrastes entre les départements. Ainsi le Tableau 28 montre une diésélisation inférieure aux estimations nationales en Île de France, et des contrastes significatifs (13% soit des écarts relatifs de 25 à 35%) entre Paris - Hauts de-Seine (faible diésélisation) et Seine-Saint-Denis.

	IFSTTAR 2010	Île-de- France	Paris (75)	Hauts de Seine (92)	Seine-Saint- Denis (93)
Diesel	58%	50	38	43	51
Essence	42%	49	61	55	48
Hybrides, électriques, autres	0,1%	0,8	0,6	1,3	0,7

Tableau 28. Diésélisation - Comparaison des compositions de parcs de voitures particulières, en Île de France, Paris, Hauts-de-Seine, et Seine-Saint-Denis (Données EGT 2010-STIF-OMNIL-DRIEA), et estimation nationale Ifsttar v2013, année 2010

	IFSTTAR 2010	Île-de- France	Paris (75)	Hauts de Seine (92)	Seine-Saint- Denis (93)
Pre-Euro	7%	7	7	6	7
Euro1	10%	10	13	8	14
Euro2	17%	18	19	18	18
Euro3	32%	30	28	30	34
Euro4	32%	33	32	36	26
Euro5	2%	0,5	0,0	1	0,1
NR		1	0,6	1,3	0,8

Tableau 29. Réglementation pollution - Comparaison des compositions de parcs de voitures particulières, en Île de France, Paris, Hauts-de-Seine, et Seine-Saint-Denis (Données EGT 2010-STIF-OMNIL-DRIEA), et estimation nationale Ifsttar v2013, année 2010

Le parc Île de France est très proche des estimations nationales en ce qui concerne les réglementations pollution (Tableau 29), mais on observe un parc plus ancien à Paris et Seine-Saint-Denis avec des écarts absolus (Euro4 + Euro 5) atteignant 11% soit une différence de 30%.

Composition du parc (% veh x km)	IFSTTAR 2010	Ile-de-France	Paris (75)	Hauts de Seine (92)	Seine-Saint-Denis (93)
Diesel	71%	64	49	59	65
Essence	29%	35	51	40	35
Hybrides, électriques, autres	0,2%	0,7	0,5	0,9	0,3

Tableau 30. Diésélisation - Comparaison des compositions de parcs de voitures particulières en circulation (pondérés par kilométrages annuels), en Île de France, Paris, Hauts-de-Seine, et Seine-Saint-Denis (Données EGT 2010-STIF-OMNIL-DRIEA)

Kilométrages annuels	IFSTTAR 2010	Ile-de-France	Paris (75)	Hauts de Seine (92)	Seine-Saint-Denis (93)
Diesel	14,700	16,100	22,000	19,000	17,300
Essence	8,400	9,900	15,300	10,200	9,400
Hybrides, autres		10,800	≈8,000	≈14,000	≈3,000
Électriques		1,400	250		
Ensemble	12,100	13,095	17,900	14,100	13,300

Tableau 31. Kilométrages annuels réalisés selon les catégories de véhicules, en Île de France, Paris, Hauts-de-Seine, et Seine-Saint-Denis (Données EGT 2010-STIF-OMNIL-DRIEA)

	IFSTTAR 2010	Ile-de-France	Paris (75)	Hauts de Seine (92)	Seine-Saint-Denis (93)
Pre-Euro	4%	4	5	3	5
Euro1	7%	7	7	6	10
Euro2	14%	16	21	15	14
Euro3	34%	31	31	33	34
Euro4	40%	40	36	41	36
Euro5	2,5%	0,7	0,0	1,2	0,2
NR		0,8	0,5	1,3	0,4

Tableau 32. Réglementation pollution - Comparaison des compositions de parcs de voitures particulières en circulation, en Île de France, Paris, Hauts-de-Seine, et Seine-Saint-Denis (Données EGT 2010-STIF-OMNIL-DRIEA)

Lorsque l'on considère les parcs en circulation (parcs roulants) les écarts précédents se trouvent amplifiés par les kilométrages annuels relatifs aux différentes catégories (véhicules diesel et récents roulant plus, cf. Tableau 31). Les contrastes de Diésélisation observés atteignent ainsi 16% (soit 23-32% en relatif, cf. Tableau 30).

Les écarts observés en ce qui concerne les réglementations pollution sont par contre atténués (Tableau 32), ce qui semble devoir traduire des comportements d'utilisation des véhicules (kilométrages annuels) différents selon les zones géographiques.

On notera donc toute la richesse des informations qui peuvent découler de l'analyse fine de l'EGT. Les informations concernant les deux-roues motorisés (et dans une moindre mesure les véhicules utilitaires légers à disposition des ménages) sont également très intéressantes compte tenu de la rareté des connaissances sur ces catégories de véhicules.

Par son caractère « périodique » (toutes les 10 années par exemple) les EGT et EMD ne constitueront pas nécessairement des outils précis de description très fine des parcs automobiles, mais elles devraient permettre d'en identifier les spécificités locales, les contrastes entre zones géographiques, voire même entre les catégories socioprofessionnelles.

On notera de plus, que la connaissance des parcs par zones géographiques fines, et leur combinaison avec les modèles de transports « origine - destination » et de simulation du trafic sur le réseau routier doit permettre d'appréhender des spécificités de trafic selon les itinéraires et axes de circulation (cf. travaux du LET sur Lyon à ce sujet).

Au chapitre suivant, on s'intéressera à une approche d'observation locale de la composition des parcs automobiles, par l'expérimentation vidéo in situ.

3. Description des parcs par observation vidéo in situ

On se propose ici de développer et mettre en œuvre une méthode de caractérisation des parcs automobiles locaux, par observation vidéo in situ. On décrit ci-après les aspects méthodologiques et notamment la sélection des sites d'observation. On établit ensuite un retour d'expérience et le bilan des expérimentations. Le recours au fichier des immatriculations permet ensuite d'identifier les caractéristiques techniques des véhicules qui permettent d'établir la composition du parc observé en les différents lieux. Des éléments de pondération sont ensuite discutés afin de composer par agrégation et pondération des compositions types de parc automobile et in fine un parc Île de France.

3.1. Approche d'observation par vidéo

L'approche retenue dans le cadre de cette étude repose sur l'observation vidéo des véhicules, la capture de l'immatriculation, et le recours au fichier des immatriculations pour recueillir les caractéristiques techniques des véhicules. La composition du parc automobile selon le type, la motorisation et la norme Euro des véhicules peut ensuite être estimée.

3.2. Critères de choix des sites d'observation

Le volume et la composition du trafic varient selon les lieux et la période à plusieurs niveaux : la zone géographique d'origine des véhicules (typiquement le département), car les parcs dépendent a priori des caractéristiques sociodémographiques, le type de voie (spécialisation des voies), l'heure et la saison [Val, 2001]. Ces paramètres sont pris en considération dans les choix des sites d'observations vidéo du parc automobile en région Île-de-France.

3.2.1. La zone géographique

Nous considérerons le département comme une entité géographique permettant de différencier des parcs qui peuvent différer par leur origine, car l'immatriculation du véhicule ne permet guère d'aller plus loin que ce niveau de localisation, sauf à exploiter les adresses des propriétaires (ce qui poserait des difficultés autres). Tous les départements n'ont pas la même activité économique, ni les mêmes infrastructures de transport, ni la même ouverture vers l'extérieur. Les véhicules particuliers sont concernés : leur choix et leur renouvellement dépendent des possibilités économiques de l'acquéreur et du type de trajets effectués. Il est aussi nécessaire de prendre en compte les véhicules étrangers circulant dans la zone d'intérêt, notamment en ce qui concerne le trafic lourd.

Afin d'observer d'éventuelles disparités géographiques, les observations vidéo de plaques d'immatriculation se feront dans trois zones géographiques distinctes : en **Seine-Saint-Denis (93)**, à **Paris (75)** et dans les **Hauts-de-Seine (92)**.

Le choix d'une zone en Seine-Saint-Denis se justifie en raison de l'ancienneté de son parc. En effet, la proportion de voitures de plus de dix ans y atteint 57 %, soit dix points de plus que les autres départements de la Petite Couronne de l'Île-de-France, qui présentent des taux assez homogènes : de 44 % (Hauts-de-Seine) à 48 % (Paris, Val-de-Marne ou Val d'Oise).

En Seine-Saint-Denis, un véhicule sur trois a plus de quinze ans, alors que la moyenne régionale est de un sur quatre. La moitié des véhicules y sont de troisième main, contre 39 % dans la région et un tiers dans les Hauts-de-Seine. Le renouvellement du parc est donc beaucoup plus lent dans ce département qu'ailleurs.

Le choix de la zone parisienne a été fait en raison de sa forte proportion de voitures à propulsion. En effet, le taux de voitures à propulsion (souvent des voitures « sportives ») est deux fois plus élevé à Paris que dans la région (11 % contre 6 %). Enfin, le parc parisien compte 43 % de véhicules de plus de 100 chevaux, contre 36 % en moyenne régionale.

Avec 40 % de véhicules de plus 100 chevaux, les Hauts-de-Seine se distinguent également sur ce type de véhicules. À l'inverse, le parc de Seine-Saint-Denis compte le moins de véhicules puissants (32 %) [Courel, 2010].

Afin d'identifier des parcs contrastés selon leur origine, certains sites d'observation de parcs locaux ont été déterminés à partir de la modélisation du trafic sur l'Île-de-France (modèle MODUS reposant sur les origines-destinations de l'enquête EGT-Enquête Globale Transport de 2001). L'analyse (réalisée par la DRIEA) nous a permis d'identifier des axes à forte proportion de trafic intra-département (taux compris entre 90 et 100 %) avec un trafic significatif (supérieur à 600 VL/h). Un exemple en est donné Figure 4.

Le numéro du tronçon est ensuite relevé, et repéré sur Google Earth de façon à identifier le nom de l'axe routier, car nous ne disposons pas d'une cartographie avec les noms des rues des départements de l'Île-de-France. Ces axes sont en général des voies locales ou secondaires.

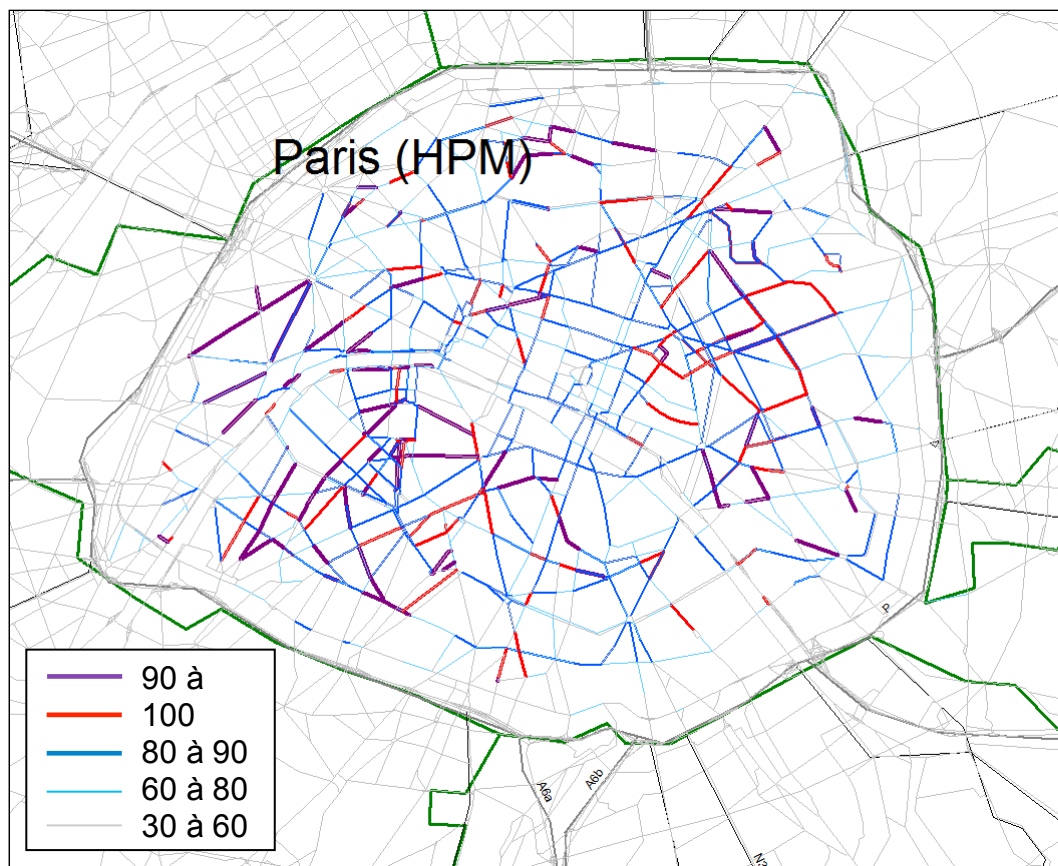


Figure 4. Flux de circulation intra-Paris d'après les données issues de l'EGT 2001 (en %)

3.2.2. La période horaire

Pendant la journée, la composition du parc varie en fonction de l'heure, notamment entre VL et PL, dont les proportions varient entre le jour (6 h – 22 h) et la nuit (22 h – 6 h), avec une plus grosse proportion de gros PL circulant de nuit.

En effet, d'après une étude réalisée par le CETE [DRIEA-CETE, 2011] sur 7 sites (7 stations SIREDO dont 5 sites « vitesse » et 3 sites « poids ») de la région parisienne, les conducteurs de PL > 3,5 t préfèrent éviter les heures de pointe du trafic francilien et circulent donc beaucoup plus entre 9 et 15 h, ou avant 6 h.

3.2.3. Le jour de la semaine

Une distinction doit être faite entre jours ouvrables, hors jours fériés, et jours non ouvrables. En raison des diverses interdictions de circulation, le trafic des PL est réduit le week-end. La répartition des transports en commun sur le réseau varie aussi puisque les utilisations ne sont pas les mêmes en semaine et en week-end. Les transports scolaires et transports de personnels se recensent principalement en semaine, tandis que les transports liés au tourisme prévalent le week-end. Ils diminuent sur les routes nationales le WE, mais augmentent sur les autoroutes.

Les observations vidéos porteront donc à la fois sur des jours ouvrables et des jours non ouvrables. Les types de jours retenus pour effectuer des relevés de plaques minéralogiques sont le mardi et le jeudi, pour les jours ouvrés (le vendredi et le lundi sont potentiellement affectés par les départs et retours de week-end, et le mercredi est moins travaillé), le samedi (activités commerciales) et le dimanche (loisirs et retours de week-end) pour les jours de week-end, tout comme dans le guide méthodologique sur l'observatoire des vitesses en Ile-de-France [DRIEA-CETE, 2011]. Concrètement, seules les périodes suivantes seraient possibles pour notre projet : 18-28 mars, 4-27 avril, 22 mai au 23 juin. En raison des disponibilités des prestataires, seule la dernière période est envisageable.

3.2.4. La période de l'année

Un contraste juillet-août/autres mois est observé selon le type de voies (augmentation particulière du nombre de VL sur autoroutes). De plus, pendant les vacances scolaires, le trafic routier diminue sensiblement en région parisienne. Les observations vidéo se feront donc hors périodes de vacances scolaires [Carslow et al., 2002].

Les deux roues étant plus souvent utilisés lors de la belle saison, l'évaluation du parc des deux roues au printemps peut s'avérer plus représentative. Le mois de mars-avril est retenu car c'est une période en dehors des vacances scolaires et des perturbations liées aux conditions climatiques hivernales ou aux déplacements estivaux. Le mois de septembre pourrait également être utilisé.

3.2.5. Le type de voies

Il existe différentes classifications des voies de circulation routières. L'emprunt de différentes voies (route, autoroute, milieu urbain) dans un itinéraire se fait en fonction du motif de transport.

On distingue déplacement interne correspondant au trajet reliant deux points d'une même zone urbaine (par exemple les trajets intra-départements), l'échange correspondant au trajet partant (ou arrivant) d'une zone pour (ou par) une autre, et le transit par cette zone. Le choix d'un itinéraire et donc d'un type de voies dépendra du « coût de déplacement » lié à chaque itinéraire, et des types de voies disponibles, et de l'organisation du réseau. Certaines voies ne sont pas accessibles aux PL en raison de leurs caractéristiques physiques, et d'autres voies sont peu adaptées à des véhicules peu puissants ou anciens.

Ainsi, la nature de la voie considérée influence la composition du parc. Le choix des sites d'observations vidéo portera donc sur plusieurs types de voies, dont la classification par l'IGN sera retenue (« autoroute », « principale », « régionale », « locale » ou « en construction »). Les voies à observer se portent sur les quatre premiers types.

3.2.6. Autres critères

- Eviter les sections à péage
- Eviter les grands axes de transit afin de rester malgré tout dans une problématique locale, particulièrement en regard des PL (typiquement les axes Nord-Sud-Ouest)
- Il serait souhaitable de disposer de comptages du trafic à proximité des sites retenus, avec différenciation VL/PL (station SIREDO).
- Dans la mesure du possible les sites choisis dans Paris viendront compléter ceux déjà investigués par la Ville de Paris (enquête plaques de 2011).

- Dans une logique d'échantillonnage (des lieux et des véhicules) il n'est pas utile d'observer les 2 sens de circulation, et en cas de nombre de voies important, on ne les instrumentera pas toutes. Par contre il pourrait être utile d'ajouter une caméra entre voies pour les deux-roues sur le périphérique par exemple.
- L'éclairage public n'est pas nécessaire (capteur infrarouge), et les observations sous tunnel sont sans doute possibles.

3.3. Localisation des points de mesure

Compte tenu des objectifs visés, la localisation des points d'observation vidéo (Figure 5 et Tableau 33) a été choisie :

- afin d'appréhender la variabilité spatiale des parcs automobiles. Neuf points d'observation se trouvent au sein de 3 zones d'expérimentation suffisamment contrastées :
 - Le département Seine-Saint-Denis qui inclut aussi la communauté de communes Plaine-Commune (sites 1, 2 et 3)
 - Paris (sites 4, 5 et 6)
 - Le département des Hauts-de-Seine (sites 7, 8 et 9)
- En lien avec les hypothèses et scénarios de ZAPA⁵ Île-de-France, les points d'observation se situent à la fois dans la zone A86 (sites 3 à 9) et en dehors de celle-ci (sites 1 et 2),
- Afin d'appréhender et de caractériser des parcs « locaux », certains points d'observation (2, 4, 5 et 7) sont situés sur des axes de circulation empruntés par les usagers locaux (circulation intradépartementale),
- Afin de caractériser plus globalement l'ensemble des parcs en circulation (provenant des différentes origines), certains points d'observation sont situés sur des axes à plus fort gabarit (site 6), collectant des trafics de l'ensemble de la zone et convergent vers Paris (sites 3 et 9),
- Enfin, les sites se situent sur différents types de voiries urbaines : voirie structurante, mais aussi voies secondaires inter quartiers.

Les observations vidéo réalisées par caméras permettent de stocker les numéros de plaques minéralogiques des véhicules circulant sur une voie considérée. A l'aide des fichiers d'immatriculation, les caractéristiques techniques de chaque véhicule sont récupérées et traitées dans le but de fournir la composition du parc automobile.

Notre méthode implique de reconstruire un parc automobile régional à partir de données ponctuelles. Le choix des lieux et des périodes de mesures est donc déterminant. En effet, le parc automobile dépend de la zone géographique, de la période horaire, du type de jour, de la période annuelle et du type de voie.

3.4. Matériels vidéo

Le relevé des plaques minéralogiques se fait à l'aide de caméras, disposées sur la voie publique par deux prestataires : Technologies Nouvelles et Alycesofreco (Figure 5). Le nombre de caméras disposées par site dépend du matériel utilisé. Les caméras d'Alycesofreco permettent de relever simultanément les plaques sur deux voies à l'aide d'une seule caméra.

Le Tableau 33 récapitule les caractéristiques des sites et le nombre de voies observées.

⁵ ZAPA : Zone d'action prioritaire pour l'air, nom donné en France au dispositif de Low Emission Zone, avant que ce principe de création de ces zones ne soit mis de côté

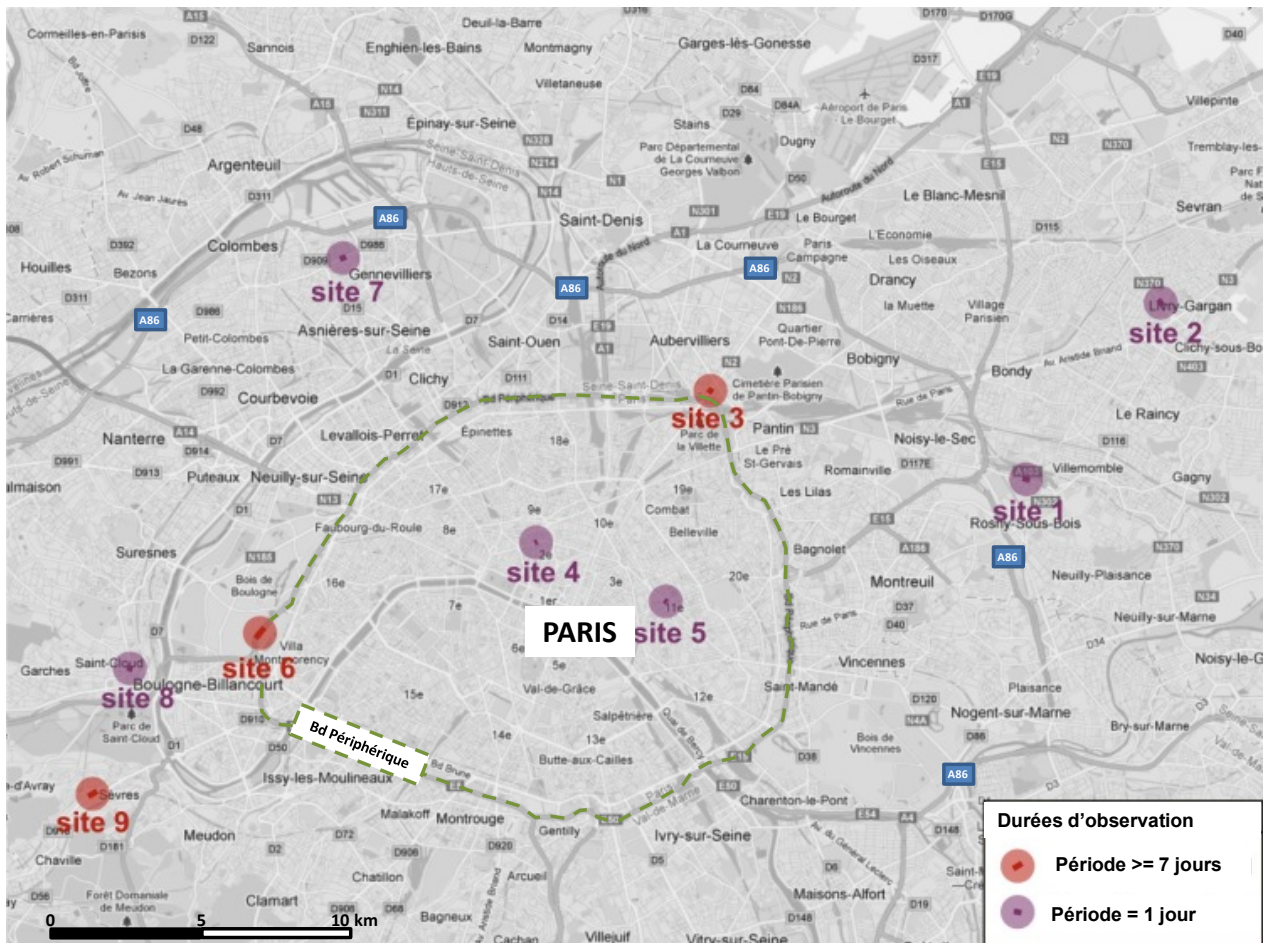


Figure 5. Localisation des points d'observation sur 24 h (en violet par Alycesofreco) et sur 1 semaine (en rouge par Technologies Nouvelles)

Zone 1			Seine-Saint-Denis				Données DRIEA					Données IGN					Coordonnées Google Earth (lat et long.)		Nb de voies observées	durée (j)
Site n°	Zone/type d'axe	nom de l'axe	Tronçon DRIEA n°	caractéristiques	VL/h (HPM)	PL/h (HPM)	nom tronçon	Nbr chaussée	largeur (m)	Nbr de voies	Sens	début d'axe	fin d'axe							
1	93-voie régionale	Bvd Alsace Lorraine (D116) 93064 Rosny-sous-Bois (O-E)	203 202	entre rue Gustave Eiffel et rue P. Hoffmann; 90-100 % circul. Intradép.	596+55	10+1	TRONROUT000000 0230115813	1	12	4	double	48°53'02.38"N 2°29'15.96"E	48°53'03.39"N 2°29'09.25"E	2 (1 cam.)	2x1					
2	93-voie principale, trafic local	Bvd Jean Jaurès (N370) 93046 Livry-Gargan (S-N)	10753	circulation vers NO; 50-70 % circul. Intradép.	1561+690	17+10	TRONROUT000000 0002755164	2	5,5	2	direct (N-O)	48°55'07.96"N 2°31'40.79"E	48°55'10.87"N 2°31'37.97"E	2 (1 cam.)	2x1					
3	93-voie principale	Avenue Jean Jaurès (N2) 93001 Aubervilliers (vers SO)	-	circulation vers Paris	-	-	TRONROUT000000 0002764075	2	9	2	direct	48°54'06.47"N 2°23'24.01"E	48°54'04.52"N 2°23'22.46"E	2	10					
Zone 2			Paris				Données DRIEA					Données IGN					Coordonnées Google Earth (lat et long.)		Nb de voies observées	durée (j)
Site n°	Zone/type d'axe	nom de l'axe	Tronçon DRIEA n°	caractéristiques	VL/h (HPM)	PL/h (HPM)	nom tronçon	Nbr chaussée	largeur (m)	Nbr de voies	Sens	début d'axe	fin d'axe							
4	75-voie locale	Bvd des Italiens 75102 Paris (E-O)	3515	entre rue des Italiens et rue Taitbout; 90-100 % circul. Intradép.	1040+131	12+0	TRONROUT000000 0000185648	1	12	4	double	48°52'17.08"N 2°20'12.21"E	48°52'16.64"N 2°20'09.45"E	2 (1 cam.)	2x1					
5	75-voie régionale	Bvd Voltaire 75111 Paris (S-N)	2821	entre rue Lacharrière et rue du Chemin Vert; 80-90 % circul. Intradép.	1321+394	7+1	TRONROUT000000 0000191884	1	12	4	double	48°51'37.40"N 2°22'32.70"E	48°51'35.44"N 2°22'35.96"E	2 (1 cam.)	2x1					
6	75- voie autoroutière	Bvd Périphérique (int.), tunnel porte d'Auteuil 75116 Paris	-	tunnel, sens S-N après convergence des voies	-	-	TRONROUT000000 0000195776	-	13,5	4	direct	48°51'04.17"N 2°15'08.36"E	48°51'14.94"N 2°15'15.50"E	3	9					
Zone 3			Hauts-de-Seine				Données DRIEA					Données IGN					Coordonnées Google Earth (lat et long.)		Nb de voies observées	durée (j)
Site n°	Zone/type d'axe	nom de l'axe	Tronçon DRIEA n°	caractéristiques	VL/h (HPM)	PL/h (HPM)	nom tronçon	Nbr chaussée	largeur (m)	Nbr de voies	Sens	début d'axe	fin d'axe							
7	92-voie principale, trafic local	Av de la Redoute (D986) 92004 Asnières (E-O)	5231	entre rue sœur Valérie et rue Charles Linné; 90-100 % circul. Intradép.	545+268	31+38	TRONROUT000000 0000511247	1	12	4	double	48°55'41.29"N 2°16'37.98"E	48°55'43.40"N 2°16'44.92"E	2 (1 cam.)	2x1					
8	92-voie principale	Bvd de la République (D985) 92064 Saint-Cloud (N-S)	5958	entre sentier du Clos et rue Alexandre Coutureau; 60-80 % circul. Intradép.	996+784	20+29	TRONROUT000000 0000529010	1	12	2	double	48°50'44.80"N 2°12'49.06"E	48°50'48.33"N 2°12'50.99"E	1	2x1					
9	92-voie principale	Grande Rue (D910) 92072 Sèvres (vers NE)	-	entre escalier Albert Glatigny et rue du Parc Cheviron	-	-	TRONROUT000000 0000535532	1	7	2	double	48°49'18.18"N 2°12'17.08"E	48°49'16.80"N 2°12'10.17"E	1	7					

Tableau 33. Caractéristiques des 9 sites d'observation retenus pour l'étude

3.4.1. Le positionnement de la caméra

La qualité des résultats de l'observation des plaques par système vidéo dépend des conditions d'observation : qualité de la caméra, positionnement et conditions climatiques. Il existe en effet un phénomène de **masquage**. Les ombres des véhicules peuvent entraver la distinction correcte de deux véhicules très proches et la précision de la mesure.

La **luminosité** varie au cours de la journée et en fonction de la météo, ainsi le soleil rasant (à l'aube et au crépuscule) peut éblouir les caméras et faire des reflets gênants sur les plaques. Pour réaliser des observations de nuit, la caméra doit être équipée d'une détection à IR.

Les **vibrations** dues au vent et au passage des véhicules peut également perturber la reconnaissance des plaques et ce d'autant plus si la caméra est placée en haut d'un mât.

3.4.2. Le comptage

En raison du trafic étranger, notamment pour les PL, il semble nécessaire d'utiliser un dispositif de comptage permettant indépendamment de la qualité de la lecture des plaques, de connaître le nombre total de véhicules passant au point de mesure et de différencier les VP et les PL. Le dispositif de comptage permet aussi d'évaluer le taux de plaques non lues par la caméra en raison du phénomène de masquage éventuel sur les axes observés.

En IdF, il existe plusieurs réseaux de recueil de données de circulation (comptage, vitesse moyenne, taux de saturation des voies, et parfois classe du véhicule):

- Les stations de recueil de données de trafic SIREDO (Système Informatique de REcueil de DONnées) : Ces stations (une centaine en IdF) sont réparties sur les routes nationales et autoroutes non concédées. Chaque station est localisée sur un axe routier par son PR (point de repère). La présence de deux boucles électromagnétiques sur la voie permet de recueillir la vitesse (10 classes) et la longueur (4 classes : 0-6 m correspondant aux VL ; les PL correspondent aux autres classes : 6-7 ; 7-9 ; 9-25,5 m) des véhicules pour deux sens de circulation. Les données sont agrégées en horaire et journalier. Les erreurs maximales constatées sur toutes les stations sont inférieures aux prescriptions du guide technique du SETRA et sont les suivantes : 4 % en comptage, 10 % en longueur, 3 % en vitesse.
- Les stations de recueil de données SIRIUS

3.4.3. Caméras de Technologies Nouvelles

Le dispositif d'observation de Technologies Nouvelles, fourni par la société AFS2R, se compose d'un capteur permettant des relevés de jour comme de nuit (capteur infrarouge), d'une caisse contenant une batterie offrant une autonomie d'environ 60 heures (changée toutes les 55 à 65 heures par le prestataire), ainsi qu'une carte SD pour le stockage des données. Ce dispositif permet l'observation de tous les véhicules sauf les deux roues (format de plaque différent).



Figure 6. Caméra Technologies Nouvelles

Les caméras ont été embarquées dans un véhicule, placé en bordure de voie pour les sites 3 (Figure 7) et 9 (Figure 8), et en hauteur (au-dessus d'un pont) pour le site 6 (Figure 9).



Figure 7. Positionnement des caméras embarquées sur le site 3



Figure 8. Positionnement de la caméra embarquée sur le site 9

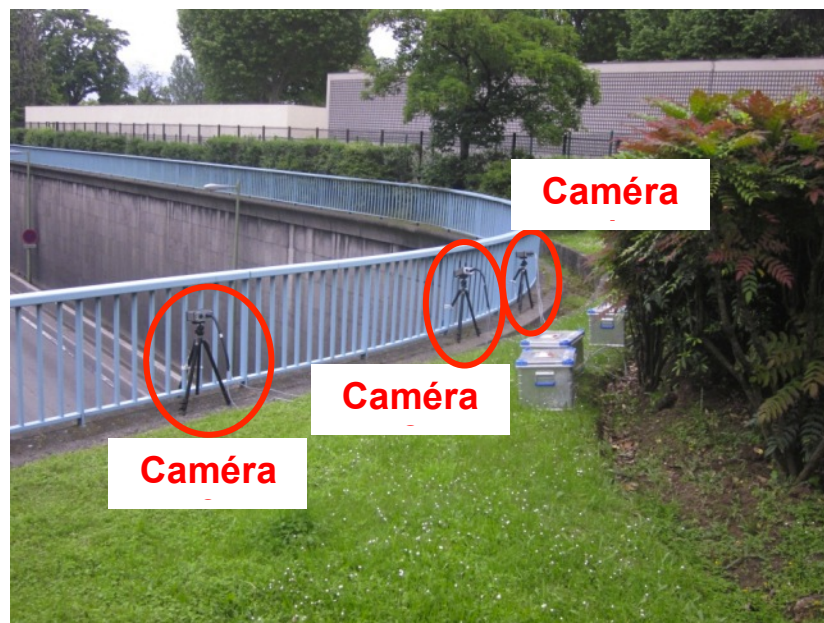


Figure 9. Positionnement des caméras en surplomb du site 6

Technologies Nouvelles s'occupe des démarches auprès des gestionnaires de voirie et fournit un fichier tabulé (Excel) des plaques. Plus d'informations sur la localisation des caméras figurent en annexe 1.

3.4.4. Caméras d'Alycesofreco

Les caméras utilisées par Alycesofreco sont les ICAR-CAM-SPEED (Figure 10). Ce ne sont pas celles envisagées au niveau de l'offre technique et financière pour laquelle nous avons passé commande (en raison d'un retard de fabrication de leur matériel). Celles initialement prévues auraient permis d'évaluer la vitesse des véhicules et d'identifier la silhouette.



Figure 10. Caméra ICAR-CAM-SPEED (Macq traffic&automation)

Elles permettent de capturer les images des plaques des véhicules de 3 à 30 m par un système infrarouge, associé à un processeur (central processing unit) et une interface. La vitesse est relevée, en revanche, la silhouette du véhicule n'est pas disponible (contrairement à la commande, le matériel n'étant pas disponible). Plus de détails techniques sont disponibles en annexe 2.

Toutes des caméras d'Alycesofreco (sites 1, 2, 4, 5, 7 et 8) ont été fixées sur l'éclairage public (plus d'informations en annexe 1).

3.5. Résultats des observations

3.5.1. Bilan des périodes d'observation et données recueillies

Le Tableau 34 récapitule les périodes d'observation sur chaque site. Les durées d'une semaine n'ont pas été respectées par le prestataire des sites 3-6-9 (Technologies Nouvelles). En effet, le matériel vidéo n'ayant pas fonctionné durant certaines plages horaires (aléatoires) pendant les semaines d'observation, la durée d'expérimentation a été prolongée jusqu'à dix jours. Les créneaux de dysfonctionnement du matériel sont clairement visibles de la Figure 14 à la Figure 21.

Sites d'observation	Nom simplifié	Dates d'observation	Nb de plaques enregistrées	Nb de plaques après suppression des doublons
Site 1 : Bvd Alsace Lorraine (D116) 93064 Rosny-sous-Bois (sens Ouest-Est)	1- Bd Alsace-Lorraine, Rosny, 93	Mardi 11/06/2013 et jeudi 13/06/2013	12 505	10 836
Site 2 : Bvd Jean Jaurès (N370) 93046 Livry-Gargan (sens Sud-Nord)	2- Bd J.Jaurès, Livry, 93	Mardi 11/06/2013 et jeudi 13/06/2013	14 586	11 500
Site 3 : Avenue Jean Jaurès, 93001 Aubervilliers (vers Paris)	3- Av J.Jaurès, Aubervilliers, 93	Du mardi 18/06/2013 au jeudi 27/06/2013 (10 j) Cam. 1 file de droite Cam. 2 file de gauche	101 719	66 806
Site 4 : Bvd des Italiens 75102 Paris (sens Est-Ouest)	4- Bd Italiens, 75	Mardi 18/06/2013 et jeudi 20/06/2013 (pb de vandalisme)	5 580	4 658
Site 5 : Bvd Voltaire 75111 Paris (sens Sud-Nord)	5- Bd Voltaire, 75	Mardi 18/06/2013 et jeudi 20/06/2013	12 362	11 020
Site 6 : Boulevard Périphérique à hauteur de porte d'Auteuil (direction Nord-Est)	6- Bd Périph, Pte Auteuil	Du mercredi 22 mai au jeudi 30 mai 2013 (9j) Cam. 1 file de droite Cam. 2 2 ^{ème} file en partant de droite Cam. 3 3 ^{ème} file en partant de la droite	384 663	278 657
Site 7 : Av de la Redoute (D986) 92004 Asnières (sens Est-Ouest)	7- Av Redoute, Asnières, 92	Mardi 18/06/2013 et jeudi 20/06/2013	10 429	9 020
Site 8 : Bvd de la République (D985) 92064 Saint-Cloud (sens Nord-Sud)	8- Bd République, St-Cloud, 92	Mardi 18/06/2013 et jeudi 20/06/2013 (pb de relevé de plaques)	12 935 (dont 2290 inutilisables)	8 686
Site 9 : Grande-Rue, 92072-Sèvres (direction NE)	9- Gde-Rue, Sèvres, 92	du lundi 3 au dimanche 9 juin 2013 Cam. 1 file unique	42 419	22 615
Total des 9 sites		12 caméras	597 198	

Tableau 34. Nombre de plaques relevées par site d'observation

3.5.2. Dysfonctionnements, problèmes rencontrés

Des actes de vandalisme ont été notifiés par Alycesofreco sur le site 4 (Paris-Italiens) du mardi 18/06 de 22h à jeudi 20/06 à 11h, jeudi 20/06 à partir de 22h. Pour autant, il apparaît qu'à ces périodes, des plaques ont tout de même été relevées. Selon les explications du prestataire, *le câble qui relie la caméra à l'alimentation* a été sectionné malgré son renforcement. Le système de secours à l'intérieur de la machine a pris le relais mais visiblement de manière instable (la machine ne faisait que redémarrer). La caméra a ainsi pu prendre des plaques par intermittence. En revanche, il n'y a pas d'explication concernant le problème d'identification de 2 293 plaques sur le site 8 (notées « X »).

Dans les chiffres de ce tableau, *certaines plaques ont été vues sur plusieurs sites* pendant les jours d'observation.

Les figures suivantes (Figure 11 à Figure 21) représentent le nombre de plaques relevées par site par tranche horaire, sur l'ensemble de la durée des observations (2 x 24 h ou semaine). Ce nombre contient les doublons, les plaques non identifiées correctement et les périodes de dysfonctionnement.

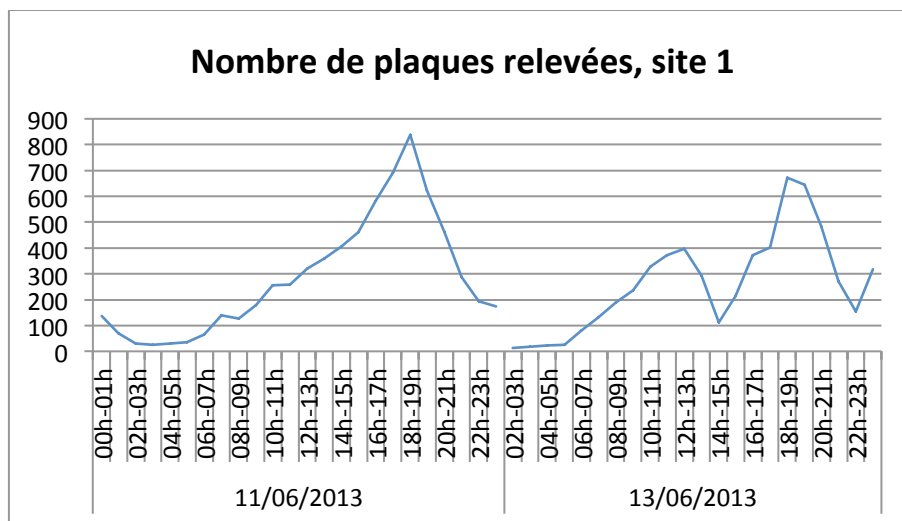


Figure 11. Site 1

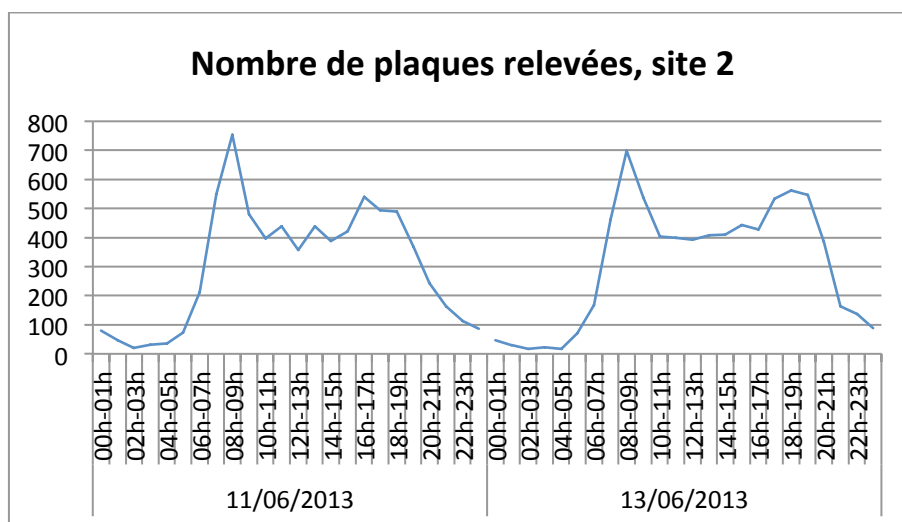


Figure 12. Site 2

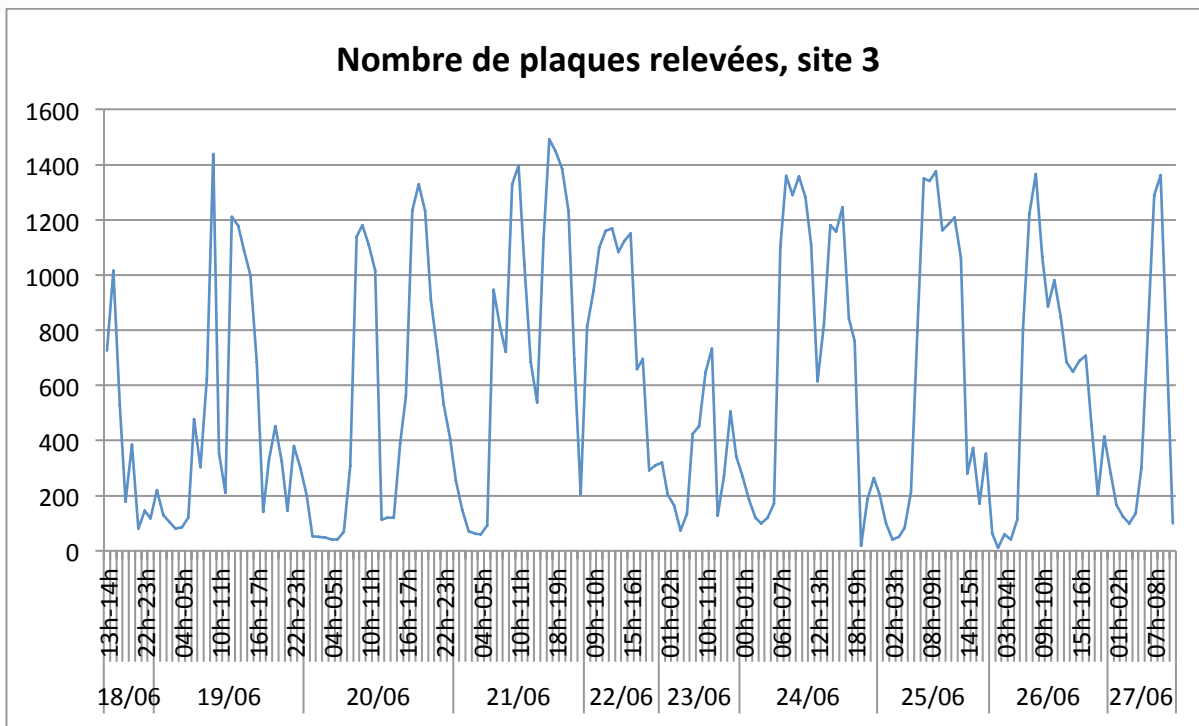


Figure 13. Site 3 (somme des observations des 2 caméras)

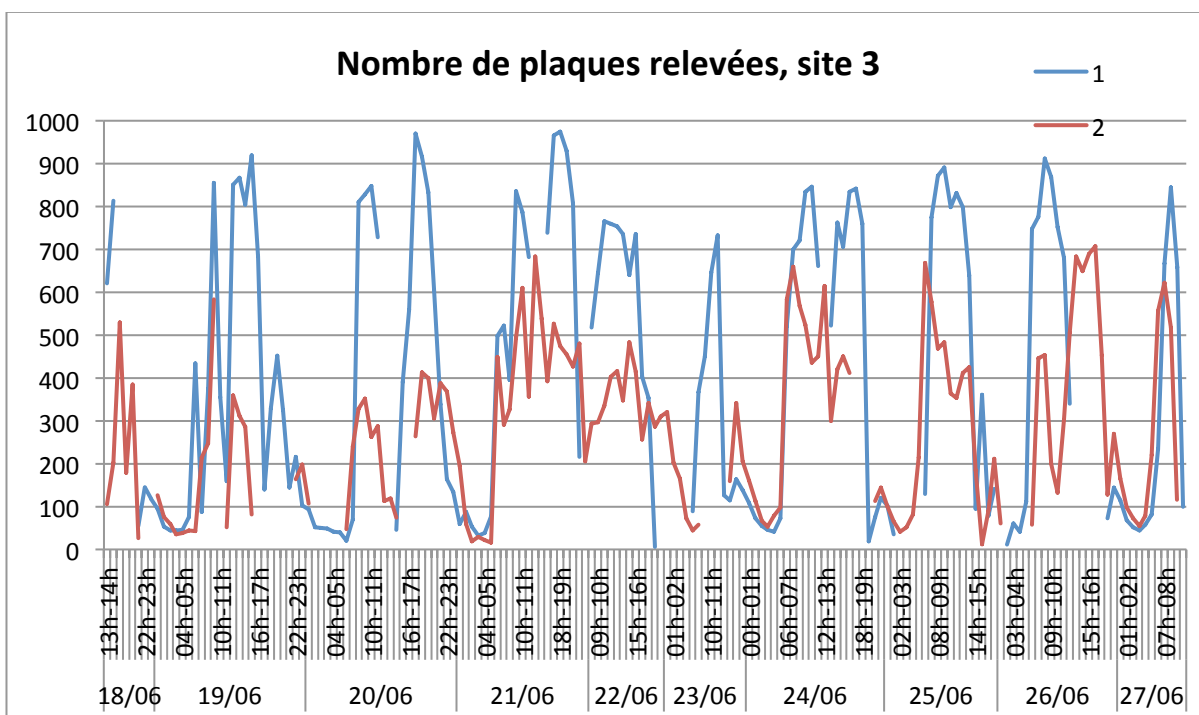


Figure 14. Site 3 (caméras 1 et 2)

