

anses

agence nationale de sécurité sanitaire
alimentation, environnement, travail



Connaître, évaluer, protéger

Pollution chimique de l'air des enceintes de transports ferroviaires souterrains et risques sanitaires associés chez les travailleurs

Avis de l'Anses
Rapport d'expertise collective

Septembre 2015

Édition scientifique



anses

agence nationale de sécurité sanitaire
alimentation, environnement, travail



Connaître, évaluer, protéger

Pollution chimique de l'air des enceintes de transports ferroviaires souterrains et risques sanitaires associés chez les travailleurs

Avis de l'Anses

Rapport d'expertise collective

Septembre 2015

Édition scientifique



Le directeur général

Maisons-Alfort, le 7 septembre 2015

AVIS révisé
de l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation,
de l'environnement et du travail

relatif à « la pollution chimique de l'air des enceintes de transports ferroviaires souterrains et les risques sanitaires associés chez les travailleurs »¹

L'Anses met en œuvre une expertise scientifique indépendante et pluraliste.

L'Anses contribue principalement à assurer la sécurité sanitaire dans les domaines de l'environnement, du travail et de l'alimentation et à évaluer les risques sanitaires qu'ils peuvent comporter.

Elle contribue également à assurer d'une part la protection de la santé et du bien-être des animaux et de la santé des végétaux et d'autre part l'évaluation des propriétés nutritionnelles des aliments.

Elle fournit aux autorités compétentes toutes les informations sur ces risques ainsi que l'expertise et l'appui scientifique technique nécessaires à l'élaboration des dispositions législatives et réglementaires et à la mise en œuvre des mesures de gestion du risque (article L.1313-1 du code de la santé publique).

Ses avis sont rendus publics.

L'Anses a été saisie le 11 octobre 2011 par la Direction générale du travail, la Direction générale de la santé et la Direction générale de la prévention des risques pour la réalisation d'une expertise relative à la pollution chimique de l'air des enceintes de transports ferroviaires souterrains et les risques sanitaires associés chez les travailleurs.

1. CONTEXTE ET OBJET DE LA SAISINE

La qualité de l'air dans les enceintes ferroviaires souterraines (EFS) constitue un objet de préoccupation depuis plusieurs années. Ainsi dès 2000, le Conseil Supérieur d'Hygiène Public de France (CSHPF) a rendu plusieurs avis relatifs à la qualité de l'air dans les EFS. Dans son avis du 3 mai 2001 (CSHPF, 2001), le CSHPF recommandait, entre autres, des valeurs guides de qualité de l'air dans les EFS concernant les particules (PM10) destinées aux usagers des transports, et non aux travailleurs qui sont exposés sur des durées plus longues.

La surveillance de la qualité de l'air dans les établissements recevant du public (ERP) trouve son fondement juridique dans la loi n°2010-788 du 12 juillet 2010 portant engagement national pour l'environnement. Cette loi a posé l'obligation de « *surveiller la qualité de l'air dans certains ERP déterminés par décret en Conseil d'Etat lorsque la configuration des locaux ou la nature du public le justifie* ». Les EFS sont considérées comme des ERP qui sont définis à l'article R123-2 du Code de la construction et de l'habitation. Ils désignent les lieux publics ou privés accueillant des clients ou des utilisateurs autres que les employés, salariés ou fonctionnaires. Les EFS pourraient être concernées par une telle obligation à l'avenir.

Compte tenu de la pollution de l'air mise en évidence dans les EFS et des durées de fréquentation des travailleurs y exerçant leur activité professionnelle, des interrogations se posent sur les risques sanitaires liés aux polluants de l'air présents dans ces enceintes et encourus par ces professionnels.