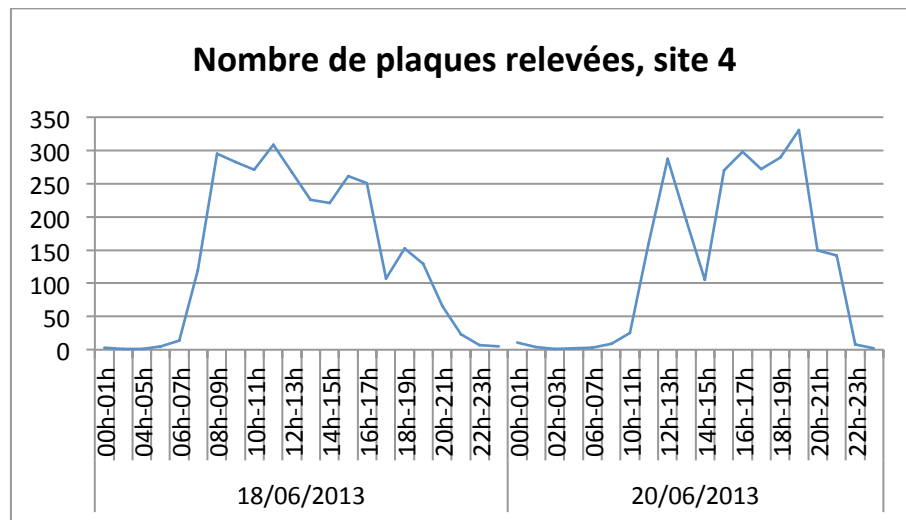


Figure 15. Site 4 (site vandalisé)

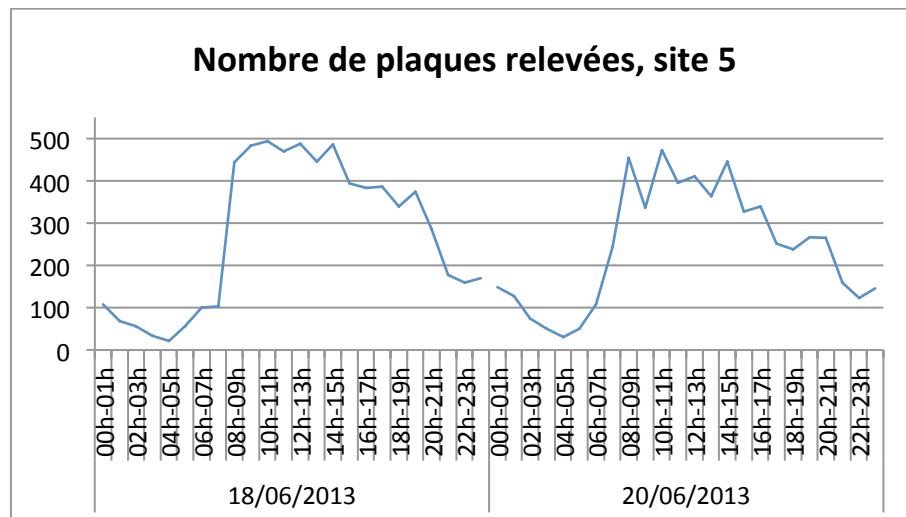


Figure 16. Site 5

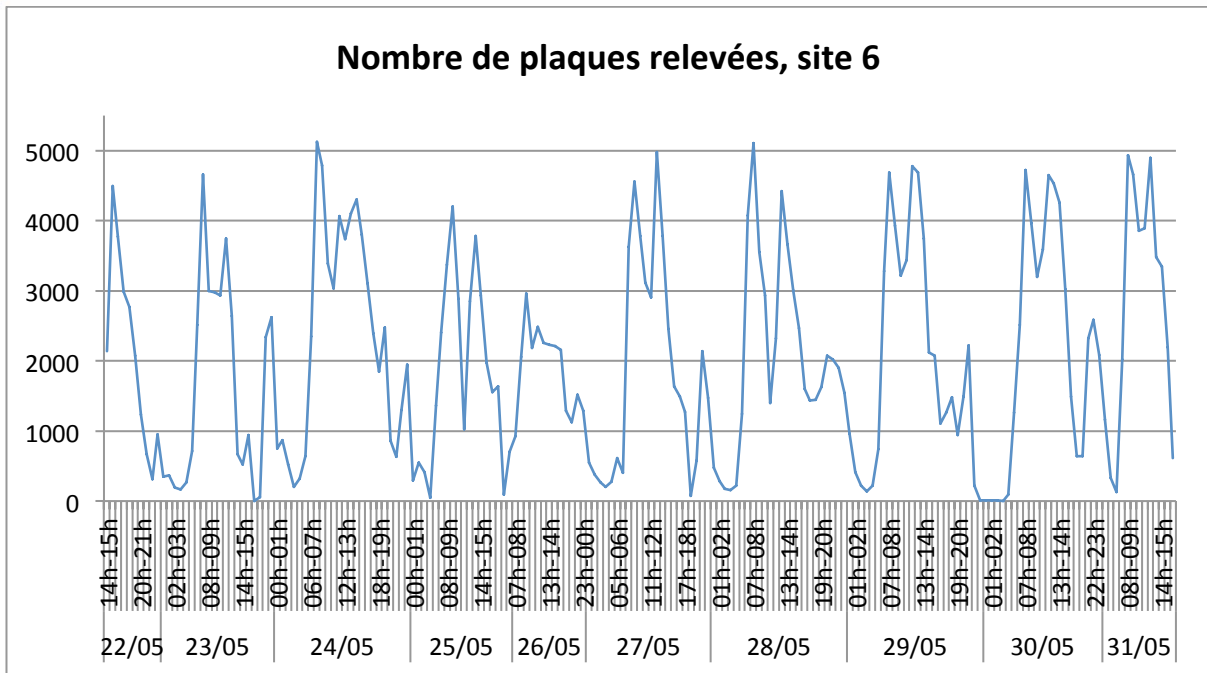


Figure 17. Site 6 (somme des 3 caméras)

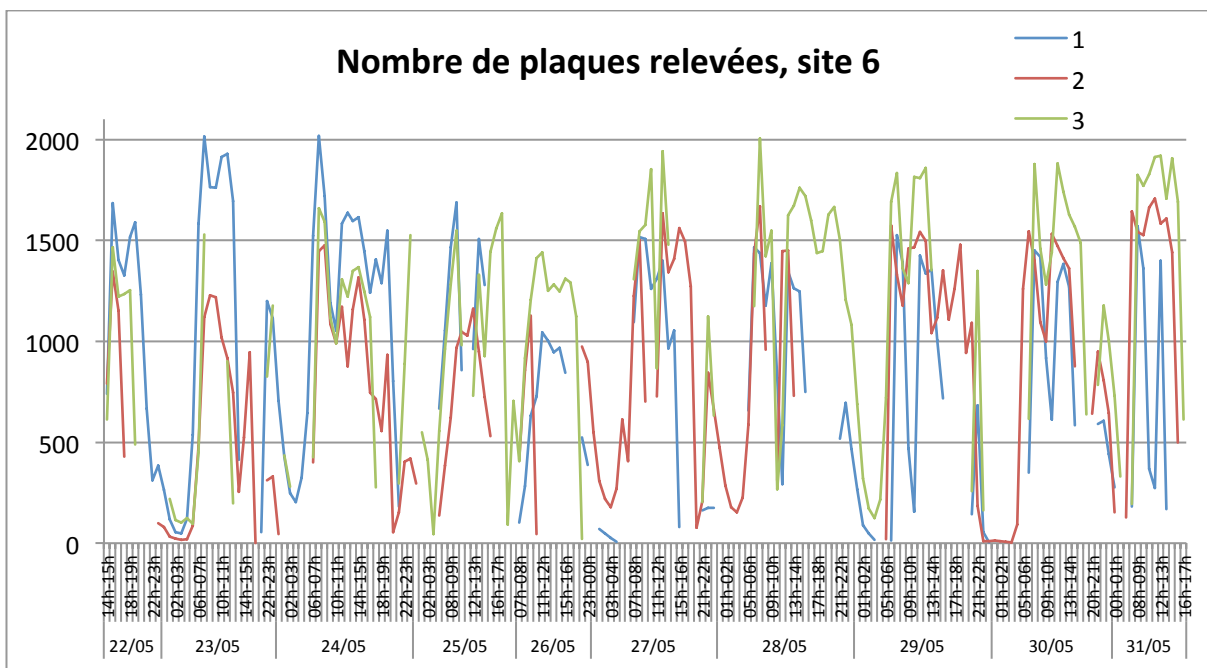


Figure 18. Site 6 caméras 1, 2 et 3

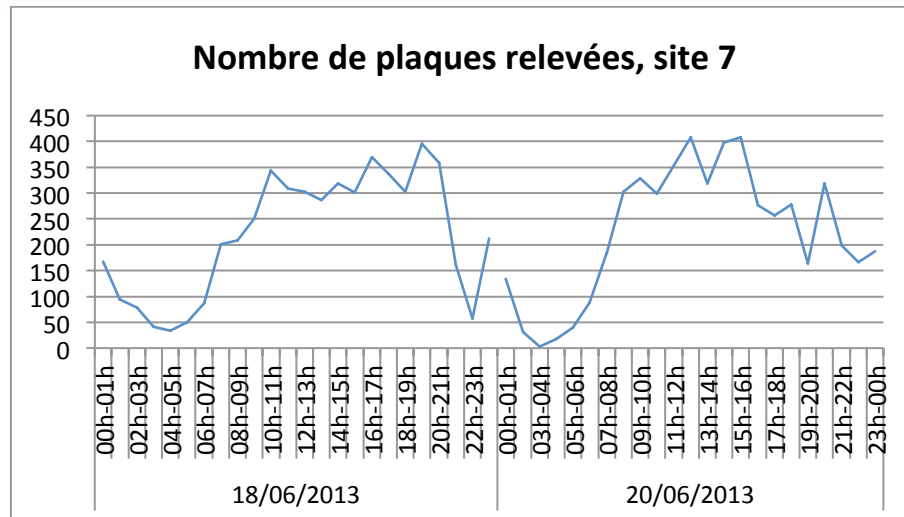


Figure 19. Site 7

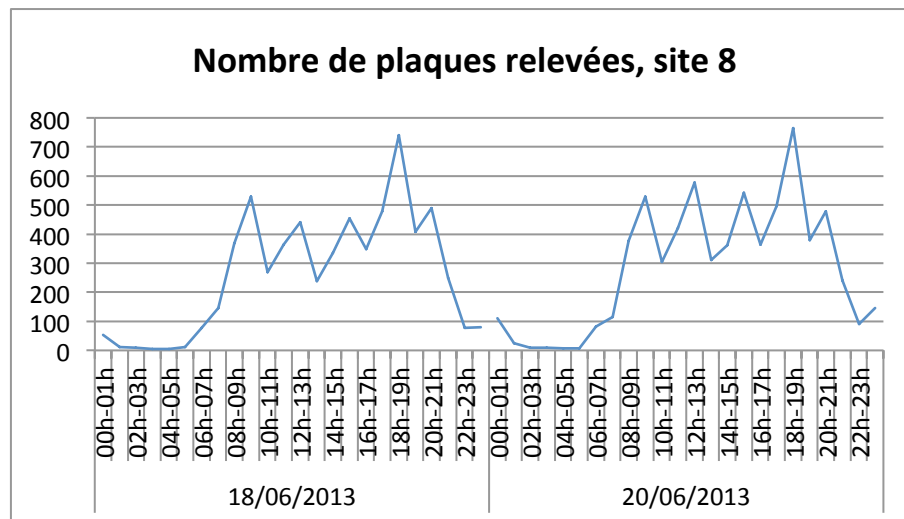


Figure 20. Site 8

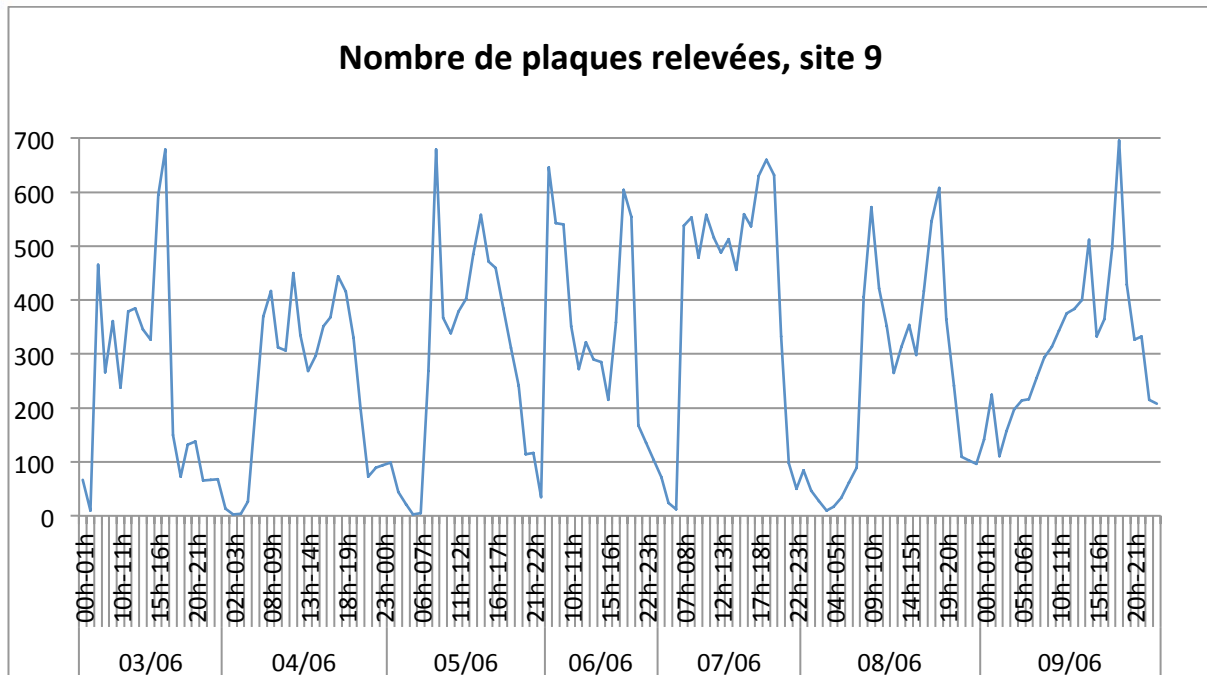


Figure 21. Plaques site 9

La Direction de la Voirie et des Déplacements (DVD) de la Ville de Paris nous a fourni les données de comptage de boucles électromagnétiques (station SIRIUS) pour le périphérique intérieur à hauteur de la porte d'Auteuil pendant la période du 22/06/2013 au 31/06/2013.

La Figure 22 représente le flux total de véhicules (comptage par boucles électromagnétiques) sur le périphérique (site 6) dans le même sens (périphérique intérieur) que les observations vidéo réalisées sur un peu plus d'une semaine par Technologies Nouvelles. Le nombre de plaques relevées par observation vidéo est très faible par rapport au nombre total de véhicules qui sont passés sur les voies.

Si on considère que le flux est homogène sur les 4 voies de circulation, on estime le nombre de véhicules passés sur les 3 voies filmées, pendant toute la durée des observations, à : $\frac{3}{4} \times 1\,058\,093 = 793\,570$ véhicules. Or les caméras nous ont fourni seulement 384 897 enregistrements de plaques (doublons compris). **Une estimation grossière du taux d'échantillonnage des caméras est donc de 50 %.**

On peut estimer un peu plus précisément le nombre de véhicules passés sur les voies filmées par nos caméras (Figure 23), car la DVD nous a fourni les données par voie. On obtient un total de 228 287 véhicules comptés par la DVD entre le 22/05/2013 à 14h36 et le 25/05/2013 à 1h24, pour un nombre d'enregistrements de 110 551 plaques. Ce qui fait un rapport de 48 %. La différence est plus importante en période de pointe, probablement en raison d'un effet de masquage. Cependant, le bon fonctionnement du matériel vidéo est également à remettre en cause car il manque de grandes plages de données pendant la période d'observation (Figure 24 à Figure 26), qui ne sont pas dues à une circulation dense.

Ce même problème est également observé sur les sites 3 (Figure 27 et Figure 28) et 9 (Figure 29). Un seul incident a été noté par le prestataire, il s'agit d'un carton retrouvé apposé sur une vitre de la voiture abritant la caméra du site 9 le 05/06/2013 à 6h54. Pour toutes les autres périodes, les causes de non enregistrement des plaques sont inconnues.

3.5.3. Comparaison des approches et conclusion

Globalement, les 2 techniques employées ne se distinguent pas particulièrement quant à leurs performances techniques annoncées, et comme on l'a vu, les 2 techniques se sont heurtées à des problèmes techniques. La principale différence concerne l' « approche terrain » :

- dans un cas (matériel de Technologies Nouvelles), nous avons un système relativement mobile, sur pied ou dans un véhicule, avec des risques accrus de dégradation ou d'obstruction ; ce système est confronté par ailleurs à un problème d'autonomie si l'on souhaite des observations de longue durée ;
- dans l'autre cas (matériel ICAR-CAM-SPEED mis en œuvre par AlyceSofreco), nous avons une approche plus sûre sur mât ou poteau d'éclairage ou de signalisation, mais nécessitant une mise en œuvre sur l'infrastructure, et qui peut également être l'objet de vandalisme (câble d'alimentation).

De plus, on doit tenir compte du fait que l'approche d'observation par vidéo peut être défaillante selon les conditions de luminosité, et surtout si le trafic est trop dense, les véhicules se masquant alors les uns les autres.

Néanmoins, malgré un taux de recueil / identification qui est probablement autour de 50%, l'approche vidéo permet un échantillonnage très conséquent du trafic et constitue un moyen d'observation précis quant à la caractérisation technique des véhicules, et sans équivalent pour cet objectif.

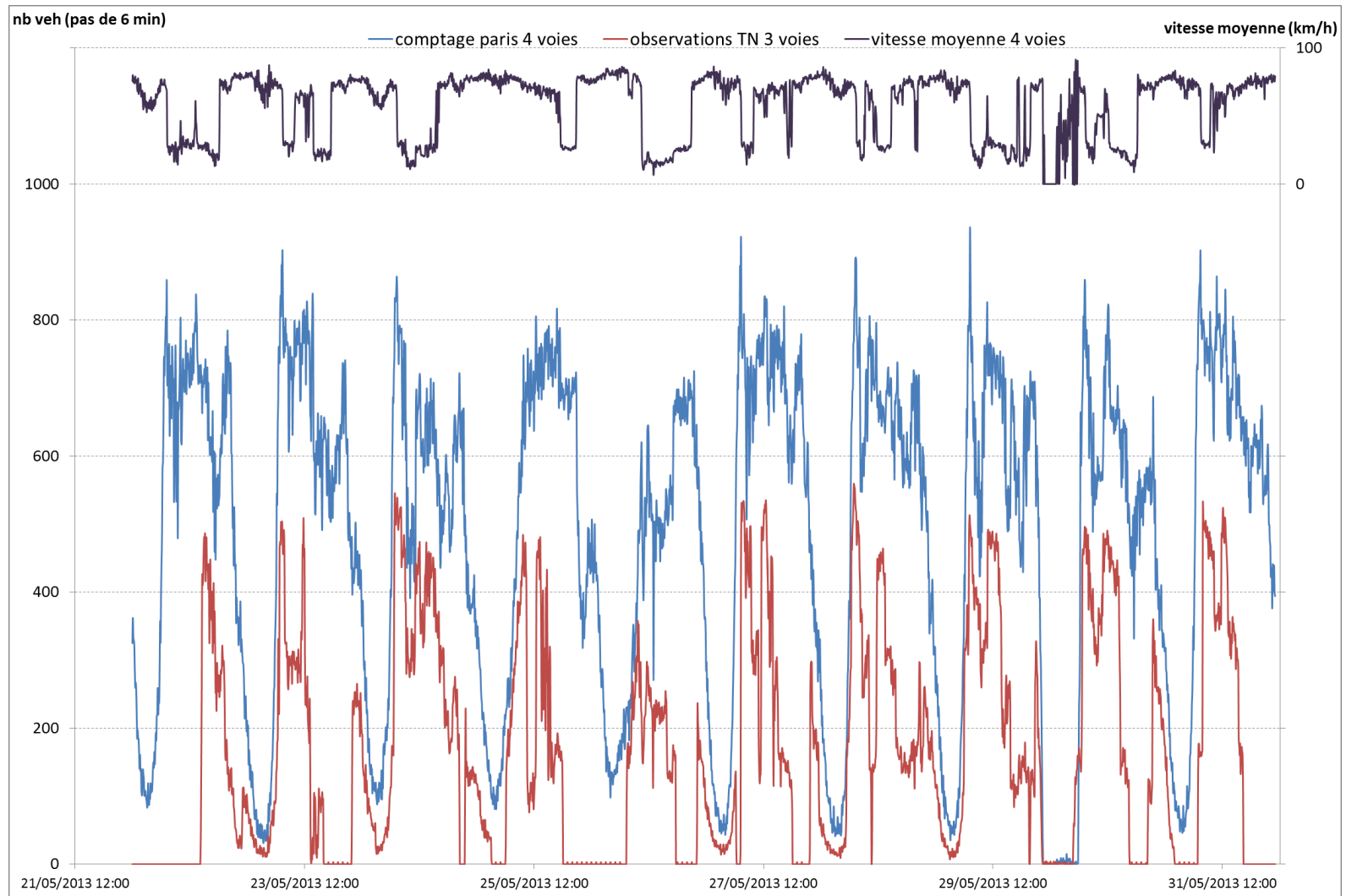


Figure 22. Comparaison entre le nombre total de véhicules comptés (sur les 4 voies du périphérique intérieur, site 6) par la DVD et le nombre total de plaques relevées par le système d'enregistrement vidéo de Technologies Nouvelles (sur 3 voies).

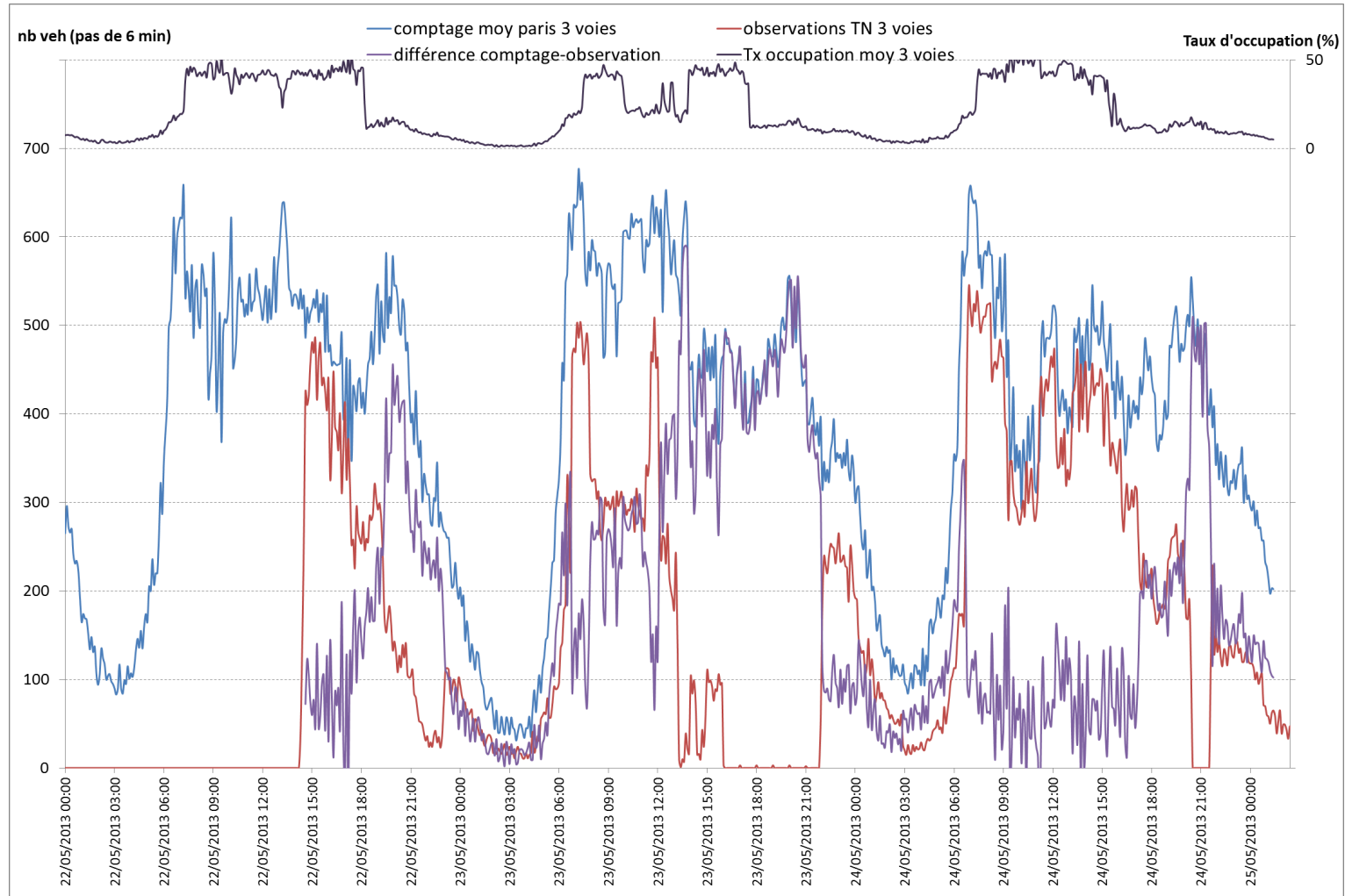


Figure 23. Comparaison entre le nombre total de véhicules comptés sur 3 voies du périphérique intérieur (site 6) par la DVD et le nombre total de plaques relevées par le système d'enregistrement vidéo de Technologies Nouvelles sur ces mêmes voies.

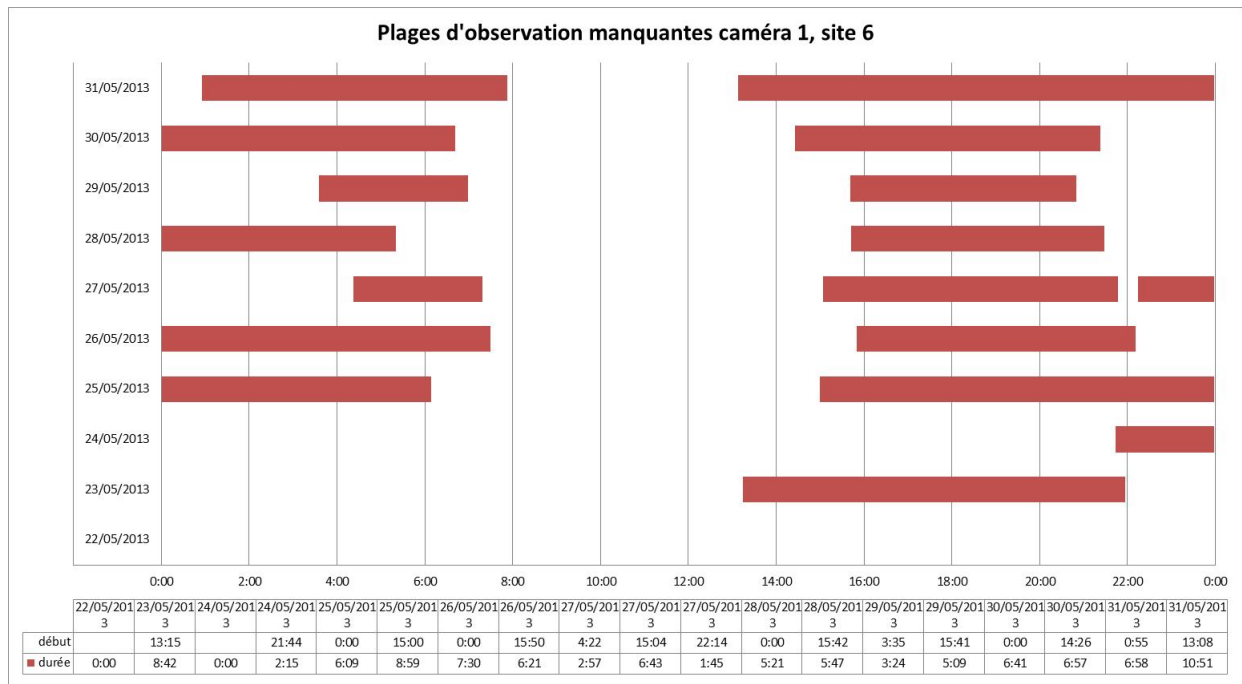


Figure 24. Plages horaires sans observation vidéo site 6, caméra 1

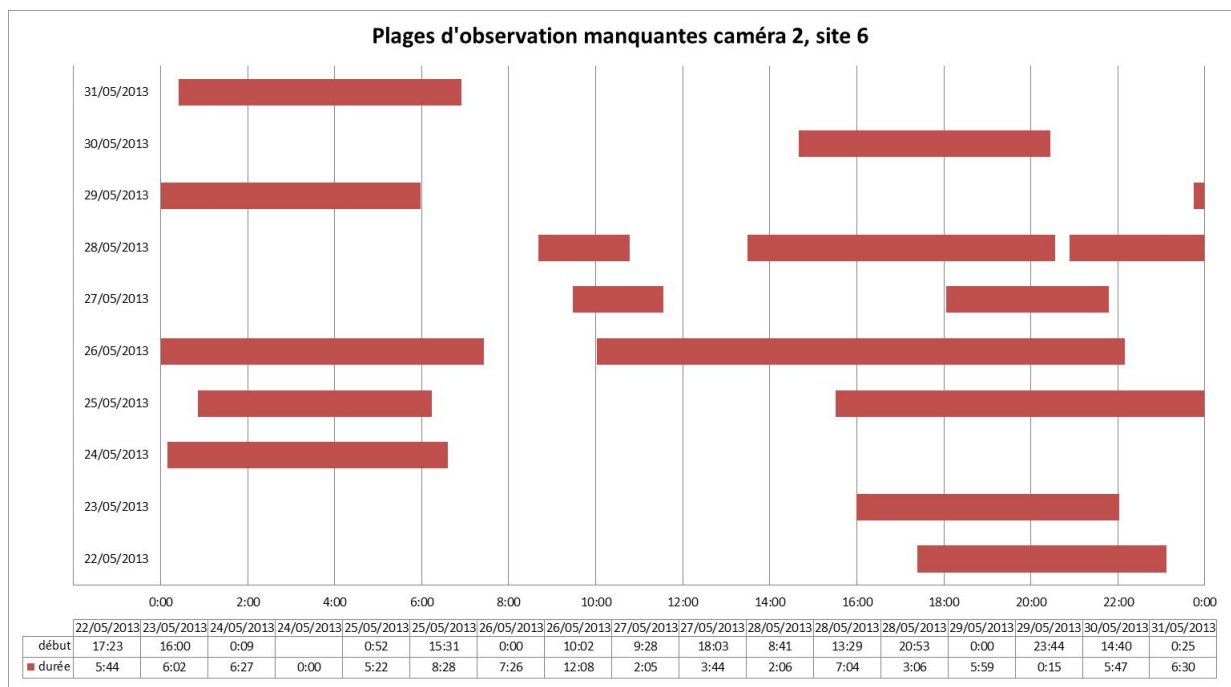


Figure 25. Plages horaires sans observation vidéo site 6, caméra 2

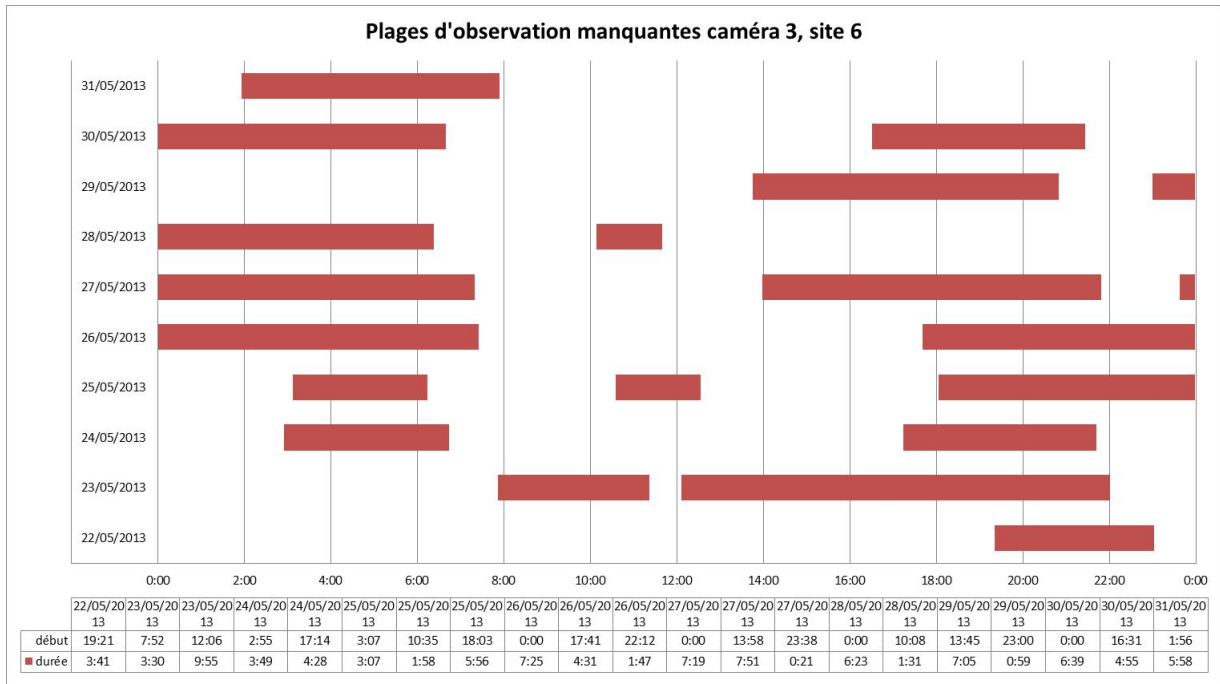


Figure 26. Plages horaires sans observation vidéo site 6, caméra 3

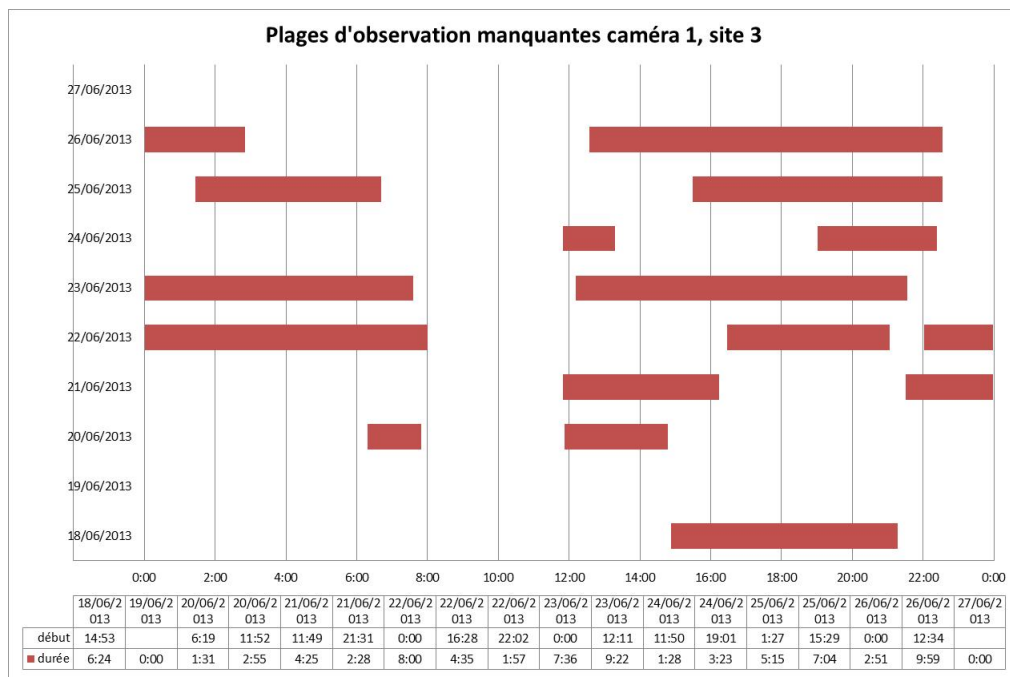


Figure 27. Plages horaires sans observation vidéo site 3, caméra 1

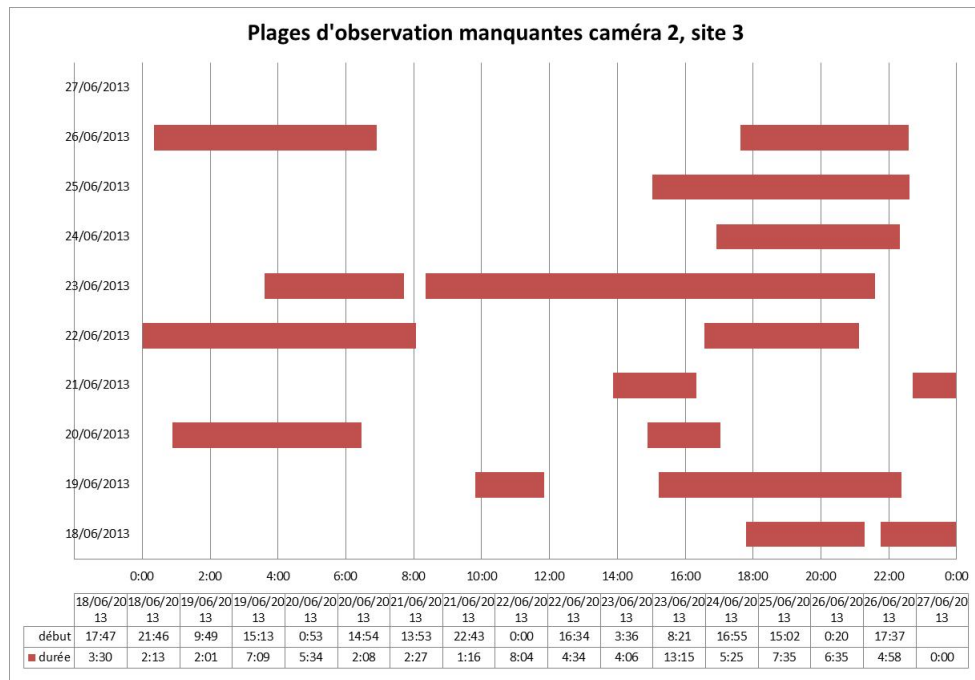


Figure 28. Plages horaires sans observation vidéo site 3, caméra 2

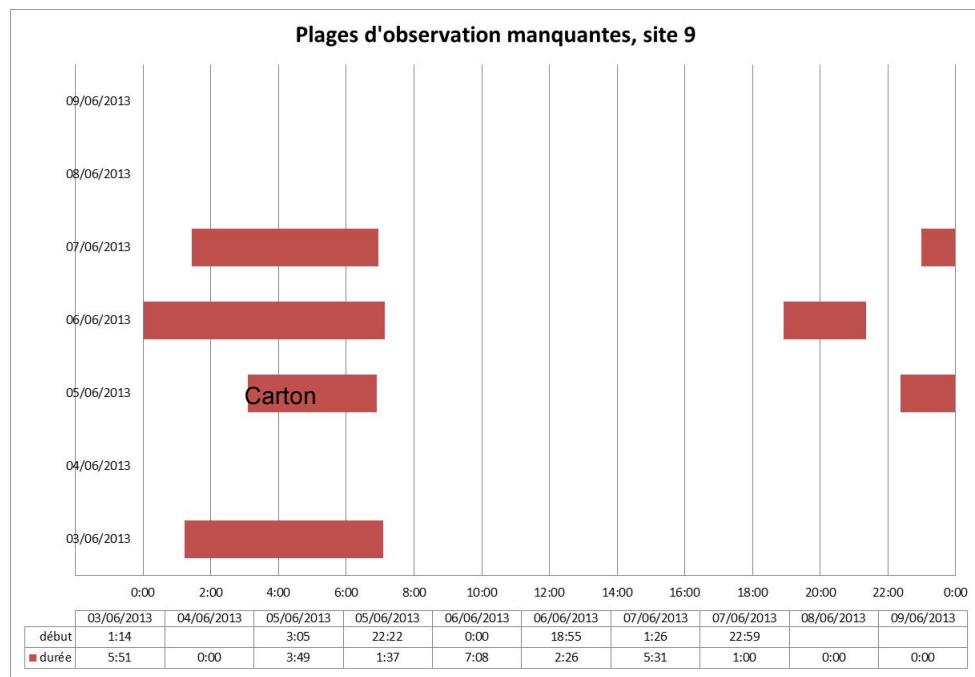


Figure 29. Plages horaires sans observation vidéo site 9

3.6. Classement des immatriculations

La gestion des données a été effectuée avec le logiciel de gestion de base de données Access. Les données d'observations contiennent le numéro de plaque, le site et la caméra d'observation, la date et l'heure (à la seconde près) de prise de vue, et la vitesse (km/h) du véhicule observé sur certains sites.

3.6.1. Récupération des caractéristiques des véhicules

Les observations vidéo sont récupérées sous format Excel auprès des prestataires. Une sélection des numéros de plaques permet d'éliminer les doublons. Les numéros de plaques ainsi obtenus sont envoyés à l'Association Auxiliaire de l'Automobile (AAA), qui assure la gestion matérielle du Fichier Central des Automobiles (FCA), placée sous la responsabilité du Ministère des Transports.

Dans ce fichier sont inscrits tous les véhicules pour lesquels une demande de certificat d'immatriculation (Carte grise) a été effectuée, et par conséquent l'identité des personnes morales et physiques propriétaires ou, certaines catégories de locataires (crédit bail, location longue durée, ...) d'un véhicule et ayant effectué une demande de carte grise.

Le FCA contient des informations recueillies lors de la délivrance, de la modification ou de la suppression du certificat d'immatriculation. Les informations sur les véhicules sont les suivantes : le numéro d'immatriculation, la date d'établissement de la carte grise, la date de première mise en circulation, le genre de véhicule, la marque, le type, le numéro dans la série du type, la carrosserie, la source d'énergie, la puissance administrative, le nombre de places assises, le poids total autorisé en charge, le poids à vide, le poids total roulant autorisé, le numéro et la date de la précédente immatriculation, les dimensions du véhicule, le niveau sonore de référence, le régime de rotation du moteur lui correspondant ; ainsi que des informations techniques complémentaires.

Les informations sur le propriétaire titulaire du certificat d'immatriculation et certaines catégories de locataires sont les suivantes : le nom et prénom, date de naissance, sexe ou raison sociale pour les entreprises ; le domicile ; la catégorie socio-professionnelle (en douze catégories) ou numéro de Siren pour les entreprises. Il est aussi fait mention du code APE pour les entreprises. Ces informations sont conservées jusqu'à destruction des véhicules concernés lorsqu'elle est connue.

Le fichier envoyé à l'AAA contenait 406482 immatriculations, et 376176 immatriculations ont été retrouvées, soit 92.5% d'entre elles. Seules les informations techniques des véhicules nous sont renseignées, les informations relevant de l'identité des propriétaires ne nous sont pas fournies.

Nous ne reviendrons pas ici sur les difficultés techniques et problèmes rencontrés lors de l'identification des véhicules et qui ont été discutés en détail dans (André et al. 2014). Ces difficultés peuvent être récapitulées comme suit : 1- plaque vue plusieurs fois dans un intervalle de temps très court, 2- plaque conduisant à identifier un véhicule d'une catégorie qui ne pouvait pas être observée (2-roues ou remorque de camion, si prise de vue par l'avant), 3- aberrations diverses (engins agricole, etc.). Ces problèmes ne trouvent pas toujours d'explication satisfaisante, mais ne représentent qu'une très faible proportion des observations, et constituent en conséquence un indicateur de la fiabilité des observations.

3.6.2. Elaboration de la composition des parcs

A partir des données d'immatriculation obtenues via l'AAA, on peut associer à chaque immatriculation retrouvée une catégorie de véhicule, une motorisation, un segment de taille et une norme EURO à partir des informations suivantes :

Pour la catégorie de véhicule (voitures particulières, poids lourds, véhicules utilitaires légers, bus, cars, cyclomoteurs et motocyclettes), le classement repose sur l'information « GENRE_V » :

- VP pour les voitures particulières
- CAM pour les PL et les VUL, selon le poids
- TCP pour les bus et les cars

- CL pour les cyclomoteurs, et MTL, MTT1, MTT2, TM et QM pour les motocyclettes

En ce qui concerne la motorisation (essence, Diesel, etc.), les segments de « taille » (cylindrée des véhicules légers, type de VUL ou poids pour les véhicules lourds) et les catégories réglementaires EURO, les informations utiles sont :

- Le type de carburant (ENERGIE)
- La cylindrée (CYLINDREE) pour les véhicules légers
- Le PTAC pour les VUL et les véhicules lourds
- L'année de construction du véhicule (à défaut, on prend la date de première mise en circulation DATE_1^{er}_CIR)

3.6.2.1. Classement des voitures particulières, VP Diesel ou Essence

Le classement des VP s'est fait selon la cylindrée (< 1,4l, 1,4-2,0l, > 2,0l) et selon les critères indiqués Tableau 35.

VP Diesel			VP Essence		
Condition date 1 ^{ère} mise en circulation	Année mise en service de la norme	Nom de la réglementation	Condition date 1 ^{ère} mise en circulation	Année mise en service de la norme	Nom de la réglementation
<1986	1919	PC-D-<1986	<1973	1919	PC-P-<ECE
			>1973 Et <1976	1973	PC-P-ECE-15'00
			>1976 et < 1986	1976	15'01/02
>1986 et <1993	1986	PC-D-1986-1988	>1986 et <1987	1986	PC-P-ECE-15'03
			>1987 et <1993	1987	PC-P-ECE-15'04
>1993 et <1997	1993	PC-D-Euro-1	>1993 et <1997	1993	PC-P-Euro-1
>1997 et <2001	1997	PC-D-Euro-2	>1997 et <2001	1997	PC-P-Euro-2
>2001 et <2006	2001	PC-D-Euro-3	>2001 et <2006	2001	PC-P-Euro-3
>2006 et <2010	2006	PC-D-Euro-4	>2006 et <2010	2006	PC-P-Euro-4
>2010	2010	PC-D-Euro-5	>2010	2010	PC-P-Euro-5

Tableau 35 : Correspondances entre normes EURO et date de 1^{ère} mise en circulation pour les VP

3.6.2.2. Classement des véhicules utilitaires légers VUL

Les petits véhicules utilitaires sont classés d'une part selon les catégories (M, N1-I, -II et -III) et d'autre part selon les critères indiqués en Tableau 37 (motorisation et réglementation).

Poids	Type de VUL
<1305 kg	M1
	N1-1
1305-1760 kg	N1-2
1760-3860 kg	N1-3

Tableau 36 : Types de VUL

VUL Diesel			VUL Essence		
Condition date 1 ^{ère} mise en circulation	Année mise en service de la norme	Nom de la réglementation	Condition date 1 ^{ère} mise en circulation	Année mise en service de la norme	Nom de la réglementation
<1986	1919	<1986	<1981	1919	<1981
>1986 et <1995	1986	LCV-D-XXIII	>1981 et <1995	1981	>1981
>1995 et <1998	1995	LCV-D-Euro-1	>1995 et <1998	1995	LCV-P-Euro-1
>1998 et <2001	1998	LCV-D-Euro-2	>1998 et <2001	1998	LCV-P-Euro-2
>2001 et <2006	2001	LCV-D-Euro-3	>2001 et <2006	2001	LCV-P-Euro-3
>2006 et <2010	2006	LCV-D-Euro-4	>2006 et <2010	2006	LCV-P-Euro-4
>2010	2010	LCV-D-Euro-5	>2010	2010	LCV-P-Euro-5

Tableau 37 : Correspondances entre normes EURO et date de 1^{ère} mise en circulation pour les VUL

3.6.2.3. Classement des camions / tracteurs routiers, autobus et autocars

Les camions sont d'abord classés selon leur type (camions rigides ou tracteurs routiers) directement par l'information GENRE_V, puis selon leur poids dans les 16 classes prévues par les outils de calcul d'émission (cf. André et al. 2013). Le classement selon la réglementation pollution est donné Tableau 40.

Les autobus et autocars sont d'abord différenciés en type (cars, bus), puis classés selon les 3 catégories Midi-, standard- et articulés avec les critères indiqués Tableau 39. Le classement selon la réglementation est similaire à celui des camions.

Genre_V	Catégorie PL
CAM	RigidTruck
TRR	Tractor

Tableau 38 : Catégories de poids lourds

Poids	Bus	Cars
<15t	Midibus	Midicars
>=15t Et <26t	Standards	Standards
>=26t	Articulés	Articulés/ 3 essieux

Tableau 39 : Catégories de bus / cars et PTAC

Condition date 1 ^{ère} mise en circulation	HGV (Camions / tracteurs)		Autocars		Autobus	
	Application de la norme	Nom de catégorie	Application de la norme	Nom de catégorie	Application de la norme	Nom de catégorie
<1960	1919	HGV-D-50ties	1929	Coach-D-50ties	1929	UBus-D-50ties
1960 -1970	1960	HGV-D-60ties	1960	Coach-D-60ties	1960	UBus-D-60ties
1970 -1980	1970	HGV-D-70ties	1970	Coach-D-70ties	1970	UBus-D-70ties
1980 -1994	1980	HGV-D-80ties	1980	Coach-D-80ties	1980	UBus-D-80ties
1994 - 1997	1994	HGV-D-Euro-I	1994	Coach-D-Euro-I	1994	UBus-D-Euro-I
1997 - 2002	1997	HGV-D-Euro-II	1997	Coach-D-Euro-II	1997	UBus-D-Euro-II
2002 - 2007	2002	HGV-D-Euro-III	2002	Coach-D-Euro-III	2002	UBus-D-Euro-III
2007 - 2010	2007	HGV-D-Euro-IV	2007	Coach-D-Euro-IV	2007	UBus-D-Euro-IV
>=2010	2010	HGV-D-Euro-V	2010	Coach-D-Euro-V	2010	UBus-D-Euro-V

Tableau 40 : Classement des camions, autobus et autocars, selon les réglementations EURO

3.7. Analyse des parcs observés

La composition des parcs repose sur un total de 557363 observations qui représentent 376130 immatriculations (la différence avec les 376176 immatriculations retrouvées par l'AAA s'explique par le fait que certaines immatriculations ont été retrouvées deux fois par l'AAA, avec des caractéristiques différentes, ces 46 immatriculations ont été mises de côté).

Les observations des immatriculations par les caméras d'AlyceSofreco ont eu lieu par l'avant des véhicules, tandis que les caméras de Technologies Nouvelles visualisaient les plaques arrière mais n'avaient pas la capacité de détecter les plaques des deux roues (dont le format est différent). Aussi les compositions de parc excluent les deux roues.

3.7.1. Nombres d'observations des véhicules lourds

Au total on dispose d'environ 440,000 observations de voitures particulières et 101,000 de véhicules utilitaires légers, ce qui autorise des analyses détaillées des compositions de parcs pour ces 2 catégories de véhicules. Pour les véhicules lourds (bus, cars, camions), les effectifs sont moins élevés (Tableau 41).

On notera que les autobus ont été observés en nombre suffisant pour considérer les analyses comme valides sur tous les sites sauf 1 en 92. Les autocars sont trop faiblement représentés sur 4 sites de 75 et 93. Les camions sont observés en nombres suffisants sur tous les sites.

En considérant l'ensemble des sites, les effectifs sont cependant suffisants pour permettre une description de chacune des catégories.

Site		Bus	Cars	PL	Total observations
93	1	386	13	147	11831
	2	276	8	236	13626
	3	956	157	1693	90204
75	4	352	6	109	5315
	5	88	14	160	11709
BP	6	100	1175	4453	363254
92	7	3	68	180	9568
	8	95	24	138	10149
	9	836	54	265	41265
Tous		3092	1519	7481	556921

Tableau 41 : Nombre d'observations de véhicules lourds camions, autobus et autocars, selon les sites

3.7.2. Pondération des observations pour construire des parcs types

On dispose de 9 sites d'observation, répartis dans Paris (2 sites), sur le boulevard périphérique (1 site), et dans les départements 92 et 93 (3 sites chacun) choisis pour représenter des situations de trafic local et global. Pour chacun des sites, les données d'immatriculation observées permettent de caractériser la composition locale du parc en circulation, sur la période d'observation (6 sites ont été suivis sur 2 jours, 3 sur une semaine entière).

Afin de construire une composition globale ou des compositions locales de parcs, il est nécessaire d'agréger et pondérer ces observations, avec quelques précautions.

Ainsi, on ne peut pas simplement considérer l'ensemble des données observées pour construire une composition unique, puisque les périodes d'observation (initiales et effectives) diffèrent selon les sites. On ne peut pas non plus ajouter les compositions relatives des sites (ramenées à une journée d'observation), car les sites correspondent à des volumes de trafic très différents.

Ce qui est proposé ici, c'est 1- de réduire les compositions de chacun des sites à des durées équivalentes (de fait, cela revient à calculer la composition relative en % de chaque site) ; 2- de pondérer les différents sites au moyen d'indicateurs représentant les volumes de trafic.

Pour agréger plusieurs sites d'une même zone (2 sites parisiens, 3 sites de l'un des départements), nous considérerons les volumes de trafic donnés par la modélisation de trafic MODUS, hypothèses déjà utilisées pour la sélection des sites. Lorsque l'information n'était pas disponible, nous avons utilisé d'autres sources mentionnées Tableau 42. Nous avons analysé séparément les données du site du Boulevard Périphérique, qui ne peuvent pas être considérées comme représentatives d'un parc purement parisien, mais éventuellement comme une représentation globale du trafic (mix des différents trafics).

En considérant les volumes de trafic journaliers de chaque site au sein de la zone concernée, on établit ainsi les poids respectifs de chacun des sites (dans la zone). On déterminera de cette manière des compositions types des parcs circulant à Paris (hors périphérique), sur le périphérique, et dans les 2 départements 92 et 93.

Site	Donnée source	TMJA			HPM		Poids dans la zone	Source
		TV/j	VL/j	PL/j	VL/h	PL/h		
1. Bd Alsace-Lorraine, Rosny, 93	HPM	7587	7450	137	596	11	12,7%	Modus
2. Bd J.Jaurès, Livry, 93	HPM	19850	19512	337	1561	27	33,3%	Modus
3. Av J.Jaurès, Aubervilliers, 93	TMJA	32150		3093			54,0%	Trafics_Routiers_2011_93.pdf (direction de la voirie et des déplacements Seine-Saint-Denis),
4. Bd Italiens, 75	HPM	13150	13000	150	1040	12	44,2%	Modus
5. Bd Voltaire, 75	HPM	16612	16512	100	1321	8	55,8%	Modus
6. Bd Périph, Pte Auteuil	TMJA	103400					100%	Tableau des TMJA_2012
7. Av Redoute, Asnières, 92	HPM	7675	6812	862	545	69	20,5%	Modus
8. Bd République, St-Cloud, 92	HPM	13062	12450	612	996	49	34,8%	Modus
9. Gde-Rue, Sèvres, 92	TMJA	16789					44,7%	Airparif Carte comptage CG92 2009-1

Tableau 42: Volumes de trafic selon les différents sites d'observations, et pondération intra-zones

Ainsi, le parc « 75 » (Paris intra périphérique, trafic local) correspond à une agrégation des observations sur les sites 4 et 5. Le parc observé sur le « Périphérique » est construit à partir des seules observations du site 6. Le parc « 92 » correspond à l'agrégation des observations des sites 7, 8 et 9, et de même, le parc « 93 » résulte des observations sur les sites 1, 2 et 3.

Afin de décrire le trafic sur l'ensemble de la région Île de France, nous avons 2 possibilités : 1- construire un parc agrégé moyen (par agrégation pondérée des 4 parcs précédents) ; 2- affecter les 4 parcs précédents sur les zones correspondantes (75, BP, 92 et 93), et extrapoler au reste de l'Île de France, soit à partir de ces données, soit à partir de compositions nationales de parc. Cette dernière approche reviendrait à mélanger des données de nature différentes (observations locales, simulations nationales) et nous ne l'avons en conséquence pas retenue.

Pour construire le parc « Ile de France », nous nous sommes appuyés sur les données de trafic par tronçons en Ile-de-France, dérivées des données fournies par Airparif pour l'application à des calculs d'émission (cf. chapitre 4). Dans ce jeu de données, chacun des 37,700 tronçons routiers modélisés à l'heure de pointe du matin, est décrit par son trafic (véhicules x km) et sa situation géographique selon les grandes zones d'intérêt : Boulevard périphérique, Paris, Intra A86 (sauf Paris et BP), reste de Île-De-France, de même que pour 92, 93 et autres départements. On considérera donc la répartition des trafics (véhicules.kilomètres parcourus) selon ces zones comme base de leur pondération ou de leur répartition.

Situation géographique	Vehxkm (%)
BP-Boulevard Périphérique	4,3%
urbain	100,0%
Intra A86 (hors Paris+BP)	14,7%
autoroute	47,0%
route	24,6%
urbain	28,4%
Paris	7,0%
autoroute	3,8%
route	9,4%
urbain	86,8%
reste de l'Île-de-France	74,0%
autoroute	44,5%
route	25,9%
urbain	29,6%
Total général	100,0%

Situation géographique	Vehxkm (%)
92	8,8%
autoroute	3,7%
route	2,4%
urbain	2,7%
93	8,6%
autoroute	4,6%
route	1,7%
urbain	2,3%
Autres départements	82,6%
autoroute	31,9%
route	19,3%
urbain	31,4%
Total général	100,0%
autoroute	40,2%
route	23,4%
urbain	36,4%

Tableau 43: Répartition du trafic (véhicules.kilomètres) selon la situation géographique et son type (autoroute, rural, urbain) (par analyse du trafic en heure de pointe du matin)

Selon ces indications, nous proposons la déclinaison des parcs en Île de France selon les hypothèses suivantes :

- Le Boulevard Périphérique représente 4,3% du trafic de l'Île-de-France,
- Paris représente 7% du trafic,
- Les départements 92 et 93 représentent chacun 9% du trafic,
- On affectera les compositions observées correspondantes à aux aires géographiques correspondantes (soit environ 29% de l'Île de France)
- Pour le reste de l'Île de France (71% du trafic), nous faisons l'hypothèse qu'il est à hauteur de 60% équivalent aux parcs 92 et 93 (répartition égale), et à 40% équivalent aux parcs parisiens et Boulevard périphérique (répartition égale). La composition résultante de cette zone est donc de 21% parc parisien, 21% parc BP, 29% parc 92 et 29% parc 93.
- Au global, l'Île de France aura donc la composition suivante : 22% parc parisien, 19% parc BP, 29,5% parc 92 et 29,5% parc 93.

Ces hypothèses correspondent à une extrapolation du parc parisien par un facteur 3,1, du trafic périphérique par 4,5, et de chacun des départements 92 et 93 par 3,5. Quoiqu'un peu arbitraires, ces hypothèses apparaissent assez plausibles.

En Annexe 3, le parc observé sans pondération est présenté en regard à ce parc « Ile de France » construit sur des hypothèses de trafic et de poids. De fait si les écarts semblent a priori faibles par rapport à la non-pondération, des variations sur certaines sous-catégories sont très significatives : le trafic bus est ainsi multiplié par 2,9 par la pondération, le trafic VUL est diminué de 8%, la diésélisation des voitures diminue de 1,6 points (-2,5%), les catégories de camions (rigides / articulés) sont assez fortement affectées (1,6 fois plus de camions articulés), de même que les répartitions entre catégories de bus (bus articulés 2 fois plus représentés). Enfin, on observe des glissements des distributions selon les réglementations de pollution (catégories Euro) vers des parcs globalement plus propres ou plus anciens.

3.7.3. Comparaison des parcs selon les catégories de véhicules

Dans ce qui suit, on compare les différents parcs observés et recomposés selon les règles ci-dessus. On considère de plus la référence à un parc urbain national (Parc Ifsttar, année 2013, version 2013), et le parc national global (même année et version). Dans la suite des analyses, on comparera les parcs 75 et Boulevard périphérique (fortement urbain) et 92, 93 entre eux et face au parc IFSTTAR urbain, et le parc Ile-de-France (composé à partir des observations, et de fait combinant des trafics urbains, ruraux et autoroutiers en proportions relativement équilibrées) sera comparé au parc IFSTTAR national.

Les répartitions par catégories de véhicules sont données Tableau 44 (parc statique) et Tableau 45 (parc en circulation).

En % Véhicules	Parc IFSTTAR Urbain	75	Boulevard périphérique	92	93	Parc IFSTTAR national	Parc Ile de France
VP		76,7	79,0	77,3	85,4	82,4	79,9
VUL	<i>Ne s'applique pas au parc statique</i>	20,9	19,4	20,3	13,0	16,0	18,1
PL		1,7	1,2	1,8	1,2	1,4	1,5
Cars		0,1	0,3	0,1	0,2	0,2	0,2
Bus		0,6	0,0	0,5	0,2	0,1	0,3
Total		100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0

Tableau 44: Parcs pseudo-statiques observés en 75, périphérique, 92, 93 et Île-de-France et parc statique IFSTTAR v2013, année 2013, par catégories de véhicules

En % Véhicules	Parc IFSTTAR Urbain	75	Boulevard périphérique	92	93	Parc IFSTTAR national	Parc Ile de France
VP	81,8	74,3	78,7	75,5	84,6	79,1	78,6
VUL	14,5	20,4	19,7	20,9	12,7	17,0	18,1
PL	2,7	1,7	1,2	1,8	1,2	3,3	1,5
Cars	0,4	0,1	0,3	0,1	0,3	0,4	0,2
Bus	0,6	3,4	0,0	1,7	1,3	0,2	1,6
Total	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0

Tableau 45 : Parcs roulants IFSTTAR v2013, année 2013, et observés en 75, périphérique, 92, 93 et Île-de-France, par catégories de véhicules

3.7.3.1. Parcs statiques

La comparaison des parcs statiques (répartition par catégories de véhicules indépendamment de leur utilisation) observés et avec les estimations nationales est intéressante, mais appelle quelques remarques préalables :

- La caractérisation des parcs statiques par l'observation vidéo est discutable, surtout lorsque les durées d'observation sont courtes. En effet, les véhicules jamais (ou très faiblement) utilisés sont probablement sous-estimés.
- On notera par ailleurs qu'il n'existe pas d'estimation du parc national statique « urbain » (ou rural et autoroutier), puisque ces déclinaisons reposent sur des hypothèses de répartition du trafic. Les compositions de parc urbain / rural / autoroutier ne sont donc qu'en circulation (parcs roulants).
- Enfin on notera également que le parc estimé pour l'Ile-de-France n'est pas rigoureusement un parc statique, puisqu'il résulte d'une pondération par des volumes de trafic

Ces observations invitent en conséquence à une certaine prudence dans l'interprétation des résultats.

Les parcs observés à Paris, en Seine-Saint-Denis et sur le site du périphérique, hormis les bus, sont assez similaires et peuvent être comparés comme suit au parc IFSTTAR national :

- des taux de véhicules particuliers plus faibles (notamment dans Paris, avec 76.7% des véhicules qui sont des VP, contre 82.4% sur le parc national).
- des taux de véhicules utilitaires légers plus importants, entre 3.5% et 5% de plus par rapport au parc IFSTTAR urbain
- des taux de bus plus élevés sauf sur le périphérique. Le taux très faible de bus sur le périphérique s'explique par l'absence de ligne de bus y circulant (en revanche il est possible que des bus empruntent une partie du boulevard périphérique pour aller ou revenir du dépôt de bus).

Les observations sur les sites des Hauts-de-Seine présentent par contre des taux de VP plus importants que dans le parc IFSTTAR et que sur les autres sites avec près de 85.4% du parc. Cette surreprésentation des VP se fait principalement au détriment des VUL qui ne représentent que 13% des véhicules (contre 16% pour le parc IFSTTAR et jusqu'à 20.9% pour le parc de Paris).

Globalement, le parc statique estimé pour l'Île-de-France est proche du parc national, avec 2,4% de VP en moins, 2% de VUL en plus mais avec un taux de bus 4 fois plus élevé.

3.7.3.2. Parcs en circulation

La composition du parc roulant - ou du trafic - estimé pour l'Île-de-France est très proche du parc IFSTTAR national en ce qui concerne la répartition des VP et VUL (0,5 à 1% d'écarts), mais compte moitié moins de trafic poids lourds (1,5% au lieu de 3,3%), et un trafic de bus 8 fois plus important (1,6% au lieu de 0,2%). En comparant avec le parc IFSTTAR urbain, les écarts observés pour les VP et VUL sont plus importants, et à l'inverse ceux observés pour PL et bus sont atténués.

Globalement, les parcs roulants suivent les tendances assez similaires à celles observées pour les parcs statiques :

- trafic VP plus faible (de -3 à -5%) en 75, 93 et Boulevard périphérique que les estimations nationales (urbaine ou global) au profit d'un trafic VUL plus élevé (de +3 à +5%)
- trafic VP plus important dans le 92 (de +3 à +4% par rapport aux estimations nationales, et de +6 à +10% par rapports aux autres lieux d'observation) au détriment des VUL (-2 à -3%, -7 à -8% par rapports aux autres sites, et de véhicules lourds,
- trafic camions inférieur (facteur 2) aux estimations nationales et urbaines sur tous les sites Île de France,
- trafic bus beaucoup plus élevé (sauf périphérique) que les estimations nationales (trafic bus à Paris 5 fois plus élevé que l'estimation nationale urbaine, facteur 2 à 3 pour les autres sites) ;
- enfin on trouve des trafics autocars assez cohérents selon la nature des sites.

On notera que les proportions de camions observés dans les compositions pseudo-statique et en circulation sont très similaires, les camions ayant des probabilités très faibles d'être observés plusieurs fois sur une période réduite d'observation.

3.7.4. Analyse selon les motorisations des véhicules légers

Les répartitions des parcs roulants (trafics) selon les motorisations (Diesel, Essence ou autres) sont données dans le Tableau 46.

	Parc IFSTTAR urbain	75	Boulevard périphérique	92	93	Parc IFSTTAR national	Parc Ile de France
<i>VP</i>	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
Diesel	70,8	66,1	66,3	58,3	68,4	74,5	64,3
Essence	28,7	31,1	31,9	39,5	30,7	25,0	33,8
Autres	0,5	2,7	1,8	2,2	0,9	0,5	1,9
<i>VUL</i>	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
Diesel	99,0	96,6	98,4	97,1	97,3	98,9	97,3
Essence	0,8	2,2	1,3	1,9	2,0	1,0	1,9
Autres	0,1	1,2	0,3	0,9	0,7	0,2	0,8
<i>PL</i>	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
Rigides	64,3	92,4	98,4	94,6	86,8	37,3	13,1
Tracteurs	35,7	7,6	1,6	5,4	13,2	62,7	8,1
<i>Cars</i>	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
Articulés	1,5	0,0	1,8	1,5	0,5	1,5	0,2
Midicars	22,6	11,2	5,6	21,6	6,3	22,6	12,9
Standards	75,8	88,8	92,5	74,7	93,2	75,8	85,0
Autres	0,1	0,0	0,1	2,2	0,0	0,1	0,9
<i>Bus</i>	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
Articulés	12,7	40,0	71,0	0,0	0,8	12,7	18,9
MidiBus	12,8	0,0	1,0	0,5	0,0	12,8	0,1
Standards	70,1	60,0	28,0	99,5	99,2	70,1	81,0
Autres	4,4	0,0	0,0	0,0	0,0	4,5	0,0
<i>Motocycles</i>	100,0	-	-	-	-	100,0	-
Motos	74,5	-	-	-	-	86,8	-
Cyclomoteurs	25,5	-	-	-	-	13,3	-

Tableau 46 : Parcs roulants ou trafics, IFSTTAR v2013 année 2013 urbain et national, et observés en 75, périphérique, 92, 93 et Île-de-France par catégories de véhicules

L'analyse de ces résultats montre que :

- La proportion de trafic VP à motorisation Diesel du parc IFSTTAR urbain roulant est plus élevée que les proportions observées en Île de France, en particulier dans les Hauts-de-Seine, où la motorisation Diesel ne représente que 58.3% du parc observé contre 70.8% pour le parc urbain national, ce qui induit un taux de véhicules essence plus élevé de 11% par rapport au niveau national. Le trafic de Paris, et celui du périphérique ont une motorisation Diesel des VP autour de 66 % et celui de Seine-Saint-Denis de 68 %, ce qui représente toujours un taux plus faible que celui de l'estimation IFSTTAR, en faveur de la motorisation essence.
- On observe de fait un contraste assez significatif en terme de diésélisation entre les parcs 92 et 93 (10% de Diesel en plus dans le 93, soit 15-17% d'écart, 9% de trafic essence en plus soit 20 à 30% d'écart sur cette catégorie).
- Enfin concernant les motorisations alternatives (hybride, électrique, autres), les trafics parisiens 75 et 92 se caractérisent par des proportions quatre à cinq fois plus élevées que les estimations nationales et 2 à 3 fois plus qu'en Seine-Saint-Denis.
- Globalement, le trafic VP « Ile-de-France » estimé par observations et pondérations est plus faiblement diésélisé que l'estimation IFSTTAR nationale, avec -10% de voitures particulières Diesel

(et ainsi +10% de véhicules essence), et que l'estimation IFSTTAR urbaine (-6,5%). Il compte environ 3,5 fois plus de motorisations alternatives (1,9% au lieu de 0,5%).

- Pour les VUL, les trafics Île de France des différents sites sont fortement diésélisés (97%), avec cependant des trafics VUL essence et motorisations alternatives supérieurs aux estimations nationales (respectivement 1,9 et 0,8% soit 2 et 5 fois plus).

En conclusion, on notera que ces écarts en terme de diésélisation et de motorisations alternatives, observés principalement au niveau des VP, peuvent avoir une incidence significative au niveau des émissions de polluants, les polluants spécifiques aux motorisations essence (CO, COV à froid et par évaporation) et Diesel (NOx, PM) n'étant pas les mêmes.

3.7.5. Analyse selon les types des véhicules lourds

Les répartitions des trafics de véhicules lourds selon les types de véhicules sont données dans le Tableau 46. Pour les camions, on observe des écarts très importants entre les observations Île de France et les estimations nationales :

- alors que les estimations nationales prévoient un trafic par les tracteurs routiers et camions articulés de 63% à l'échelle nationale et de 35 % en zone urbaine, ces véhicules ne représentent qu'entre 1.6 % (périphérique) et 13 % (93) du trafic de l'ensemble des camions. Ces résultats s'expliquent sans doute par le caractère fortement urbain des lieux d'observation, évitant également les grands axes de transit pour rester dans une problématique locale.
- Ces résultats sont par ailleurs surprenants car on observe plus de tracteurs routiers à Paris intra-muros que sur le périphérique. Ceci est sans doute lié aux faibles nombres d'observations pour ces véhicules, ou plus probablement à quelques erreurs d'identification sur quelques véhicules considérés comme articulés.

En ce qui concerne les bus, on ne s'attardera pas sur les proportions observées sur le périphérique (les bus y représentent moins de 0.03% du trafic et une centaine de véhicules). Sur les autres sites, on observe de fortes disparités entre les estimations urbaines nationales : les trafics de bus des parcs 93 et 92 sont composés à plus de 99% par des bus standards, contre 70 % pour le parc national. Pour Paris, on a environ 59 % de standards et 41 % d'articulés. Ces observations s'expliquent évidemment par les sites d'observations, et les matériels roulants exploités sur les lignes transitant par ces sites.

3.7.6. Analyse de la composition du parc selon les réglementations EURO

Le Tableau 47 présente les compositions des trafics observés et des références nationales selon les réglementations pollution respectées par les véhicules. Les catégories pré-Euro, Euro 1 et Euro 2 qui représentent les véhicules les plus anciens ont été regroupées.

	Parc IFSTTAR urbain	75	Boulevard périphérique	92	93	Parc IFSTTAR national	Parc Ile de France
<i>VP</i>	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
Euro-0-1-2	13,4	16,6	13,7	14,0	24,8	13,0	17,6
Euro-3	24,1	21,4	21,0	20,1	29,0	24,3	23,0
Euro-4	35,4	31,9	35,5	35,4	29,5	35,7	33,0
Euro-5	27,1	27,4	28,0	28,3	15,8	27,0	24,5
Autres	-	2,8	1,8	2,2	0,9	-	1,9
<i>VUL</i>	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
Euro-0-1-2	10,3	10,1	7,0	7,8	12,5	10,4	9,8
Euro-3	21,4	17,0	16,4	16,0	21,9	21,4	18,3
Euro-4	36,9	40,2	42,6	42,8	39,4	36,9	40,9
Euro-5	31,4	32,7	34,0	33,3	26,2	31,4	30,9
Autres	-	0,0	0,0	0,0	0,0	-	0,0
<i>PL</i>	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
Euro-0-1-2	7,3	14,9	16,9	11,7	18,8	5,3	15,9
Euro-III	22,2	28,8	25,8	25,8	24,2	20,7	26,0
Euro-IV	29,9	29,6	34,9	34,8	30,4	30,4	32,0
Euro-V	40,7	26,7	22,3	27,7	26,5	43,7	26,2
<i>Cars</i>	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
Euro-0-1-2	20,8	11,2	9,0	10,5	13,6	20,8	10,7
Euro-III	20,0	58,2	30,4	23,4	31,0	20,0	31,1
Euro-IV	27,7	7,1	35,8	31,4	32,2	27,7	29,9
Euro-V	31,6	23,5	24,8	34,7	23,2	31,6	28,3
<i>Bus</i>	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
Euro-0-I-II	14,9	91,4	3,0	3,1	17,3	14,9	48,2
Euro-III	22,4	1,5	7,0	66,6	34,0	22,4	26,4
Euro-IV	30,5	6,9	51,0	27,7	42,1	30,5	22,6
Euro-V	32,2	0,1	39,0	2,6	6,7	32,2	2,8

Tableau 47 : Parcs roulants IFSTTAR 2013, et observés en 75, 92, 93 et périphérique par catégories EURO

3.7.6.1. Véhicules légers

Pour les voitures particulières, des écarts importants sont observés entre les sites et avec les estimations nationales :

- En Seine-Saint-Denis, on observe une plus forte proportion du trafic effectuée par les véhicules les plus anciens : 54% du trafic par les véhicules pré- et Euro3, contre 37% pour les estimations nationales, et 34% en 92, ce qui constitue des contrastes très significatifs atteignant 20% en absolu entre 92 et 93.
- C'est en Hauts-de-Seine (92) qu'on observe les taux les plus élevés de véhicules récents (et propres) dans le trafic, soit 64% de voitures Euro 4 ou Euro 5, contre 62-63% pour les estimations nationales, 59% à Paris, et 45% en Seine-Saint-Denis.
- On a donc globalement un parc beaucoup plus récent (et plus « propre » en regard des réglementations pollution) dans le 92, et particulièrement contrasté avec le parc observé dans le 93.
- Sur le périphérique, on retrouve des proportions très similaires aux statistiques nationales, sauf pour les Euro 3, avec 3% de moins localement.

- Comme déjà évoqué, des motorisations alternatives (hybrides, électriques) s'ajoutent aux trafics parisien (à hauteur de 2,8%), 92 (2,2%), périphérique (1,8%) et 93 (0,9%).
- Le trafic VP « Ile-de-France » compte un peu plus de VP Euro-0-1-2 que le trafic estimé nationalement (+4.5%), un peu moins d'Euro 3 (-1%), mais également des taux plus faibles d'Euro 4 et 5 (au total -5.1% que le parc national) ce qui en fait un parc un peu plus ancien que le parc national. Il compte cependant en plus près de 2% de motorisations alternatives.

Pour le trafic des VUL,

- on retrouve en Seine-Saint-Denis un parc globalement plus ancien, avec plus de véhicules Euro-0-1-2 (+2%), un taux d'Euro 3 semblable au national, un taux d'Euro 4 légèrement supérieur, mais un taux plus bas d'Euro 5 (-5%).
- Les parcs VUL observés en Hauts-de-Seine et sur le périphérique sont en revanche plus jeunes qu'ailleurs et que les estimations nationales. Les trafics des véhicules Euro 4 et Euro 5 représentent ainsi 72% et 76.5% du trafic UL total, contre 68% pour le parc national. Le parc VUL 75 est légèrement plus jeune que le parc national, avec moins d'Euro 0-1-2 et 3 (-4.5%), et plus d'Euro 4 (+3.5%) et d'Euro 5 (+1.5%).
- Le trafic VUL « Ile-de-France » résultant de la combinaison des observations des différents sites, compte globalement moins de véhicules Euro 0-1-2-3 que les estimations nationales (-3.5%), ce qui se répercute sur un taux d'Euro 4 plus important (+4%) et un taux d'Euro 5 similaire (-0.5%).

3.7.6.2. Véhicules lourds

Pour les camions (ou PL), les tendances sont identiques sur tous les sites :

- les trafics observés correspondent à un parc plus ancien que les statistiques nationales, avec le parc le plus ancien en Seine-Saint-Denis (+13,5% de trafic par les véhicules Euro-0-1-2 et Euro-3), tandis que cet écart est moindre en Hauts-de-Seine (+8%).
- Les taux d'Euro 4 sont similaires entre parc national, parc 75 et 93, mais ils sont plus importants dans les trafics 92 et sur le périphérique (+5%).
- En raison des taux bien plus importants de véhicules anciens, on observe localement des taux d'Euro-5 plus faibles de 13% (parc 92) à 18% (parc périphérique) que dans les statistiques nationales.
- En dehors des écarts avec les statistiques nationales, on notera ici encore le contraste des parcs 92 et 93, avec un parc globalement plus ancien en Seine-Saint-Denis.
- Globalement, au niveau du trafic Ile-de-France, le parc roulant de camions est nettement plus ancien que l'estimation IFSTTAR nationale, avec +10.5% d'Euro-0-1-2, +5,3% d'Euro 3, une proportion d'Euro 4 légèrement supérieure localement (+1.5%), et un taux de PL Euro 5 bien plus faible (-17%).

Pour les autocars, on observe localement des proportions dans le trafic de véhicules Euro-0-1-2 plus faibles que celles estimées nationalement. En revanche, on a des parts d'Euro-3 nettement plus importantes : de +3.5% pour le parc 92 à +38 % pour le parc 75 par rapport au parc national, et ainsi pour le parc 75 des taux relativement bas d'Euro-4 et 5. Le parc 92 se différencie des autres observations locales, par des taux d'Euro-4 et 5 un peu plus importants que le parc national. Le parc des cars observé dans le 92 est donc globalement plus jeune que les autres.

Enfin pour les autobus urbains, on observe de grandes disparités entre les différentes observations et les estimations nationales. On remarque d'abord un très faible taux d'Euro-5, ce qui signifie que le parc de bus empruntant les lignes en question n'est pas très récent.

On s'attardera plus particulièrement aux observations en 75, 92 et 93, où le trafic des bus représente entre 2 et 3% du trafic total (un taux très faible de 0.03% ayant été observé sur le périphérique) :

- le parc de bus observé sur les deux sites parisiens semble plutôt ancien avec plus de 90% du trafic effectué par des bus Euro-0-1-2 (contre environ 15% au niveau national) ; de fait il ne s'agit que de bus Euro 2.
- le trafic de bus observé en 93 est représenté à 76% par des bus Euro-3 et 4 et 7% de bus Euro 5 (soit 17% de bus pre-Euro3). Le trafic observé en 92 compte 94% de bus Euro3 et 4, et 3% de bus Euro 5 (soit seulement 3% de bus anciens).
- L'observation des bus sur quelques sites permet d'observer la différence dans le renouvellement de parc des lignes de bus transitant pas ces sites, mais ne peut donc pas être extrapolée à l'ensemble des bus des différents départements ou du réseau global de bus.
- La composition du trafic bus Île de France serait ainsi composée de 48% de véhicules Euro 2, 26% de bus Euro 3 ; 23% d'Euro4 et 3% d'Euro 5.

3.7.7. Analyse des immatriculations par département d'origine

Parmi les caractéristiques techniques disponibles pour les immatriculations, figure le département d'origine du véhicule. Il est en conséquence intéressant d'analyser si le dispositif d'observation vidéo, bien que non déployé sur l'ensemble de la région, permet d'appréhender les compositions de parc par département. Ainsi, les analyses qui suivent sont basées sur le classement des immatriculations par département d'origine (et non par département où ont été effectuées les observations comme précédemment). Les parcs présentés sont des parcs pseudo-statiques comme définis précédemment, et on rappelle que le dispositif d'observation ne prend peu ou pas en compte les véhicules qui sont rarement ou jamais utilisés.

Globalement, les immatriculations observées se répartissent selon les 8 départements de l'Île-de-France comme indiqué en Tableau 48, et avec des effectifs suffisants pour déterminer des compositions de parc. Les parcs par département seront établis en considérant ces observations. Les autres départements (hors Île-de-France) n'ont pas été considérés ici.

Département	Nombre d'immatriculations
75	71596
77	12514
78	55717
91	20639
92	89185
93	66009
94	23752
95	24208

Tableau 48 : Nombre d'immatriculations par département d'origine

Le Tableau 49 donne la répartition par département, des immatriculations par catégories de véhicules. On observe à ce stade quelques hétérogénéités :

- plus faible représentation des véhicules utilitaires légers en 78, 92 et dans une moindre mesure 75 ;
- plus forte représentation des camions (et des véhicules utilitaires légers) en 77, 94 et 95.

Ces différences sont sans doute liées à l'implantation des entreprises de transports / de services dans ces départements.

En % Véhicules	Paris (75)	Hauts-de- Seine (92)	Seine-Saint- Denis (93)	Seine-et- Marne (77)	Yvelines (78)	Essonne (91)	Val-de-Marne (94)	Val-d'Oise (95)
PC	80,0	86,2	73,8	69,8	85,2	73,6	70,1	71,6
LCV	18,6	13,0	24,1	27,3	13,8	24,2	27,1	25,5
HGV	0,6	0,6	1,8	2,6	0,6	1,7	2,4	2,5
Coach	0,1	0,1	0,1	0,3	0,4	0,5	0,4	0,4
Bus	0,7	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

Tableau 49 : Parcs pseudo-statiques, par département d'origine des immatriculations

3.7.7.1. Répartition des véhicules légers selon les motorisations

Les répartitions par département des voitures particulières selon leur motorisation (Diesel, Essence ou autres) sont données dans le Tableau 50. On observe que :

- Les proportions de VP Diesel pour les départements 75 et 92 (inférieures à 60%) sont plus faibles que dans tous les autres départements, en particulier les départements 93, 91, 95 et 77.
- Les diésélisations les plus élevées sont observées en Seine-et-Marne (77), Val-d'Oise (95), Seine-Saint-Denis (93), Essonne (91) avec des taux supérieurs à 70% ;
- Les taux de diésélisation les plus faibles concernent Paris (75), Hauts-de-Seine (92), Yvelines (78) et Val-de-Marne (94).
- On observe ainsi un contraste significatif de diésélisation entre les parcs 75-92 d'une part et 77-95-93-91 d'autre part. Les parcs de Paris et Hauts-de-Seine sont les seuls moins diésélisés que le parc IFSTTAR (national)
- Enfin on note que les motorisations alternatives sont partout plus présentes que dans le parc national IFSTTAR.

En % Motorisation	IFSTTAR 2013	Paris (75)	Hauts-de- Seine (92)	Seine- Saint-Denis (93)	Seine-et- Marne (77)	Yvelines (78)	Essonne (91)	Val-de- Marne (94)	Val- d'Oise (95)
Diesel	62,8	57,7	59,0	70,5	75,4	64,7	70,3	66,4	72,4
Essence	36,8	40,5	38,5	28,1	21,5	33,8	28,0	31,3	25,8
Autre	0,4	1,9	2,5	1,5	3,1	1,5	1,7	2,3	1,8
Total	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0

Tableau 50 : Répartition pseudo-statique des voitures particulières selon les motorisations, par département d'origine des immatriculations

Les répartitions des véhicules utilitaires légers selon leur motorisation sont données Tableau 51. On observe une diésélisation un peu plus élevée que l'estimation nationale du parc VUL IFSTTAR pour les départements 75 et 92, et cette diésélisation s'accroît encore pour les autres départements (entre 1% et 1,5% de véhicules essence seulement).

En%	IFSTTAR	Paris (75)	Hauts-de-Seine (92)	Seine-Saint-Denis (93)	Seine-et-Marne (77)	Yvelines (78)	Essonne (91)	Val-de-Marne (94)	Val-d'Oise (95)
Motorisation									
Diesel	96,2	96,6	97,7	98,0	98,9	98,5	99,0	98,5	98,9
Essence	3,6	2,7	1,8	1,5	0,7	1,3	0,8	1,0	0,7
Autre	0,2	0,7	0,5	0,5	0,3	0,1	0,2	0,5	0,4
Total	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0

Tableau 51 : Répartition pseudo-statique des véhicules utilitaires légers selon les motorisations, par département d'origine des immatriculations

3.7.7.2. Répartition des véhicules légers selon les catégories EURO

Concernant la répartition des voitures selon les catégories réglementaires EURO, on observe des écarts importants entre les départements (Tableau 52) :

- En Seine-Saint-Denis, et Val-d'Oise, les proportions de pré-Euro à Euro 3, sont plus importantes que dans les autres départements, en particulier Paris, Essonne et Hauts-de-Seine. Ainsi entre Seine-Saint-Denis et Paris, l'écart est de plus de 17%.
- Les taux de véhicules les plus récents (Euro-5) les plus importants se trouvent à Paris et Hauts-de-Seine (semblables au taux national), et les plus faibles en Seine-Saint-Denis et Val-d'Oise
- Globalement, les parcs de Paris et Hauts-de-Seine, sont les plus récents et plus propres. Les parcs les plus anciens sont observés pour Seine-Saint-Denis et Val-d'Oise.

En %	IFSTTAR	Paris (75)	Hauts-de-Seine (92)	Seine-Saint-Denis (93)	Seine-et-Marne (77)	Yvelines (78)	Essonne (91)	Val-de-Marne (94)	Val-d'Oise (95)
Norme Euro	2013								
EURO-0-1-2	13,4	14,0	13,5	24,0	16,2	14,0	15,4	16,7	18,9
EURO-3	24,1	20,9	21,0	28,0	22,2	23,0	23,0	22,0	24,7
EURO-4	35,4	36,1	36,2	29,5	32,7	37,4	35,4	35,6	33,6
EURO-5	27,1	27,1	26,8	17,0	25,8	24,2	24,5	23,4	21,0
Autre	-	1,9	2,5	1,5	3,1	1,5	1,7	2,3	1,8
Total	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0

Tableau 52 : Répartition pseudo-statique des voitures particulières selon les catégories EURO, par département d'origine des immatriculations

Pour les VUL (Tableau 53), les parcs les plus anciens concernent également Seine-Saint-Denis et Val-d'Oise, avec peu de différence avec les estimations nationales (4% d'écart entre IFSTTAR et Seine-Saint-Denis). Les parcs les plus récents (taux de véhicules Euro 5) sont observés en Essonne et Yvelines.

En %	IFSTTAR	Paris (75)	Hauts-de-Seine (92)	Seine-Saint-Denis (93)	Seine-et-Marne (77)	Yvelines (78)	Essonne (91)	Val-de-Marne (94)	Val-d'Oise (95)
Norme Euro									
EURO-0-1-2	10,3	7,7	7,8	11,4	6,9	7,0	5,9	7,3	9,1
EURO-3	21,4	18,2	16,5	23,1	15,8	16,2	15,7	18,6	20,5
EURO-4	36,9	45,8	43,5	42,2	44,0	42,2	44,0	43,5	42,9
EURO-5	31,4	28,3	32,2	23,3	33,2	34,5	34,4	30,5	27,4
Autres	-	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,1
Total	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0

Tableau 53: Répartition pseudo-statique des VUL selon les catégories EURO, par département d'origine des immatriculations

3.8. Conclusions et synthèse de l'analyse des parcs observés

Globalement, on observe des différences assez significatives entre les parcs observés (en pourcentages du trafic) et avec les estimations nationales. On aura noté globalement un parc moins diésélisé que les estimations nationales et plus « ancien » en regard des réglementations pollution mais comptant plus de motorisations alternatives (1,8%), comptant moins de camions et plus de bus.

On aura également observé des contrastes entre les différents lieux d'observations, et en particulier un contraste significatif entre les parcs Hauts-de-Seine et Seine-Saint-Denis, à la fois en terme de diésélisation et d'ancienneté du parc VP, le parc de Seine-Saint-Denis se caractérisant par un parc ancien fortement diésélisé, tandis que le parc Hauts-de-Seine est plus récent et faiblement diésélisé, comportant de surcroît une plus grande part de véhicules à motorisations avancées (électriques, hybrides). Ces contrastes portent de surcroît sur les autres catégories de véhicules (VUL, camions, autobus).

Les parcs observés par vidéo en 75, 92 et 93 présentent de grandes différences, comme déjà indiqué par l'analyse de l'enquête de mobilité EGT2010 :

- les parcs de Paris et Hauts-de-Seine sont moins diésélisés que le parc de Seine-Saint-Denis, avec cependant des écarts un peu moins marqués dans l'EGT2010 qu'au travers des observations vidéo ;
- le parc 93 est plus ancien que les parcs 75 et 92, avec des proportions plus importantes de véhicules des réglementations pollution anciennes, et moins de véhicules Euro4, Euro5. Concernant les réglementations pollution, on ne peut cependant pas établir de comparaisons strictes entre l'EGT-2010 et des observations faites en 2013 (en 2010 très peu d'Euro 5 étaient sur le marché).
- les observations vidéo donnent un taux de véhicules récents élevé pour Paris et Hauts-de-Seine, et faible en Seine-Saint-Denis, où le taux de véhicules anciens (pré-Euro, Euro1, Euro2) est également très important.

	Paris (75)		Hauts de Seine (92)		Seine-Saint-Denis (93)	
	Observé	EGT2010	Observé	EGT2010	Observé	EGT2010
Diesel	58%	38%	59%	43%	70 %	51%
Essence	40%	61%	39%	55%	28%	48%
Hybrides, électriques, autres	2%	0,6%	2%	1,3%	1,5%	0,7%

Tableau 54. Diésélisation - Comparaison des parcs de voitures particulières, de Paris, Hauts-de-Seine et Seine-Saint-Denis (Données EGT 2010-STIF-OMNIL-DRIEA et observations vidéo)

	Paris (75)		Hauts de Seine (92)		Seine-Saint-Denis (93)	
	Observé	EGT2010	Observé	EGT2010	Observé	EGT2010
Pre-Euro	6%	7%	5%	6%	13%	7%
Euro1	2%	13%	2%	8%	3%	14%
Euro2	6%	19%	6%	18%	7%	18%
Euro3	21%	28%	21%	30%	28%	34%
Euro4	36%	32%	36%	36%	30%	26%
Euro5	27%	0,0%	27%	1%	17%	0,1%
NR	2%	0,6%	3%	1,3%	1,5%	0,8%

Tableau 55. Réglementation pollution - Comparaison des parcs de voitures particulières de Paris, Hauts-de-Seine et Seine-Saint-Denis (Données EGT 2010-STIF-OMNIL-DRIEA et observations vidéo)

Ces résultats, et les observations vidéos qui ont permis de les établir, confortent donc les disparités observées par l'analyse de l'EGT 2010, de manière plus précise et plus actuelle, mais avec une moindre exhaustivité de couverture de l'Île de France bien sûr.

Le Tableau 56 classe les parcs de voitures en terme d'âge et de diésélisation, selon les estimations par l'EGT2010 et par l'observation vidéo. On note qu'à très peu d'exceptions (peut-être liées aux périodes différentes des enquêtes), on retrouve par les 2 dispositifs des conclusions très similaires pour la quasi-totalité des départements. C'est le cas notamment des départements 77 (récent, forte diésélisation), 95 (ancien, forte diésélisation), et de départements « intermédiaires » (91, 94). Ceci montre le potentiel de l'observation vidéo pour discriminer les compositions de parcs, même avec peu de sites d'observation.

Tri selon l'âge	Récent				Ancien			
EGT2010- statique	92	78	77	91	94	95	75	93
Observé	91	77	78	92	75	94	95	93
Tri selon le taux de Diésel	Peu de Diesel				Beaucoup de Diesel			
EGT2010- statique	75	92	94	93	78	91	95	77
Observé	75	92	78	94	91	93	95	77

Tableau 56: Classement des parcs de voitures par département, en terme de diésélisation et d'âge (réglementations émissions)

4. Incidence des compositions de parc sur les émissions

On propose dans ce chapitre d'analyser l'influence de la composition du parc automobile sur les estimations d'émissions de polluants. On examinera en particulier les variations spatiales qui peuvent être induites par la variabilité des compositions, et l'incidence d'une prise en compte de cette variabilité spatiale (versus un parc « uniforme ») sur les estimations globales.

4.1. Cas d'application, approche et analyses préalables

4.1.1. Cas d'application

Nous avons souhaité disposer d'un cas d'application « réaliste » pour réaliser ces analyses. En lien avec le projet PREQUALIF, le cas de l'Île de France était le plus pertinent, et AirParif a accepté de mettre à notre disposition un jeu de données permettant une simulation sur l'Île de France. Ce jeu de données correspond à une heure de pointe du matin, un jour ouvré. Les volumes de trafic et vitesses pour les différentes catégories de véhicules sont documentés sur 37,697 tronçons de voies routières. Ces tronçons sont identifiés (et peuvent donc être spatialisés par AirParif), mais nous ne considérerons ici que leur localisation en 4 zones géographiques récapitulées en Tableau 57. Comme nous disposons de données de parcs spécifiques aux départements 92 et 93, nous considérerons également le découpage territorial identifiant ces départements.

Code 1	
11	Paris
12	BP-Boulevard Périphérique
13	Intra A86 (hors Paris+BP)
14	reste de l'Île-de-France
Code 2	
92	92
93	93
0	Autres départements

Tableau 57 Codes de localisation des tronçons routiers

Les flux totaux de trafic sont documentés par tronçon, ainsi que leur décomposition en voitures particulières (véhicules légers VL), véhicules utilitaires légers (VUL), camions (PL), et bus. Les flux de 2-roues motorisés sont également disponibles séparément. Des vitesses de circulation spécifiques à chacune de ces catégories de véhicules sont disponibles.

Enfin, pour chaque tronçon, on dispose d'une hypothèse de volume de trafic (ou de distance) effectué à froid sous forme d'un pourcentage, ainsi que d'une hypothèse de « milieu » (urbain, rural, autoroute) qui renvoie à une composition-type de trafic.