Depuis le début des années 2000, des mesures de la qualité de l'air sont réalisées dans des EFS (ex : stations RER et métropolitaines à Paris, Lille, Lyon, Rennes, Toulouse). Celles-ci ont notamment mis en évidence des concentrations en PM10 très supérieures à celles mesurées dans l'air extérieur. La composition de ces particules en suspension diffère cependant de celle des particules de l'air urbain extérieur. Les constituants majeurs identifiés sont différents métaux dont le fer, du carbone élémentaire et du carbone organique. D'autres polluants chimiques, présents à des concentrations parfois supérieures à celles mesurées à l'extérieur, ont été identifiés tels que

¹ Annule et remplace l'avis du 8 juin 2015. Voir Annexe 2.

des hydrocarbures aromatiques (toluène, phénanthrène, fluoranthène, anthracène et pyrène), et plus rarement le benzène, le dioxyde d'azote et le benzo(a)pyrène.

La connaissance de la toxicité des particules en suspension dans les EFS apparaît bien plus limitée que pour les particules de la pollution atmosphérique urbaine. Les effets potentiels des particules en suspension dans les EFS ont été récemment investigués dans quelques études épidémiologiques et expérimentales.

Enfin, la réglementation relative au contrôle du risque chimique sur les lieux de travail s'applique aux EFS conformément aux articles R. 4412-27, R. 4412-51, R. 4412-76 et R. 4722-13 du Code du travail.

Dans ce contexte, l'Anses a été saisie afin de fournir au travers de son expertise :

1. Un état des connaissances sur :

- a. **La pollution chimique de l'air dans les enceintes ferroviaires souterraines**, à partir d'une analyse des données françaises issues des campagnes de mesures ponctuelles et des données de surveillance de la qualité de l'air, ainsi que d'une synthèse bibliographique de la littérature scientifique internationale ;
- b. **La toxicité par inhalation associée aux polluants majeurs en présence, en particulier les particules en suspension dans ce type d'enceinte**, à partir d'une synthèse bibliographique et analyse critique de la littérature scientifique internationale (études chez l'animal, *in vitro*, *ex vivo*, d'exposition humaine contrôlée) ;
- c. **L'exposition individuelle des travailleurs à la pollution chimique de l'air dans ce type d'enceinte**, à partir des études françaises, ainsi que d'une synthèse bibliographique de la littérature scientifique internationale ;
- d. **Les effets associés à l'exposition des travailleurs à la pollution chimique de l'air dans ce type d'enceinte**, à partir d'une synthèse bibliographique et analyse critique de la littérature scientifique internationale (études épidémiologiques), ainsi que des éventuelles études françaises existantes ;
- e. **Les politiques de gestion existantes voire les réglementations** visant à limiter la pollution atmosphérique dans ces enceintes et les risques associés pour les travailleurs, **ainsi que sur leur efficacité.**

2. Un jugement d'experts, au regard de l'état des connaissances, sur :

- a. **Une première qualification des risques sanitaires** potentiellement encourus par les travailleurs vis à vis de la pollution chimique de l'air des enceintes de transports ferroviaires souterrains ;
- b. **La pertinence et la faisabilité d'engager une évaluation quantitative des risques sanitaires.**

3. Le cas échéant, une évaluation quantitative des risques sanitaires liés à la pollution chimique de l'air des enceintes de transports ferroviaires souterrains, chez les travailleurs

- a. Si une relation « exposition-risque » (ou « dose-réponse ») pour les particules en suspension dans ces enceintes est retrouvée ou peut être élaborée à partir des données disponibles dans la littérature scientifique ;
- b. Et à partir de scénarios d'exposition élaborés pour différents types d'activités professionnelles (par exemples conducteurs de rame, personnel de maintenance, ...) ; les données d'exposition pourraient être recueillies par la réalisation d'enquêtes visant les activités professionnelles exercées et la réalisation de mesures in situ.

4. Des propositions d'axes de recherches et de pistes de gestion pour réduire la pollution chimique de l'air dans ces enceintes et les risques associés chez les travailleurs, en intégrant une réflexion sur les modalités d'articulation entre la gestion des risques pour les usagers des transports et la gestion des risques pour les travailleurs.