Les autres hypothèses de détermination des émissions de polluants sont les suivantes :

- Température moyenne : 11 °C
- Carburant : RVP hiver=70 kPa ; Taux de soufre : 10 mg/kg
- Chargement des camions PL : pris constant et égal à 50 % de la charge totale.

4.1.2. Approche de calcul des émissions de polluants

Les calculs d'émissions envisagés dans ce projet reposent sur l'approche CopCETE, qui reprend la méthodologie COPERT 4, dont la méthode est explicitée dans le Guidebook [2009]. Les émissions sont calculées pour chaque tronçon de route à partir du nombre de véhicules par catégorie (VL, VUL, PL, Bus), et de leur vitesse à partir des équations de COPERT4, et pour certaines émissions à partir de facteurs d'émissions dérivés de travaux français. CopCETE permet l'introduction de parcs alternatifs au parc national estimé par l'IFSTTAR.

Le calcul d'émissions sur un réseau routier pendant une période nécessite de définir les paramètres de simulation suivants :

- La longueur du tronçon, et sa pente
- Le nombre de VL, PL et Bus, une clé VUL (taux de VUL)
- La vitesse des VL, PL et Bus
- Le milieu dans lequel s'insère le tronçon (urbain dense, urbain diffus, rase campagne) pour la monétarisation des effets de la pollution
- Le parc à prendre en compte (année, type, parc modifié par l'utilisateur)
- L'année, qui fait référence à une structure de parc et à une composition de carburant
- Le mois de l'année, qui renvoie aux conditions de températures
- Le nombre journalier de trajets effectués par un VP, pour le calcul des émissions par évaporation
- La longueur moyenne des trajets, utilisée pour les surémissions à froid et les évaporations
- La charge des PL (0, 50 ou 100%)

Une description détaillée de CopCETE est présentée dans André et al. (2014).

Dans ce qui suit, nous nous focaliserons sur quelques polluants caractéristiques et d'enjeu (CO₂ et consommation, CO, COV, benzène, NO_x, PM), mais l'outil détermine également une trentaine de polluants dont les métaux lourds, certains HAP et d'autres polluants gazeux qui ne seront pas commentés dans ce cadre, car pour la plupart, leur détermination est plus approximative (prorata de la consommation, ou des COV et PM), et n'apporterait rien aux analyses.

Il faut préciser que la version actuelle de CopCETE inclut des données de parc dérivées des travaux de l'IFSTTAR, mais qu'il s'agit de la version 2011 des compositions de parc, version temporaire ajustée ultérieurement en 2013, mais non encore intégrée dans CopCETE. Une intégration dans COPCETE des compositions de parc tirées de la version 2013 a donc été réalisée, qui permet de travailler avec les données les plus récentes, sous forme de données « utilisateurs » (hypothèses alternatives de compositions du parc). Ceci nous permet d'être en cohérence avec les analyses de parcs présentées aux chapitres précédents, comparées au parc IFSTTAR version 2013, années 2010 pour l'EGT et année 2013 pour les observations vidéo. Les principales différences entre les 2 versions de parc IFSTTAR sont récapitulées en Annexe 4. On note en particulier que :

- les taux de diésélisation (VP et VUL) sont quasi inchangés,
- la répartition entre camions et tracteurs routiers change (37 / 63% dans la version 2013 contre 48 / 52% dans la version 2011) mais reste très différente de celle observée pour l'Île de France (92 / 8%),
- les autocars restent à 75% de type standard mais voient la répartition 3-essieux / Midi cars modifiée (2 / 22% au lieu de 7 / 18% dans la version 2011),
- les autobus sont à 70% « standards » au lieu de 82% (s'éloignant de fait de la composition Île de France qui en compte 81%),
- la répartition (version 2013) des voitures selon les réglementations Euro s'écarte de celle observée en Île de France, avec 13% d'Euro-0-1-2 au lieu de 17% dans la version 2011, mais toujours des véhicules récents (Euro 4 et 5) plus nombreux (de 3-4%),
- la répartition des VUL selon les réglementations reste assez proche de la version 2013, mais atténué l'écart à la distribution Île de France concernant les véhicules récents (31% d'Euro 5 dans la version 2013 au lieu de 34%),
- la répartition des camions selon les réglementations reste assez proche de la version 2013,

- la répartition des autobus et autocars selon les réglementations varie entre les 2 versions, mais confirme un parc comptant plus d'Euro 4 et Euro 5 qu'observés en Île de France.

Les analyses qui suivent seront donc effectuées en comparaison d'une situation de référence utilisant la composition de parc IFSTTAR version 2013. La comparaison des 2 versions 2011 et 2013 sera également donnée ci-après. Seules quelques analyses relatives (incidence du froid, incidence de l'utilisation d'un parc homogène), réalisées antérieurement, ont été conservées avec la composition de parc IFSTTAR version 2011.

4.1.3. Mise en forme des données

Le fichier de 37,700 tronçons peut être analysé directement par l'outil CopCete en une dizaine d'heures, mais on se heurte à un problème de dimension des tableaux de résultats. Une simplification des calculs et diminution de la taille du fichier à analyser est obtenue comme suit :

- on regroupe tous les tronçons correspondant à une même « situation » (même zone géographique, même milieu et parc-type, même taux de démarrage à froid et mêmes vitesses des voitures). On obtient ainsi 1258 groupes de segments,
- en regroupant les tronçons par classes de taux à froid (par 10%) et par classes de vitesses des voitures (pas de 2 km/h), on diminue encore le nombre de groupes à 750, tout en conservant une finesse d'analyse tout à fait acceptable (cf. plus loin).
- Cependant, pour chacun des groupes, on calcule ensuite exactement les données qui le caractérisent (les volumes de trafics et vitesses moyennes sont recalculées pour chacune des catégories au prorata des trafics et distances effectuées, de même que les taux à froid, etc.). A chaque groupe sont affectés une longueur moyenne des tronçons regroupés, ainsi que les volumes cumulés correctement de chacune des catégories de véhicules.

4.1.4. Validation de l'approche par regroupement

La comparaison des véhicules x kilomètres entre l'ensemble des tronçons et leur regroupement donne un écart infinitésimal.

Un calcul préliminaire (effectué sur un premier jeu de données trafic) d'émissions / consommation donne à l'échelle de l'Île de France, des écarts inférieurs à 0,15% sur tous les polluants et 0,4% sur l'estimation des NOx. Ces écarts s'expliquent principalement par les ajustements de vitesses des camions et bus (contraintes de calcul de l'approche Copert) qui s'effectuent dans un cas sur les données de tronçons et dans l'autre cas sur des données agrégées par le regroupement. Les écarts d'émissions atteignent ainsi 0,7% pour les camions et 3,5% pour les bus.

Ces écarts très faibles démontrent la faisabilité de l'approche par regroupement, d'autant que quelques erreurs des vitesses des véhicules lourds ont ensuite été corrigées par AirParif, minimisant les ajustements de vitesse pour Copert.

4.2. Simulation de référence (parc Ifsttar version 2013, année 2013)

Cette simulation de référence est effectuée en appliquant au plus près les hypothèses de calcul d'AirParif, afin de valider la mise en œuvre de la chaîne de calcul. Un retour d'AirParif sur les résultats exposés ci-après nous a confirmé que ceux-ci étaient en accord avec les estimations effectuées au moyen de la plate-forme Heaven.

Remarque : la température moyenne a été fixée à 11°C, mais comme l'approche prévoit une fluctuation de température journalière pour l'évaluation des évaporations, nous avons considéré une variation 6-16°C.

4.2.1. Bilan des émissions de la situation de référence

Cette simulation est effectuée sur les données après regroupement des tronçons (comme explicité ci-dessus). Les résultats de cette simulation (bilan trafic et émissions) sont donnés en Tableau 58.

Au total, près de 9 Millions de véhicules x kilomètres sont effectués sur l'heure de pointe du matin, dont 93% par les véhicules légers (74% voitures et 19% VUL). Les véhicules lourds représentent 7% du trafic (dont 92% pour les camions soit 6,3% du trafic et 8% pour les autobus soit 0,6% du trafic).

Ce trafic produit 2077 tonnes de CO₂, près de 9,5 tonnes de CO, 8,2 tonnes de NO_x, 1 tonne de particules (dont 290 kg à l'échappement), 720 kg de COV auxquels s'ajoutent 54 kg par évaporation (véhicules essence seulement).

Émissions (kg), trafic		Véhicules kilomètres (10 ³)	Consom- mation	CO ₂	CO	NO _x	COV	Benzène	PM	Evapo COV
Catégories	Type									
Véh. lourds	Bus	52	20917	65361	252	617	27	0	39	0,0
	Camions	565	132026	413580	751	2527	63	0	359	0,0
Somme veh. lourds		617	152943	478941	1003	3145	91	0	399	0,0
VP	VP Diesel	4937	268015	841021	485	3005	96	2	370	0,0
	VP essence	1649	97065	297185	7039	480	421	22	75	54,4
	VP GPL	1	67	202	8	0	0	0	0	0,0
	VP Hybride+Electr	31	1073	3408	1	2	0	0	1	0,0
Somme VP		6619	366219	1141817	7534	3487	518	24	447	54,4
VUL	VUL Diesel	1720	144555	452646	827	1519	106	2	175	0,0
	VUL electr	0	0	0	0	0	0	0	0	0,0
	VUL Essence	16	1444	4467	147	11	5	0	1	0,0
Somme VUL		1736	145999	457113	974	1530	110	2	176	0,0
Total		8971	665161	2077871	9511	8162	719	27	1022	54,4

Tableau 58. Émissions de polluants (IdF-HPM, parc Ifsttar v2013 année 2013)

En % du total	Type	Véhicules kilomètres (10 ³)	Consom- mation	CO2	CO	NOx	COV	Benzène	PM
	Bus	8	14	14	25	20	30	29	10
	Camions	92	86	86	75	80	70	71	90
Somme Véh. lourds		7	23	23	11	39	13	0	39
VP	VP Diesel	75	73	74	6	86	19	7	83
	VP essence	25	27	26	93	14	81	93	17
	VP GPL	0	0	0	0	0	0	0	0
	VP Hybride+Electr	0	0	0	0	0	0	0	0
Somme VP		74	55	55	79	43	72	91	44
VUL	VUL Diesel	99	99	99	85	99	96	88	100
	VUL electr	0	0	0	0	0	0	0	0
	VUL Essence	1	1	1	15	1	4	12	0
Somme VUL		19	22	22	10	19	15	9	17
Total		100	100	100	100	100	100	100	100

Tableau 59. Émissions et trafic selon les catégories de véhicules, simulation de référence (IdF-HPM, parc Ifsttar v2013, année 2013)

Les voitures et les véhicules utilitaires légers constituent une grande partie des émissions (77% des consommations et CO2, 87 à 89% des CO et COV, cf. Tableau 59), mais on note que les véhicules lourds sont responsables de 39% des NOx et PM (pour 7% du trafic).

4.2.2. Contribution de démarrage à froid

Le bilan précédent inclut la contribution liée au démarrage à froid des véhicules (légers seulement). Il est intéressant de quantifier celle-ci, afin d'évaluer l'enjeu relatif à cette problématique.

Le démarrage à froid ne concerne que les véhicules légers, à motorisations thermiques. L'incidence du démarrage a été estimée ici à partir du parc Ifsttar dans sa version 2011 (analyses effectuées avant la mise en œuvre de la version 2013), mais cela affecte peu les résultats. L'incidence au niveau des consommations et émissions de CO2 à l'échelle de l'Île de France (HPM) est de 5 à 8% pour les véhicules légers selon leur type. Les contributions aux émissions de NOx et PM restent également assez limitées : 4% sur le bilan global, 7% sur l'ensemble de VP, mais les surémissions de NOx peuvent être assez fortes pour les véhicules essence et GPL. Les autres polluants sont fortement affectés par le démarrage à froid qui représente - sur le bilan global - 54% des émissions totales de CO, 43% des COV échappement, 54% du benzène. Ces contributions atteignent respectivement 66, 54 et 56% pour les seuls VP, et entre 60 et 90% pour les VP essence et GPL.

Émission froid % / émission totale								
Catégories	Type	Consommation	CO2	CO	NOx	COV	Benzène	PM
Véh. lourds		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
VP	VP Diesel	5,6	5,5	12,6	3,5	21,4	23,2	7,8
	VP essence	7,9	5,2	69,3	25,4	60,3	58,5	0,0
	VP GPL	7,9	7,9	83,7	52,4	88,7	90,1	0,0
Somme VP		6,2	5,5	65,6	7,3	53,9	56,3	6,5
VUL	VUL Diesel	5,3	5,4	11,1	3,4	20,4	20,8	8,9
	VUL Essence	7,6	7,8	51,3	14,6	40,7	37,9	0,0
Somme VUL		5,4	5,4	17,2	3,5	21,3	23,0	8,9
Total		4,6	4,2	54,3	3,8	43,3	53,8	4,4

Tableau 60. Contribution de démarrage à froid, en pourcentage de l'émission totale (chaud + froid), simulation de référence (IdF, HPM) évalué à partir du parc Ifsttar v2011, année 2013)

Ces ordres de grandeur très conséquents indiquent clairement l'enjeu des contributions à froid, et la nécessité de leur évaluation précise, notamment en ce qui concerne leur « localisation », qui n'est pour l'instant qu'approchée très approximativement. On utilise en effet des % à froid par tronçon, ou

même quelquefois une répartition uniforme, alors que ces surémissions sont a priori localisées au plus près des lieux de parking des véhicules et alentours.

4.2.3. Facteurs d'émissions et consommation (situation de référence)

Le Tableau 61 donne les facteurs d'émissions ou émissions spécifiques résultant de ces simulations. Au global, le trafic consomme environ 8,9 l/100 ou 74g/km, et émet 232 g de CO₂ par km parcouru par un véhicule, 1,1 g de CO, 0,9g de NO_x, 0,11g de particules. La consommation des bus est de 47 l/100 (400g/km), pour 1260g/km de CO₂, 12g/km de NO_x, 0,8g/km de PM. Les camions se situent à de niveaux bien inférieurs sauf pour les particules. Les voitures particulières se situent à un niveau de 7 l/100km, 55g/km, pour des émissions de 173g/km de CO₂, 0,5g de NO_x, 0,07g de PM.

Facteurs d'émission (g/km)		Consommation		CO ₂	CO	NO _x	COV yc	Benzène	PM
		l/100 km	g/km				évapo		
Bus		47,3	402,2	1257	4,85	11,87	0,529	0,0003	0,759
Camions		27,5	233,8	732	1,33	4,48	0,112	0,0001	0,636
<i>Tous Véh. lourds</i>		<i>29,2</i>	<i>248,0</i>	<i>777</i>	<i>1,63</i>	<i>5,10</i>	<i>0,147</i>	<i>0,0001</i>	<i>0,646</i>
VP	VP Diesel	6,4	54,3	170	0,10	0,61	0,020	0,0004	0,075
	VP essence	7,8	58,9	180	4,27	0,29	0,288	0,0136	0,046
	VP GPL	10,4	57,1	173	6,86	0,16	0,232	0,0014	0,046
	VP Hybride+Elec		34,5	110	0,04	0,05	0,001	0,0000	0,045
<i>Tous VP</i>		<i>6,7</i>	<i>55,3</i>	<i>173</i>	<i>1,14</i>	<i>0,53</i>	<i>0,087</i>	<i>0,0037</i>	<i>0,068</i>
VUL	VUL Diesel	9,9	84,0	263	0,48	0,88	0,061	0,0012	0,102
	VUL elec		0,0	0	0,00	0,00	0,000	0,0000	0,050
	VUL Essence	12,3	92,5	286	9,40	0,69	0,312	0,0180	0,051
<i>Tous VUL</i>		<i>9,9</i>	<i>84,1</i>	<i>263</i>	<i>0,56</i>	<i>0,88</i>	<i>0,064</i>	<i>0,0013</i>	<i>0,102</i>
Tous		8,9	74,1	232	1,06	0,91	0,086	0,0030	0,114

Tableau 61. Émissions spécifiques (en g/km) selon les catégories de véhicules, simulation de référence (parc Ifsttar v2013, année 2013)

4.2.4. Répartition géographique des émissions

Enfin, le Tableau 62 répartit les émissions selon les zones géographiques. Paris (intra-périphérique) représente de l'ordre de 7% du trafic total, et entre 6 et 10% des émissions. Le Boulevard Périphérique représente 4,3% du trafic (soit plus de la moitié du trafic Parisien intra périphérique) et entre 3 et 5% des émissions de polluants selon les polluants. La couronne intra-86 hors Paris et périphérique mobilise près de 15% du trafic (12 à 15% des émissions). Finalement le reste de l'Île de France concerne 74% du trafic, et entre 71 et 79% des émissions (sur cette tranche horaire).

En %	Véhicules kilomètres (10 ³)	Consom- mation (kg)	CO ₂ (kg)	CO (kg)	NO _x (kg)	COV (kg)	Benzène (kg)	PM (kg)	Evapo COV (kg)
Paris	7	8	8	7	8	10	10	6	8
Boulevard Périphérique	4	5	5	3	5	4	3	4	5
Intra A86, hors Paris+BP	15	15	15	12	15	14	14	15	14
reste de l'Île-de-France	74	73	73	79	72	71	72	75	73

Tableau 62. Répartition géographique des émissions (parc Ifsttar v2013, année 2013)

On notera donc que - en terme de bilan d'émission - des mesures de réduction des émissions sur des périmètres parisiens ou intra-A86 ne porteraient que sur des proportions relativement limitées des quantités d'émissions de cette tranche horaire (au prorata de ce que ces périmètres représentent et des parts de trafics qui pourraient être affectées) et probablement aussi de la journée entière.

On notera également une certaine « proportionnalité » entre trafic et émissions sur les différentes zones, qui indique (en première approche) une similitude des « comportements d'émissions » (des

distorsions plus significatives pourraient être signes de conditions de circulation contrastées ou plus encore de parcs très différenciés à l'échelle des zones).

Le Tableau 63 donne les émissions et consommations spécifiques des trafics selon ces différentes zones. On note des consommations et facteurs d'émissions les plus élevés à Paris sur tous les polluants (sauf PM qui sont les plus faibles). Les consommations et émissions sont également plus élevées sur le périphérique, mais pas pour les polluants CO et COV, PM.

Globalement la couronne entre périphérique et A86 est très proche des résultats sur tout l'Île de France. Sur le reste du territoire, on observe des consommations et émissions de CO₂ et NO_x légèrement inférieures, mais les plus forts facteurs d'émission de CO et PM.

Facteurs d'émission en g/km	Consommation		CO ₂	CO	NO _x	COV échapt	Benzène échapt	PM	COV Evapo
	l/100km	g/km							
a-Paris	10,4	86,4	270	0,98	1,05	0,119	0,0044	0,105	0,007
Boulevard Périphérique	9,5	78,4	246	0,62	1,02	0,074	0,0023	0,113	0,007
Intra A86 (hors Paris+BP)	8,9	74,2	232	0,85	0,91	0,079	0,0028	0,113	0,006
reste de l'Île-de-France	8,7	72,7	227	1,13	0,89	0,077	0,0029	0,115	0,006
Total	8,9	74,1	232	1,06	0,91	0,080	0,0030	0,114	0,006

Tableau 63. Émissions spécifiques (en g/km) des trafics selon les zones géographiques, parc Ifsttar v2013, année 2013 (IdF, HPM)

4.2.5. Conclusion

Nous disposons d'un cas d'application sur l'Île de France consistant en la simulation du trafic à l'heure de pointe du matin un jour ouvré, sur les 37,700 tronçons de voies modélisés. Une approche par « regroupement de tronçons » a été validée afin de faire des simulations sous divers scénarios dans des temps acceptables. Une simulation de référence a été établie sur ce jeu de données, en considérant les compositions nationales de parcs Ifsttar, version 2013, année 2013, déclinées en urbain, rural et autoroutier selon les milieux traversés et conformément au jeu de données d'origine. Cette simulation de référence sera la base de comparaison avec les autres hypothèses de composition du parc.

Cette simulation de référence montre le poids important des émissions des véhicules lourds (39% des PM et NO_x) pour seulement 7% du trafic.

Les émissions par évaporation (COV) représentent de l'ordre de 7% du total des COV à l'échelle de l'Île de France. Bien qu'il ne concerne que les véhicules légers, le démarrage à froid est un enjeu considérable, puisqu'il représente plus de la moitié des émissions de certains polluants (CO, COV), dans un bilan global toutes catégories de véhicules et à l'échelle du territoire.

La répartition géographique des trafics et émissions montre que Paris et le Boulevard périphérique mobilisent de l'ordre de 11-15% des trafics et émissions, l'intra-A86 représente 26% du trafic et 22-30% des émissions sur cette tranche horaire. L'essentiel (les ¾ du trafic et des émissions) concerne le reste de l'Île de France.

Cette simulation de référence a permis également de calculer des facteurs agrégés d'émission et de consommation des trafics.

4.3. Sensibilité à différentes configurations de parc

4.3.1. Simplification par un parc uniforme

La simulation de référence utilise des compositions de parcs urbaines, rurales et autoroutières selon les milieux de circulation. Nous nous sommes intéressés ici à l'approximation sur les émissions qui résulterait de la prise en compte d'un parc uniforme (national ou urbain). Cette analyse est principalement motivée par le fait que les observations de parc par vidéo ne nous donneront pas simplement la possibilité d'appréhender ces parcs types urbains / ruraux et autoroutiers. En effet, les 9 sites d'observation correspondent à des « milieux affectés d'un parc-type urbain ». On ne dispose donc pas de parcs observés de types ruraux ou autoroutiers pour les simulations, et l'utilisation des parcs-types Ifsttar pour ces milieux et des parcs observés pour l'urbain constituerait une approche hétéroclite peu justifiée.

Les simulations qui suivent, ayant été effectuées antérieurement, ont été réalisées à partir de la version 2011 du parc Ifsttar ; elles sont présentées en relatif par rapport à cette référence déclinant les parcs urbain, rural, et autoroutier.

4.3.1.1. *Application uniforme d'un parc national*

L'application uniforme d'un parc national (Ifsttar, année simulée 2013, version 2011) donne des résultats très proches de l'application du parc distribué (urbain, rural et autoroutier selon milieu) correspondant à la même version et même année. Les écarts (cf. Tableau 64) avec la simulation de référence s'expliquent principalement par des écarts de composition des parcs VP et VUL (les autres catégories étant trop faiblement affectées). On observe ainsi un trafic Diesel et GPL plus élevé (les simulations de parc reposent sur l'hypothèse d'une utilisation Diesel accrue en rural et autoroute), au détriment des trafics VP / VUL essence et hybrides/électriques (plus forte utilisation en urbain). Ces variations sont de quelques pourcents dans chacune des catégories (jusqu'à 6%) et se traduisent par des variations d'émissions relativement limitées par catégories (2-2,5% pour les COV des VP) et encore plus limitées pour l'ensemble de l'Île de France (0 à -2,3%).

Ces écarts restent faibles, car globalement, l'Île de France est pilotée (au travers du jeu de données considéré) par un équilibre entre les parcs urbains, ruraux, autoroutiers (respectivement 36%, 23% et 40%) qui, - bien que n'étant pas similaire à la distribution nationale (32, 46, 22% selon Hugrel, 2006, 32, 43, 25% selon la simulation du parc 2013) -, conduit cependant à une certaine équivalence entre les estimations résultant de l'application des 3 parcs d'une part, ou du parc national d'autre part.

Au niveau des différentes zones géographiques, la simplification par un parc uniforme induit des écarts plus importants au niveau de Paris et du Boulevard Périphérique (7 à 11% pour certains polluants), car pour ces zones la distorsion entre les parcs-types répartis et une composition uniforme est très importante (selon les données, le trafic est respectivement à 87% et 100% de type urbain à Paris et sur le Boulevard Périphérique, cf. Tableau 43).

Le trafic dans les autres zones (intra A86 et reste de l'Île de France) étant beaucoup plus équilibré entre les milieux et parcs types, les écarts d'émission sont très faibles (< 2%). On notera que les écarts d'émission s'expliquent simplement par des proportions Diesel / Essence : la composition uniforme nationale est plus fortement diésélisée et induit donc des surémissions de NOx et PM, et le taux inférieur de véhicules essence se traduit par de plus faibles émissions de CO, COV, et d'évaporation.

Écart % / Référence		Véhicules kilomètres	Consom- mation	CO2	CO	NOx	COV	Benzène	PM	Evapo COV
Catégories	Type									
Bus		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Camions		0,0	-0,9	-0,9	-0,9	0,4	0,7	0,7	0,0	
<i>Somme Véh. lourds</i>		<i>0,0</i>	<i>-0,8</i>	<i>-0,8</i>	<i>-0,7</i>	<i>0,3</i>	<i>0,5</i>	<i>0,5</i>	<i>0,0</i>	
VP	VP Diesel	0,7	0,7	0,7	2,0	0,8	1,9	2,0	0,7	
	VP essence	-2,1	-2,8	-2,9	1,0	-0,7	-2,7	-2,8	-2,1	-1,7
	VP GPL	1,5	1,6	1,6	2,3	1,5	1,7	1,7	1,5	
	VP Hybride+Electr	-5,8	-7,0	-7,0	1,4	-6,6	-6,1	-6,3	-5,8	
<i>Somme VP</i>		<i>0,0</i>	<i>-0,3</i>	<i>-0,3</i>	<i>1,1</i>	<i>0,6</i>	<i>-1,9</i>	<i>-2,5</i>	<i>0,2</i>	<i>-1,7</i>
VUL	VUL Diesel	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,0	0,0	0,1	
	VUL electr	-6,2							-6,2	
	VUL Essence	-6,2	-3,7	-3,7	-10,0	-8,9	2,7	3,2	-6,1	
<i>Somme VUL</i>		<i>0,0</i>	<i>0,0</i>	<i>0,0</i>	<i>-1,4</i>	<i>0,0</i>	<i>0,2</i>	<i>0,4</i>	<i>0,1</i>	
Total		0,0	-0,3	-0,3	0,6	0,4	-1,4	-2,3	0,1	-1,7

Tableau 64. Utilisation d'un parc uniforme Ifsttar national, versus déclinaison des parcs urbain / rural / autoroutier (IdF, HPM, parc Ifsttar 2013, vers.2011)

Écart % / Référence		Véhicules kilomètres	Consom- mation	CO2	CO	NOx	COV	Benzène	PM	Evapo COV
Catégories	Type									
Paris		0,0	0,8	0,9	-6,9	1,8	-6,3	-9,6	0,8	-10,9
Boulevard Périphérique		0,0	2,9	2,9	-5,9	3,5	-6,8	-10,7	0,7	-13,1
Intra A86, hors Paris+BP		0,0	-0,7	-0,7	0,9	0,0	-0,5	-1,1	0,1	0,0
reste de l'Île-de-France		0,0	-0,6	-0,6	1,5	0,1	-0,4	-0,9	0,0	-0,2
Île de France		0,0	-0,3	-0,3	0,6	0,4	-1,4	-2,3	0,1	-1,7

Tableau 65. Utilisation d'un parc uniforme Ifsttar national versus déclinaison des parcs urbain / rural / autoroutier ; écarts d'émission selon les zones (IdF, HPM, parc Ifsttar 2013, v2011)

4.3.1.2. Application uniforme d'un parc national urbain

L'exercice précédent a été effectué en considérant cette fois un parc urbain (application uniforme du parc national Ifsttar-urbain, année simulée 2013, version 2011). Les écarts sont ici accentués en raison d'une plus forte distribution des compositions de parc (on passe d'un trafic à 36% de type urbain, à un trafic 100% urbain).

Les écarts obtenus pour les camions résultent d'une distribution différente selon les classes de poids (PTAC, les camions urbains étant de moindre tonnages) et en conséquence des émissions / consommations plus faibles. Pour les véhicules légers, un taux beaucoup plus élevé de véhicules essence (plus représentés en trafic et parc urbains) conduit à de plus fortes consommations et émissions de cette catégorie.

Cela se traduit sur l'ensemble du bilan, par de plus fortes émissions de CO, COV (+8 à 12%) et évaporation (+13%), et corrélativement de faibles diminutions des consommations, CO2, NOx et PM compte-tenu de plus faibles proportions de Diesel.

Écart % / Référence		Véhicules kilomètres	Consom- mation	CO2	CO	NOx	COV	Benzène	PM	Evapo COV
Catégories	Type									
Bus		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Camions		0,0	-8,6	-8,7	-7,6	-3,3	6,0	5,0	-0,1	
<i>Somme Véh. lourds</i>		<i>0,0</i>	<i>-7,4</i>	<i>-7,4</i>	<i>-5,7</i>	<i>-2,6</i>	<i>3,9</i>	<i>3,5</i>	<i>-0,1</i>	
VP	VP Diesel	-3,8	-4,4	-4,4	-2,9	-3,7	-3,7	-3,7	-3,9	
	VP essence	11,7	9,5	9,2	18,1	14,3	12,4	12,5	11,7	13,2
	VP GPL	-1,3	-1,2	-1,2	-0,5	-1,3	-1,1	-1,1	-1,3	
	VP Hybride+Electr	-8,3	-9,3	-9,3	-3,1	-11,2	-8,4	-8,5	-8,3	
<i>Somme VP</i>		<i>0,0</i>	<i>-0,7</i>	<i>-0,9</i>	<i>16,6</i>	<i>-0,6</i>	<i>9,7</i>	<i>11,5</i>	<i>-1,3</i>	<i>13,2</i>
VUL	VUL Diesel	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	
	VUL electr	-20,0							-20,0	
	VUL Essence	-20,0	-17,9	-17,8	-23,2	-22,3	-12,4	-12,0	-19,9	
Somme VUL		0,0	0,0	0,0	-3,4	0,0	-0,4	-1,4	0,1	
Total		0,0	-2,1	-2,2	12,4	-1,3	7,7	10,5	-0,6	13,2

Tableau 66. Utilisation d'un parc uniforme Ifsttar urbain, versus déclinaison des parcs urbain / rural / autoroutier (IdF, HPM, parc Ifsttar 2013, vers.2011)

Au niveau des différentes zones géographiques, la simplification par un parc uniforme urbain induit des écarts importants au niveau des zones hors Paris et Boulevard Périphérique (9 à 15% pour certains polluants). En raison du poids important de ces zones, le bilan au niveau de l'Île de France est également affecté d'écarts quasiment équivalents et significatifs (8 à 13% sur les polluants spécifiques essence).

Écart % / Référence	Véhicules kilomètres	Consom- mation	CO2	CO	NOx	COV	Benzène	PM	Evapo COV
Paris	0,0	-0,5	-0,5	1,4	-0,5	1,1	1,5	-0,2	2,6
Boulevard Périphérique	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Intra A86 (hors Paris+BP)	0,0	-2,7	-2,8	11,5	-2,0	8,2	11,6	-0,7	15,1
reste de l'Île-de-France	0,0	-2,3	-2,4	14,1	-1,3	9,0	12,3	-0,7	14,9
Île de France	0,0	-2,1	-2,2	12,4	-1,3	7,7	10,5	-0,6	13,2

Tableau 67. Utilisation d'un parc uniforme Ifsttar urbain, écarts d'émissions selon les zones géographiques à la simulation de référence (IdF, HPM, parc Ifsttar 2013, vers.2011)

4.3.2. Écarts entre les versions 2011 et 2013 du parc IFSTTAR

On analyse ici l'incidence de la version du parc IFSTTAR, par l'application des parcs urbains, ruraux et autoroutiers de l'année 2013, version 2013, en comparaison de la situation de référence qui utilise la version 2011.

Des écarts (Tableau 68) sont observés pour les véhicules lourds (camions, bus) en raison de répartitions différentes en terme de catégories et classes de poids soulignées en section 4.1.2. Ces différences se traduisent par une légère diminution des consommations et émissions de COV des autobus et augmentation de celles des camions, et une augmentation de l'émission de benzène. Ces variations pèsent assez peu dans le bilan global.

Pour les véhicules légers, on observe des écarts importants liés à une prise en compte différente des véhicules GPL, hybrides, et VUL électriques. Ces écarts sont cependant insignifiants dans le bilan (très faibles pourcentage des véhicules x kilomètres).

Pour les véhicules utilitaires légers, les écarts sont très limités (compositions suffisamment proches).

Pour les voitures, le parc version 2013 prévoit un faible ajustement du taux de diésélisation qui se traduit ici en terme de répartition des véhicules x kilomètres (+0,8% d'essence) et surtout un rajeunissement (plus de véhicules récents) qui altère assez significativement les émissions des ces

véhicules (-5-6% des émissions Diesel, -5 à 20% des émissions essence). Les émissions par évaporation sont également fortement diminuées (-35%).

Au global, on note donc une baisse de 4% de l'émission de émissions de CO, de 12% des COV, 17% du benzène, et de 35% de l'évaporation. Ces écarts sont assez significatifs et démontrent l'influence de la composition du parc, même dans de petites variations. On remarquera que globalement, les émissions de NOx et PM sont peu affectées par la différence de version des compositions de parc.

Écarts % / Référence		Véhicules kilomètres	Consom- mation	CO2	CO	NOx	COV	Benzène	PM	Evapo COV
Catégories	Type									
Bus		0,0	-2,5	-2,6	4,5	-1,1	-17,3	4,8	1,8	
Camions		0,0	1,4	1,4	0,5	2,1	3,7	4,8	0,4	
<i>Somme Véh. lourds</i>		<i>0,0</i>	<i>0,9</i>	<i>0,9</i>	<i>1,5</i>	<i>1,5</i>	<i>-3,7</i>	<i>4,8</i>	<i>0,5</i>	
VP	VP Diesel	-0,1	-1,2	-1,2	-6,7	-0,1	-5,8	-4,9	-1,4	
	VP essence	0,8	-1,0	-0,8	-5,0	-22,6	-17,4	-19,6	0,7	-35,8
	VP GPL	-89,6	-89,5	-89,5	-77,4	-82,0	-83,6	-83,8	-89,5	
	VP Hybride+Electr	12,9	11,9	11,6	-1,5	158,2	10,7	-1,2	13,5	
<i>Somme VP</i>		<i>0,0</i>	<i>-1,3</i>	<i>-1,2</i>	<i>-5,4</i>	<i>-4,0</i>	<i>-15,7</i>	<i>-18,7</i>	<i>-1,1</i>	<i>-35,8</i>
VUL	VUL Diesel	0,0	0,0	0,0	0,2	0,8	0,8	0,9	1,3	
	VUL electr	-100,0								
	VUL Essence	1,1	1,3	1,3	-1,6	-2,9	-2,8	-3,1	1,1	
<i>Somme VUL</i>		<i>0,0</i>	<i>0,0</i>	<i>0,0</i>	<i>-0,1</i>	<i>0,8</i>	<i>0,7</i>	<i>0,4</i>	<i>1,3</i>	
Total		0,0	-0,5	-0,5	-4,2	-1,0	-12,1	-17,3	-0,1	-35,8

Tableau 68. Comparaison des résultats obtenus avec les versions 2011 et 2013 du parc Ifsttar (IdF, HPM, année 2013)

Au niveau des différentes zones géographiques (Tableau 69), l'utilisation de la version 2013 du parc IFSTTAR se traduit par des écarts assez homogènes avec ce qui a été souligné précédemment.

Écarts % / Référence		Véhicules kilomètres	Consom- mation	CO2	CO	NOx	COV	Benzène	PM	Evapo COV
Paris										
Boulevard Périphérique		0,0	-0,9	-0,8	-13,4	-2,9	-16,3	-25,5	-0,4	-36,4
Intra A86 (hors Paris+BP)		0,0	-0,4	-0,3	-6,2	-0,7	-12,6	-18,7	0,0	-35,7
reste de l'Île-de-France		0,0	-0,5	-0,4	-2,8	-0,9	-11,1	-15,7	0,0	-35,7
Île de France		0,0	-0,5	-0,5	-4,2	-1,0	-12,1	-17,3	-0,1	-35,8

Tableau 69. Comparaison des résultats avec les versions 2011 et 2013 du parc Ifsttar, écarts selon les zones géographiques (IdF, HPM, année 2013)

4.3.3. Conclusion

Des simulations simplifiées utilisant un parc national uniforme sur l'ensemble de l'Île de France montrent des écarts acceptables au niveau Île de France, mais plus sensibles pour les zones spécifiquement urbaines. L'application d'un parc urbain uniformément réparti induit des écarts plus conséquents (8-13%) à l'échelle du bilan global.

La comparaison des versions 2011 et 2013 du parc IFSTTAR a montré des écarts assez significatifs sur certains polluants (CO, COV, évaporations) liés à des évolutions mêmes limitées des structures de parcs. Ces différents résultats illustrent la sensibilité des calculs d'émissions à la composition du parc et à son application spatiale (uniforme ou non).

4.4. Différentes prises en compte des compositions de parc observées

Dans ce qui suit, nous examinons successivement la prise en compte des données observées dans différentes configurations de simulations et de compositions de parcs.

Nous utiliserons d'abord les compositions de parcs observées en différents lieux, qui seront affectées aux zones géographiques correspondantes (Paris, Boulevard Périphérique, départements 92 et 93), ainsi qu'une composition représentative pour le reste de l'Île de France.

Nous utiliserons ensuite une composition observée, agrégée uniformément répartie sur le territoire.

Comme cette composition agrégée est plutôt représentative d'un parc urbain, nous déclinerons des compositions complémentaires de parcs rurale et autoroutière, et appliqueront ces 3 compositions conformément aux codages des tronçons routiers.

4.4.1. Prise en compte des compositions de parc observées et distribuées

Dans ce qui suit, on utilise les compositions de parcs observées affectées aux zones géographiques correspondantes, pour Paris intra-périphérique, sur le Boulevard Périphérique, et pour les départements 92 et 93. Pour le reste de l'Île de France, on a utilisé une composition représentative de l'Île de France établie conformément aux hypothèses discutées en section 3.7.2, page 81.

4.4.1.1. Écarts sur les émissions et selon les catégories de véhicules

Le Tableau 70 s'appuie sur le bilan des émissions avec cette configuration de parcs observés et distribués et compare ces estimations à celles établies avec le parc national Ifsttar v2013 (simulation « de référence »).

Écarts % / Référence		Véhicules	Consom-	CO2	CO	NOx	COV	Benzène	PM	Evapo
Catégories / Type		kilomètres	mation							COV
Bus		0,0	9,7	9,7	6,3	20,4	33,7	46,1	7,0	
Camions		0,0	-20,4	-20,5	-20,2	-10,8	23,5	24,0	0,3	
Somme Véh. lourds		0,0	-16,3	-16,4	-13,6	-4,7	26,6	30,5	1,0	
VP	VP Diesel	-17,9	-16,5	-16,5	-14,9	-20,3	-16,7	-16,3	-20,6	
	VP essence	49,4	48,6	48,1	61,6	54,5	51,4	50,7	49,4	32,5
	VP GPL	-84,2	-84,1	-84,1	-91,2	-88,9	-87,7	-87,6	-84,3	
	VP Hybride+Elec	226,6	227,8	228,4	243,8	95,6	216,1	241,9	225,3	
Somme VP		0,0	1,5	1,1	56,6	-10,0	38,7	45,8	-8,0	32,5
VUL	VUL Diesel	-1,2	-1,4	-1,4	-5,6	-4,5	-10,3	-10,1	-7,9	
	VUL elec	999,9							999,9	
	VUL Essence	115,1	125,1	126,9	91,7	39,0	57,3	39,8	116,7	
Somme VUL		0,0	-0,1	-0,1	9,0	-4,2	-7,3	-4,1	-7,3	
Total		0,0	-3,0	-3,2	44,3	-6,8	30,1	41,4	-4,4	32,5

Tableau 70. Utilisation des parcs observés distribués spatialement, écarts sur les quantités d'émissions, par rapport à la simulation de référence (IdF, HPM)

Globalement, les simulations sont rigoureusement identiques en ce qui concerne les trafics simulés, mais ceux-ci varient au sein des catégories de véhicules (observées en proportions différentes). Au niveau de l'Île de France, les consommations et émissions de CO2 diffèrent peu et sont inférieures de -3,0 à -3,2%, et les émissions de particules de -4,4%, comparées à la simulation de référence utilisant les parcs nationaux. Les NOx sont inférieurs de -7%. Des écarts plus conséquents sont observés pour CO (+44%), COV / benzène (+30 et +41%) et les évaporations (+33%).

Ces écarts conséquents s'expliquent principalement par la moindre diésélisation des véhicules légers (-18% du trafic VP, +49% de trafic essence VP). L'augmentation des évaporations peut s'expliquer également par un parc de voitures Essence plus nombreux.

Le bilan traduit effectivement une très forte distorsion de la composition du parc VP et VUL, marqué également par des différences importantes pour les motorisations alternatives (GPL, électriques et hybrides), même si ces catégories restent très marginales.

Le trafic de véhicules lourds est également fortement affecté par la composition locale observée en termes d'émissions : les consommations et CO₂ sont inférieures de 16% (20% pour les seuls camions), le CO et les NO_x diminuent de -14% et -5% respectivement. COV et benzène augmentent mais restent à des niveaux très faibles. Les autobus et les camions présentent des écarts discordants : les autobus présentent globalement des consommations (+10%) et émissions (NO_x +20%) plus élevées sur tous les polluants (notamment PM et NO_x), tandis que les camions voient leurs émissions de NO_x et consommations décroître. Cela peut s'expliquer un parc autobus plus ancien (constaté au niveau des observations), et pour les camions, par un parc local plus ancien également, mais dont les tailles ou PTAC sont inférieures à celles du parc national et conduisent en conséquence à des émissions / consommations plus faibles.

Globalement, on voit sur cet exercice que les conséquences de la prise en compte d'un parc réellement observé versus les compositions nationales par défaut, peuvent être très significatives au niveau d'un bilan régional (écarts de 3-4% sur certains polluants mais pouvant atteindre 30 à 44% pour d'autres).

4.4.1.2. *Incidence sur la répartition géographique des émissions*

Le Tableau 71 donne la répartition géographique des trafics et émissions de polluants. Globalement, cette répartition est assez proche de celle obtenue par la simulation de référence (Tableau 62) : 5 à 10% (contre 6 à 10% pour la référence) des émissions et 7% de trafic sur Paris intra-périphérique, 2 à 5% (resp. 3-5%) des émissions sur le périphérique (trafic 4,3%), 11 à 15% (resp. 12-15%) des émissions sur la couronne intra A86 (excluant Paris et BP), et 72 à 82% (resp. 71-79%) des émissions pour 74% du trafic sur le reste de l'Île de France.

On observe en conséquence un léger glissement des émissions vers l'extérieur (écarts de 2-3% de CO et benzène).

En % des émissions, consommation ou trafic	Véhicules kilomètres	Consommation	CO ₂	CO	NO _x	COV	Benzène	PM	Evapo COV
Paris	7	8	9	5	9	10	9	7	7
Boulevard Périphérique	4	5	5	2	5	3	2	4	4
Intra A86 (hors Paris+BP)	15	15	15	11	15	14	14	15	15
reste de l'Île-de-France	74	72	72	82	71	73	75	74	75
Écarts sur les quantités d'émission % par rapport à la simulation de référence									
Paris		0,5	0,4	17,1	1,7	20,0	20,1	-0,6	11,2
Boulevard Périphérique		-2,8	-2,7	0,5	-7,9	3,2	-0,1	-2,3	-7,2
Intra A86 (hors Paris+BP)		-3,7	-3,8	34,6	-4,7	29,9	39,8	-2,1	37,5
reste de l'Île-de-France		-3,2	-3,5	49,4	-8,2	33,1	46,7	-5,3	36,6
Île de France		-3,0	-3,2	44,3	-6,8	30,1	41,4	-4,4	32,5

Tableau 71. Répartition géographique des émissions, écarts entre estimations avec parcs observés distribués et simulation de référence

Le Tableau 71 donne également les écarts sur les quantités d'émissions dans chacune des zones géographiques, entre l'estimation avec les parcs observés et celle avec les parcs nationaux. Les trafics par zone et globaux sont inchangés par la simulation. Ces écarts sont très significatifs :

- Pour Paris intra BP, l'erreur concerne surtout CO, les COV et benzène à l'échappement et les évaporations de COV sous-estimées de 17, 20 et 11% par les parcs nationaux.

Pour le boulevard périphérique, les émissions de NO_x et les évaporations de COV sont surestimées par les parcs nationaux de 7% et 8% respectivement.

- Pour les zones extra-périphérique, les polluants essence (CO, COV, benzène et évaporations de COV) sont largement au contraire sous-estimés par les parcs nationaux (CO : +25 à 49%, COV : +30 à +33%, benzène +40 à 47%, évaporation +37-38% avec les parcs observés). On retrouve dans ces zones une moindre diésélisation encore plus accentuée, et donc plus de véhicules légers essence, et l'augmentation des polluants « essence » n'est pas compensée par un parc plus récent. Les NOx sont par contre surestimées par le parc national (5 à 8%), de même que la consommation et CO2 (4%).
- Sur l'ensemble de l'Île-de-France, les NOx et PM sont surestimés par les parcs nationaux (7 et 4% sur l'ensemble du bilan), de même que les consommations et émissions de CO2 (3%), tandis qu'on retrouve les fortes sousestimations déjà mentionnés sur les polluants essence.

On voit donc que les mécanismes de pondérations entre les différentes catégories de véhicules conduisent à des résultats qui globalement traduisent une baisse des émissions et consommations (et facteurs d'émissions / consommations puisque les trafics sont rigoureusement identiques dans chacune des zones), sauf pour les polluants essence (CO, COV, évaporation) plus élevés partout et dans des proportions importantes.

4.4.2. Incidence de la prise en compte d'un parc observé uniformément réparti

Nous utilisons ici une composition de parc unique correspondant à la pondération des différents sites d'observation. Cette composition observée unique est appliquée uniformément sur l'ensemble des tronçons modélisés. Nous analysons l'incidence de cette simplification par rapport à l'utilisation des parcs observés (72, BP, 92, 93), et distribués spatialement sur l'Île de France (section précédente).

L'utilisation de cette composition observée uniformément répartie conduit à des écarts relativement faibles, de quelques pourcents au niveau du bilan global (sous-estimation de CO, -4%, surestimation de NOx +4%, Tableau 72). On retrouve ces écarts au niveau de la zone extra A86 (à hauteur de 6%).

On observe des écarts plus conséquents sur les zones plus « fortement urbaines » (Paris et BP) : surestimation de +4 à +16% pour CO, +7 à +24% pour benzène, +2 à +15% pour COV, -2 à +4% pour NOx, surestimation de 11 à 29% pour les évaporations de COV.

On retrouve ainsi les conclusions des analyses par répartition d'un parc uniforme (parc Ifsttar urbain ou national), en section 4.3.1, d'écarts relativement limités dans un bilan global, mais de distorsion des estimations entre les zones selon leur caractère plus ou moins urbain.

Écarts % / parc observé distribué	Consommation	CO2	CO	NOx	COV	Benzène	PM	Evapo COV
Paris	-0,1	-0,1	4,4	-2,3	2,1	6,5	-0,7	10,5
Boulevard Périphérique	1,0	0,9	15,6	3,7	15,1	23,8	1,5	29,1
Intra A86 (hors Paris+BP)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
reste de l'Île-de-France	0,3	0,4	-5,9	6,2	-0,7	-3,6	3,2	0,5
Île de France	0,3	0,3	-4,3	4,4	0,2	-1,5	2,4	2,1

Tableau 72. Utilisation d'un parc observé uniformément réparti, écarts des émissions selon les zones géographiques par rapport à la simulation avec un parc observé distribué spatialement (IdF, HPM)

4.4.3. Prise en compte d'un parc observé distribué de l'Île-de-France et déclinaison en parcs urbain, rural et autoroutier

On a utilisé précédemment d'abord les différentes compositions de parc observées selon les sites (75, BP, 92 et 93) et distribuées spatialement sur l'ensemble du territoire de l'Île-de-France.

On se propose ici d'améliorer l'approche précédente, pour cadrer au mieux avec les données observées d'une part, mais aussi avec l'approche déclinant les parcs urbain, rural, autoroutier selon

certaines axes (notamment de transit), de manière à se retrouver dans une configuration de travail assez similaire à ce qui est pratiqué habituellement (parc national et sa déclinaison).

Les observations nous permettent de disposer de parcs spécifiques parisiens et circulant sur le boulevard périphérique. Ces 2 zones géographiques n'étant pas ou peu affectées par la déclinaison de parc (rural, autoroute), nous leur conserverons les parcs observés respectifs, collant ainsi au mieux aux expérimentations.

Pour l'ensemble de l'Île-de-France, les sites observés et leur pondération nous ont permis de construire une composition de parc essentiellement « urbaine », mais agrégeant l'ensemble des trafics. Nous retiendrons en conséquence la composition de parc pondérée sur les 9 sites comme représentative du parc urbain en Île-de-France. Cependant, les zones intra-A86 (hors Paris et BP) et reste de l'Île-de-France comptent des fortes proportions de trafic correspondant à des conditions rurales ou autoroutières (70-71%). Nous proposons donc de construire et utiliser pour ces zones les parcs « rural » et « autoroutier », à partir de la structure urbaine observée, en appliquant des hypothèses de proportionnalité établies à partir des compositions de parc nationales. Cela revient de fait à amplifier sur autoroute la présence des véhicules Diesel, de grosse cylindrée, récents, de même que les camions les plus lourds, autocars, au détriment des voitures essence, véhicules anciens et de livraison, autobus, etc., tout en préservant l'écart de structure observé entre le parc Île-de-France et le parc national. Ces transpositions systématiques sont établies au niveau le plus détaillé de la structure de parc. Quelques adaptations complémentaires sont nécessaires lorsque les catégories observées n'existent pas dans la structure nationale ou réciproquement.

Ces 3 compositions résultantes ont été appliquées conformément aux hypothèses d'affectation des parcs urbain / rural / autoroutier sur les zones hors Paris et BP de l'Île-de-France, selon les mêmes règles que pour le calcul de référence avec le parc lfsttar version 2013.

Le parc observé parisien sera appliqué sur tous les tronçons routiers parisiens (considérés urbains ou non, cf. Tableau 73). Le parc observé sur le périphérique est appliqué sur la totalité du boulevard périphérique (100% des véhicules x km). Le parc urbain Île-de-France est appliqué sur les segments routiers considérés urbains dans le reste de l'Île de France (environ 29% des vehxkm), ses déclinaisons routière et autoroutière sont appliquées sur les segments correspondants.

<i>Répartition des véhiculesxkm (%)</i>	Parc urbain	Parc rural	Parc autoroutier
Paris	86,8	9,4	3,8
Boulevard Périphérique	100,0	0,0	0,0
Intra A86 (hors Paris+BP)	28,4	24,6	47,0
reste de l'Île-de-France	29,6	25,9	44,6
Total	36,4	23,4	40,1

Tableau 73. Répartition du trafic (véhicules x km, HPM) selon la codification des tronçons routiers (urbain, rural, autoroutier)

En comparaison de l'application d'un parc Île-de-France observé et distribué (section précédente), cette configuration avec une meilleure prise en compte des parcs ruraux et autoroutiers induit des écarts assez significatifs (Tableau 74) :

- les émissions et consommation des autobus augmentent assez peu (écarts de 5% NOx à 10% (COV, benzène),
- les émissions (sauf PM) et consommations des camions augmentent systématiquement de 7 à 10% par des véhicules de plus grand gabarit affectés aux trafics ruraux et autoroutiers,
- les trafics des voitures diesel augmentent de 11% au détriment des véhicules essence (hypothèse d'utilisation plus forte en rural et autoroutier). Leurs émissions et consommation augmentent plus fortement (19 à 27%) car les compositions de parcs rurales et autoroutières favorisent les véhicules de plus forte cylindrée ;
- les voitures essence diminuent en trafic (-18%), mais leurs émissions / consommation / évaporation augmentent de 19 à 33% (sauf les particules -17% au prorata du trafic), sans

doute en raison de véhicules de plus fortes cylindrées et plus âgés (moins équipées en dispositifs de piégeage des évaporations) ;

- au global le trafic des voitures voit ces consommations et CO2 augmenter de 24%, tandis que les émissions augmentent de 9% PM, 26% NOx, 19% CO, 30-33% pour COV, benzène et évaporations.
- pour les véhicules utilitaires légers, on note que les compositions de parc favorisent un peu les véhicules essence (progression de 21%) et les véhicules électriques (+125%) mais ceci ne correspond qu'à 0,7% en moins du trafic Diesel. Le bilan d'émission des VUL varie donc très peu (+8% sur CO, +4-6% sur COV et benzène).

Au global, le bilan se traduit par une surconsommation de 15%, et par une augmentation des toutes les émissions de polluants (14 à 31%), plus forte pour les polluants « essence » (CO, COV et évaporation), sauf les particules qui n'augmentent que de 5%.

Catégories / Type		Écarts % / Parc observé distribué								
		Véhicules kilomètres	Consommation	CO2	CO	NOx	COV	Benzène	PM	Evapo COV
Bus		0,0	1,8	1,8	4,3	4,9	10,0	10,2	1,9	
Camions		0,0	6,8	6,8	9,4	7,5	8,7	7,8	1,2	
Somme Véh. lourds		0,0	5,9	5,9	7,8	6,9	9,1	8,6	1,2	
VP	VP Diesel	11,0	22,2	22,2	24,2	23,9	27,4	26,3	19,1	
	VP essence	-18,2	26,3	26,6	18,8	31,4	32,8	33,0	-16,7	30,2
	VP GPL	13,4	12,9	12,9	15,5	13,5	12,1	12,1	13,3	
	VP Hybride+Elec	4,0	4,3	4,3	2,6	4,8	3,6	3,7	4,0	
Somme VP		0,0	23,6	23,7	19,0	25,6	32,2	32,7	9,1	30,2
VUL	VUL Diesel	-0,7	-0,7	-0,7	0,2	0,6	3,2	3,1	1,4	
	VUL elec	124,6							124,6	
	VUL Essence	20,7	17,8	17,7	30,7	29,1	16,4	16,4	20,6	
Somme VUL		0,0	-0,3	-0,3	8,3	0,9	4,2	5,5	1,8	
Total		0,0	14,7	14,7	17,5	13,5	26,3	31,1	4,6	30,2

Tableau 74. Utilisation des parcs observés Paris, Périphérique, et Île-de-France décliné en parcs urbain-rural-autoroutier, écarts des émissions par rapport à la simulation avec les parcs observés distribués (IdF, HPM)

En répartition géographique, ces écarts sont fortement différenciés (Tableau 75) :

- Paris et le Boulevard périphérique ont leurs émissions inchangées (on a la même configuration de parc).
- Les émissions et consommations augmentent significativement en intra-A86 (hors Paris et BP) et reste de l'Île-de-France (consommations +17%, NOx +10-17%, CO +18-25%, COV et benzène +30 à 40%, évaporation +56-60%) pour les raisons évoquées précédemment par catégories de véhicules (véhicules plus gros favorisés par une composition de parc routière et autoroutière, et plus anciens dans certains cas). Ce sont donc bien évidemment les zones les plus concernées par les parcs ruraux et autoroutiers qui sont les plus affectées par cette configuration.
- On retrouve ces tendances à l'échelle de l'Île-de-France au prorata des trafics des différentes zones.

Écarts (en %) sur les quantités d'émissions selon les zones géographiques								
	Consommation	CO2	CO	NOx	COV	Benzène	PM	Evapo COV
Paris	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Boulevard Périphérique	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Intra A86 (hors Paris+BP)	17,4	17,4	25,0	9,7	30,5	40,1	2,5	56,0
reste de l'Île-de-France	16,8	16,8	18,0	16,8	30,1	34,1	5,7	60,0
Île de France	14,7	14,7	17,5	13,5	26,3	31,1	4,6	53,3

Tableau 75. Utilisation des parcs observés Paris, Périphérique, et Île-de-France décliné en parcs urbain-rural-autoroutier, écarts des quantités d'émissions selon les zones géographiques, par rapport à la simulation avec les parcs observés distribués (IdF, HPM)

4.4.4. Conclusion

Différentes configurations du parc observé ont été testées dans cette section. L'utilisation des parcs observés et leur distribution géographique conduit - par rapport à la simulation de référence utilisant le parc Ifsttar v2013, année 2013 - à des diminutions de 3 à 7% pour CO2, particules et NOx, et à des augmentations beaucoup plus importantes pour CO, COV, benzène (+30 à +44%). On observe aussi des évolutions contrastées entre autobus (surémissions et consommations) et camions (émissions observées plus faibles), de même qu'entre voitures Diesel (moindres émissions et consommations) et essence (hausse très forte). Il s'en suit également des variations importantes d'émissions selon les zones (augmentation de la plupart des émissions à Paris et zones extérieures au périphérique, sauf NOx et PM et CO2). Ces écarts traduisent de fait des distorsions assez significatives des compositions des parcs de VP, VUL, et véhicules lourds, en terme de diésélisation et/ou d'âge.

La prise en compte d'un parc observé uniformément réparti (pour simplifier l'approche) conduit (comme dans le cas du parc Ifsttar uniformément réparti) à des écarts d'affectations géographiques des émissions.

La prise en compte des parcs observés a été améliorée par une déclinaison du parc Île-de-France en parcs ruraux et autoroutiers et leur application sur l'Île-de-France (hors Paris et périphérique où les parcs respectifs sont utilisés). Cette configuration modifie sensiblement obtenus avec les parcs observés sans déclinaison rural / autoroute.

Cette configuration mobilise au mieux les données d'observations et les hypothèses de variations des compositions de parcs en urbain, sur route et sur autoroute. C'est donc cette configuration qui sera retenue dans la section suivante, afin d'établir le bilan des émissions par le parc observé et de le comparer à la simulation de référence.

4.5. Émissions par les parcs observés et comparaison à la situation de référence

La configuration précédente : parcs observés à Paris et boulevard périphérique, parc observé urbain Île-de-France et sa déclinaison en parcs ruraux et autoroutiers pour les autres zones, est la plus aboutie puisque s'appuyant d'une part sur l'observation des parcs au plus près des zones géographiques, et d'autre part sur des hypothèses nationales pour reconstruire des compositions de parc rurale et autoroutière.

Nous récapitulons ici les résultats de la simulation utilisant cette configuration et les comparons à la situation de référence utilisant le parc IFSTTAR version 2013, décliné en urbain / rural / autoroute (section 4.2).

4.5.1. Bilan des émissions et selon les catégories de véhicules

Le Tableau 76 établit le bilan des émissions sur l'heure de pointe du matin, en utilisant les compositions de parc observées. Le Tableau 77 compare ces estimations à celles établies avec le parc national Ifsttar v2013 (simulation « de référence »).

Émissions (kg), trafic		Véhicules kilomètres (10 ³)	Consom- mation	CO ₂	CO	NO _x	COV	Benzène	PM	Evapo COV
Catégories	Type									
Bus		52	23357	72936	280	779	40	0	43	0
Camions		565	112194	351298	656	2425	85	0	365	0
Somme Véh. lourds		617	135551	424234	935	3204	125	0	408	0
VP	VP Diesel	4499	273603	858530	513	2967	102	2	350	0
	VP essence	2015	182220	557247	13520	974	847	45	94	110
	VP GPL	0	12	36	1	0	0	0	0	0
	VP Hybride+Elec	106	3666	11670	4	3	0	0	5	0
Somme VP		6619	459502	1427484	14038	3945	950	47	449	110
VUL	VUL Diesel	1688	141541	443287	782	1460	98	2	164	0
	VUL elec	7	0	0	0	0	0	0	0	0
	VUL Essence	41	3828	11926	368	19	9	0	2	0
Somme VUL		1736	145369	455213	1150	1479	107	2	166	0
Total		8971	740422	2306930	16123	8627	1182	49	1023	110

Tableau 76. Bilan des émissions en utilisant les compositions de parcs observées à Paris et périphérique, et la composition urbaine Île-de-France déclinée en rural et autoroutier (IdF, HPM)

Écarts % / Référence v2013		Véhicules kilomètres	Consom- mation	CO ₂	CO	NO _x	COV	Benzène	PM	Evapo COV
Catégories / Type										
Bus		0,0	11,7	11,6	10,9	26,2	47,1	61,0	9,0	
Camions		0,0	-15,0	-15,1	-12,7	-4,1	34,2	33,6	1,5	
Somme Véh. lourds		0,0	-11,4	-11,4	-6,8	1,9	38,1	41,7	2,2	
VP	VP Diesel	-8,9	2,1	2,1	5,7	-1,3	6,1	5,8	-5,4	
	VP essence	22,1	87,7	87,5	92,1	102,9	101,1	100,4	24,4	103,1
	VP GPL	-82,1	-82,1	-82,1	-89,8	-87,4	-86,2	-86,1	-82,2	
	VP Hybride+Elec	239,5	241,8	242,4	252,8	104,9	227,5	254,4	238,2	
Somme VP		0,0	25,5	25,0	86,3	13,1	83,3	93,5	0,3	103,1
VUL	VUL Diesel	-1,9	-2,1	-2,1	-5,5	-3,9	-7,5	-7,3	-6,6	
	VUL elec	999,9							999,9	
	VUL Essence	159,6	165,1	166,9	150,6	79,5	83,1	62,8	161,4	
Somme VUL		0,0	-0,4	-0,4	18,0	-3,4	-3,5	1,2	-5,6	
Total		0,0	11,3	11,0	69,5	5,7	64,3	85,3	0,1	103,1

Tableau 77. Utilisation des parcs observés à Paris et périphérique, et de la composition urbaine Île-de-France déclinée en rural et autoroutier, écarts à la simulation de référence (IdF, HPM)

Globalement, on reproduit très fidèlement les trafics simulés, avec cependant des écarts au sein des catégories de véhicules, puisque les compositions estimées nationales se déclinent en structures « construites » à partir de diverses hypothèses et statistiques nationales, et que les compositions observées correspondent à une photographie locale pouvant diverger des estimations nationales.

Les trafics de voitures Diesel sont un peu moins représentés en Île-de-France qu'avec les estimations nationales (-9% de Diesel, +22% de trafic essence), de même les véhicules utilitaires légers (-1,9% de trafics Diesel, +160% de trafic essence) ; Les trafics de voitures hybrides et électriques et VUL électriques sont également fortement augmentés, même s'ils restent à des niveaux quasi-insignifiants.

Les ordres de grandeur des quantités de consommations / émissions restent assez similaires, mais on observe cependant des écarts assez significatifs, et notamment entre les différentes catégories de véhicules. Ainsi, dans le bilan global, les consommations passent de 665 tonnes de carburant (estimation utilisant le parc national) à 740 tonnes (+11%). Les émissions de CO₂ passent de 2,1 à 2,3 kt. Les polluants spécifiquement essence augmentent de manière très forte : +70% de CO (16,1 tonnes au lieu de 9,5), +64 et 85% pour les COV (1,2 tonnes au lieu de 0,7) et benzène à l'échappement, +103% pour les COV par évaporation.

Lorsque l'on considère les seules voitures particulières, ces écarts sont encore plus importants : +25% des consommations et CO₂, +86% de CO, +83% et 94% de COV et benzène à l'échappement. On observe également une hausse de 13% des émissions de NO_x, mais rien au niveau des PM.

Bien que le trafic Diesel soit de 9% inférieur à une estimation reposant sur un parc national, les émissions sont un peu à la hausse (+2 à +6%, parc plus âgé ou véhicules plus gros), sauf PM et NO_x qui diminuent de -5 % et -1%.

Le trafic Essence augmente de 22%, mais ses consommation / émissions augmentent beaucoup plus fortement dans un facteur 3 à 4 (parc plus âgé et sans doute plus grosses cylindrées) ; seules les particules augmentent au prorata du trafic. Les évaporations sont 2 fois plus élevées.

Les véhicules GPL sont surestimés de 80% dans le trafic national, et les véhicules hybrides et électriques sont au contraire sous-estimés de plus de 200%.

Pour les véhicules utilitaires légers, le transfert de 1,9% de trafic Diesel vers les véhicules essence se traduit globalement par quelques écarts des consommation / émissions par rapport aux estimations basées sur un parc national : faible diminution des NO_x -3%, PM - 6%, COV -4%, tandis que CO augmente de 18%.

Concernant les véhicules lourds, on observe des résultats contrastés entre les autobus et les camions :

- les consommations et émissions de CO₂ des autobus (et autocars) sont plus élevées de 12% ; les émissions des autres polluants sont significativement plus élevées qu'avec les compositions de parc nationales : NO_x +26, PM +9%, CO +11%, COV et benzène +47 et +61% ;
- à l'inverse, les consommations et émissions des camions - parcs observés - sont plus faibles : Consommation et CO₂ -15%, CO -13%, NO_x -4%, tandis que COV et benzène augmentent (+34%) et que les particules sont un peu plus élevées (+2%) ;
- globalement le bilan des véhicules lourds est mitigé, avec des consommations, CO₂ et CO « observées » plus faibles qu'avec un parc national, tandis COV / benzène augmentent de 38-42% et que NO_x et PM augmentent faiblement (+2%).

Le Tableau 78 donne la répartition des émissions entre les différentes catégories de véhicules, lors de l'utilisation des parcs observés. En comparaison avec le Tableau 59 (simulation avec un parc national de référence), on observe que le poids des différentes catégories évolue sensiblement.

Ainsi la responsabilité des véhicules lourds dans le bilan d'émissions décroît de 23% (parc national) à 18% avec les parcs observés pour consommation et CO₂, de 11 à 6% pour CO, mais reste très

significative pour NOx (37%) et PM (40%) au lieu de 39% avec le parc national. La responsabilité des bus s'accroît de quelques points tandis que celle des camions baisse d'autant.

Le trafic VUL voit également sa contribution aux émissions totales décroître (20% de CO2 au lieu de 22%, -1 à -4% pour tous les autres polluants).

C'est donc le trafic des voitures particulières qui voit sa responsabilité accrue dans le bilan d'émission, et de manière assez significative : ainsi les VP « observés » représentent 62% des consommations et émissions de CO2 (contre 55% avec le parc national), 87% des émissions de CO (au lieu de 79%), 80 et 95% des COV et benzène (contre 72 et 91% avec le parc national). Seule sa contribution aux PM reste inchangée à 44%. Globalement, ces augmentations d'émissions reposent sur une baisse des contributions des Diesel (60% des CO2 des VP au lieu de 74%, 75 et 78% des NOx et PM au lieu de 86 et 83% avec le parc national), compensée par une forte hausse des contributions des voitures essence (39% du CO2 des VP au lieu de 26%, 25% des NOx des VP au lieu de 14%).

En % du total	Type	Véhicules kilomètres (10 ³)	Consommation	CO2	CO	NOx	COV	Benzène	PM
	Bus	8%	17%	17%	30%	24%	32%	33%	11%
	Camions	92%	83%	83%	70%	76%	68%	67%	89%
Somme Véh. lourds		7%	18%	18%	6%	37%	11%	0%	40%
VP	VP Diesel	68%	60%	60%	4%	75%	11%	4%	78%
	VP essence	30%	40%	39%	96%	25%	89%	96%	21%
	VP GPL	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
	VP Hybride+Electr	2%	1%	1%	0%	0%	0%	0%	1%
Somme VP		74%	62%	62%	87%	46%	80%	95%	44%
VUL	VUL Diesel	97%	97%	97%	68%	99%	92%	81%	99%
	VUL electr	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
	VUL Essence	2%	3%	3%	32%	1%	8%	19%	1%
Somme VUL		19%	20%	20%	7%	17%	9%	5%	16%
Total		100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%

Tableau 78. Émissions et trafics selon les catégories de véhicules, parcs observés à Paris et périphérique, et composition urbaine Île-de-France déclinée en rural et autoroutier (IdF, HPM)

4.5.2. Répartition géographique des émissions et écarts à la référence

En répartition géographique des émissions (Tableau 79), on notera que Paris et Boulevard Périphérique représentent 11% du trafic mais seulement 6 à 12% des quantités d'émissions de l'Île-de-France (c'est à dire un peu moins que ce que donnait une composition nationale, i.e. 12-15% des émissions). La couronne intra-A86 (hors Paris et périphérique) représente toujours 15% du trafic et 12 à 15% des émissions et consommations. Il en résulte que le reste de l'Île-de-France voit sa contribution au bilan total augmenter de 1% (consommation, CO2 et NOx) et de 3% pour CO et évaporation COV, de 4-5% pour COV et benzène échappement.

En terme de quantités d'émissions et toujours en comparaison de la simulation de référence, l'utilisation des parcs observés conduit à une augmentation des émissions sur Paris de 17% (CO), 20% (COV, benzène) et 11% (évaporation COV) (et 2% NOx). Le Boulevard périphérique voit au contraire ses consommations et CO2 baisser de 3%, tandis que les émissions de NOx et PM baissent de 8% et 2%. Les zones de banlieue (intra-A86 et reste de l'Île-de-France) voient leurs consommations et CO2 augmenter de 13%, NOx de 5-7%, CO de 68-76%, COV échappement de 69-73%, benzène de 96-97%, et évaporations de COV de 115-119%.

Hormis PM (et NOx), l'utilisation d'une composition de parc nationale conduit donc à des sous-estimations très fortes sur ces zones géographiques extérieures. Sur Paris, la composition nationale sous-estime également les émissions (jusqu'à -20% CO, COV, benzène). Ce sont donc des écarts très conséquents qui sont induits par l'utilisation d'une composition nationale urbaine plutôt que les

parcs réellement observés, pour l'estimation des émissions de polluants du trafic, et notamment dans leur répartition géographique.

Répartition des émissions et trafics En %	Véhicules kilomètres (10 ³)	Consommation (kg)	CO2 (kg)	CO (kg)	NOx (kg)	COV (kg)	Benzène (kg)	PM (kg)	Evapo COV (kg)
Paris	7%	7%	7%	5%	8%	8%	7%	6%	4%
Boulevard Périphérique	4%	4%	4%	1%	4%	2%	2%	4%	2%
Intra A86, hors Paris+BP	15%	15%	15%	12%	15%	15%	15%	15%	15%
reste de l'Île-de-France	74%	74%	74%	82%	73%	75%	77%	75%	78%
Écarts (en %) sur les quantités d'émissions selon les zones géographiques									
Paris	0,0	0,5	0,4	17,1	1,7	20,0	20,1	-0,6	11,2
Boulevard Périphérique	0,0	-2,8	-2,7	0,5	-7,9	3,2	-0,1	-2,3	-7,2
Intra A86, hors Paris+BP	0,0	13,0	12,9	68,3	4,6	69,4	95,9	0,4	114,6
reste de l'Île-de-France	0,0	13,1	12,7	76,2	7,3	73,1	96,6	0,2	118,6
Île de France	0,0	11,3	11,0	69,5	5,7	64,3	85,3	0,1	103,1

Tableau 79. Répartition géographique des émissions estimées avec les parcs observés à Paris et périphérique, et la composition urbaine Île-de-France déclinée en rural et autoroutier, et écarts des quantités d'émissions par zone, par rapport à la simulation de référence (parc Ifsttar v2013)

4.5.3. Facteurs d'émissions spécifiques selon les catégories et zones

Le Tableau 80 récapitule les consommations et émissions spécifiques des trafics, par catégories de véhicules, correspondant maintenant aux compositions de parcs observées localement (en comparaison avec celles établies avec la composition de parc nationale, cf. Tableau 61).

La consommation moyenne du trafic « observé » est de 10l/100km (82,5 g/km), au lieu de 8,9 et 74 avec le parc Ifsttar.

La consommation des bus est bien supérieure à l'estimation avec le parc national (53 l/100km au lieu de 47), de même que leurs émissions de CO₂ (449 g/km contre 402), de NO_x (15 g/km au lieu de 12), de PM (0,83g/km au lieu de 0,76), de CO et de COV. A l'inverse, les camions « observés » ont une consommation moindre (23 l/100 au lieu de 28), et des émissions de CO₂ plus faibles que les camions correspondants à la composition nationale (CO₂ : 622 au lieu de 732 g/km). Pour les autres polluants les baisses sont plus limitées, et les PM sont même légèrement plus élevés (0,65 contre 0,64 g/km). On retrouve ces tendances pour l'ensemble du trafic lourd, dominé par le trafic des camions.

Le trafic « observé » des voitures voit sa consommation augmentée fortement (8,5 l/100km contre 6,7 avec la composition nationale), de même que ses émissions (CO₂ : 216 g/km au lieu de 173 ; CO : 2,1 g/km au lieu de 1,1 ; COV et benzène multipliés par 2). Ce sont surtout les consommations et émissions des véhicules essence qui augmentent (12 l/100 au lieu de 8 ; 277 g CO₂/km au lieu de 180 ; 6,7 g/km de CO au lieu de 4,3 ; 0,5 g.km de NO_x au lieu de 0,3 ; 0,5 g/km de COV au lieu de 0,3), mais les véhicules Diesel sont aussi concernés par ces augmentations (7,2 l/100 au lieu de 6,4 ; 191 g/km de CO₂ au lieu de 170 ; 0,7 g/km de NO_x au lieu de 0,6).

Les véhicules utilitaires légers « observés » conservent des émissions et consommations spécifiques proches de celles du parc national.

Sur l'ensemble du bilan, consommations et CO₂ sont significativement supérieures (83 et 257g/km, contre 74 et 232 g/km), CO est très nettement supérieur (1,8 au lieu de 1,1g/km), COV supérieur d'environ 60% (0,14 au lieu de 0,09g/km), benzène d'environ 85%, et le facteur d'émission de NO_x est supérieur d'environ 6% (0,96 g/km au lieu de 0,91), tandis que celui des PM est inchangé (0,114g/km).

Facteurs d'émission (g/km)		Consommation		CO ₂	CO	NO _x	COV yc	Benzène	PM
		l/100 km	g/km				évapo		
Bus		52,8	449,2	1403	5,38	14,98	0,778	0,0005	0,827
Camions		23,4	198,7	622	1,16	4,29	0,150	0,0001	0,646
<i>Tous Véh. lourds</i>		<i>25,9</i>	<i>219,8</i>	<i>688</i>	<i>1,52</i>	<i>5,20</i>	<i>0,203</i>	<i>0,0001</i>	<i>0,661</i>
VP	VP Diesel	7,2	60,8	191	0,11	0,66	0,023	0,0004	0,078
	VP essence	12,1	90,4	277	6,71	0,48	0,475	0,0223	0,047
	VP GPL	10,4	57,3	173	3,91	0,12	0,179	0,0011	0,046
	VP Hybride+Elec		34,7	111	0,04	0,03	0,001	0,0000	0,045
<i>Tous VP</i>		<i>8,5</i>	<i>69,4</i>	<i>216</i>	<i>2,12</i>	<i>0,60</i>	<i>0,160</i>	<i>0,0071</i>	<i>0,068</i>
VUL	VUL Diesel	9,9	83,9	263	0,46	0,86	0,058	0,0011	0,097
	VUL elec		0,0	0	0,00	0,00	0,000	0,0000	0,050
	VUL Essence	12,6	94,5	294	9,07	0,48	0,220	0,0113	0,052
<i>Tous VUL</i>		<i>9,9</i>	<i>83,8</i>	<i>262</i>	<i>0,66</i>	<i>0,85</i>	<i>0,061</i>	<i>0,0014</i>	<i>0,096</i>
Tous		10,0	82,5	257	1,80	0,96	0,144	0,0055	0,114

Tableau 80. Émissions spécifiques (en g/km) selon les catégories de véhicules, parcs observés à Paris et périphérique, et composition urbaine Île-de-France déclinée en rural et autoroutier (IdF, HPM)

Facteurs d'émission en g/km	Consommation		CO ₂	CO	NO _x	COV échapt	Benzène échapt	PM	COV évapo
	l/100km	g/km							
a-Paris	10,5	86,8	272	1,15	1,07	0,142	0,0052	0,104	0,008
Boulevard Périphérique	9,2	76,2	239	0,63	0,93	0,076	0,0023	0,110	0,007
Intra A86 (hors Paris+BP)	10,1	83,9	262	1,44	0,96	0,134	0,0055	0,113	0,013
reste de l'Île-de-France	9,9	82,2	256	2,00	0,95	0,134	0,0057	0,115	0,013
Total	10,0	82,5	257	1,80	0,96	0,132	0,0055	0,114	0,012

Tableau 81. Émissions spécifiques (en g/km) selon les zones géographiques, parcs observés à Paris et périphérique, et composition urbaine Île-de-France déclinée en rural et autoroutier (IdF, HPM)

Les émissions et consommations spécifiques des trafics selon les zones géographiques sont données Tableau 81. Les valeurs mesurées pour Paris diffèrent peu de celles de la simulation de référence, sauf CO (+17%), COV et benzène (+20%) et évaporation (+11%). Celles mesurées sur le boulevard périphérique sont inférieures (sauf CO et COV) de quelques pourcents (-8% pour les NO_x) à celles estimées avec le parc national. On obtient ainsi une consommation de 10,5 l/100 sur Paris et 9,2 l/100 sur le périphérique, et respectivement 272 et 239 g/km de CO₂, 1,1 et 0,9 g/km de NO_x, et 0,1g/km de PM. Les émissions spécifiques de CO, COV et benzène sont à peu près deux fois plus élevées à Paris que sur le périphérique.

Pour la couronne intra-A86 (hors Paris et BP) et le reste de l'Île de France, consommations et émissions spécifiques sont systématiquement et significativement supérieures à celles mesurées avec le parc national. Ainsi sur la couronne intra-A86, la consommation du parc « observé » est de 10,1 l/100km (84 g/km) au lieu de 8,9 (74 g/km) avec le parc national, soit +13%. CO, COV et benzène sont plus élevées de +70 à +97%, les évaporations sont plus que doublées. Pour le reste de l'Île-de-France, la consommation pas de 8,7 l/100km (parc national) à 9,9 l/100 (parc observé, soit +13%), et CO, COV, benzène et évaporation augmentent dans les mêmes proportions que pour l'intra-A86.

Pour ces zones extérieures, les émissions spécifiques de NO_x du parc observé sont supérieures de 5 à 7% à celles du parc national, tandis que les émissions spécifiques de particules sont quasiment inchangées.

On retrouve ces mêmes tendances à l'échelle du bilan global, celui-ci étant principalement gouverné par les poids respectifs (en trafic) de chacune des zones.

On voit donc que les mécanismes de pondérations entre les différentes catégories de véhicules conduisent à des résultats qui globalement traduisent une baisse des facteurs d'émissions / consommations, sauf pour les polluants essence (CO, COV, évaporation) plus élevés partout et dans des proportions importantes.

4.5.4. Conclusions

L'utilisation des parcs observés par vidéo conduit globalement et pour tous les polluants sauf PM à des quantités d'émissions plus importantes que l'utilisation des estimations nationales de parc : +11% des consommations et émissions de CO₂, +6% des NO_x, +65 à 90% des CO, COV, benzène à l'échappement et doublement des émissions par évaporation.

Ces augmentations globales masquent des hausses fortes des émissions et consommations des autobus, compensées par une diminution des celles des camions, ainsi qu'une diminution d'émissions du trafic VUL Diesel compensée par une augmentation du trafic VUL essence.

Ces augmentations reposent également sur une moindre diésélisation des voitures particulières (-9% du trafic) et sur une augmentation des émissions et consommations des voitures essence et Diesel (lié sans doute à un parc plus ancien et plus gros que ce que prévoient les estimations nationales).

Ces différences de structures de parc se traduisent en terme de facteurs d'émissions et consommations selon les catégories de véhicules, assez différentes de ce que donnait une composition de parc nationale.

Ces différences conduisent également à des variations assez significatives des émissions selon les zones géographiques (hausse de la plupart des émissions sur Paris, la couronne intra-A86 et le reste de l'Île-de-France, par les parcs observés) et de leur répartition spatiale (diminution sensible de ce que représente Paris et le périphérique, soit 11% du trafic et 6 à 12% des émissions contre 12 à 15% avec le parc national).

4.6. Disparités et dynamiques de parcs, et cas test

Nous proposons ici trois analyses complémentaires :

- En premier, nous considérerons les disparités observées des compositions de parc selon les 3 départements, et - fort de ces observations - nous examinons l'évolution des émissions de chacune de ces 3 zones si elles bénéficiaient de l'un ou l'autre de ces parcs existants. Nous sommes donc dans une analyse de sensibilité dans des conditions de grande plausibilité, puisque ces parcs existent.
- En second, nous considérerons le dynamique temporelle du parc, c'est à dire l'évolution des émissions sur une période de une ou quelques années, sans mesures particulières de restriction (évolution « naturelle »). Nous observerons ainsi les variations annuelles d'émission qu'il sera possible de mettre en regard du bénéfice qui pourrait être lié à la mise en œuvre d'une mesure de type Low Emission Zone (ou ZAPA, ou zone de restriction).
- Enfin, nous considérerons un scénario très rudimentaire de ZAPA et en estimerons le potentiel en terme d'émission, même si cette analyse restera très succincte en raison de la complexité à développer un scénario complet de ZAPA.

Ces 3 analyses apporteront un éclairage supplémentaire sur la problématique des parcs automobiles dans la mise en œuvre et l'évaluation de zones de restriction de circulation.

4.6.1. Disparités géographiques

Dans ce qui précède, nous avons procédé globalement à des analyses au niveau de l'Île de France, en appliquant des compositions de parc (observées ou estimées) et par agrégation au niveau de différents périmètres (Paris, BP, intra-A-86, reste).

Nous proposons ici une analyse comparative entre les 3 zones d'intérêt de l'expérimentation : Paris, les départements 92 et 93. Une simple analyse des facteurs d'émission calculés en fonction des parcs observés et agrégés sur ces territoires ne permet pas une comparaison immédiate car l'équilibre entre les catégories de véhicules et surtout les conditions de circulation peuvent différer entre les territoires. Nous avons donc préféré appliquer dans ce cadre les différentes compositions de parcs aux 3 zones, permettant ainsi de considérer le gain ou le handicap que constitue le parc local par rapports aux parcs voisins.

Les résultats sont présentés sous forme de ratios à l'émission estimée pour le département en utilisant son propre parc observé. En Tableau 82, ces ratios sont établis sur le bilan global d'émissions (toutes catégories de véhicules). Le Tableau 90 rapporte les ratios aux seules émissions des voitures particulières.

<i>Variation de l'émission ou consommation</i>	Consommation	CO ₂	CO	NO _x	COV	Benzène	PM	Evapo COV
Département 92	1,00							
Affecté d'un parc 93	1,01	1,01	1,06	1,17	1,15	1,15	1,08	1,31
Affecté du parc 75	1,00	1,00	0,91	1,08	0,99	0,93	1,04	0,94
Département 93	1,00							
Affecté d'un parc 92	0,99	0,99	0,98	0,86	0,89	0,89	0,92	0,76
Affecté du parc 75	0,99	0,99	0,87	0,93	0,86	0,82	0,96	0,72
Département 75								
Affecté d'un parc 92	1,00	1,00	1,04	0,90	0,98	1,05	0,95	1,07
Affecté du parc 93	1,00	1,00	1,17	1,02	1,15	1,26	1,04	1,39

Tableau 82. Bilan global - Ratios de variation des émissions des 3 zones 92, 93 et 75, par l'application des différentes compositions de parcs

<i>Variation de l'émission ou consommation</i>	Consommation	CO ₂	CO	NOx	COV	Benzène	PM	Evapo COV
Département 92	1,00							
Affecté d'un parc 93	0,99	0,99	1,05	1,28	1,16	1,15	1,15	1,31
Affecté du parc 75	1,00	1,00	0,88	1,12	0,94	0,92	1,07	0,94
Département 93	1,00							
Affecté d'un parc 92	1,01	1,01	0,99	0,78	0,89	0,90	0,86	0,76
Affecté du parc 75	1,01	1,01	0,85	0,87	0,83	0,81	0,92	0,72
Département 75								
Affecté d'un parc 92	1,01	1,01	1,08	0,89	1,03	1,06	0,92	1,07
Affecté du parc 93	1,00	0,99	1,24	1,13	1,25	1,28	1,09	1,39

Tableau 83. Bilan pour les voitures seulement - Ratios de variation des émissions des 3 zones 92, 93 et 75, par l'application des différentes compositions de parcs

Globalement, le département 92 verrait ses émissions augmenter de 17% (NOx), 15% (COV) et 8% (PM) avec une composition de parc similaire au département 93. Un parc parisien conduirait à une légère augmentation des NOx et PM (8 et 4%), tandis que les polluants « essence » diminueraient.

Le département 93 verrait ses émissions diminuer de 14% (NOx), 11% (COV) et 8% (PM) par un parc type 92. Les gains en NOx et PM seraient plus limités par un parc type 75, tandis que ceux en CO et COV augmenteraient.

Le département 75 (hors boulevard périphérique) verrait ses émissions de NOx et PM décroître (10 et 5%) par un parc type 92, et l'émission des polluants « essence » (CO, COV) augmenter par un parc type 93.

Lorsqu'on ne considère que les voitures particulières, certains écarts s'amplifient :

- ainsi les émissions de NOx et de PM en département 92 augmenteraient de 28% et 15% avec un parc type 93, et les émissions du département 75 augmenteraient de 13 et 9%
- A contrario, les gains en 93 par un parc type 92 seraient plus élevés (-22% de NOx, -14% PM), de même qu'avec un parc type 75.

On mesure ici les écarts assez significatifs entre territoires, à la fois en terme d'exposition à la pollution de l'air due au trafic (par le bilan global d'émission), mais également en terme de potentiel de réduction des émissions par le seul parc des voitures individuelles.

4.6.2. Dynamique temporelle des parcs et émissions

Dans une approche ZAPA ou Low Emission Zone, l'évolution tendancielle du parc est un élément important. En effet l'entrée en vigueur d'une restriction selon des critères réglementaires de pollution doit se traduire par une rupture de cette évolution (renouvellement immédiat d'une partie des véhicules anciens qui se retrouvent interdits d'accès). Elle pourrait se traduire ensuite par un frein du renouvellement et dans ce cas à un retour à la tendance initiale, sauf si des critères de restriction plus sévères sont imposés périodiquement.

Nous examinons ici la tendance d'évolution des émissions, toujours sur la situation de référence, Île-de-France, heure de pointe du matin, observable par l'évolution du parc national IFSTTAR (version 2011).

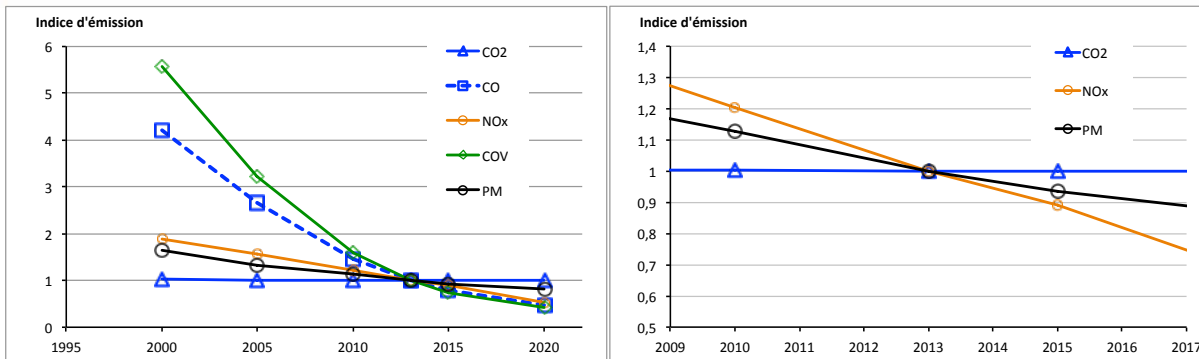


Figure 30. Évolution temporelle des émissions (base 1 en 2013) avec la composition du parc (simulation Île-de-France, heure de pointe matin)

Hormis CO₂, les émissions sont en forte baisse entre les années 2000 et 2020 (Figure 30). NO_x et PM observent les décroissances les plus faibles, de -5,2 et -3,4% par an sur la période 2010-2015, tandis que les autres polluants (CO, COV) décroissent d'environ 9-11% par an.

Les évolutions des émissions de NO_x sont faiblement différenciées selon les catégories de véhicules, tandis que celles de PM le sont plus (Figure 31).

A l'inverse, on observe une plus faible décroissance temporelle des émissions de NO_x dans Paris et BP (-3,5% par an, contre -5 à -5,5% par an dans le reste de l'Île-de-France), tandis que les zones géographiques se différencient peu par l'évolution des PM (-3,4% /an, de -2,9 à -3,8%).

Globalement, ces taux montrent une évolution assez significative des émissions totales (heureusement à la baisse), qui rend certainement plus difficile l'évaluation de mesures dont la portée serait limitée par la restriction à certaines catégories de véhicules, ou sur un périmètre réduit.

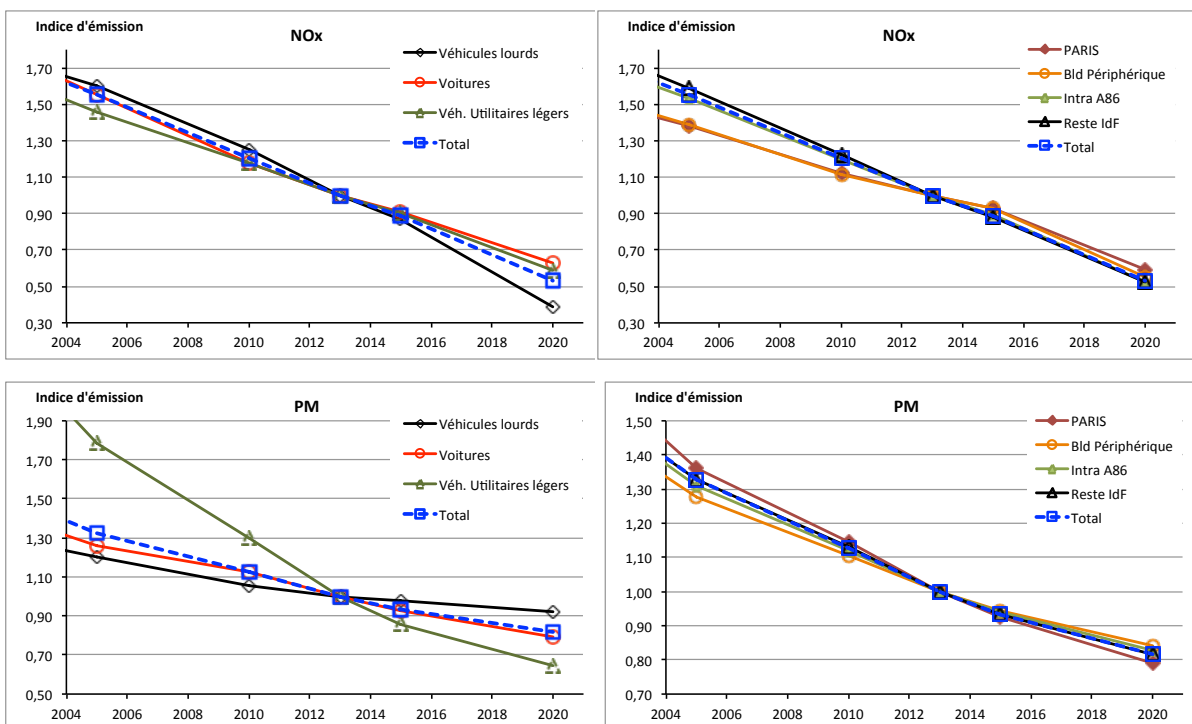


Figure 31. Évolution temporelle des émissions NO_x et PM (base 1 en 2013) selon les catégories de véhicules (à gauche) et les zones géographiques (à droite) (simulation Île-de-France, heure de pointe matin)

4.6.3. Application d'un scénario rudimentaire de ZAPA en Île de France

En lien avec ce qui précède, nous proposons ici d'appliquer un scénario de ZAPA sur l'Île-de-France, et d'observer comment il s'inscrit en bilan et dans cette dynamique temporelle évoquée précédemment.

Le scénario retenu est tiré des études de faisabilité de ZAPA (Airparif, 2012). Ce scénario 3* concerne la zone géographique intra-A86 (sans l'A86), et interdit l'accès aux voitures Diesel Euro 3 et antérieurs, aux voitures essence Euro 1 et antérieurs), aux VUL, camions et bus Euro2 et antérieurs.

Nous réalisons ici une simulation très rudimentaire de ce scénario : le trafic est inchangé dans chacune des zones géographiques, seule la composition du parc / trafic intra-A86 change par renouvellement total des véhicules exclus. De fait, on majore l'effet escompté localement, mais on ne tient pas compte de reports vers les transports publics et l'abandon de trajets qui seraient sans doute assez limités. A l'inverse, on ignore l'influence positive de l'amélioration du parc en dehors de la zone de restriction, compensée par ailleurs par les reports d'itinéraires hors la zone de restriction, et par une revente et réutilisation possible des véhicules anciens hors cette zone.

Cette simulation utilise la composition du parc IFSTTAR v2011, qu'il était possible de transposer assez simplement dans un scénario ZAPA par l'exclusion des véhicules interdits et l'adaptation des statistiques sur les autres segments. Les équilibres entre catégories et motorisations sont préservés. L'utilisation des parcs observés en Île-de-France et distribués spatialement aurait été préférable mais plus complexe à mettre en œuvre. Elle aurait conduit à des gains un peu supérieurs puisque globalement, les parcs observés sont un peu plus anciens et polluants (cf. section 4.5), qui ne remettent sans doute pas en cause les ordres de grandeurs des résultats ni les conclusions.

La simulation fait apparaître des diminutions de 10 à 13% des émissions de NOx intra-A86, et de 3% sur l'ensemble du territoire, et de 7 à 11% des émissions de PM (2% au total). Les diminutions d'émission de CO, COV sont très significatives (-25 à 60% intra-A86), de même que les évaporations (-80%), mais les gains sont plus restreints à l'échelle de l'Île-de-France (-6% de CO, -13% de COV).

On notera que ces estimations - mêmes grossières - correspondent à l'équivalent de 2 à 3 années d'évolution tendancielle des émissions (NOx et PM) si l'on considère la zone intra-A86, et à moins d'une année sur le bilan Île-de-France. Ceci amène 2 conclusions :

- Malgré son caractère volontaire, le scénario semble de portée assez limitée et en tous cas difficile à évaluer au regard des évolutions « naturelles »,
- le scénario envisagé devra assez rapidement être sévérié pour constituer plus durablement un avantage.

Écart % / Situation avant ZAPA	Véhicules kilomètres	Consommation	CO2	CO	NOx	COV	Benzène	PM	Evapo COV
Paris	0,0	-0,2	0,1	-36,0	-11,9	-44,5	-54,2	-10,9	-82,9
BP-Boulevard Périphérique	0,0	0,1	0,4	-35,0	-10,6	-47,6	-61,7	-7,2	-84,5
Intra A86 (hors Paris+BP)	0,0	0,1	0,3	-24,2	-12,5	-39,6	-47,4	-8,9	-83,2
reste de l'Île-de-France	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Total Intra-86	0,0	0,0	0,2	-29,4	-12,0	-42,5	-51,9	-9,1	-83,3
Île de France	0,0	0,0	0,1	-6,5	-3,3	-12,6	-15,1	-2,3	-22,8

Tableau 84. Simulation d'un scénario ZAPA 3* intra-A86, écarts selon les zones géographiques à la simulation de sans ZAPA (IdF, HPM, Parc IFSTTAR)

4.7. Conclusions

Ce chapitre a permis de mettre au point un cas d'application réaliste consistant en la simulation du trafic sur 37,700 tronçons routiers de l'Île de France à l'heure de pointe du matin, et une méthode de calcul des émissions pour analyser l'incidence des compositions de parcs. La simulation de référence a été construite à partir des hypothèses appliquées en Île de France, et repose sur l'utilisation d'une composition de parc automobile pour l'année 2013, dérivée des travaux de l'IFSTTAR, version 2013.

La simulation de référence a montré l'enjeu du démarrage à froid, des véhicules lourds et du trafic hors A86, en terme de quantités d'émission (pour le froid et les véhicules lourds) et de volumes de trafic. Elle a permis également d'analyser la répartition géographique des émissions et d'estimer les facteurs d'émission / consommation des trafics selon les zones et les catégories de véhicules.

La prise en compte des parcs observés conduit à des écarts significatifs même à l'échelle de la région, compte tenu de structures de parcs spécifiques : moindre diésélisation, répartition différentes entre les types de véhicules (classes de PTAC des camions, types de bus, etc.), et différentes structures d'âge et de réglementation pollution. La répartition géographique des émissions est encore plus affectée, compte tenu de compositions différenciées selon les lieux. La simplification par l'utilisation d'une composition de parc unique et uniformément répartie sur le territoire conduit à des écarts limités globalement (utilisation d'un parc national), mais qui peuvent être importants localement (parc national ou urbain).

A partir du parc observé par vidéo, de fait principalement urbain, on a pu construire des hypothèses de parcs ruraux et autoroutiers pour l'Île-de-France et ainsi construire un jeu de données cohérent avec l'approche habituelle du calcul d'émission sur cette région (affectation de parcs différenciés urbain / rural / autoroutier selon les tronçons routiers). Les parcs observés sur Paris et sur le périphérique ont par ailleurs été utilisés sur leurs périmètres respectifs. En comparaison avec les simulations de référence utilisant le parc national (version 2013), la configuration de parc local conduit à augmenter les émissions de CO₂ (de 11 %) et les NO_x (6%), mais ce sont surtout les polluants « essence » qui sont affectés (+65 à 90%) et les évaporations de carburant (doublement). Les PM ne sont pas affectées. De plus, ces chiffres masquent des disparités fortes entre les catégories de véhicules qui se compensent (augmentation des émissions et consommation des bus compensées par une baisse de celles des camions), et les compositions nationales de parc sous-estiment particulièrement et fortement les émissions et consommations des voitures particulières. Enfin, l'utilisation des compositions de parcs observées conduit à une augmentation des quantités d'émissions qui peut varier selon les zones géographiques : hausse sur Paris et surtout sur les zones extérieures (intra-A86 hors Paris et périphérique et reste de l'Île-de-France).

Une analyse des disparités locales a montré l'influence forte que peut avoir une composition de parc sur les émissions d'un territoire. Ainsi le département Seine-Saint-Denis verrait ses émissions globales diminuer de 14% (NO_x) et de 8% (PM) avec un parc type observé en Hauts-de-Seine, et les émissions des seules voitures particulières diminuer de 28 et 14%.

L'évolution tendancielle des émissions (évolution « naturelle » du parc) montre qu'on observe actuellement des taux de décroissance annuelle de l'ordre de -5% (NO_x) et -3% (PM).

Une simulation rudimentaire d'un scénario ZAPA / LEZ intra-A86 montre des diminutions de 12% des émissions de NO_x de 9% des émissions de particules en intra-A86, et de 3 et 2% à l'échelle de l'Île-de-France. En regard de l'évolution tendancielle, cela montre une portée assez limitée du scénario et la nécessité de le sévérer à court terme.

Ces analyses pourraient être élargies selon plusieurs axes : en considérant une simulation plus exhaustive de la région Île-de-France (extension à 24h et à la semaine), en déclinant le parc observé selon semaine et week-end selon différentes orientations, et en considérant spécifiquement les tronçons routiers les plus fortement chargés ou congestionnés.

5. Réflexions sur l'évaluation des mesures de restriction par rapport à la pollution de l'air

Les émissions de polluants ont une influence sur l'environnement et la santé, aussi bien en fonction de leur concentration dans l'air, que dans l'eau, les sols et la biosphère. Les polluants qui sont émis par le trafic se dispersent dans l'atmosphère, d'une façon et à une vitesse qui dépendent des conditions météorologiques, tels que le vent et la pluie. Les vents forts favorisent la dispersion des polluants, tandis que les pluies les captent et les précipitent au niveau du sol.

La pollution de l'air ne provient pas seulement du trafic routier, mais aussi d'autres sources telles que les industries, le chauffage, etc. Les concentrations mesurées sont aussi influencées par les émissions d'autres régions et d'autres pays, en raison des courants atmosphériques.

L'évaluation de la contribution du trafic à la pollution de l'air, et plus encore celle de l'impact de différentes mesures de limitation de la pollution de l'air due au trafic, sont en conséquence très complexes, en raison de la multitude des phénomènes et de leurs interactions. L'évaluation d'une mesure de restriction sélective de la circulation (Low emission zones) l'est particulièrement comme le montre la littérature.

Dans la première partie de ce chapitre, on examine au travers de la littérature les nombreuses hypothèses et sources d'incertitudes importantes liées aux calculs des émissions de polluants des trafics ou transports, qui pèsent directement sur l'estimation de la pollution de l'air.

La seconde partie du chapitre sera consacrée plus largement à la problématique d'évaluation des Low Emission Zones en ce qui concerne leur incidence sur la pollution de l'air. Après quelques considérations générales, on examine plus particulièrement les problématiques liées aux trafics et parcs automobiles. On propose ensuite une réflexion et quelques pistes d'amélioration des approches d'évaluation, notamment par une tentative de problématisation de l'évaluation et de prise en compte des retours d'expérience.

5.1. Incertitudes et questionnement des calculs d'émissions de polluants

Les hypothèses liées à l'évaluation des concentrations de polluants dans l'air contribuent à augmenter l'incertitude quant à l'évaluation de l'impact des mesures de type LEZ. Les paragraphes suivants détaillent les sources d'incertitude et les hypothèses.

5.1.1. Représentativité des facteurs d'émission

Les émissions des véhicules ne peuvent être calculées que si les facteurs d'émission des différentes technologies de véhicules et les nombres des véhicules des différentes technologies sont connus dans une zone d'étude déterminée. Cependant, des incertitudes affectent les facteurs d'émission de ces technologies.

Les facteurs d'émission sont déterminés en laboratoire sur bancs d'essais. C'est le cas des facteurs d'émission de CO, COV et PM₁₀ obtenus à partir du modèle de conduite Artémis pour la ville de Stockholm par exemple [SLB-Analys, 2010].

Les facteurs d'émission dérivés des mesures d'homologation ne sont pas représentatifs des émissions en conditions réelles de circulation. En effet, les émissions réelles varient considérablement selon la « vitesse, la dégradation de la technologie, les caractéristiques du carburant, l'âge et la taille du véhicule » [Proost and Van Dender, 2001]. C'est pourquoi les modèles de calcul d'émission ne reposent généralement que sur des cycles représentatifs (et non les cycles réglementaires). Les émissions réelles peuvent cependant être plus élevées en conditions réelles que sur des cycles de conduite reproduits en laboratoire.

5.1.2. Emissions non liées à l'échappement

La pollution de l'air n'est pas seulement la conséquence des émissions directes à l'échappement. Les émissions non liées à l'échappement des véhicules sont, depuis récemment, prises en considération [Thorpe and Harrison, 2008]. Ainsi, les sources abrasives, comprenant l'usure des freins, des pneus, de la surface de la route et la remise en suspension dans le sillage de la circulation routière, sont potentiellement des sources d'émission de polluants importantes.

L'étude réalisée par Boogaard et al. (2011) a mis en évidence un contraste quantitatif entre les rues passantes et le fond urbain échantillonné pour les éléments Cr, Cu et Fe (facteur 2,2 à 2,8), qui est plus important que le contraste mesuré du BC et des NO_x (facteur 1,8), indicateurs typiques des émissions issues d'une combustion directe. Par conséquent, les sources abrasives, qui comprennent l'usure des freins, des pneus, l'abrasion de la surface de la route et la remise en suspension dans le sillage de la circulation routière, sont potentiellement des sources d'émission de polluants importantes.

Querol et al. [2004] ont estimé que les sources de particules à l'échappement et les sources non directement liées à l'échappement représentent des contributions presque équivalentes aux émissions totales liées au trafic routier. Sur 8 sites de mesure, Abu-Allaban et al. [2003] ont estimé que les émissions totales de particules provenaient majoritairement de l'échappement (environ 30 %) et de la remise en suspension (environ 30 %). Les proportions des autres sources de particules sont en revanche variables d'un site de mesure à l'autre. D'après Johansson et al. [2007], seulement 10 % des PM₁₀ proviennent d'émissions directe des véhicules, les 90 % restant étant dépendant de la vitesse des véhicules, en particulier en hiver lors de l'utilisation de pneus cloutés dans les pays nordiques [Gustafsson et al., 2008]. A Berlin, Thorpe et Harrison [2008] rapportent que la moitié de l'augmentation des PM₁₀ observées à proximité des routes peut être attribuée à la remise en suspension des particules.

L'usure des freins et des pneus est une source importante de métaux en environnement urbain, et des sites influencés par le trafic peuvent être une source plus importante que les émissions industrielles de ces métaux. De plus, la remise en suspension des particules peut être significative, en particulier en climat secs [Abu-Allaban et al., 2003].

Les paragraphes suivants détaillent davantage les sources de polluants non liées à l'échappement des véhicules.

L'usure des freins

L'**usure des freins** est également responsable de l'émission de particules se produisant en phase de décélération du véhicule par friction entre les composants du système de freinage. Les caractéristiques physico-chimiques des particules ainsi émises dépendent du taux d'usure des freins, déterminé par la composition du revêtement des freins, disques et tambours de freinage, ainsi que par le mode de conduite [Thorpe et Harrison, 2008]. Bien que les matériaux de revêtements soient en général confidentiels, ils comprennent typiquement cinq composants principaux, dont la formulation aura une grande influence sur les particules générées au freinage.

- entre 6-35 % (en masse) de fibres (métaux, carbone, verre, Kevlar)
- environ 10 % d'abrasifs, incluant des oxydes d'Al, des oxydes de Fe, du quartz et des silicates de zirconium
- entre 5-29 % de lubrifiants, incluant du graphite et différents sulfides métalliques (par exemple Sb₂S₃).
- 15 à 70 % de charges incorporées telles que la barite, la calcite ou le mica pour réduire les coûts de fabrication
- 20 – 40 % de liants, le plus souvent des résines phénoliques.

La taille des particules générées par l'usure des freins est comprise entre quelques centaines de nanomètres à quelques dizaines de micromètres, et une proportion de $PM_{2,5}$ qui pourrait être significative [Thorpe et Harrison, 2008].

L'usure du revêtement des freins par abrasion est un phénomène complexe, influencé par une multitude de facteurs tels que le poids et la vitesse du véhicule, le taux de décélération (pression de freinage), ainsi que l'état de maintenance.

L'augmentation de la pression de freinage augmenterait l'émission de particules grossières plutôt que de particules fines.

La quantification des émissions réelles est sujette à une incertitude, car entre 35 et 70 % des particules générées par le freinage sont mesurées pendant des tests de laboratoire, le reste étant retenu au niveau de la roue, au voisinage du frein, et dans le système d'échantillonnage (concerne principalement les particules grossières) [Thorpe et Harrison, 2008].

Le fer, le cuivre, le plomb et le zinc sont des éléments ubiquitaires fréquemment rapportés comme étant présents en grandes concentrations dans la composition des freins [Thorpe et Harrison, 2008]. Ainsi, bien que le Pb ait été interdit en tant qu'additif de l'essence, l'usure du revêtement des freins présente encore une source non négligeable de Pb particulaire. Le fer provient de la poudre de fer et de la laine de fer, utilisées pour la fabrication du revêtement de freinage, semi-métallique et organique sans amiante, mais aussi des disques ou tambours. La présence de Sb dans les émissions révèle l'utilisation de Sb_2S_3 comme alternative à l'amiante lors de la fabrication du revêtement de freinage.

L'émission est supposée décroître lorsque la congestion diminue. Ainsi, pour les PM_{10} réduire la congestion et accroître la vitesse des véhicules aboutit simultanément à l'augmentation et la diminution des émissions de particules, en fonction des routes considérées, mais il existe un manque de paramètres quantitatifs pour évaluer ces phénomènes [Johansson et al., 2009].

L'usure des pneus

Des forces de frictions, exercées entre la surface de la route et les bandes de roulement des pneus, engendrent un phénomène d'abrasion conduisant à l'émission de particules dans l'atmosphère. La quantité, la taille et la composition chimique des particules émises dépendent de multiples facteurs, incluant les caractéristiques du pneu, le type de revêtement de la route, les caractéristiques et l'état d'entretien du véhicule ainsi que la conduite [Thorpe et Harrison, 2008].

Une large gamme de types de pneus, de tailles et compositions différentes est utilisée dans l'industrie automobile selon les performances souhaitées. Par exemple, la composition des pneus de poids-lourds diffère de celle des pneus d'une voiture particulière pour répondre à des contraintes pondérales différentes. Généralement, les pneus sont formés d'un composé caoutchouteux renforcé par des fils d'acier et du textile. Ils contiennent cependant une large gamme de composés organiques (hydrocarbures caoutchouteux, carbone suie, hydrocarbures, résines, agents de durcissement et activateurs, autres additifs tels des anti-dégradants, des accélérateurs...) et plusieurs constituants inorganiques en quantités substantielles (environ 13 %). L'abrasion de la bande roulante est le processus mécanique de formation des particules prédominant et est souvent supposé émettre exclusivement des particules de taille supérieure à $2,5 \mu m$, avec même une proportion significative de particules de taille supérieure à $10 \mu m$ (diamètre moyen situé aux alentours de $20 \mu m$). Des analyses faites en laboratoire ont cependant montré que la taille des particules émises par l'usure des pneus est comprise entre 100 nm et $30 \mu m$, indiquant par là qu'il peut s'agir d'une source de particules submicrométriques. Le mode fin est associé à la volatilisation et à la recondensation des matériaux tels que les polymères et les huiles de dilution [Thorpe et Harrison, 2008].

Le résultat de l'abrasion ne se retrouve pas en totalité sous forme de particules d'aérosol. Des lambeaux de pneus se déposent directement sur la surface de la route ou bien se forment des poussières grossières qui sédimentent rapidement par gravité.

Des métaux sont identifiés dans les émissions liées à l'usure des pneus, tels que Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Cd, Pb, et Zn. Certains auteurs ont tenté d'utiliser le Zn comme traceur de l'usure des pneus, mais Schauer et al. [2006] ont montré en laboratoire que même si tout le Zn contenu dans le pneu était

relargué durant l'abrasion, la seule contribution, du pneu serait insuffisante pour justifier les concentrations atmosphériques de Zn, en raison de la présence d'autres sources naturelles et anthropogéniques [Luhana et al., 2004]. L'état actuel des connaissances ne permet pas l'identification d'un traceur de l'usure des pneus [Thorpe et Harrison, 2008].

Selon l'étude d'Omstedt et al. [2005], l'usure des pneus est probablement une source mineure de particules car la somme des émissions de particules à l'échappement, et issues de l'usure des freins et des pneus est de l'ordre de $35 \text{ mg.veh.km}^{-1}$, ce qui est bien inférieur aux émissions de poussières dues à l'usure de la route et à la mise en suspension des particules ($205 \text{ mg.veh.km}^{-1}$).

SLB-Analys [2010] indique qu'en Suède la composition du parc automobile n'influence pas les émissions dues au revêtement des routes et à l'utilisation de pneus cloutés. En revanche, il pourrait être utile de tenir compte du revêtement de la route pour l'ajustement des conditions estivales du modèle, et de l'impact possible du balayage des rues.

La remise en suspension

Les surfaces des routes constituent des lieux de déposition de particules issues d'une multitude de sources. Une partie seulement des particules présentes résulte des processus abrasifs et de leur sédimentation par gravité. Le reste provient des émissions à l'échappement, du salage et du sablage des routes, ainsi que d'émissions biogéniques et géogéniques. Les matériaux ainsi déposés constituent une source importante d'émission de particules par leur remise en suspension.

La remise en suspension des PM_{10} a été quantifiée par Lenschow et al. [2001] comme constituant 45 % des émissions attribuées au trafic routier. Elle dépend des conditions météorologiques qui affectent l'humidité de la surface des routes et la vitesse à laquelle elles sèchent [SLB-Analys, 2010]. Les concentrations de PM_{10} sont davantage variables sur l'année que celles des NO_x [Johansson et al., 2009]. En effet, les concentrations relevées à Stockholm par les auteurs pendant le printemps sont plus élevées que pendant l'hiver, en raison de la remise en suspension des particules grossières sur des routes poussiéreuses, après une période hivernale sèche et froide. Ce pic de concentration de particules ne se produit pas toujours au même moment d'année en année. Il existe une variabilité interannuelle.

Johansson et al. [2007] ont mesuré simultanément l'humidité de la route et les concentrations de particules en masse et en nombre. Il apparaît que l'humidité de la route a une grande influence sur la masse des PM_{10} , avec des concentrations systématiquement plus élevées sur route sèche, tandis que la concentration en nombre de particules n'est pas influencée. La concentration en nombre de particules dépend en effet principalement des émissions des véhicules, et pas de l'humidité du revêtement de la chaussée. Ces résultats confirment les conclusions de Harrison et al. [2008] quant à l'utilisation de la concentration en nombre de particules comme meilleur indicateur des émissions de particules liées au trafic routier. En été, Johansson et al. [2007] ont mis en évidence la décroissance du potentiel de formation de nouvelles particules en raison de températures plus élevées.

La remise en suspension de la poussière de la route dépend également de la vitesse des véhicules [Hussein et al., 2008]. Néanmoins, les auteurs ont montré que l'effet de la remise en suspension des particules pour des vitesses inférieures à 50 km/h est faible. Par conséquent, limiter davantage la vitesse en agglomération n'aurait que peu d'effet.

Des vitesses de véhicules plus grandes accroissent les turbulences et peuvent ainsi augmenter la dilution des polluants, spécialement en période de vent faible [Kastner-Klein et al., 2000], d'où des concentrations mesurées plus faibles. Un manque de données de mesures de trafic ne permet pas d'évaluer ce phénomène qui est le plus souvent considéré comme négligeable.

En raison des nombreuses sources, les poussières routières sont de composition souvent complexe rendant improbable l'identification d'un marqueur spécifique à la remise en suspension, bien qu'il soit parfois possible d'utiliser des profils de traceurs métalliques dans une approche locale [Schauer et al., 2006 ; Thorpe and Harrison, 2008].

L'usure du revêtement de la route

Bien que la composition chimique des revêtements de routes soit très variable, en particulier d'un pays à l'autre [Nicholls, 1998], ils peuvent être catégorisés en béton ou asphalte.

Le béton est constitué d'un mélange de granulés minéraux, de sable et de ciment.

L'asphalte est composé à 95 % environ de granulés minéraux, contenant des traces de métaux (V, Ni, Fe, Mg, Ca, ...), et le reste de liant bitumeux modifié par addition d'enduits et d'adhésifs [Lindgren, 1996]. Pour renforcer la liaison entre le liant bitumeux et les granulés minéraux, différents enduits et fibres peuvent être ajoutés, ainsi que du soufre pour durcir le liant. Une gamme de polymères, résines époxy et de complexes métalliques peuvent être additionnés, ce qui rend la composition chimique des revêtements de route complexe, et par conséquent il est difficile d'identifier un composé traceur de l'usure des routes [Thorpe and Harrison, 2008].

Pendant la période hivernale, l'usure de la route est importante en raison de l'utilisation de pneus cloutés dans les pays nordiques, néanmoins la neige et la glace gardent la route humide, ce qui limite la mise en suspension des particules, mais augmente l'épaisseur de la couche poussiéreuse. Au début du printemps, le taux d'évaporation augmente en raison d'un ensoleillement plus important et de températures plus élevées, facilitant l'assèchement des routes, augmentant la mise en suspension des particules. La couche de poussière diminue d'épaisseur dans l'avancement de la saison. Ce phénomène est pris en considération par le modèle d'Omstedt et al. [2005]. En revanche, le balayage des rues n'est pas pris en compte dans leur modélisation des teneurs en PM₁₀ et PM_{2,5} car ses effets sur la qualité de l'air ne sont pas bien connus.

Selon Kuhns et al. [2003] le nettoyage mécanique des rues par des balayeuses aspirantes ne réduit pas les émissions de PM₁₀ sur le court terme, comme le confirme Omstedt et al. [2005]. Par contre à long terme, le balayage des rues permet d'éliminer les éléments susceptibles d'évoluer en PM₁₀, engendrant un bénéfice sur la qualité de l'air.

Conclusion

Une difficulté actuelle des calculs d'inventaire est le comptage double de particules. Les particules remises en suspension peuvent avoir déjà été attribuées à d'autres sources. C'est notamment le cas des émissions de particules liées à l'usure de la route et à la remise en suspension. Il est difficile de séparer les poussières issues du revêtement de la route de celles déposées sur la surface de la route et remises en suspension. Il s'agit cependant bien d'une contribution à la pollution de l'air et aux concentrations ambiantes. Il n'existe pas de consensus sur la plus grande source d'émission de particules non issues de l'échappement parmi les auteurs. La quantification des concentrations massiques de particules issues de sources non liées à l'échappement reste difficile en l'état actuel des connaissances. Les méthodes disponibles reposent sur l'analyse de traceurs chimiques ou sur des distributions spécifiques de tailles de particules [Thorpe et Harrison, 2008], mais les nombreuses compositions de revêtements de freins et de composition des pneus en complexifient l'étude.

5.1.3. Emissions des démarrages à froid et par évaporation

Le calcul des émissions de démarrage à froid et par évaporation implique des hypothèses statistiques sur l'utilisation des véhicules et sur le trafic [André et al., 2013]. Ces données sont principalement :

- La longueur des trajets résultant d'une moyenne statistique, ou sous forme de distributions types, éventuellement différenciées par période (HBEFA).
- Les durées de parking résultant d'une moyenne statistique, ou sous forme de distributions types, éventuellement différenciées par période
- La distribution temporelle du trafic, avec l'emploi de distributions types.

Ces données ne sont pas encore définies pour la France, mais un jeu de données par défaut a été constitué (HBEFA) à partir de statistiques provenant d'observations sur l'agglomération de Lille.

5.1.4. Emissions à basses vitesses, congestion

Le trafic « stop & go » augmente les émissions de polluants, avec une contribution majoritaire des fortes accélérations [Boogaard et al., 2011]. Les véhicules à motorisation essence produisent en général un grand nombre de particules ultrafines pendant les accélérations violentes telles qu'au démarrage d'un feu tricolore, car l'accélération réduit temporairement l'efficacité des pots catalytiques [Fruin et al., 2008].

La réduction de la congestion n'est pas autant efficace que la diminution du trafic. La mise en œuvre de la LEZ de Stockholm a permis de diviser le temps d'attente dans les bouchons d'un tiers le matin et de moitié en après-midi/soirée [Johansson et al., 2009]. L'impact calculé par l'intermédiaire du modèle Artemis montre que la réduction de la congestion n'engendre qu'une faible diminution des émissions de NO_x et PM, de l'ordre de 1% en moyenne journalière, et de l'ordre de 2-3% pendant les heures de pointe [Stockholm Stad, 2006]. Johansson et al. [2009] concluent que la plus grande réduction des émissions est due à la diminution du trafic.

5.1.5. Difficultés des mesures in situ des polluants particulaires

La mesure des concentrations particulières et de leur composition s'avère très complexe, en raison de leur évolution (particules primaires/secondaires, coagulation, dispersion...) entre l'émission à l'échappement et le point de mesure. Cette évolution dépend de nombreux paramètres : volatilité, conditions météorologiques, gradient spatial, type de rue.

Il existe ainsi un gradient spatial (décroissance exponentielle du nombre de particules, de leur surface et de leur concentration massique) près des autoroutes, plus important pour les particules en mode nucléation (< 10 nm) [Buonanno et al., 2009 ; Zhu et al., 2002].

Le type de rue a une influence sur les concentrations mesurées, en raison d'une vitesse de vent plus faible dans les rues encaissées [Boogaard et al., 2011].

Quelle que soit la taille des particules, la volatilité de celles-ci augmente en fin de journée, probablement en raison d'une augmentation de la condensation par absorption des composés organiques lors de la chute des températures [Biswas et al., 2007], avec une volatilité plus faible pour les particules issues d'une motorisation diesel [Kuhn et al., 2005].

L'utilisation de traceurs des émissions routières est délicate, car la composition des particules diffère d'un lieu à l'autre. En effet, Götschi et al. [2005] ont analysé la composition de PM_{2,5} dans 21 villes européennes et ont montré des compositions différentes en chaque site. Cependant, des différences sont observées entre les prélèvements faits en fond urbain et à proximité du trafic routier. En effet, Boogaard et al. [2011] ont trouvé une composition contrastée des PM_{2,5} prélevées à proximité du trafic et sur un site représentatif du niveau de fond urbain des Pays-Bas. Il en est de même pour Götschi et al. [2005] qui ont mesuré des concentrations de Ca, Cu, Fe, Mn, Ti et carbone suie (BC) 1,4 à 1,9 fois plus élevées dans des prélèvements effectués dans une rue passante d'Antwerp (Belgique) que dans ceux prélevés sur le site représentatif du niveau de fond.

Boogaard et al. [2011] ont trouvé des différences de composition minimales dans les PM₁₀ aux Pays-Bas, selon les rues échantillonnées. Les teneurs en Cr, Cu, et Fe sont assez élevées dans toutes les rues (ratio par rapport au niveau de fond urbain >2.0). Le Cu semble être en particulier un très bon indicateur du trafic routier, il est beaucoup plus contrasté que d'autres éléments suggérés comme traceurs tels que Al, Si, et Ti. Hueglin et al. [2005] ont quant à eux trouvé une plus grande différence de composition dans la fraction PM₁₀ que dans celle des PM_{2,5}, ce qui représente un facteur 7 à 9 pour les concentrations de Fe, Cu et Sb mesurées sur un site urbain passant de Berne et un site suburbain de Bâle.

Il a été suggéré par Boogaard et al. [2012b] d'utiliser le potentiel oxydatif des particules, fortement corrélé aux suies, Ba, Cr, Cu, Fe et Mn, comme indicateur pour mieux évaluer et contrôler les effets sur la santé des particules liées au trafic routier.

5.1.6. Émissions et pollution de l'air

L'évolution des facteurs d'émission des véhicules (avec la réglementation et les technologies) ne se traduit pas forcément en diminution des teneurs mesurées au niveau des stations. En effet, celles-ci ne sont pas linéairement corrélées avec les émissions des véhicules, car elles sont liées à la contribution d'autres sources, aux effets météorologiques (dispersion), et à une chimie complexe (décomposition photochimique par exemple), en particulier pour les oxydes d'azote et les COV.

En effet, certains COV ont de longues durées de vie dans l'atmosphère avant qu'une réaction ne soit initiée par les radicaux OH. En prenant des concentrations de radicaux OH typiques, leur durée de vie est comprise entre 264 h pour le benzène à 15 h pour le m-xylène [Jones et al., 2000]. On s'attend à ce que les COV se comportent comme des gaz inertes, à proximité des axes routiers, en raison de ratios entre les concentrations moyennes de COV mesurées en bordure de route liés aux ratios d'émission de COV des véhicules.

Jones et al. [2000] ont relevé des concentrations de COV 5 fois supérieures à celles du niveau de fond urbain à proximité de routes dans des conditions météorologiques typiques. Les auteurs soulignent que de ce fait, les mesures de COV en un seul site n'ont pas de sens pour permettre la distinction entre la contribution du trafic routier et celle du niveau de fond.

Les différences observées entre le moment de l'émission et le moment de la mesure signifient que les différents composés chimiquement actifs sont caractérisés par un taux de dispersion et par un taux de décomposition photochimique. Ainsi, les mesures effectuées sur deux sites de surveillance ne seraient pas suffisantes pour prédire les changements de concentration provoqués par des changements de trafic sur un axe routier. Jones et al. [2000] préconisent l'utilisation de modèles simples pour faciliter l'interprétation de ces mesures.

Cependant, l'émission relative de formaldéhyde provenant de la combustion diesel est beaucoup plus élevée que celle issue de la combustion essence. Ainsi, les différences de concentration en bordure de route dépendraient de la nature de la flotte de véhicules sur un axe déterminé. Néanmoins, une fraction importante mais inconnue de la concentration de formaldéhyde est d'origine secondaire, formée lors de la décomposition de composés organiques volatils dans l'air fond urbain.

5.1.7. Hypothèses implicites des calculs d'émission

Les hypothèses de calcul d'émission sont font à plusieurs niveaux :

- Sur les véhicules et leur utilisation,
- Sur les infrastructures et les conditions de circulation, trafics et vitesses, et leur répartition spatiale et temporelle
- Sur la météorologie,
- Sur la chimie des polluants,
- Sur les concentrations mesurées.

5.1.7.1. *Hypothèses sur les véhicules*

La plus grande source d'incertitude provient de l'estimation des **facteurs d'émission** pour chaque classe de véhicules et chaque motorisation. Cette estimation se fait en général avec un moteur chaud. De plus, les facteurs d'émission dépendent de nombreux paramètres. Ils sont déterminés par technologie, vitesse, dégradation de la technologie, caractéristiques du combustible (teneurs en plomb et en soufre, proportion de carburants pour certaines motorisations), par la taille et l'âge du véhicule.

Généralement, dans les modèles de calculs, une catégorie n'est représentée que par quelques véhicules représentatifs. L'impact de l'âge des véhicules et de leur entretien (ou des programmes d'inspection) sur les niveaux d'émission n'est pris en compte qu'indirectement et repose sur des travaux expérimentaux limités.

De plus certaines informations techniques complémentaires sont également nécessaires, telles que les équipements de dépollution (filtre à particules par exemple), la climatisation (qui augmente les émissions), les dispositifs pour piéger l'évaporation de carburant, les dispositifs de dépollution EGR ou SCR (pour les véhicules lourds), ainsi que le type d'injection (directe ou indirecte). Ces informations mal connues et estimées grossièrement sont une source d'incertitude supplémentaire.

Composition du parc automobile

La composition du parc automobile par catégorie de véhicules, motorisation, taille et réglementation de pollution, est elle-même sujette à une grande incertitude. Elle peut être estimée à partir des immatriculations annuelles, d'hypothèses de survie (parc statique) et d'utilisation (parc roulant) des véhicules, et d'hypothèses d'entrée en vigueur des réglementations. Les estimations d'émission sont parfois basées sur une composition de parc régionale ou locale [SLB-Analys 2010], ce qui est plus approprié qu'une composition nationale pour un enjeu local de pollution de l'air.

Les données ne sont pas toujours disponibles pour toutes les années et doivent être extrapolées. La déclinaison selon les réglementations Euro est approchée selon l'année de première immatriculation des véhicules, alors que plusieurs réglementations différentes peuvent être en vigueur pour une même année. Ainsi en France, l'introduction d'une nouvelle réglementation se fait généralement sur 2 ans : les nouveaux modèles de véhicules et immatriculations correspondantes la première année, tous les véhicules l'année suivante. Il conviendrait en conséquence de tenir compte du chevauchement des différentes réglementations pour une même année, alors que dans certains modèles tels que Copert, les transitions de normes Euro sont considérées brutes par années entières, choisies comme l'année de généralisation de la norme à tous les véhicules vendus (soit la deuxième année de mise en œuvre de la norme Euro). Il semble néanmoins que l'incidence de ces hypothèses soit limitée au niveau des calculs d'émission, car elle ne porte que sur le renouvellement annuel du parc [André et al, 2013].

Kilométrage annuel

Il est nécessaire de tenir compte des hypothèses d'utilisation des différentes catégories de véhicules. Les kilométrages annuels moyens et leur tendance d'évolution avec l'âge moyen des véhicules (hypothèse de survie) sont sources d'incertitude. L'évaluation du kilométrage moyen annuel résulte d'enquêtes (variable selon les catégories de véhicules et décroissant généralement avec l'âge). Ces hypothèses sont fragiles, car elles sont établies par grandes catégories de véhicules et reposent sur peu de données d'enquête et sont généralisées à de longues périodes.

Les conditions particulières d'utilisation

Les émissions des véhicules varient également selon la charge du véhicule, la vitesse de circulation, le carburant utilisé, la longueur du trajet, la configuration du véhicule (particulièrement pour les poids-lourds), la durée de parking, les conditions de conduite par classe de distance/vitesse pour le calcul des émissions à froid et par évaporation. Les statistiques relatives à ces paramètres sont également fragiles.

5.1.8. Infrastructures et conditions de circulation

Les émissions de polluants varient avec les conditions de circulation, telles que la vitesse, les accélérations, les alternances de phases d'arrêt et de roulage, etc. La prise en compte de ces conditions de circulation est variable d'un modèle de calcul d'émission à l'autre. Par exemple, Copert ne tient compte que de la vitesse moyenne, tandis que des outils de type HBEFA/Artemis combinent la configuration de la voie de circulation et les conditions de trafic en une « situation de trafic » [André et al. 2013]. Ces situations de trafic déclinent successivement l'aire géographique (rural/urbain), les types de voies selon une hiérarchie du réseau avec une distinction faite pour les autoroutes, les vitesses limites autorisées, les conditions de circulation (stop & go, quasi-saturé, chargé, fluide), et la pente de la route. Il est nécessaire de veiller au réalisme des hypothèses de trafic pour éviter une distorsion des vitesses. En effet, dans le modèle HBEFA, les situations de trafic prévoient des

vitesses de bouchons et de saturation qui semblent trop élevées en regard des statistiques de vitesse provenant d'enquêtes déplacements, de l'instrumentation de véhicules et de réseaux de surveillance.

Un certain nombre d'hypothèses sont faites sur la congestion. L'estimation des changements de trafic et des émissions résultantes peuvent constituer la plus grande incertitude méthodologique [Johansson *et al.*, 2009]. Dans les modèles de calculs d'émission, les conditions de congestion sont parfois considérées hypothétiquement homogènes [Proost and Van Dender, 2001], et les cas d'accidents entraînant des congestions importantes peuvent ne pas être pris en compte. Des hypothèses ou des données de trafic peuvent être utilisées pour lier les conditions de circulation avec la distribution du trafic (ou du kilométrage) dans ces conditions. Il est cependant difficile d'évaluer l'impact de ces hypothèses sur l'estimation de la qualité de l'air.

Le trafic varie au sein d'une zone urbaine, selon le type de voie. Il est donc nécessaire de tenir compte du kilométrage des véhicules parcourus par type de voie pour chaque catégorie de véhicules, dans l'estimation des émissions de polluants. Outre le fait que les estimations des kilométrages des véhicules sont par nature incertaines, il est important de noter que les kilométrages parcourus dépendent d'une multitude de facteurs (taxes, âge du véhicule, coût du carburant,...).

Parmi les hypothèses utilisées dans les modèles permettant d'évaluer l'impact des mesures appliquées au transport, figure celle stipulant que les infrastructures routières et de transport public (par exemple le réseau ferroviaire) restent inchangées [Proost and Van Dender, 2001].

5.1.9. Autres paramètres

Météorologie

Les données climatiques (température, humidité, vent), et par conséquent les statistiques météorologiques, ont un impact sur les émissions engendrées par les démarrages à froid et l'évaporation du carburant.

Les statistiques météorologiques sont réparties temporellement et combinées avec la distribution du trafic selon les périodes de temps considérées. La **variabilité des conditions météorologiques** doit être prise en compte, dans l'idéal sur plusieurs années [Boogaard *et al.*, 2012]. Johansson *et al.* [2009] ont par exemple posé l'hypothèse que les données météorologiques (ayant des effets sur la dispersion des polluants) recensées sur une période de 7 mois sont représentatives d'une année entière.

La direction du vent joue un rôle particulier sur les concentrations de particules mesurées. Boogaard *et al.* [2011] ont utilisé des données horaires du vent près d'une station de mesures, mais cela n'a pas suffi à expliquer les différences de concentrations observées entre les différentes rues échantillonnées. Les auteurs suggèrent que la contribution du trafic est limitée lorsque les vents sont parallèles à l'axe routier. Jones *et al.* [2000] ont trouvé des concentrations de CO les plus importantes lorsque la direction du vent est parallèle à la route dans une rue encaissée (facteur 2 par rapport à des vents perpendiculaires à la route).

Composition des carburants

La connaissance de la composition des carburants présente un enjeu pour les émissions de polluants non directement liés à la combustion, tels que les métaux et le soufre. Actuellement, les statistiques sont disponibles à l'échelle nationale, avec une faible fiabilité, et ne tiennent pas compte des variations temporelles [André *et al.*, 2013].

Chimie complexe

La complexité de la chimie atmosphérique (en particulier des particules et des oxydes d'azote) et les difficultés météorologiques (en particulier des particules) ne sont pas toujours bien prises en compte, et des hypothèses simplificatrices sont le plus souvent posées. Ainsi, on peut citer le fait qu'il n'y ait pas d'évolution des polluants entre le moment de leur émission et celui de leur mesure à proximité de la route. De plus, les concentrations mesurées sont considérées comme représentatives.

Prospective

Une réflexion de fond sur les hypothèses prospectives du parc automobile, des immatriculations et du trafic a été menée par André et al. [2013]. En plus de s'appliquer aux immatriculations annuelles, la prospective devrait aussi s'appliquer aux autres paramètres conditionnant la mobilité tels que le kilométrage annuel et la durée de vie des véhicules.

Facteurs humains

La complexité de certains modèles de calculs d'émissions et les erreurs inhérentes à la manipulation d'un gros volume de données entraînent de faibles mais possibles sources d'incertitude sur les estimations des émissions.

5.2. Problématique de l'évaluation d'une LEZ (impact sur l'air)

Du trafic à l'impact final (sanitaire ou climatique), l'effet d'une mesure telle que la Low Emission Zone est très complexe. En effet, ce type de mesure peut avoir un effet sur les déplacements (diminution du nombre des déplacements), sur leur réalisation (modes utilisés), sur la répartition du trafic (en / hors la zone de restriction) et sur ses caractéristiques (l'augmentation locale peut créer de la congestion), sur l'émission de polluants des véhicules concernés (véhicules renouvelés qui transitent par la zone restreinte, véhicules restants hors la zone). On devrait donc observer une évolution des déplacements et trafics et de leurs émissions, ainsi qu'une redistribution spatiale.

On notera que les mesures visant à « imposer un coût d'accès » (congestion charging scheme ou CCS en Grande-Bretagne) se rapprochent des Low Emission Zones par leurs effets et principes, hormis le caractère sélectif réglementaire des véhicules.

Au-delà des émissions de polluants, leur dispersion et transformation éventuelle devraient en conséquence affecter différemment les zones géographiques, conduisant ainsi à des éventuelles variations des concentrations de polluants. Ces variations sont cependant atténuées par les apports des autres sources locales de pollution et par les apports régionaux. De ce fait et également par l'influence des conditions météorologiques, l'estimation de ces variations est difficile.

On peut considérer que les impacts « globaux » (gaz à effet de serre) et pollutions « régionales » (ozone) sont pas ou peu affectés par les variation / redistribution spatiale des émissions. Par contre les impacts sanitaires devraient l'être bien évidemment. Ce dernier aspect rend l'évaluation encore plus complexe, puisque l'effet sanitaire d'une LEZ nécessiterait de plus de caractériser les expositions des populations et les activités au cours de la journée, et leurs variations liées à sa mise en œuvre. Enfin, l'effet sanitaire proprement dit ne dépend pas seulement des concentrations et expositions, dont les variations seront vraisemblablement assez limitées, mais aussi de probabilités d'affection des populations à risques, qui restent assez faibles compte-tenu des concentrations concernées, et incertaines en raison des interactions entre polluants et facteurs nombreux liés aux populations.

En conséquence, il n'est pas étonnant que la plupart des travaux d'évaluation s'arrêtent sur des éléments intermédiaires (calculs d'émissions, de concentrations).

Deux approches principales peuvent être considérées pour l'évaluation d'une LEZ :

- la mesure / l'observation : qui nécessite de mesurer avant et après mise en œuvre d'une LEZ les concentrations de polluants, voire les expositions des personnes, ou encore les impacts sanitaires au travers des consultations, etc.
- la modélisation qui envisage de simuler les trafics, les émissions, les concentrations, expositions, et qui permettrait d'anticiper les effets attendus d'une ou plusieurs configurations de LEZ à partir d'un état initial.

On pourrait considérer une troisième approche qui - s'appuyant sur les retours d'expériences de différentes LEZ, en différentes configurations, etc., -, permettrait d'anticiper même grossièrement les effets d'une configuration similaire. Malheureusement, la capitalisation sur les retours d'expérience semble difficile, les cas de mise en œuvre étant le plus souvent insuffisamment documentés ou évalués.

Il faut également observer que les effets d'une Low Emission Zone au niveau des concentrations de polluants - qu'ils soient déterminés par modélisation ou par le monitoring de la qualité de l'air avant et après mise en œuvre - semblent très limités et en conséquence difficiles à évaluer. Sur ce point les travaux pilotés par le Health Effects Institute (Kelly et al. 2011a) sur le cas de Londres sont d'une très grande richesse.

5.2.1. Méthodologies d'évaluation des LEZ

Nous n'avons pas trouvé à ce jour de travaux récapitulants et analysant les diverses méthodologies d'évaluation des mesures de type LEZ, pourtant très nombreuses en Europe et objet d'attention particulière de la part des pouvoirs publics. Ainsi les synthèses et états de l'art très complets que l'on peut trouver en (Ademe, 2014) ou encore sur le site « Urban Access Regulation in Europe » (Lien 3)

s'intéressent d'avantage aux impacts observés ou attendus, qu'aux méthodes qui ont permis de les estimer. Une approche systématique des méthodes d'évaluation, - comme celle effectuée par (Brutti-Mairesse, 2013) autour de la problématique de l'évaluation des plans de déplacements urbains -, serait particulièrement intéressante à développer et à appliquer au cas des LEZ.

Comme évoqué précédemment, ces méthodes d'évaluation sont de 2 types :

- l'observation ou le monitoring (avant - après mise en œuvre)
- la modélisation (trafic - émissions - concentrations - impacts, ...),

mais de fait l'évaluation elle-même varie considérablement dans sa forme (zones concernées, hypothèses, indicateurs d'effet, polluants, etc.). Ainsi de nombreuses évaluations se traduiront en gains sur les « émissions », d'autres en diminution de concentrations, d'autres se focalisent sur la proximité des voies, etc. Certaines se réduisent à des quantifications du trafic évité, tandis que d'autres tentent d'exprimer des impacts sanitaires. Il est ainsi très difficile de considérer les impacts estimés de différentes LEZ, car les méthodes utilisées et plus encore les hypothèses considérées sont très hétérogènes et peu documentées.

On trouvera en (Kelly et al. 2011a) une explicitation très exhaustive et rigoureuse de la modélisation des trafics, émissions, et concentrations liés à la mise en œuvre du péage urbain de Londres, ainsi que de la mise en œuvre d'un réseau de mesures de concentrations des polluants atmosphériques utilisé 2 années avant et après la mise en œuvre afin d'en caractériser les effets. Malheureusement, ces travaux concluent à des effets relativement limités par la modélisation (la zone étant considérée comme insuffisante en périmètre pour permettre un effet significatif), et à des effets insignifiants en terme de concentrations mesurées en raison des teneurs de fond et contributions non trafic, qui en atténuent ou masquent la portée.

Ces mêmes auteurs ont prolongé les travaux par le développement d'une approche d'évaluation de la morbidité, très documentée (Kelly et al. 2011b).

5.2.1.1. Approche par la modélisation

La méthodologie déclinée ci-après est largement inspirée du rapport de Transport for London [*Transport for London, 2008*]. Elle constitue un schéma assez standard de l'évaluation, tout en apportant certaines considérations intéressantes autour des notions d'impacts (primaires, secondaires, tertiaires, etc.), des populations et véhicules concernés, etc.

Ainsi les auteurs proposent de décliner les impacts de la mise en œuvre d'une LEZ en trois catégories. Les impacts primaires sur les émissions des véhicules potentiellement affectés par les critères de la LEZ, induisant des impacts secondaires sur les émissions et la qualité de l'air, ainsi que des coûts de mise en conformité (renouvellement, changement d'itinéraire, reports modaux...). Ces impacts se traduisent, selon l'importance des changements, en impacts tertiaires, tels que l'amélioration de la santé publique ou des conséquences économiques.

Pour évaluer l'impact de la mise en œuvre d'une LEZ, il est donc nécessaire dans un premier temps d'établir la population d'intérêt, celle des véhicules concernés par les mesures de restriction d'accès. Pour cela, la connaissance du volume total des véhicules de la zone et de la composition du parc automobile est nécessaire. Les changements de volume de trafic et la hausse du prix des carburants peuvent être pris en compte comme raisons extérieures ayant une influence sur les véhicules d'intérêt.

Une fois définie la population d'intérêt, il est nécessaire d'établir les émissions caractéristiques de ces véhicules en termes de normes Euro, de motorisation (en véhicules.km), et d'apprécier le changement de profil de répartition des véhicules selon les normes Euro auxquelles ils sont conformes, en fonction du temps, selon les différentes phases de la mise en œuvre de la LEZ.

Cette partie se fait en évaluant les flux de véhicules (par comptages et en calculant l'usage des routes) [*Stockholm Stad, 2006*] dans le but d'avoir un nombre de véhicules.km dans la zone de restriction. Transport for London (TfL) [*2008*] ont mis en place des caméras à lecture de plaques semi-permanentes au sein du Grand Londres. Elles permettent d'obtenir les normes Euro et les caractéristiques techniques d'environ 40 millions de véhicules par an.

Une fois définis les profils d'émission des véhicules d'intérêt, il est nécessaire de faire des estimations quantifiées d'émissions de polluants clés.

TfL [2008] se sont basés sur des calculs d'inventaire. En manipulant les variables des inventaires d'émission, ils ont tenu compte des changements de profil d'émission du parc automobile, en représentant séparément les changements dus à la LEZ, et ceux dus au renouvellement « naturel » des véhicules du parc. De cette façon, les impacts émergents de la mise en place d'une LEZ peuvent être quantifiés via plusieurs scénarios, indépendamment des autres sources d'émissions (non issues du trafic routier).

Par la suite, TfL [2008] ont utilisé un modèle de qualité de l'air standard permettant d'évaluer la qualité de l'air respiré par les londoniens. Néanmoins, ces outils ne permettent pas de prendre en compte les impacts les plus subtils de la mise en œuvre de la LEZ. On peut citer par exemple l'émission de polluants (oxydes d'azote par exemple) résultant de l'utilisation d'équipements de dépollution (pots catalytiques). Il est nécessaire, lors de l'utilisation de modèles de qualité de l'air, d'isoler les effets attribuables à la LEZ des divers autres facteurs affectant la qualité de l'air, tels que la variabilité météorologique. L'usage de la modélisation nécessite une approche en parallèle visant à obtenir l'évolution des polluants in situ, par l'intermédiaire des stations de mesure de polluants réparties au sein d'une zone d'intérêt. Une comparaison de la qualité de l'air en bord de route doit être conduite par des mesures de polluants effectuées avant et après la mise en place de la LEZ. Les concentrations mesurées dans la LEZ sont comparées avec des mesures faites dans une zone non affectée par celle-ci, une zone de contrôle, située à plusieurs km par exemple [Atkinson *et al.*, 2009].

L'évaluation des impacts des mesures de restriction d'accès passe par trois étapes [Atkinson *et al.*, 2009] : l'impact potentiel sur les concentrations mesurées au sein de la zone concernée, l'impact potentiel sur les concentrations mesurées dans une zone frontalière, et l'impact lorsque la mesure de restriction d'accès ne s'applique pas (par exemple lorsque le péage londonien est gratuit le week-end).

L'impact que la LEZ aura sur la qualité de l'air est différent selon les axes considérés. En effet, un axe très fréquenté, très impacté par la mise en œuvre de la LEZ présentera probablement des teneurs en polluants beaucoup plus faibles que sur d'autres axes moins impactés. Les conclusions tirées des mesures de terrain doivent donc être interprétées avec précautions.

Ces mesures de terrain doivent également être faites en dehors de la LEZ en raison d'éventuelles modifications d'itinéraires de personnes ne pouvant pas changer de véhicules et qui contournent la zone d'interdiction.

5.2.1.2. Problématique spécifique des déplacements et trafics

On conçoit bien que l'estimation des déplacements et des trafics, et de leur évolution lors de la mise en place d'une LEZ, soit déterminante pour son évaluation. On ajoutera que - d'une part dans une perspective d'évaluation d'impacts sanitaires, et d'autre part en lien avec le caractère « géographique » ou spatial d'une LEZ - la problématique de la spatialisation et de la répartition temporelle des trafics (en lien avec les populations exposées) est également très importante.

Or il faut constater que les approches actuelles de distribution spatiale (et temporelle) des déplacements et trafics par les modèles classiquement utilisés (modèles de déplacements et trafic à 4 étapes) sont certainement insuffisantes pour approcher de manière précise la quantification et la localisation des trafics. Ces modèles reposent en effet sur des principes assez frustes, mais aussi leur couverture peut être réduite (non prise en compte explicite du transport de marchandise ou du transit par exemple, simulations limitées à l'heure de pointe). Les évolutions éventuelles des comportements de mobilité sont difficiles à conjecturer. Il y a donc des limites inhérentes à l'approche de modélisation des trafics qui peuvent peser assez fortement sur la qualité de l'évaluation.

La « scénarisation » d'une LEZ est envisagée par (Chevallier *et al.* 2012) sous forme d'hypothèses que l'on peut récapituler comme suit :

- Les itinéraires des personnes / véhicules sont déterminés par un modèle de déplacement régional multimodal, s'appuyant sur une matrice d'origines et de destinations (zones relativement macroscopiques) dérivée des enquêtes de mobilité

- On identifie les déplacements concernés par la mise en œuvre d'une LEZ en région parisienne (i.e. les itinéraires qui transitent par le périmètre réglementé), et ceux qui ne le sont pas ;
- parmi les déplacements concernés, on distinguera ensuite ceux qui seraient effectués par un véhicule « interdit » (selon sa classe réglementaire en terme d'émissions de polluants) ;
- intervient à ce niveau l'hypothèse de remplacement du véhicule interdit (le déplacement est préservé), de report modal (le déplacement est effectué en transports en commun), ou de report d'itinéraire (le véhicule « interdit » se détourne pour éviter la LEZ) ;
- Il s'agit ensuite de poser des hypothèses sur les déplacements finalement impactés (non effectués, détournés, ou en report modal), la matrice O-D des autres étant inchangée.

Comme on le voit, ce processus est assez théorique, mais surtout incertain en ce qui concerne les comportements réels des utilisateurs.

5.2.1.3. Problématique des parcs automobiles

Comme l'ont bien illustré les travaux menés dans ce cadre, la question de la composition du parc automobile est également cruciale quant à l'évaluation d'une mesure de restriction sélective de type LEZ. Classiquement, on utilise une composition unique, quelquefois basée sur des hypothèses nationales plutôt que locales, alors qu'on a pu démontrer la diversité géographique des compositions de parc, liée à des paramètres socio-économiques ou à des comportements d'achats / renouvellement des véhicules différenciés.

Ces distorsions de composition de parc de véhicules pourraient d'une part conduire à des inéquités face à la mise en œuvre d'une LEZ selon sa configuration (des populations défavorisées ayant à renouveler un parc polluant, tandis que des populations plus aisées bénéficieraient de zones protégées, par exemple). Mais par ailleurs la mise en œuvre de la LEZ peut elle-même accentuer ces distorsions de parcs, par les reports d'itinéraires des véhicules polluants, et par la revente de véhicules polluants dans les zones périphériques peu concernées par l'accès en voiture à la zone protégée.

On constatera donc à ce stade la nécessité de bien connaître les compositions des parcs automobiles et leur répartition géographiques, avant d'envisager et de concevoir dans ses différents aspects une LEZ.

Par ailleurs, il faut inscrire l'évaluation d'une LEZ dans une évolution temporelle. En effet, la composition du parc automobile évolue naturellement (renouvellement d'environ 6-7% des véhicules par an). La mise en œuvre d'une LEZ accélère (momentanément et surtout localement) ce renouvellement. Ce différentiel de renouvellement du parc et les gains qui en découlent devraient donc s'atténuer voire se résorber au fil du temps, sauf à envisager périodiquement des critères de sélection plus sévères, et en parallèle des extensions de la ou des zones géographiques restreintes.

On observe ici que l'évaluation devrait donc s'inscrire dans une dynamique temporelle, tout comme la mise en œuvre d'une LEZ et son évolution.

5.2.2. Éléments pour l'évaluation des LEZ

Dans la suite, on propose quelques pistes d'amélioration (analyse cependant non exhaustive) en vue d'une évaluation des LEZ. Nous considérerons principalement l'évaluation par la modélisation mais aussi en terme d'observations / mesures.

5.2.2.1. Etat initial, et données

On ne rappellera jamais assez l'importance d'une bonne connaissance de l'état initial, et de disposer de bonnes données, locales, caractérisant les principaux aspects de la mise en œuvre d'une LEZ.

A cet égard, les enquêtes de mobilité constituent une richesse considérable, notamment dans la détermination des flux / itinéraires, répartition modale et leur modélisation, mais aussi comme on l'a vu

dans la capacité à analyser la composition du parc en lien avec les territoires et les caractéristiques socio-économiques des populations.

Un dispositif d'observation vidéo (tel que mis en œuvre dans ces travaux) appliqué aux frontières d'une LEZ à venir, permettrait une caractérisation très précise des parcs transitant par la LEZ, et ainsi une estimation assez fine du potentiel lié à sa mise en œuvre (nombres et types de véhicules qui seraient concernés). L'observation en phase « après » (différenciée en intra et hors la zone) permettrait d'une part d'estimer l'efficacité du système de dissuasion, et d'autre part de caractériser les distorsions de composition des parcs intra et hors zone. On notera qu'un dispositif vidéo assurant le contrôle du respect de la réglementation LEZ ou le péage (comme il en existe dans certaines LEZ) doit pouvoir permettre également cette observation statistique de la composition du parc.

Les données permettant de calibrer les modèles de trafic (comptages, temps de parcours, etc.) sont également importantes pour permettre une simulation précise des trafics et itinéraires.

5.2.2.2. Modélisation des déplacements

Comme on l'a déjà mentionné, la modélisation des déplacements est un maillon important de l'évaluation, car elle détermine les quantités de trafic et leur affectation et distribution spatiale. On remarquera tout d'abord que l'exhaustivité de prise en compte des trafics est primordiale, et que la modélisation doit décrire au mieux les différentes mobilités (personnes, marchandises) et modes.

Les déplacements et itinéraires sont affectés par la mise en œuvre d'une restriction sur un périmètre. L'approche proposée par (Chevallier et al., 2012) est intéressante, mais il conviendrait d'en affiner les hypothèses et le paramétrage : la restriction doit-elle considérée comme une « barrière » (aucune exception) ou une pénalité (dissuasion non absolue). De même les comportements (renouvellement du véhicule, contournement, changement de mode de transport et même abandon du trajet), devraient être appréhendés au travers d'études comportementales ou de retours d'expérience.

Pour la détermination des itinéraires (O-D) concernés la restriction (selon les véhicules), on notera l'approche intéressante de (Grassot et al, 2012), qui considère des compositions de parcs différentes selon les zones d'origine (établies à partir de l'EMD enquête ménages déplacements), et préserve ces compositions dans la génération des itinéraires. On connaît donc (en théorie) en chaque point du réseau, quels types de véhicules circulent. Les véhicules interdits dans la zone LEZ peuvent ainsi être tracés selon leur origine. Même si cette approche reste complexe et doit être simplifiée en quelques compositions-types de parc, elle permettrait un plus grand réalisme de prise en compte des véhicules, itinéraires et zones affectées, en lien avec les caractéristiques socio-économiques. On pourrait ainsi estimer quelles zones et populations sont touchées par la restriction.

5.2.2.3. Modélisation des trafics

On a déjà souligné l'importance d'une affectation spatiale précise des trafics, et notamment pour les reports d'itinéraires (détournements). Parallèlement à cette problématique de distribution spatiale et temporelle, la modélisation des trafics détermine aussi les conditions de circulation (vitesses, congestion). Dans la zone réglementée, - hors modification importante de la voirie - on peut penser que la diminution du trafic devrait faciliter la circulation. Il n'y aurait donc pas réellement d'enjeu de modélisation précise des conditions de trafic.

Par contre, en périphérie de la zone réglementée, et à certains nœuds de voirie, il est vraisemblable que les conditions de circulation soient perturbées par les reports de trafics, les modifications de comportements à certaines intersections, etc.

Ces points et zones sensibles pourraient n'être pas correctement décrits par les modèles classiques statiques, et nécessiter des études plus fines (modèle dynamique), ou des recalibrages par rapport à l'état initial.

5.2.2.4. Calculs d'émission de polluants

Outre la prise en compte affinée des compositions de parc, le calcul d'émission doit tenir compte de l'ensemble des phénomènes d'émission (abrasion, remise en suspension) car ceux-ci peuvent constituer une composante importante de la pollution.

5.2.2.5. Qualité de l'air

Les études de cas - en particulier les travaux de (Kerry et al 2011a et b) sur Londres -, ont montré l'intérêt de focaliser les analyses (modélisation ou observations) sur les polluants spécifiques du trafic. On considère ainsi NOx ou NO2, PM10 ou PM2.5, voire certains métaux, ou encore le Black Carbon.

Ces travaux concluent aussi à la difficulté d'observation des effets de la LEZ, en raison des concentrations de fond et autres apports plus importants que la contribution propre du trafic (cas des PM10), et de variations non liées à la zone mais dont l'effet est au moins du même ordre de grandeur que l'effet à mesurer. Les auteurs préconisent en conséquence des caractérisations plus fines des écarts de concentrations entre l'agglomération et le fond rural d'une part, et de focaliser les analyses sur les sites en proximité de trafic d'autre part, pour lesquels la contribution trafic et son évolution sont plus significatives.

On remarquera sur ce dernier point, que si cette stratégie peut se révéler efficace pour mesurer un écart significatif lié à la variation de l'émission du trafic, elle est moins satisfaisante en terme de caractérisation des effets sur les expositions (sauf pour les logements proches des voies) et sur les impacts sanitaires (sans doute plus influencés par le fond urbain).

5.2.3. Tentative de problématisation de l'évaluation d'une LEZ

Dans une tentative de rationalisation de l'évaluation d'une LEZ, nous proposons ici d'en définir quelques concepts.

5.2.3.1. Le « système » à évaluer

Le système à évaluer est un territoire avec une répartition des populations et activités, équipé de systèmes de transports, véhicules et infrastructures, et affecté de mobilités / déplacements (et d'autres activités polluantes). En tout état de cause le système à considérer pour l'évaluation d'une LEZ est au plus le territoire de l'agglomération (ou région urbaine), mais il serait sans doute pertinent de le limiter au territoire en interaction avec la ou les zones d'intérêt (zones considérées comme polluées, ou à dépassements de concentrations réglementées, car si l'on considère un système trop étendu, les effets d'une LEZ rapportés à cette zone seraient fortement dilués.

Ce système est caractérisé par un état initial en terme de trafic (origines - destinations, répartition modale, distribution spatio-temporelle des flux, conditions de circulation), de véhicules (composition initiale du parc, éventuellement différenciée selon les zones), et en terme environnemental (émissions totales et locales de polluants, concentrations, etc.). Il serait intéressant de quantifier à cette échelle la contribution du trafic à cette pollution, ce qui en déterminerait en première approche le poids.

Ce système ou territoire peut présenter des spécificités en terme de taille (très grande agglomération, ville moyenne), de morphologie urbaine (concentrique, polycentrique, ou très étirée, etc.), de disponibilité des transports structurants métro, trams, ferroviaire, d'infrastructures, etc. qui conditionnent fortement les déplacements, la répartition modale, le trafic.

Ce système est en évolution (population, parcs automobiles, extension géographique).

5.2.3.2. La zone réglementée (LEZ) ou à accès restrictif

Il s'agit d'un sous-territoire du précédent (et qui peut être décrit / analysé de la même façon). Cette zone initialement de même « statut » que l'ensemble du système à analyser va être l'objet d'une clause de restriction sélective d'accès.

Cette zone est caractérisée par son « périmètre », ou sa superficie. Une LEZ concentrée sur un centre historique ou une rue aurait ainsi de faibles effets. Une LEZ intra-A86 en région parisienne (large couverture du territoire) offre de plus grandes attentes.

5.2.3.3. Clause de restriction

Cette clause se définit par :

- les véhicules concernés (voitures, camions, livraisons),
- la clause d'exclusion (réglementation en émission, et quel niveau),
- les exemptions à cette restriction (ambulance, handicapés, dérogations diverses, etc.),
- la date d'entrée en vigueur.

Cette clause peut être évolutive (critères plus sévères après quelques années).

Cette clause se traduit donc par son « intensité » (sévérité) et par sa persistance (inscription dans la durée). Une zone piétonne (ou cyclable) est ainsi une LEZ à intensité maximale. Une LEZ initiée à EURO2, et sans révision ultérieure est à faible persistance.

5.2.3.4. Le terme de l'évaluation

Il convient de préciser le terme de l'évaluation, ou mieux, de donner l'évolution de l'effet jusqu'à ce terme. Dans le cas des LEZ, compte tenu de la relative immédiateté de la mesure, les évaluations sont souvent faites à court terme. Pour la LEZ de Londres, on a organisé des campagnes de mesure 2 ans avant et 2 ans après (ce qui permet de tenir compte de la mise en place réelle de la LEZ, et de l'évolution des comportements), mais pour la plupart des évaluations par modélisation, on considère seulement les conditions présentes, et on leur applique des hypothèses liées à la mise en œuvre de la LEZ. On voit dans ce cas qu'il est difficile de positionner les résultats d'une telle évaluation dans un contexte en évolution (notamment l'évolution naturelle du parc automobile).

5.2.3.5. Les invariants de l'évaluation

Comme évoqué précédemment, l'évaluation présuppose de nombreux invariants, principalement parce qu'il serait difficile de tenir compte de l'évolution de ces nombreux paramètres. Ainsi dans l'évaluation des LEZ, on a implicitement ou explicitement supposé que la quantité totale de déplacements ne changeait pas (Chevallier et al 2012), que les comportements (de choix modal, de mobilité, d'achat de véhicules, etc.) n'étaient pas affectés (dans une évaluation court terme c'est plausible, et par ailleurs il est très difficile d'anticiper leur évolution), que la pollution de fond, les apports régionaux et des autres secteurs, la météo, etc. ne changeaient pas, de même in fine que la population, l'urbanisme, les infrastructures, etc.

5.2.4. Evaluation par le retour d'expérience

On a évoqué en début de chapitre l'idée d'une évaluation par le retour d'expérience - relativement conséquent en ce qui concerne les LEZ. On propose ici d'esquisser le contour d'une telle approche en s'appuyant sur les réflexions précédentes. Cette approche pourrait être étayée par l'analyse des études de faisabilité menées par les agglomérations françaises dans la démarche ZAPA, mais malheureusement la plupart n'ont pas été rendues disponibles ou n'ont pas été menées à leur terme.

L'idée première de cette démarche serait d'établir une typologie des configurations de mise en œuvre des LEZ, de caractériser ces configurations-types par des paramètres pertinents, d'établir si possible des indicateurs d'effets (à différents niveaux intermédiaires à défaut d'indicateurs d'impacts finaux). On obtiendrait ainsi un référentiel permettant d'analyse - même qualitativement ou en première approche - une nouvelle LEZ.

5.2.4.1. Typologie des configurations de LEZ

Il s'agirait d'abord de caractériser le territoire concerné :

- la configuration urbaine (taille et organisation de la ville, équipements, localisation des activités, etc.)
- les infrastructures de transport (réseau radial, concentrique ou quadrillage, voies de contournement, points de passage obligé (ponts, tunnels), etc.)
- les mobilités (distributions modales, cartographie des flux, mobilités pendulaires, etc.),
- les populations et leur répartition (densité, cartographies, inégalités, etc.),

On pourrait aussi considérer un indicateur d' « attitude / comportement » vis à vis de démarches environnementales, qui permettrait d'appréhender les changements de comportement.

Il s'agit ensuite de caractériser la zone de restriction et la clause de restriction :

- taille, disposition dans la ville et par rapport au réseau routier (axes structurants),
- véhicules concernés (voitures, camions, livraison), niveau et horaires de restriction
- efficacité du dispositif de restriction (dérogations, mode de contrôle, infractions).

5.2.4.2. Indicateurs d'effets

Les retours d'expérience doivent permettre de mettre en regard de différentes configurations de LEZ, des effets à différents niveaux, résultant des études d'impact menées (modélisation ou observation).

On devrait ainsi selon les cas disposer d'éléments caractérisant l'effet de la LEZ sur : les quantités de trafic, le report modal, le taux de renouvellement de véhicules, sur les quantités d'émissions sur certains périmètres (ou sur les facteurs d'émissions), les concentrations de certains polluants selon les lieux, les impacts sanitaires.

5.2.4.3. Estimations qualitatives

Idéalement, si les données le permettent, on pourrait sur cette base mettre en relation des paramètres de configuration (qualitatifs et quantitatifs) et des effets. Un tel tableau serait certainement très hétérogène, mais s'il est suffisamment documenté, une analyse factorielle des correspondances pourrait permettre d'établir des relations - même qualitatives - entre certains aspects de configuration et des effets escomptés. Ce pourrait alors être une base préliminaire d'évaluation, et aussi de capitalisation sur les retours d'expérience.

5.3. Conclusions

Ce chapitre a montré la complexité et la fragilité de l'évaluation de la contribution des transports à la pollution de l'air, et de l'impact potentiel de mesures d'amélioration de la qualité de l'air telles que la restriction (sélective) d'accès dans le cas des Low Emission Zones. Cette complexité tient d'abord à la multiplicité des phénomènes en jeu, à la difficulté de leur prise en compte au travers de modélisations qui nécessitent d'importantes quantités de données de validation, d'insuffisances actuelles de ces modèles, et des nombreuses approximations ou incertitudes sur les hypothèses intrinsèques et sur les données d'entrée des simulations pour un cas d'étude donné.

Cette réflexion sur l'évaluation a permis également de mettre à plat certaines difficultés et d'envisager quelques éléments en vue d'améliorer les approches d'évaluation, en prenant en compte au mieux des lacunes, en construisant les hypothèses les plus pertinentes.

On a pu finalement esquisser une réflexion pour une meilleure prise en compte des retours d'expérience dans une approche d'analyse des configurations des LEZ et de leurs effets observés, afin d'élaborer un cadre d'évaluation même qualitatif de nouvelles LEZ. Cette démarche doit bien sûr être prolongée par un travail de fond et de longue haleine, associant théorie et concepts de l'évaluation.

Conclusions et perspectives

Des travaux conséquents ont été menés dans ce cadre en vue d'appréhender les compositions locales des parcs automobile, leur variabilité, et leur incidence sur les émissions de polluants à l'échelle d'une agglomération et aussi selon différentes zones d'intérêt.

L'analyse de l'enquête globale Transports EGT 2010 de l'Île de France a démontré le potentiel des enquêtes de mobilité pour identifier des spécificités locales de composition des parcs (véhicules à disposition des ménages). Elle a également montré les contrastes importants qui peuvent être observés entre départements voisins (diésélisation, comportements de renouvellement des véhicules, etc.). Ces différences de parc automobile sont porteuses d'importantes variations des émissions de polluants du trafic.

Une méthode d'observation in situ a été mise au point et expérimentée en région Île de France pour caractériser in situ les parcs en circulation. Neuf sites ont été instrumentés. Le recueil des plaques minéralogiques et le recours au fichier des immatriculations ont permis de caractériser en détail les parcs selon les différents lieux. Les véhicules peuvent ainsi être décrits selon leurs caractéristiques techniques détaillées (motorisation, cylindrée, taille, âge, réglementation pollution,), nécessaires aux calculs des émissions de polluants.

Les parcs observés confortent les résultats de l'EGT, et traduisent bien des contrastes importants entre différents territoires, notamment en ce qui concerne la Diésélisation (taux de voitures Diesel), et la répartition des véhicules selon les réglementations pollution (Euro) et de fait leur distribution selon l'âge.

On observe ainsi un parc plus jeune et moins polluants (plus de véhicules récents des catégories Euro 4 et 5), et en général moins diésélisé dans les territoires les plus aisés. De ce fait, ces territoires supporteraient, - en première approche - de moindres émissions de polluant (notamment NOx et PM), bénéficieraient d'une meilleure qualité de l'air (sauf disposition particulière de transit important ou de situation ou topographie défavorable à la qualité de l'air), et seraient moins affectés par des mesures de restriction sélectives (qui généralement conduisent à pénaliser / interdire les véhicules les plus anciens).

L'analyse des émissions sur un jeu de données représentant l'Île de France à l'heure de pointe du matin a permis de démontrer l'importance de la prise en compte des parcs observés sur les bilans d'émissions, et la sensibilité des calculs à ce paramètre important. Elle a permis également de quantifier les enjeux selon les territoires et les catégories de véhicules. Ainsi le trafic hors A86 représente de 70 à 80% de la contribution aux émissions de polluants, et les véhicules lourds peuvent représenter 40% des émissions de NOx et PM pour seulement 7% du trafic, Le démarrage à froid des véhicules légers contribue également de manière très significative, à hauteur de 40 à 50 % des émissions totales (CO, COV, benzène).

La prise en compte des parcs observés conduit à des écarts assez significatifs même à l'échelle de la région, compte tenu de structures de parcs assez spécifiques : moindre diésélisation, répartition différentes entre les types de véhicules (classes de PTAC des camions, types de bus, etc.), et différentes structures d'âge et de réglementation pollution. La répartition géographique des émissions est également affectée, compte tenu de compositions différenciées selon les lieux.

La composition du parc observé et sa déclinaison pour l'Île-de-France, conduit à augmenter (par rapport aux estimations nationales de parc) les émissions de CO2 de 11% et les NOx de 6%, mais ce sont surtout les polluants « essence » qui sont affectés (+65 à 85%) et les évaporations de carburant (x2). Les PM ne sont pas affectées. Ces chiffres masquent de plus des fortes disparités entre les catégories de véhicules, qui peuvent dans certains cas se compenser dans le bilan global, et ce sont surtout les émissions et consommations des voitures particulières qui sont sous-estimées le plus fortement par une composition de parc nationale.

Les disparités locales sont conséquentes, et ainsi le département Seine-Saint-Denis verrait ses émissions globales diminuer de 14% (NOx) et de 8% (PM) avec un parc type observé en Hauts-de-Seine, et les émissions des seules voitures particulières diminuer de 28 et 14%.

Une simulation très rudimentaire d'un scénario ZAPA / LEZ intra-A86 montre des diminutions de 12% des émissions de NOx de 9% des émissions de particules en intra-A86, et de 3 et 2% à l'échelle de l'Île-de-France, qui restent finalement assez limitées en regard de l'évolution tendancielle des émissions (-5 et -3% par an).

Une réflexion et discussion est finalement proposée sur l'évaluation de mesures de restriction de type Low Emission Zones quant à leurs impacts sur la pollution de l'air et la contribution du trafics à cette pollution. Du trafic aux impacts, les phénomènes sont multiples et complexes, qu'il s'agisse des phénomènes physico-chimiques gouvernant la pollution, des trafics et conditions de circulation, ou encore des comportements face à des mesures de restriction. Différents aspects de l'évaluation ont été discutés qui doivent permettre d'améliorer les méthodes d'évaluation, en prenant en compte au mieux des lacunes, en construisant les hypothèses les plus pertinentes, et par une meilleure prise en compte des retours d'expérience selon les configurations des LEZ et les effets observés.

TABLEAUX

TABLEAU 1. REPARTITION DES LEZ PAR PAYS D'EUROPE EN MARS 2013 (SELON LE SITE LOWEMISSIONZONES.EU)	14
TABLEAU 2. PROPORTIONS DE KILOMETRAGES ANNUELS NON RENSEIGNES OU INDICUES COMME NULS PARMI LES DEUX-ROUES, VOITURES PARTICULIERES ET VEHICULES UTILITAIRES LEGERS (DONNEES EGT 2010-STIF-OMNIL-DRIEA)	20
TABLEAU 3. POURCENTAGE PONDERE DE CYCLOMOTEURS ET MOTOCYCLETTES (SOMME DE NB VEH (%),DONNEES EGT 2010-STIF-OMNIL-DRIEA), ET COMPARAISON AUX ESTIMATIONS NATIONALES (PARC IFSTTAR V2013, ANNEE 2010)	23
TABLEAU 4. PROPORTION PONDEREE DES VEHICULES 2-ROUES ET 3-ROUES MOTORISES, SELON LEUR MOTORISATION ET LEUR CLASSEMENT EURO (SOMME DE NB VEH (%), DONNEES EGT 2010-STIF-OMNIL-DRIEA), ET COMPARAISON AUX ESTIMATIONS NATIONALES (PARC IFSTTAR V2013, ANNEE 2010).....	23
TABLEAU 5. POURCENTAGE PONDERE DE VOITURES PARTICULIERES PAR MOTORISATION (SOMME DE NB VEH (%), DONNEES EGT 2010-STIF-OMNIL-DRIEA), ET COMPARAISON AUX ESTIMATIONS NATIONALES (PARC IFSTTAR V2013, ANNEE 2010)	25
TABLEAU 6. PROPORTION PONDEREE DE VOITURES PARTICULIERES PAR CATEGORIE EURO (ESSENCE ET DIESEL CONFONDUS) (SOMME DE NB VEH (%),DONNEES EGT 2010-STIF-OMNIL-DRIEA), ET COMPARAISON AUX ESTIMATIONS NATIONALES (PARC IFSTTAR V2013, ANNEE 2010)	25
TABLEAU 7. PROPORTION PONDEREE DE VOITURES PARTICULIERES PAR CATEGORIE EURO (PC-D POUR DIESEL ; PC-P POUR ESSENCE) SOMME DE NB VEH (%), DONNEES EGT 2010-STIF-OMNIL-DRIEA, ET COMPARAISON AUX ESTIMATIONS NATIONALES (PARC IFSTTAR V2013, ANNEE 2010).....	26
TABLEAU 8. POURCENTAGE PONDERE DE VEHICULES UTILITAIRES LEGERS PAR MOTORISATION SOMME DE NB.VEH (%), DONNEES EGT 2010-STIF-OMNIL-DRIEA, ET COMPARAISON AUX ESTIMATIONS NATIONALES (PARC IFSTTAR V2013, ANNEE 2010)	29
TABLEAU 9. PROPORTION PONDEREE DE VEHICULES UTILITAIRES LEGERS PAR CATEGORIE EURO (ESSENCE ET DIESEL CONFONDUS) SOMME DE NB.VEH (%), DONNEES EGT 2010-STIF-OMNIL-DRIEA, ET COMPARAISON AUX ESTIMATIONS NATIONALES (PARC IFSTTAR V2013, ANNEE 2010).....	29
TABLEAU 10. PROPORTION PONDEREE DE VEHICULES UTILITAIRES LEGERS PAR CATEGORIE EURO (PC-D POUR DIESEL ; PC-P POUR ESSENCE). SOMME DE NB.VEH (%), DONNEES EGT 2010-STIF-OMNIL-DRIEA ET COMPARAISON AUX ESTIMATIONS NATIONALES (PARC IFSTTAR V2013, ANNEE 2010)	30
TABLEAU 11. COMPOSITION DU PARC ROULANT PAR TYPE DE 2RM ET 3RM PROPORTION PONDEREE PAR TYPE DE VEHICULE (SOMME DE VEH.KM EN %) (NR : NON RENSEIGNE, DONNEES EGT 2010-STIF-OMNIL-DRIEA) ET COMPARAISON AUX ESTIMATIONS NATIONALES (PARC IFSTTAR V2013, ANNEE 2010)	33
TABLEAU 12. COMPOSITION DU PARC ROULANT DES 2RM ET 3RM PAR CATEGORIES EURO SIMPLIFIEES PROPORTION PONDEREE VEH.KM PAR CATEGORIE EURO (SOMME DE VEH.KM EN %, DONNEES EGT 2010-STIF-OMNIL-DRIEA) ET COMPARAISON AUX ESTIMATIONS NATIONALES (PARC IFSTTAR V2013, ANNEE 2010).....	33
TABLEAU 13. COMPOSITION DU PARC ROULANT DES 2RM ET 3RM PAR CATEGORIE EURO PROPORTION PONDEREE VEH.KM PAR CATEGORIE EURO (SOMME DE VEH.KM EN %, DONNEES EGT 2010-STIF-OMNIL-DRIEA), ET COMPARAISON AUX ESTIMATIONS NATIONALES (PARC IFSTTAR V2013, ANNEE 2010).....	34
TABLEAU 14. KILOMETRAGE MOYEN ANNUEL PONDERE, PAR TYPE DE 2RM ET 3RM (EN KM) (NR : NON RENSEIGNE, DONNEES EGT 2010-STIF-OMNIL-DRIEA).....	35
TABLEAU 15. KILOMETRAGE MOYEN ANNUEL PONDERE, PAR TYPE DE 2RM ET 3RM ET CATEGORIE EURO (EN KM), DONNEES EGT 2010-STIF-OMNIL-DRIEA, ET COMPARAISON AUX ESTIMATIONS NATIONALES (PARC IFSTTAR V2013, ANNEE 2010)	35
TABLEAU 16. COMPOSITION DU PARC ROULANT DES VP PAR MOTORISATION (SOMME DE VEH.KM EN %, DONNEES EGT 2010-STIF-OMNIL-DRIEA) , ET COMPARAISON AUX ESTIMATIONS NATIONALES (PARC IFSTTAR V2013, ANNEE 2010)	39
TABLEAU 17. COMPOSITION DU PARC ROULANT DES VP PAR CATEGORIES EURO SIMPLIFIEES (SOMME DE VEH.KM EN %, DONNEES EGT 2010-STIF-OMNIL-DRIEA) , ET COMPARAISON AUX ESTIMATIONS NATIONALES (PARC IFSTTAR V2013, ANNEE 2010)	39
TABLEAU 18. COMPOSITION DU PARC ROULANT DES VP PAR CATEGORIES EURO DETAILLEES (SOMME DE VEH.KM EN %, DONNEES EGT 2010-STIF-OMNIL-DRIEA), ET COMPARAISON AUX ESTIMATIONS NATIONALES (PARC IFSTTAR V2013, ANNEE 2010).....	40
TABLEAU 19. KILOMETRAGE MOYEN ANNUEL (KM/AN) SELON LA MOTORISATION DES VOITURES PARTICULIERES ISSUES DE L'EGT 2010 (NR : NON RENSEIGNE, DONNEES EGT 2010-STIF-OMNIL-DRIEA) , ET COMPARAISON AUX ESTIMATIONS NATIONALES (PARC IFSTTAR V2013, ANNEE 2010).....	41
TABLEAU 20. KILOMETRAGE MOYEN ANNUEL (KM/AN) SELON LA CATEGORIE EURO DES VOITURES PARTICULIERES ISSUES DE L'EGT 2010 (NR : NON RENSEIGNE, DONNEES EGT 2010-STIF-OMNIL-DRIEA) , ET COMPARAISON AUX ESTIMATIONS NATIONALES (PARC IFSTTAR V2013, ANNEE 2010).....	41
TABLEAU 21. KILOMETRAGE MOYEN ANNUEL (KM/AN) SELON LA CATEGORIE EURO DETAILLEE DES VOITURES PARTICULIERES ISSUES DE L'EGT 2010 (NR : NON RENSEIGNE, DONNEES EGT 2010-STIF-OMNIL-DRIEA), ET COMPARAISON AUX ESTIMATIONS NATIONALES (PARC IFSTTAR V2013, ANNEE 2010)....	42
TABLEAU 22. COMPOSITION DU PARC ROULANT DES VUL PAR MOTORISATION (SOMME DE VEH.KM EN %, DONNEES EGT 2010-STIF-OMNIL-DRIEA) , ET COMPARAISON AUX ESTIMATIONS NATIONALES (PARC IFSTTAR V2013, ANNEE 2010)	45
TABLEAU 23. COMPOSITION DU PARC ROULANT DES VUL PAR CATEGORIES EURO SIMPLIFIEES (SOMME DE VEH.KM EN %, DONNEES EGT 2010-STIF-OMNIL-DRIEA) , ET COMPARAISON AUX ESTIMATIONS NATIONALES (PARC IFSTTAR V2013, ANNEE 2010)	45
TABLEAU 24. COMPOSITION DU PARC ROULANT DES VUL PAR CATEGORIES EURO DETAILLEES (SOMME DE VEH.KM EN %, DONNEES EGT 2010-STIF-OMNIL-DRIEA) , ET COMPARAISON AUX ESTIMATIONS NATIONALES (PARC IFSTTAR V2013, ANNEE 2010)	46
TABLEAU 25. KILOMETRAGE MOYEN ANNUEL DES VEHICULES UTILITAIRES LEGERS EN REGION ILE-DE-FRANCE PAR MOTORISATION (DONNEES EGT 2010-STIF-OMNIL-DRIEA) , ET COMPARAISON AUX ESTIMATIONS NATIONALES (PARC IFSTTAR V2013, ANNEE 2010)	47
TABLEAU 26. KILOMETRAGE MOYEN ANNUEL DES VEHICULES UTILITAIRES LEGERS EN REGION ILE-DE-FRANCE PAR CATEGORIES EURO (DONNEES EGT 2010-STIF-OMNIL-DRIEA) , ET COMPARAISON AUX ESTIMATIONS NATIONALES (PARC IFSTTAR V2013, ANNEE 2010)	47
TABLEAU 27. KILOMETRAGE MOYEN ANNUEL DES VEHICULES UTILITAIRES LEGERS EN REGION ILE-DE-FRANCE PAR CATEGORIES EURO DETAILLEES (DONNEES EGT 2010-STIF-OMNIL-DRIEA) , ET COMPARAISON AUX ESTIMATIONS NATIONALES (PARC IFSTTAR V2013, ANNEE 2010)	48
TABLEAU 28. DIESELISATION - COMPARAISON DES COMPOSITIONS DE PARCS DE VOITURES PARTICULIERES, EN ÎLE DE FRANCE, PARIS, HAUTS-DE-SEINE, ET SEINE-SAINT-DENIS (DONNEES EGT 2010-STIF-OMNIL-DRIEA), ET ESTIMATION NATIONALE IFSTTAR V2013, ANNEE 2010	49
TABLEAU 29. REGLEMENTATION POLLUTION - COMPARAISON DES COMPOSITIONS DE PARCS DE VOITURES PARTICULIERES, EN ÎLE DE FRANCE, PARIS, HAUTS-DE-SEINE, ET SEINE-SAINT-DENIS (DONNEES EGT 2010-STIF-OMNIL-DRIEA) , ET ESTIMATION NATIONALE IFSTTAR V2013, ANNEE 2010.....	49

TABLEAU 30. DIESELISATION - COMPARAISON DES COMPOSITIONS DE PARCS DE VOITURES PARTICULIERES EN CIRCULATION (PONDERES PAR KILOMETRAGES ANNUELS), EN ÎLE DE FRANCE, PARIS, HAUTS-DE-SEINE, ET SEINE-SAINT-DENIS (DONNEES EGT 2010-STIF-OMNIL-DRIEA).....	50
TABLEAU 31. KILOMETRAGES ANNUELS REALISES SELON LES CATEGORIES DE VEHICULES, EN ÎLE DE FRANCE, PARIS, HAUTS-DE-SEINE, ET SEINE-SAINT-DENIS (DONNEES EGT 2010-STIF-OMNIL-DRIEA)	50
TABLEAU 32. REGLEMENTATION POLLUTION - COMPARAISON DES COMPOSITIONS DE PARCS DE VOITURES PARTICULIERES EN CIRCULATION, EN ÎLE DE FRANCE, PARIS, HAUTS-DE-SEINE, ET SEINE-SAINT-DENIS (DONNEES EGT 2010-STIF-OMNIL-DRIEA)	50
TABLEAU 33. CARACTERISTIQUES DES 9 SITES D'OBSERVATION RETENUS POUR L'ETUDE	59
TABLEAU 34. NOMBRE DE PLAQUES RELEVÉES PAR SITE D'OBSERVATION	65
TABLEAU 35 : CORRESPONDANCES ENTRE NORMES EURO ET DATE DE 1ERE MISE EN CIRCULATION POUR LES VP	79
TABLEAU 36 : TYPES DE VUL	79
TABLEAU 37 : CORRESPONDANCES ENTRE NORMES EURO ET DATE DE 1ERE MISE EN CIRCULATION POUR LES VUL.....	80
TABLEAU 38 : CATEGORIES DE POIDS LOURDS.....	80
TABLEAU 39 : CATEGORIES DE BUS / CARS ET PTAC	80
TABLEAU 40 : CLASSEMENT DES CAMIONS, AUTOBUS ET AUTOCARS, SELON LES REGLEMENTATIONS EURO	80
TABLEAU 41 : NOMBRE D'OBSERVATIONS DE VEHICULES LOURDS CAMIONS, AUTOBUS ET AUTOCARS, SELON LES SITES	81
TABLEAU 42: VOLUMES DE TRAFIC SELON LES DIFFERENTS SITES D'OBSERVATIONS, ET PONDERATION INTRA-ZONES	82
TABLEAU 43: REPARTITION DU TRAFIC (VEHICULES.KILOMETRES) SELON LA SITUATION GEOGRAPHIQUE ET SON TYPE (AUTOROUTE, RURAL, URBAIN) (PAR ANALYSE DU TRAFIC EN HEURE DE POINTE DU MATIN)	83
TABLEAU 44: PARCS PSEUDO-STATIQUES OBSERVES EN 75, PERIPHERIQUE, 92, 93 ET ÎLE-DE-FRANCE ET PARC STATIQUE IFSTTAR v2013, ANNEE 2013, PAR CATEGORIES DE VEHICULES	84
TABLEAU 45 : PARCS ROULANTS IFSTTAR v2013, ANNEE 2013, ET OBSERVES EN 75, PERIPHERIQUE, 92, 93 ET ÎLE-DE-FRANCE, PAR CATEGORIES DE VEHICULES.....	84
TABLEAU 46 : PARCS ROULANTS OU TRAFICS, IFSTTAR v2013 ANNEE 2013 URBAIN ET NATIONAL, ET OBSERVES EN 75, PERIPHERIQUE, 92, 93 ET ÎLE-DE-FRANCE PAR CATEGORIES DE VEHICULES	86
TABLEAU 47 : PARCS ROULANTS IFSTTAR 2013, ET OBSERVES EN 75, 92, 93 ET PERIPHERIQUE PAR CATEGORIES EURO	88
TABLEAU 48 : NOMBRE D'IMMATRICULATIONS PAR DEPARTEMENT D'ORIGINE.....	90
TABLEAU 49 : PARCS PSEUDO-STATIQUES, PAR DEPARTEMENT D'ORIGINE DES IMMATRICULATIONS	91
TABLEAU 50 : REPARTITION PSEUDO-STATIQUE DES VOITURES PARTICULIERES SELON LES MOTORISATIONS, PAR DEPARTEMENT D'ORIGINE DES IMMATRICULATIONS	91
TABLEAU 51 : REPARTITION PSEUDO-STATIQUE DES VEHICULES UTILITAIRES LEGERS SELON LES MOTORISATIONS, PAR DEPARTEMENT D'ORIGINE DES IMMATRICULATIONS	92
TABLEAU 52 : REPARTITION PSEUDO-STATIQUE DES VOITURES PARTICULIERES SELON LES CATEGORIES EURO, PAR DEPARTEMENT D'ORIGINE DES IMMATRICULATIONS	92
TABLEAU 53: REPARTITION PSEUDO-STATIQUE DES VUL SELON LES CATEGORIES EURO, PAR DEPARTEMENT D'ORIGINE DES IMMATRICULATIONS.....	92
TABLEAU 54. DIESELISATION - COMPARAISON DES PARCS DE VOITURES PARTICULIERES, DE PARIS, HAUTS-DE-SEINE ET SEINE-SAINT-DENIS (DONNEES EGT 2010-STIF-OMNIL-DRIEA ET OBSERVATIONS VIDEO).....	93
TABLEAU 55. REGLEMENTATION POLLUTION - COMPARAISON DES PARCS DE VOITURES PARTICULIERES DE PARIS, HAUTS-DE-SEINE ET SEINE-SAINT-DENIS (DONNEES EGT 2010-STIF-OMNIL-DRIEA ET OBSERVATIONS VIDEO).....	93
TABLEAU 56: CLASSEMENT DES PARCS DE VOITURES PAR DEPARTEMENT, EN TERME DE DIESELISATION ET D'ÂGE (REGLEMENTATIONS EMISSIONS)	94
TABLEAU 57 CODES DE LOCALISATION DES TRONÇONS ROUTIERS	95
TABLEAU 58. ÉMISSIONS DE POLLUANTS (IDF-HPM, PARC IFSTTAR v2013 ANNEE 2013)	98
TABLEAU 59. ÉMISSIONS ET TRAFIC SELON LES CATEGORIES DE VEHICULES, SIMULATION DE REFERENCE (IDF-HPM, PARC IFSTTAR v2013, ANNEE 2013).....	99
TABLEAU 60. CONTRIBUTION DE DEMARRAGE A FROID, EN POURCENTAGE DE L'EMISSION TOTALE (CHAUD + FROID), SIMULATION DE REFERENCE (IDF, HPM) EVALUE A PARTIR DU PARC IFSTTAR v2011, ANNEE 2013)	99
TABLEAU 61. ÉMISSIONS SPECIFIQUES (EN G/KM) SELON LES CATEGORIES DE VEHICULES, SIMULATION DE REFERENCE (PARC IFSTTAR v2013, ANNEE 2013)...	100
TABLEAU 62. REPARTITION GEOGRAPHIQUE DES EMISSIONS (PARC IFSTTAR v2013, ANNEE 2013).....	100
TABLEAU 63. ÉMISSIONS SPECIFIQUES (EN G/KM) DES TRAFICS SELON LES ZONES GEOGRAPHIQUES, PARC IFSTTAR v2013, ANNEE 2013 (IDF, HPM)	101
TABLEAU 64. UTILISATION D'UN PARC UNIFORME IFSTTAR NATIONAL, VERSUS DECLINAISON DES PARCS URBAIN / RURAL / AUTOROUTIER (IDF, HPM, PARC IFSTTAR 2013, VERS.2011)	103
TABLEAU 65. UTILISATION D'UN PARC UNIFORME IFSTTAR NATIONAL VERSUS DECLINAISON DES PARCS URBAIN / RURAL / AUTOROUTIER ; ECARTS D'EMISSION SELON LES ZONES (IDF, HPM, PARC IFSTTAR 2013, v2011)	103
TABLEAU 66. UTILISATION D'UN PARC UNIFORME IFSTTAR URBAIN, VERSUS DECLINAISON DES PARCS URBAIN / RURAL / AUTOROUTIER (IDF, HPM, PARC IFSTTAR 2013, VERS.2011)	104
TABLEAU 67. UTILISATION D'UN PARC UNIFORME IFSTTAR URBAIN, ECARTS D'EMISSIONS SELON LES ZONES GEOGRAPHIQUES A LA SIMULATION DE REFERENCE (IDF, HPM, PARC IFSTTAR 2013, VERS.2011)	104
TABLEAU 68. COMPARAISON DES RESULTATS OBTENUS AVEC LES VERSIONS 2011 ET 2013 DU PARC IFSTTAR (IDF, HPM, ANNEE 2013)	105
TABLEAU 69. COMPARAISON DES RESULTATS AVEC LES VERSIONS 2011 ET 2013 DU PARC IFSTTAR, ECARTS SELON LES ZONES GEOGRAPHIQUES (IDF, HPM, ANNEE 2013).....	105
TABLEAU 70. UTILISATION DES PARCS OBSERVES DISTRIBUES SPATIALEMENT, ECARTS SUR LES QUANTITES D'EMISSIONS, PAR RAPPORT A LA SIMULATION DE REFERENCE (IDF, HPM).....	106
TABLEAU 71. REPARTITION GEOGRAPHIQUE DES EMISSIONS, ECARTS ENTRE ESTIMATIONS AVEC PARCS OBSERVES DISTRIBUES ET SIMULATION DE REFERENCE ...	107
TABLEAU 72. UTILISATION D'UN PARC OBSERVE UNIFORMEMENT REPARTI, ECARTS DES EMISSIONS SELON LES ZONES GEOGRAPHIQUES PAR RAPPORT A LA SIMULATION AVEC UN PARC OBSERVE DISTRIBUE SPATIALEMENT (IDF, HPM).....	108

TABLEAU 73. REPARTITION DU TRAFIC (VEHICULES X KM, HPM) SELON LA CODIFICATION DES TRONÇONS ROUTIERS (URBAIN, RURAL, AUTOROUTIER)	109
TABLEAU 74. UTILISATION DES PARCS OBSERVES PARIS, PERIPHERIQUE, ET ÎLE-DE-FRANCE DECLINE EN PARCS URBAIN-RURAL-AUTOROUTIER, ECARTS DES EMISSIONS PAR RAPPORT A LA SIMULATION AVEC LES PARCS OBSERVES DISTRIBUES (IDF, HPM)	110
TABLEAU 75. UTILISATION DES PARCS OBSERVES PARIS, PERIPHERIQUE, ET ÎLE-DE-FRANCE DECLINE EN PARCS URBAIN-RURAL-AUTOROUTIER, ECARTS DES QUANTITES D'EMISSIONS SELON LES ZONES GEOGRAPHIQUES, PAR RAPPORT A LA SIMULATION AVEC LES PARCS OBSERVES DISTRIBUES (IDF, HPM)	111
TABLEAU 76. BILAN DES EMISSIONS EN UTILISANT LES COMPOSITIONS DE PARCS OBSERVEES A PARIS ET PERIPHERIQUE, ET LA COMPOSITION URBAINE ÎLE-DE-FRANCE DECLINEE EN RURAL ET AUTOROUTIER (IDF, HPM)	112
TABLEAU 77. UTILISATION DES PARCS OBSERVES A PARIS ET PERIPHERIQUE, ET DE LA COMPOSITION URBAINE ÎLE-DE-FRANCE DECLINEE EN RURAL ET AUTOROUTIER, ECARTS A LA SIMULATION DE REFERENCE (IDF, HPM)	112
TABLEAU 78. ÉMISSIONS ET TRAFICS SELON LES CATEGORIES DE VEHICULES, PARCS OBSERVES A PARIS ET PERIPHERIQUE, ET COMPOSITION URBAINE ÎLE-DE-FRANCE DECLINEE EN RURAL ET AUTOROUTIER (IDF, HPM)	114
TABLEAU 79. REPARTITION GEOGRAPHIQUE DES EMISSIONS ESTIMEES AVEC LES PARCS OBSERVES A PARIS ET PERIPHERIQUE, ET LA COMPOSITION URBAINE ÎLE-DE-FRANCE DECLINEE EN RURAL ET AUTOROUTIER, ET ECARTS DES QUANTITES D'EMISSIONS PAR ZONE, PAR RAPPORT A LA SIMULATION DE REFERENCE (PARC IFSTTAR V2013)	115
TABLEAU 80. ÉMISSIONS SPECIFIQUES (EN G/KM) SELON LES CATEGORIES DE VEHICULES, PARCS OBSERVES A PARIS ET PERIPHERIQUE, ET COMPOSITION URBAINE ÎLE-DE-FRANCE DECLINEE EN RURAL ET AUTOROUTIER (IDF, HPM)	116
TABLEAU 81. ÉMISSIONS SPECIFIQUES (EN G/KM) SELON LES ZONES GEOGRAPHIQUES, PARCS OBSERVES A PARIS ET PERIPHERIQUE, ET COMPOSITION URBAINE ÎLE-DE-FRANCE DECLINEE EN RURAL ET AUTOROUTIER (IDF, HPM)	116
TABLEAU 82. BILAN GLOBAL - RATIOS DE VARIATION DES EMISSIONS DES 3 ZONES 92, 93 ET 75, PAR L'APPLICATION DES DIFFERENTES COMPOSITIONS DE PARCS	118
TABLEAU 83. BILAN POUR LES VOITURES SEULEMENT - RATIOS DE VARIATION DES EMISSIONS DES 3 ZONES 92, 93 ET 75, PAR L'APPLICATION DES DIFFERENTES COMPOSITIONS DE PARCS	119
TABLEAU 84. SIMULATION D'UN SCENARIO ZAPA 3* INTRA-A86, ECARTS <u>SELON LES ZONES GEOGRAPHIQUES</u> A LA SIMULATION DE SANS ZAPA (IDF, HPM, PARC IFSTTAR)	121
TABLEAU 85 : PARCS PSEUDO-STATIQUES 75, 92, 93 ET PERIPHERIQUE ET PARC STATIQUE IFSTTAR 2013, PAR TYPE DE VEHICULES SELON DIFFERENTES PONDERATIONS	161
TABLEAU 86 : PARCS ROULANTS IFSTTAR 2013, 75, 92, 93 ET PERIPHERIQUE PAR TYPE DE VEHICULES SELON DIFFERENTES PONDERATIONS	161
TABLEAU 87 : PARCS ROULANTS IFSTTAR 2013, 75, 92, 93 ET PERIPHERIQUE PAR CATEGORIE ET MOTORISATION OU TYPE DE VEHICULES	162
TABLEAU 88 : PARCS ROULANTS IFSTTAR 2013, 75, 92, 93 ET PERIPHERIQUE PAR CATEGORIES EURO ET SELON DIFFERENTES PONDERATIONS	162
TABLEAU 89 : PARCS IFSTTAR ROULANTS DE L'ANNEE 2013 SELON LES CATEGORIES DE VEHICULES, VERSIONS 2013 ET 2011	163
TABLEAU 90 : PARCS IFSTTAR ROULANTS DE L'ANNEE 2013 SELON LES MOTORISATIONS OU LES TYPES, VERSIONS 2013 ET 2011	163
TABLEAU 91 : PARCS IFSTTAR ROULANTS DE L'ANNEE 2013 SELON LES REGLEMENTATIONS EURO, VERSIONS 2013 ET 2011	164

Figures

FIGURE 1: SCHEMA DE PRINCIPE DE LA DETERMINATION DE LA COMPOSITION DES PARCS AUTOMOBILES ET TRAFICS SELON LES CARACTERISTIQUES TECHNIQUES DETAILLEES DES VEHICULES, EN VUE DES CALCULS D'EMISSION DE POLLUANTS.	15
FIGURE 2. CAMERAS VIDEO MONTEES DANS UN BOULEVARD A COPENHAGUE [JENSEN ET AL., 2011].	16
FIGURE 3. COMPOSITION DU PARC STATIQUE D'IDF PAR CATEGORIE EURO DES 2RM ET 3RM	21
FIGURE 4. FLUX DE CIRCULATION INTRA-PARIS D'APRES LES DONNEES ISSUES DE L'EGT 2001 (EN %).....	54
FIGURE 5. LOCALISATION DES POINTS D'OBSERVATION SUR 24 H (EN VIOLET PAR ALYCESOFRECO) ET SUR 1 SEMAINE (EN ROUGE PAR TECHNOLOGIES NOUVELLES)	57
FIGURE 6. CAMERA TECHNOLOGIES NOUVELLES	62
FIGURE 7. POSITIONNEMENT DES CAMERAS EMBARQUEES SUR LE SITE 3	62
FIGURE 8. POSITIONNEMENT DE LA CAMERA EMBARQUEE SUR LE SITE 9	63
FIGURE 9. POSITIONNEMENT DES CAMERAS EN SURPLOMB DU SITE 6.....	63
FIGURE 10. CAMERA ICAR-CAM-SPEED (MACQ TRAFFIC&AUTOMATION).....	64
FIGURE 11. SITE 1	66
FIGURE 12. SITE 2	66
FIGURE 13. SITE 3 (SOMME DES OBSERVATIONS DES 2 CAMERAS).....	67
FIGURE 14. SITE 3 (CAMERAS 1 ET 2)	67
FIGURE 15. SITE 4 (SITE VANDALISE)	68
FIGURE 16. SITE 5	68
FIGURE 17. SITE 6 (SOMME DES 3 CAMERAS)	69
FIGURE 18. SITE 6 CAMERAS 1, 2 ET 3	69
FIGURE 19. SITE 7	70
FIGURE 20. SITE 8	70
FIGURE 21. PLAQUES SITE 9.....	71
FIGURE 22. COMPARAISON ENTRE LE NOMBRE TOTAL DE VEHICULES COMPTES (SUR LES 4 VOIES DU PERIPHERIQUE INTERIEUR, SITE 6) PAR LA DVD ET LE NOMBRE TOTAL DE PLAQUES RELEVES PAR LE SYSTEME D'ENREGISTREMENT VIDEO DE TECHNOLOGIES NOUVELLES (SUR 3 VOIES).....	73
FIGURE 23. COMPARAISON ENTRE LE NOMBRE TOTAL DE VEHICULES COMPTES SUR 3 VOIES DU PERIPHERIQUE INTERIEUR (SITE 6) PAR LA DVD ET LE NOMBRE TOTAL DE PLAQUES RELEVES PAR LE SYSTEME D'ENREGISTREMENT VIDEO DE TECHNOLOGIES NOUVELLES SUR CES MEMES VOIES.	74
FIGURE 24. PLAGES HORAIRES SANS OBSERVATION VIDEO SITE 6, CAMERA 1	75
FIGURE 25. PLAGES HORAIRES SANS OBSERVATION VIDEO SITE 6, CAMERA 2	75
FIGURE 26. PLAGES HORAIRES SANS OBSERVATION VIDEO SITE 6, CAMERA 3	76
FIGURE 27. PLAGES HORAIRES SANS OBSERVATION VIDEO SITE 3, CAMERA 1	76
FIGURE 28. PLAGES HORAIRES SANS OBSERVATION VIDEO SITE 3, CAMERA 2	77
FIGURE 29. PLAGES HORAIRES SANS OBSERVATION VIDEO SITE 9	77
FIGURE 30. ÉVOLUTION TEMPORELLE DES EMISSIONS (BASE 1 EN 2013) AVEC LA COMPOSITION DU PARC (SIMULATION ÎLE-DE-FRANCE, HEURE DE POINTE MATIN)	120
FIGURE 31. ÉVOLUTION TEMPORELLE DES EMISSIONS NOX ET PM (BASE 1 EN 2013) SELON LES CATEGORIES DE VEHICULES (A GAUCHE) ET LES ZONES GEOGRAPHIQUES (A DROITE) (SIMULATION ÎLE-DE-FRANCE, HEURE DE POINTE MATIN).....	120

Références bibliographiques

- Abu-Allaban M., Gillies J.A., Gertler A.W., Clayton R. and Proffitt D. (2003). Tailpipe, resuspended road dust, and brake-wear emission factors from on-road vehicles. *Atmospheric Environment*, 37: 5283-5293.
- André M., Roche A.-L., Bourcier L. (2013). Statistiques de parcs et trafic pour le calcul des émissions de polluants des transports routiers en France. *Rapport IFSTTAR-LTE, mars 2013*, 128 p.
- André M., Chanut H., Pasquier A., Pellet C., Montonen A. (2014). Modélisation et estimation des émissions de polluants du trafic routier. Livrable 7.1 du projet de recherche MOCOPO, Mesure et modélisation de la congestion et de la pollution. *Rapport IFSTTAR-LTE, janvier 2014*, 104p.
- ADEME (2014). Les zones à faibles émissions (Low Emission Zones) à travers l'Europe : déploiement, retours d'expériences, évaluation d'impacts et efficacité du système. Etat de l'art, mise à jour de juin 2014, 70 p.
- Airparif (2010). Bilan des émissions de polluants atmosphériques et de gaz à effet de serre en Ile-de-France (données de référence de l'année 2005). Airparif (Paris). *Rapport avril 2010*, 80 p.
- Airparif (2011). La qualité de l'air en Ile-de-France en 2010. Airparif (Paris). *Rapport mars 2011*, 100 p.
- Airparif (2012). Projet d'expérimentation d'une zone d'actions prioritaires pour l'air - ZAPA. Airparif (Paris). *Rapport novembre 2012*, 152 p.
- Atkinson R.W., Barratt B., Armstrong B., Anderson H.R., Beevers S.D., Mudway I.S., Green D., Derwent R.G., Wilkinson P. and Tonne C and Kelly F.J. (2009). The impact of the congestion charging scheme on ambient air pollution concentrations in London. *Atmospheric Environment*, 43: 5493-5500.
- Beelen R., Hoek G., Fischer P., van den Brandt P.A. and Brunekreef B. (2007). Estimated long-term outdoor air pollution concentrations in a cohort study. *Atmospheric Environment*, 41: 1343-1358.
- Biswas S., Ntziachristos L., Moore K.F. and Sioutas C. (2007). Particle volatility in the vicinity of a freeway with heavy-duty diesel traffic. *Atmospheric Environment*, 41: 3479-3493.
- Boogaard H., Kos G.P.A., Weijers E.P., Janssen N.A.H., Fischer P.H., van der Zee S.C., de Hartog J.J. and Hoek G. (2011). Contrast in air pollution components between major streets and background locations: Particulate matter mass, black carbon, elemental composition, nitrogen oxide and ultrafine particle number. *Atmospheric Environment*, 45: 650-658.
- Boogaard H. (2012a). Impact of low emission zones and local traffic policies on ambient air pollution concentrations. *Science of the Total Environment*, 435/436: 132-140.
- Boogaard H., Janssen N.A.H., Fischer P.H., Kos G.P.A., Weijers E.P., Cassee F.R., van der Zee S.C., de Hartog J.J., Brunekreef B. and Hoek G. (2012b). Contrasts in Oxidative Potential and Other Particulate Matter Characteristics Collected Near Major Streets and Background Locations. *Environmental Health Perspectives*, 120(2): 185-191.
- Brutti-Mairesse (2013). Réflexion sur les méthodes d'évaluation environnementale des mesures de gestion des déplacements et du trafic : analyse critique et proposition d'un nouveau cadre conceptuel. Thèse de doctorat, école doctorale MEGA (Mécanique, Énergétique, Génie Civil et Acoustique), École Nationale des Travaux Publics ENTPE (Vaulx-en-Velin, France), Ref. 2013-ENTP-0002. 378p.
- Buonanno G., Lall A.A. and Stabile L. (2009). Temporal size distribution and concentration of particles near a major highway. *Atmospheric Environment*, 43: 1100-1105.
- Carslow D.C. and Beevers S.D. (2002). The efficacy of low emission zones in central London as a means of reducing nitrogen dioxide concentrations. *Transportation Research Part D*, 7: 49-64.

- Courel J. (2010). Mutations et inertie du parc automobile francilien. *IAU, note rapide n°517* (http://www.iau-idf.fr/fileadmin/Etudes/etude_736/NR_517_web.pdf)
- DRIEA-CETE (2011). Observatoire sur le comportement des poids lourds en Ile-de-France- année 2010. *Rapport mai 2011*, 91 p.
- Duffy B.L. and Nelson P.F. (1996). Non-methane exhaust composition in the Sydney Harbour tunnel: a focus on benzene and 1,3-butadiene. *Atmospheric Environment*, 30(15): 2759-2768.
- Ferreira F., Gomes P., Carvalho A.C., Tente H., Monjardino J., Brás H. and Pereira P. (2012). Evaluation of the implementation of a low emission zone in Lisbon. *Journal of Environmental Protection*, 3: 1188-1205.
- Fruin S., Westerdahl D., Sax T., Sioutas C. and Fine P.M. (2008). Measurements and predictors of on-road ultrafine particle concentrations and associated pollutants in Los Angeles. *Atmospheric Environment*, 42: 207-219.
- Gertler A.W., Wittorff D.N., McLaren R., Belzer W. and Dann T. (1997). Characterization of vehicle emissions in Vancouver BC during the 1993 Lower Fraser Valley oxidants study. *Atmospheric Environment*, 31(14):2107-2112.
- Góis V., Maciel H., Torres P., Mesquita S., Ferreira F., Almeidaand C. and Nogueira L. (2007). A Detailed Urban Road Traffic Emissions Inventory Model Using Aerial Photography and GPS Survey. *Proceedings of the 16th Annual International Emission Inventory Conference—Emission Inventories: Integration, Analysis, and Communications*, Raleigh, 2007 (<http://www.epa.gov/ttn/chief/conference/ei16/session9/gois.pdf>)
- Götschi T., Hazenkamp-von Arx M.E., Heinrich J., Bono R., Burney P., Forsberg B., Jarvis D., Maldonado J., Norbäck D., Stern W.B., Sunyer J., Torén K., Verlato G., Villani S. and Künzli N. (2005). Elemental composition and reflectance of ambient fine particles at 21 European locations. *Atmospheric Environment*, 39: 5947-5958.
- Grassot L. J.P. Nicolas, P. Pluvinet (2012) : De l'intérêt de contrôler l'impact des hypothèses de composition du parc automobile sur l'estimation des émissions liées au trafic routier. *Revue Recherche Transports Sécurité RTS*, décembre 2012. pp 215-227.
- Gustafsson M., Blomqvist G., Gudmundsson A., Dahl A., Swietlicki E., Bohgard M. Lindbom J., Ljungman A. (2008). Properties and toxicological effects of particles from the interaction between tyres, road pavement and winter traction material. *Science of the Total Environment*, 393: 226-240.
- Harrington W. and McConnell V. (2003). Motor vehicles and the environment. *Resources for the Future* report 2003, Washington.
- Harrison R.M., Stedman J. and Derwent D. (2008). Atmospheric Science Perspectives Special Series New Directions: Why are PM₁₀ concentrations in Europe not falling? *Atmospheric Environment*, 42: 603-606.
- Hueglin C., Gehrig R., Baltensperger U., Gysel M., Monn C. and Vonmont H. (2005). Chemical characterization of PM_{2.5}, PM₁₀ and coarse particles at urban, near-city and rural sites in Switzerland. *Atmospheric Environment*, 39: 637-651.
- Hussein T., Johansson C., Karlsson H., Hansson H.C. (2008). Factors affecting non-tailpipe aerosol particle emissions from paved roads: on road measurements in Stockholm, Sweden. *Atmospheric Environment*, 42: 688-702.
- Jensen S.S., Ketzler M., Nøjgaard J.K. and Becker T. (2011). What are the Impacts on Air Quality of Low Emission Zones in Denmark? *Proceedings from the Annual Transport Conference at Aalborg University* (www.trafikdage.dk/artikelarkiv).
- Johansson C., Norman M., and Gidhagen L. (2007). Spatial & temporal variations of PM10 and particle number concentrations in urban air. *Environmental Monitoring and Assessment*, 127: 477-487.

- Johansson C., Burman L. and Forsberg B. (2009). The effects of congestions tax on air quality and health. *Atmospheric Environment*, 43: 4843-4854.
- Jones S.G., Fisher B.E.A., Gonzalez-Flesca N. and Sokhi R. (2000). The use of measurement programs and models to assess concentrations next to major roads in urban areas. *Environmental Monitoring and Assessment*, 64: 531-547.
- Kastner-Klein P., Berkowicz R. and Plate E.J. (2000). Modelling of vehicle induced turbulence in air pollution studies for streets. *International Journal of Environment and Pollution*, 14 (1-6): 496-507.
- Kelly F, Anderson HR, Armstrong B, Atkinson R, Barratt B, Beevers S, Derwent D, Green D, Mudway I, Wilkinson P. 2011a. Part 1. Emissions modeling and analysis of air pollution measurements. In: The Impact of the Congestion Charging Scheme on Air Quality in London. Research Report 155. Health Effects Institute, Boston, MA. (disponible aussi sur www.healtheffects.org)
- Kelly F, Armstrong B, Atkinson R, Anderson HR, Barratt B, Beevers S, Cook D, Green D, Derwent D, Mudway I, Wilkinson P. 2011b. The London Low Emission Zone Baseline Study. Research Report 163. Health Effects Institute, Boston, MA. 96p. <http://pubs.healtheffects.org/view.php?id=366>
- Kuhn T., Biswas S. and Sioutas C. (2005). Diurnal and seasonal characteristics of particle volatility and chemical composition in the vicinity of a light-duty vehicle freeway. *Atmospheric Environment*, 39: 7154-7166.
- Kuhns H., Etyemezian V., Green M., Hendrickson K., McGown M., Barton K. and Pitchford M. (2003). Effect of precipitation, wintertime road sanding, and street sweepers on inferred PM₁₀ emission potentials from paved and unpaved roads. *Atmospheric Environment*, 37:4573-4582.
- Lenshow P., Abraham H.-J., Kutzner K., Lutz M., Preuss J.-D. and Reichenbacher W. (2001). Some ideas about the sources of PM₁₀. *Atmospheric Environment*, 35(suppl.1): S23-S33.
- Lindgren A. (1996). Asphalt wear and pollution transport. *The Science of the Total Environment*, 189/190: 281-286.
- Luhana L., Sokhi R., Warner L., Mao H., Boulter P., McCrae IS, et al. (2004). Measurement of non-exhaust particulate matter. Characterisation of exhaust particulate emissions from road vehicles (PARTICULATES). Deliverable 8 of the European Commission DG TrEn 5th Framework PARTICULATES projet.
- Murena F. (2007). Air quality nearby road traffic tunnel portals: BTEX monitoring. *Journal of Environmental Sciences*, 19: 578-583.
- Murena F., Garofalo N. and Favale G. (2008). Monitoring CO concentration at leeward and windward side in a deep street canyon. *Atmospheric Environment*, 42: 8204-8210.
- Na K., Kim Y.P. and Moon K.C. (2002). Seasonal variation of the C₂-C₉ hydrocarbons concentrations and compositions emitted from motor vehicles in a Seoul tunnel. *Atmospheric Environment*, 36: 1969-1978.
- Nicholls (1998). Asphalt surfacings—A guide to asphalt surfacings and treatments for the surface course of road pavements. In: Nicholls JC, editor. Taylor and Francis.
- Omstedt G., Bringfelt B. and Johansson C. (2005). A model for vehicle-induced non-tailpipe emissions of particles along Swedish roads. *Atmospheric Environment*, 39 : 6088-6097.
- Pierson W.R., Gertler A.W., Robinson N.F., Sagebiel J.C., Zielinska B., Bishop G.A., Stedman D.H., Zweidinger R.B., Ray W.D. (1996). Real-world automotive emissions. Summary of studies in the Fort McHenry and Tuscarora Mountain tunnels. *Atmospheric Environment*, 30(12): 2233-2256.
- Pilidis G.A., Karakitsios S.P. and Kassomenos P.A. (2005). BTX measurements in a medium-sized European city. *Atmospheric Environment*, 39: 6051-6065.
- Proost S. and Van Dender K. (2001). The welfare impacts of alternative policies to address atmospheric pollution in urban road transport. *Regional Science and Urban Economics*, 31: 383-411.

- Querol X., Alastuey A., Ruiz C.R., Artin B., Hansson H.C., Harrison R.M., Buringh E., Ten Brink H.M., Lutz M., Bruckmann P., Straehli P. and Schneider J. (2004). Speciation and origin of PM₁₀ and PM_{2.5} in selected European cities. *Atmospheric Environment*, 38: 6547-6555.
- Schauer JJ, Lough GC, Shafer MM, Christensen WF, Arndt MF, DeMinter JT and Park JS (2006). Characterization of metals emitted from motor vehicles. *Health Effects Institute*, 133:1-76; discussion 77-88.
- Schusser S. (2012). Evaluating urban traffic planning schemes in their effect on air quality: a policy comparison between Stockholm's congestion charges and Berlin's low emission zone. *Master thesis in Economic Development and Growth, Lund University*, 39 p.
- SLB-Analys (2010). The effects of the congestion tax on emissions and air quality. Evaluation until and including the year 2008. *Report 6:2010*, 35 p.
- Staehelin J., Schlöpfer K., Bürgin T., Steinemann U., Schneider S., Brunner D., Bäumle M., Meier M., Zahner C., Keiser S., Stahel W. and Keller C. (1995). Emission factors from road traffic from a tunnel study (Gubrist tunnel, Switzerland). Part I: concept and first results. *The Science of the Total Environment*, 169: 141-147.
- Stockholm Stad (2006). Evaluation of the effects of the Stockholm trial on road traffic. *Report of June 2006*, 81p.
- Touaty M and Bonsang B. (2000). Hydrocarbons emissions in a highway tunnel in the Paris area. *Atmospheric Environment*, 34 : 985-996.
- Thorpe A. and Harrison R.M. (2008). Sources and properties of non-exhaust particulate matter from road traffic: a review. *Science of Total Environment*, 400: 270-282.
- Transport for London (2008). London Low Emission Zone - Impacts monitoring baseline report, 221 p.
- Val C. (2001). Evaluation du parc par mesure video, etude de faisabilité. Rapport INRETS-LTE n°0126, 75p.
- Van Roosbroeck S., Jacobs J., Janssen N.A.H., Oldenwening M., Hoek G. and Brunekreef B. (2007). Long-term personal exposure to PM_{2.5}, soot and NO_x in children attending schools located near busy roads, a validation study. *Atmospheric Environment*, 41: 3381-3394.
- Vardoulakis S., Gonzalez-Flesca N. and Fisher B.E.A. (2002). Assessment of traffic-related air pollution in two street canyons in Paris: implications for exposure studies. *Atmospheric Environment*, 36: 1025-1039.
- Wolff H. and Perry L. (2011). Keep your clunker in the suburb: low emission zones and adoption of green vehicles, 50p. (<http://faculty.washington.edu/hgwolff/LEZ.pdf>)
- Zhu Y., Hinds W.C., Kim S., Shen S. and Sioutas C. (2002). Study of ultrafine particles near a major highway with heavy-duty diesel traffic. *Atmospheric Environment*, 36: 4323-4335.

Lien 1 : Classification des véhicules :

http://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do%3Bjsessionid=8EF50FC601CE5A26880115B66909D658.tpdjo14v_1?cidTexte=JORFTEXT000020237165&categorieLien=id

Lien 2 : Méthodologie Ominea des inventaires nationaux d'émission de polluants

<http://www.citepa.org/fr/inventaires-etudes-et-formations/inventaires-des-emissions/methodologie-des-inventaires-omeinea>

Lien 3 : Low emissions Zones en Europe (et autres systèmes de limitations du trafic)

<http://urbanaccessregulations.eu/low-emission-zones-main>

ANNEXES

Annexe 1.	Description des sites d'observation vidéo	153
Annexe 2.	Spécifications techniques des caméras utilisées par Alycesofreco	159
Annexe 3.	Parcs statiques et roulants observés avec et sans pondération	161
Annexe 4.	Comparaison des parcs IFSTTAR versions 2011 et 2013	163

Annexe 1. Description des sites d'observation vidéo

Site 1 : Boulevard Alsace-Lorraine, Rosny-sous-Bois



Dates d'enquête : 11 et 13 juin

Lieu : Bd Alsace Lorraine – Sens Ouest-Est - Vers Rue Philbert Hoffmann

Fixation : Sur éclairage publique

Météo : Nuageux - Pluie

Site 2 : Boulevard Jean-Jaurès, Livry-Gargan



Dates d'enquête : 11 et 13 juin

Lieu : Bd Jean Jaurès – Sens Sud-Nord - Vers Allée d'Aumale

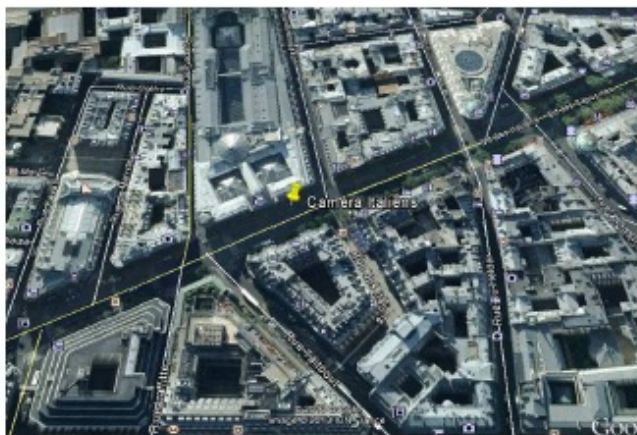
Fixation : Sur éclairage publique

Météo : Nuageux - Pluie

Site 3 : Avenue Jean-Jaurès, Aubervilliers

SITE N°3				
AUBERVILLIERS				
Avenue Jean Jaurès				
sens				
vers Boulevard Périphérique				
Relevé effectué du mardi 18 au jeudi 27 juin 2013				
				
MODE DE POSE				
<p>2 caméras embarquées dans un véhicule: caméra 1 : file de droite, caméra 2: file de gauche</p>				
METEO				
	<i>Matin</i>		<i>Soir</i>	
	<i>temps</i>	<i>T°</i>	<i>temps</i>	<i>T°</i>
Mardi 18 juin		19°C		32°C
Mercredi 19 juin		17°C		28°C
Jeudi 20 juin		17°C		24°C
Vendredi 21 juin		15°C		21°C
Samedi 22 juin		11°C		24°C
Dimanche 23 juin		9°C		17°C
Lundi 24 juin		12°C		18°C
Mardi 25 juin		9°C		19°C

Site 4 : Boulevard des Italiens, Paris



Dates d'enquête : 18 et 20 juin

Lieu : Bd des Italiens – Sens Est-Ouest- Vers Rue de Richelieu

Fixation : Sur éclairage publique

Météo : Beau temps et Pluie

Observations : Vandalisé le mardi de 22H à jeudi 11H du matin puis re-vandalisé à partir de 22H le jeudi.

Site 5 : Boulevard Voltaire, Paris





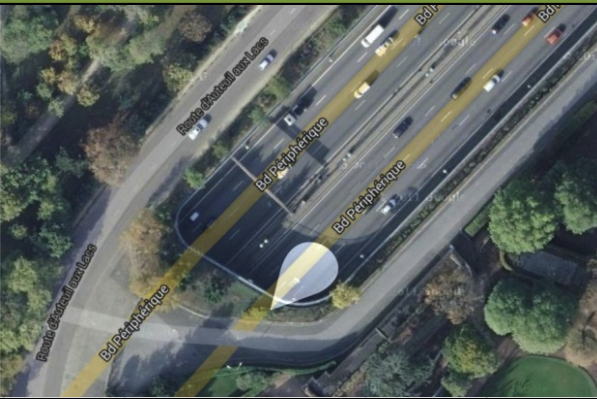
Dates d'enquête : 18 et 20 juin

Lieu : Bd Voltaire – Sens Sud-Nord - Vers Rue Saint-Sébastien

Fixation : Sur éclairage publique

Météo : Beau temps et Pluie

Site 6 : Boulevard périphérique, porte d'Auteuil, Paris

SITE N°6				
PARIS				
Boulevard Périphérique				
sens				
Périphérique intérieur (vers Porte de la Chapelle)				
Relevé effectué du mercredi 22 au vendredi 31 mai 2013				
				
MODE DE POSE				
<p>3 caméras positionnées en surplomb sur trépieds: caméra 1 sur le file la plus à droite</p>				
METEO				
	Matin		Soir	
	temps	T°	temps	T°
Mercredi 22 mai		9°C		16°C
Judi 23 mai		11°C		13°C
Vendredi 24 mai		4°C		10°C
samedi 25 mai		6°C		16°C
Dimanche 26 mai		5°C		17°C
Lundi 27 mai		5°C		19°C
Mardi 28 mai		11°C		15°C
Mercredi 29 mai		7°C		16°C
Judi 30 mai		9°C		16°C

Site 7 : Avenue de la redoute, Asnières-sur-Seine



Dates d'enquête : 18 et 20 juin

Lieu : Av de la Redoute – Sens Est-Ouest - Vers D19

Fixation : Sur éclairage publique

Météo : Beau temps et Pluie

Site 7 : Boulevard de la République, Saint-Cloud



Dates d'enquête : 18 et 20 juin


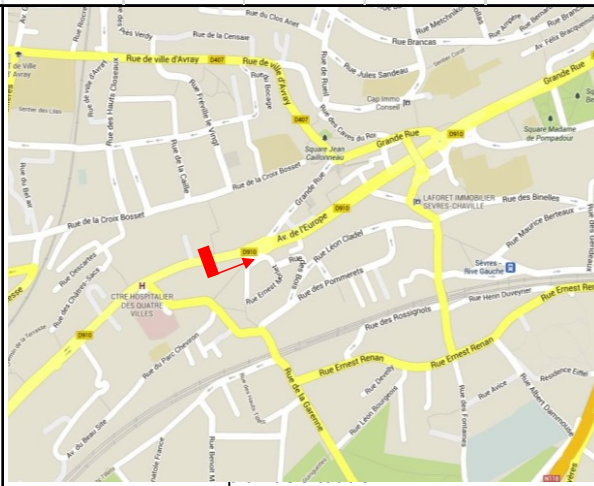
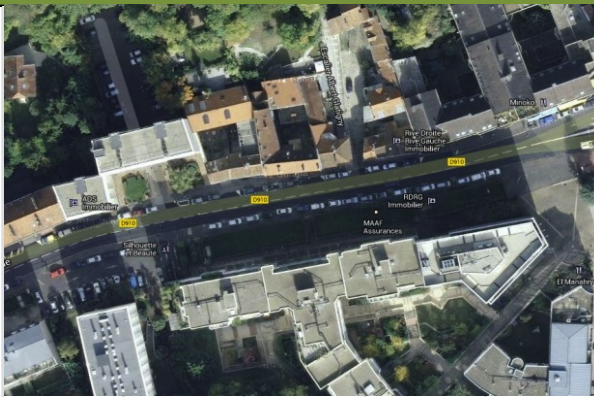
Lieu : Bd de la République – Sens Nord-Sud - Vers A13

Fixation : Sur éclairage publique

Météo : Beau temps et Pluie

Observations : Relevé de plaques au 1/4H

Site 9 : Grande Rue, Sèvres (vers Paris)

SITE N°9				
SEVRES				
Grande Rue				
sens				
vers Paris				
Relevé effectué du lundi 03 au dimanche 09 juin 2013				
				
MODE DE POSE				
1 caméra embarquée dans un véhicule				
METEO				
	<i>Matin</i>		<i>Soir</i>	
	<i>temps</i>	<i>T°</i>	<i>temps</i>	<i>T°</i>
Lundi 03 juin		7°C		19°C
Mardi 04 juin		10°C		20°C
Mercredi 05 juin		9°C		23°C
Jeudi 06 juin		14°C		25°C
Vendredi 07 juin		15°C		28°C
Samedi 08 juin		15°C		25°C
Dimanche 09 juin		12°C		16°C

Annexe 2. Spécifications techniques des caméras utilisées par Alycesofreco



iCAR-CAM-SPEED Technical specifications V1.3



www.macq.eu
HARDWARE

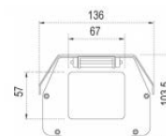
1. General



- 100% Macq made
- Next generation IP ANPR camera
- Capture from 3 to 30 m
- Fast and easy installation
- High performances in light variation
- 24/7 availability
- Operates in all weather conditions
- Network update and synchronization
- Speed detection from 0 to 250 km/h

- All integrated system :
 - Camera, IR lighting and CPU inside
 - Compact housing

- Housing:
 - Body in aluminum with integrated rain and sun shield
 - Dimensions: 452 × 136 × 103,5 mm (L×W×H)
 - Window: infrared transmitting plexiglass
 - Fore-opening roof assisted
 - Installation mode: wall mounted
 - Use environment: indoor/outdoor
 - Protection grade: IP66



- Mounting bracket:
 - Dimension: 510×137×135mm
 - Material: Cast aluminum
 - Weight: 1.84kg



- Mass 4,5 kg excl. cable and bracket
- Humidity up to 95% non-condensing
- Temperature range from -30°C (-20° F) to +80°C (175 ° F)

2. Camera details

- Camera type:
 - Technology: BW high definition CMOS
 - Sensor size: 1/1/8"
 - Resolution: 1280 x 1024
 - Frame rate: 15 FPS
- Lens type:
 - Fixed Focal Length
 - Focal distance: 8 mm to 100 mm
- Lighting:
 - Technology: real infrared (IR) lighting
 - Synchronized with camera
 - Distance: up to 30 m
 - Wavelength: 850 nm



Figure 1: CMOS SENSOR

3. Power supply

- Input power 12-24 VDC or 110-220 VAC direct
- Current consumption: 2,5A @ 12 VDC
- Power consumption: 30 W

4. Communications

- iCAR-CAM cameras use a standard TCP/IP interface to communicate with server
- Protocol: ASCII format
- Technical details:
 - RJ45 connector
 - Recommended type of cable: industrial CAT5e cable

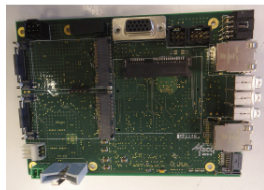


Figure 2: MOTHERBOARD

5. IP addressable

SOFTWARE

- **General:**
 - Strong and reliable
 - Recognition rate above the rival solutions
 - Available libraries for Windows and Linux
 - Software solution in constant evolution
 - 15 years of experience
- **Detections:**
 - Detection of every kind of license plate
 - Powerful and adaptable nationalities syntax module
 - 2 lines plates
 - Shields recognitions
- **Configuration and settings:**
 - web based interface
 - network update and synchronization



OUTPUTS

- For each detected vehicle, the following information will be available :
 - unique identification
 - site identification
 - date and hour of the data capture in local time
 - camera identification
 - vehicle license plate
 - measure of the quality/correctness of the recognition
 - country code
 - vehicle direction (option)

OPTIONS

- **Communications modules available:**
 - WIFI
 - 3G/ GPRS (without sim-card)
- **Storage module available:**
 - external USB HDD

REGULATORY ISSUES

- EMC: **Electromagnetic compatibility**
- Materials: **all weatherproof (UV resistant)**
- Protection grade: **IP66**

Annexe 3. Parcs statiques et roulants observés avec et sans pondération

La pondération des observations selon les sites et zones géographiques a consisté :

- d'une part à harmoniser les périodes d'observation de chacun des sites (certains ayant été l'objet d'expérimentation pendant une semaine pleine, d'autres pendant 2 jours, et des incidents de fonctionnement ayant par ailleurs neutralisé certaines durées),
- d'autre part à tenir compte des différents sites au prorata de ce que les axes routiers correspondants représentent dans le trafic total en Île-de-France (ou au sein de la zone géographique considérée).

Les tableaux suivants montrent l'incidence de la pondération qui reste assez limitée sauf pour les véhicules peu fréquents (camions, autocars et autobus).

Véhicules	Parc IFSTTAR Urbain	Parc Ile-deFrance (avec pondérations)	Parc observé sans pondération
Voitures	82,4%	79,9%	78,8%
Véhicules utilitaires légers	16,0%	18,1%	19,4%
Camions	1,4%	1,5%	1,3%
Autocars	0,18%	0,21%	0,29%
Autobus	0,07%	0,32%	0,13%
Tous véhicules	100,0%	100,0%	100,0%

Tableau 85 : Parcs pseudo-statiques 75, 92, 93 et périphérique et parc statique IFSTTAR 2013, par type de véhicules selon différentes pondérations

Véhicules	Parc IFSTTAR Urbain	Parc Ile-deFrance (avec pondérations)	Parc observé sans pondération
Voitures	81,8%	78,6%	78,1%
Véhicules utilitaires légers	14,5%	18,1%	19,7%
Camions	2,7%	1,5%	1,3%
Autocars	0,39%	0,21%	0,28%
Autobus	0,61%	1,62%	0,56%
Tous véhicules	100,0%	100,0%	100,0%

Tableau 86 : Parcs roulants IFSTTAR 2013, 75, 92, 93 et périphérique par type de véhicules selon différentes pondérations

	Parc IFSTTAR Urbain	Parc Ile-deFrance (avec pondérations)	Parc observé sans pondération
Voitures particulières	100,0%	100,0%	100,0%
Diesel	70,8%	64,3%	65,9%
Essence	28,7%	33,8%	32,4%
Autres	0,53%	1,9%	1,7%
Véhicules utilitaires légers	100,0%	100,0%	100,0%
Diesel	99,0%	97,3%	98,1%
Essence	0,85%	1,9%	1,5%
Autres	0,13%	0,8%	0,47%
Camions	100,0%	100,0%	100,0%
Rigides	64,3%	91,9%	95,1%
Tracteurs	35,7%	8,1%	5,0%
Autocars	100,0%	100,0%	100,0%
Articulés	1,5%	1,2%	1,6%
Midicars	22,6%	12,9%	6,9%
Standards	75,8%	85,0%	91,3%
Autres	0,08%	0,93%	0,26%
Autobus	100,0%	100,0%	100,0%
Articulés	12,7%	18,9%	8,1%
MidiBus	12,8%	0,12%	0,23%
Standards	70,1%	81,0%	91,7%
Autres	4,5%	0,0%	0,0%

Tableau 87 : Parcs roulants IFSTTAR 2013, 75, 92, 93 et périphérique par catégorie et motorisation ou type de véhicules

	Parc IFSTTAR Urbain	Parc Ile-deFrance (avec pondérations)	Parc observé sans pondération
Voitures particulières	100,0%	100,0%	100,0%
Euro-0-1-2	13,4%	17,6%	16,1%
Euro-3	24,1%	23,0%	22,5%
Euro-4	35,4%	33,0%	34,1%
Euro-5	27,1%	24,5%	25,6%
Autres	-	1,9%	1,7%
Véhicules utilitaires légers	100,0%	100,0%	100,0%
Euro-0-1-2	10,3%	9,8%	8,3%
Euro-3	21,4%	18,3%	17,8%
Euro-4	36,9%	40,9%	41,8%
Euro-5	31,4%	30,9%	32,1%
Autres	-	0,02%	0,03%
Camions	100,0%	100,0%	100,0%
Euro-0-1-2	7,3%	15,9%	17,1%
Euro-III	22,2%	26,0%	25,4%
Euro-IV	29,9%	32,0%	33,7%
Euro-V	40,7%	26,2%	23,8%
Autocars	100,0%	100,0%	100,0%
Euro-0-1-2	20,8%	10,7%	9,6%
Euro-III	20,0%	31,1%	30,2%
Euro-IV	27,7%	29,9%	35,0%
Euro-V	31,6%	28,3%	25,3%
Autobus	100,0%	100,0%	100,0%
Euro-0-I-II	14,9%	48,2%	29,2%
Euro-III	22,4%	26,4%	39,7%
Euro-IV	30,5%	22,6%	24,4%
Euro-V	32,2%	2,8%	6,8%

Tableau 88 : Parcs roulants IFSTTAR 2013, 75, 92, 93 et périphérique par catégories EURO et selon différentes pondérations

Annexe 4. Comparaison des parcs IFSTTAR versions 2011 et 2013

En raison de l'utilisation dans les calculs d'émission de la version 2011 des parcs Ifsttar, nous comparons ci-après les 2 versions (2011 et 2013) afin de tenir compte des éventuelles distorsions dans l'interprétation des calculs d'émissions. Il s'agit ici des compositions de trafic (parcs roulants ou en circulation), établis à l'échelle nationale.

Véhicules	Parc IFSTTAR version 2013 année 2013, national	Parc IFSTTAR version 2011 année 2013, national
Voitures	77,2%	79,1%
Véhicules utilitaires légers	18,9%	17,0%
Camions	3,6%	3,3%
Autocars	0,28%	0,43%
Autobus	0,13%	0,21%
Tous véhicules	100,0%	100,0%

Tableau 89 : Parcs IFSTTAR roulants de l'année 2013 selon les catégories de véhicules, versions 2013 et 2011

	Parc IFSTTAR version 2013 année 2013, national	Parc IFSTTAR version 2011 année 2013, national
Voitures particulières	100,0%	100,0%
Diesel	75,2%	74,5%
Essence	24,5%	25,1%
Autres	0,4%	0,5%
Véhicules utilitaires légers	100,0%	100,0%
Diesel	98,9%	98,9%
Essence	1,06%	1,0%
Autres	0,06%	0,15%
Camions	100,0%	100,0%
Rigides	48,3%	37,3%
Tracteurs	51,8%	62,7%
Autocars	100,0%	100,0%
Articulés	6,8%	1,5%
Midicars	18,1%	22,6%
Standards	75,1%	75,8%
Autres	-	0,08%
Autobus	100,0%	100,0%
Articulés	7,1%	12,7%
MidiBus	10,5%	12,8%
Standards	81,5%	70,1%
Autres	1,0%	4,5%
Deux-roues motorisés	Non disponible	100,0%
Motos	-	86,8%
Cyclomoteurs	-	13,3%

Tableau 90 : Parcs IFSTTAR roulants de l'année 2013 selon les motorisations ou les types, versions 2013 et 2011

On remarque que le parc IFSTTAR version 2011 surestimait la part des VUL au détriment des voitures particulières. On notera cependant que ces différences n'ont pas d'incidence sur les calculs d'émissions, puisque le jeu de données utilisé pour les analyses décline les différentes catégories de véhicules selon les

trafics et tronçons (et ne donne pas les autocars). Les 2 deux-roues n'ont par ailleurs pas été pris en compte dans les calculs d'émissions. On note une diésélisation légèrement plus faible des VP dans la version du parc 2013 par rapport à 2011 (-0.6%), mais peu de différences pour les VUL. On observe pour les poids lourds, une augmentation de l'écart entre les catégories, la version 2011 surestimait de 11% la part des rigides, et sous-estimait ainsi de 11% celle des tracteurs routiers. La proportion de cars articulés est plus faible dans les nouvelles estimations (version 2013). Enfin, les autobus standards sont moins représentés (-11.5%), au profit des articulés (+5.7%) et des Midibus (+2.3%).

	Parc IFSTTAR version 2013 année 2013, national	Parc IFSTTAR version 2011 année 2013, national
Voitures particulières	100,0%	100,0%
Euro-0-1-2	16,9%	13,0%
Euro-3	21,9%	24,3%
Euro-4	34,2%	35,7%
Euro-5	27,0%	27,0%
Autres	-	-
Véhicules utilitaires légers	100,0%	100,0%
Euro-0-1-2	10,5%	10,4%
Euro-3	20,4%	21,4%
Euro-4	35,4%	36,9%
Euro-5	33,7%	31,4%
Autres	-	-
Camions	100,0%	100,0%
Euro-0-1-2	6,0	5,3%
Euro-III	19,1%	20,7%
Euro-IV	28,6%	30,4%
Euro-V	46,4%	43,7%
Autocars	100,0%	100,0%
Euro-0-1-2	12,5%	20,8%
Euro-III	20,3%	20,0%
Euro-IV	28,7%	27,7%
Euro-V	38,5%	31,6%
Autobus	100,0%	100,0%
Euro-0-I-II	19,3%	14,9%
Euro-III	23,8%	22,4%
Euro-IV	28,2%	30,5%
Euro-V	28,7%	32,2%

Tableau 91: Parcs IFSTTAR roulants de l'année 2013 selon les réglementations Euro, versions 2013 et 2011

Pour les voitures particulières, on observe qu'il y a moins d'Euro-0-1 et 2 dans les nouvelles statistiques, mais plus d'Euro 3 (+3.4%), légèrement plus d'Euro 4 (+1.5%), et quasiment les mêmes proportions d'Euro 5. En ce qui concerne les VUL, il y a peu de différences, hormis 1.6% d'Euro 5 en moins, mais 1.4% d'Euro 4 en plus. Pour les PL, on remarque une légère surestimation des Euro 5 en 2011 et une sous-estimation des Euro 4. Quant aux autocars et bus, les différences sont bien plus importantes, en particulier pour les estimations des véhicules les plus anciens (Euro-0-1 et 2) et les plus récents (Euro 5). Pour les cars, +8.5% d'Euro-0-1-2 et -7% d'Euro 5 entre les versions 2011 et 2013. Enfin pour les bus, -4.5% d'Euro 0-1 et 2 et +4.4% d'Euro 5 entre 2011 et 2013. En ce qui concerne les estimations selon les réglementations Euro, les différences ne sont pas très importantes, sauf pour les cars et bus, cependant ces catégories représentent des proportions très faibles de véhicules.

L'ADEME EN BREF

L'Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie (ADEME) participe à la mise en œuvre des politiques publiques dans les domaines de l'environnement, de l'énergie et du développement durable. Afin de leur permettre de progresser dans leur démarche environnementale, l'agence met à disposition des entreprises, des collectivités locales, des pouvoirs publics et du grand public, ses capacités d'expertise et de conseil. Elle aide en outre au financement de projets, de la recherche à la mise en œuvre et ce, dans les domaines suivants : la gestion des déchets, la préservation des sols, l'efficacité énergétique et les énergies renouvelables, la qualité de l'air et la lutte contre le bruit.

L'ADEME est un établissement public sous la tutelle conjointe du ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie et du ministère de l'Enseignement supérieur et de la Recherche.



ADEME
20, avenue du Grésillé
BP 90406 | 49004 Angers Cedex 01

www.ademe.fr

ABOUT ADEME

The French Environment and Energy Management Agency (ADEME) is a public agency under the joint authority of the Ministry of Ecology, Sustainable Development and Energy, and the Ministry for Higher Education and Research. The agency is active in the implementation of public policy in the areas of the environment, energy and sustainable development.

ADEME provides expertise and advisory services to businesses, local authorities and communities, government bodies and the public at large, to enable them to establish and consolidate their environmental action. As part of this work the agency helps finance projects, from research to implementation, in the areas of waste management, soil conservation, energy efficiency and renewable energy, air quality and noise abatement.

www.ademe.fr.



ADEME
20, avenue du Grésillé
BP 90406 | 49004 Angers Cedex 01

www.ademe.fr