2. ORGANISATION DE L'EXPERTISE

L'expertise a été réalisée dans le respect de la norme NF X 50-110 « Qualité en expertise – Prescriptions générales de compétence pour une expertise (Mai 2003) ».

L'expertise relève du domaine de compétences du comité d'experts spécialisés (CES) « Evaluation des risques liés aux milieux aériens ». L'Anses a confié l'expertise au groupe de travail (GT) « Pollution chimique de l'air des enceintes de transports ferroviaires souterrains et risques sanitaires associés chez les travailleurs ». Deux experts rapporteurs externes au GT ont également été mandatés par l'agence pour appuyer le GT sur l'exercice d'évaluation des risques sanitaires conduit. La réalisation des travaux s'est également appuyée sur les compétences de l'unité en charge de l'évaluation des risques liés à l'air au sein de la Direction de l'évaluation des risques.

Les travaux d'expertise du groupe de travail ont été soumis régulièrement au CES, tant sur les aspects méthodologiques que scientifiques : 12 présentations suivies de débats se sont tenus de décembre 2012 à mars 2015.

Ils ont été adoptés par le CES « Evaluation des risques liés aux milieux aériens » réuni le 19 mars 2015.

L'Anses analyse les liens d'intérêts déclarés par les experts avant leur nomination et tout au long des travaux, afin d'éviter les risques de conflits d'intérêts au regard des points traités dans le cadre de l'expertise.

Les déclarations d'intérêts des experts sont rendues publiques *via* le site internet de l'Anses (www.anses.fr).

Dans le cadre de cette expertise, les « *enceintes ferroviaires souterraines* » (EFS) sont définies comme « *l'ensemble des espaces couverts situés en dessous du niveau du sol, connectés à une voie de transport ferroviaire souterraine, où exercent des travailleurs* ». Cette définition concerne tous les espaces où les travailleurs ont une activité régulière incluant les stations, les gares, les couloirs, les rames, les tunnels, les locaux commerciaux, les locaux techniques et les centres de dépannage des trains. En France, sept agglomérations disposent de réseaux d'EFS, autrement dit de « métros » : Lille, Lyon, Marseille, Paris, Rennes, Rouen et Toulouse.

L'état des connaissances demandé sur les données de contamination, d'exposition professionnelle, de toxicité et de politiques de gestion existantes relatives à la pollution de l'air des EFS est basé sur l'analyse des données disponibles dans la littérature scientifique et des données communiquées au groupe de travail.

Au total, plus de 150 études ont été identifiées concernant principalement les données de contamination de l'air des EFS (plus de 120 études), les données de toxicité expérimentale (*in vitro* et *in vivo* chez des rongeurs, 13 études), les données épidémiologiques (10 études) et les données d'exposition professionnelle (8 études). En complément, des données de la littérature relatives aux particules de l'air ambiant, aux particules riches en métaux incluant le fer (fumées de soudage, particules d'acier, ROFA²) et à l'élément fer ont également été collectées.

Des données de la Régie autonome des transports parisiens (RATP) issues du réseau permanent SQUALES de surveillance de la qualité de l'air dans les enceintes ferroviaires souterraines et d'autres données publiques (OpenData de la RATP) ont été exploitées, ainsi que des études issues des archives du Conseil supérieur d'hygiène publique de France (CSHPF). Des données d'exposition professionnelle ont été extraites des bases de données de l'Institut national de recherche et de sécurité pour la prévention des accidents du travail et des maladies professionnelles (INRS) : COLCHIC (COLlecte des données CHImiques des Caisses d'assurances retraite et de la santé au travail) et SCOLA (Système de COLlecte des informations des Laboratoires Accrédités).

² ROFA : cendres volantes et résiduelles de la combustion de pétrole.

Par ailleurs, des données, non publiques pour certaines, ont été communiquées au GT par les exploitants de transport.

Trois réunions d'audition de représentants de la RATP, et deux réunions d'audition de représentants de la Société nationale des chemins de fer français (SNCF) ont été organisées. Une consultation par un questionnaire en ligne des autres exploitants de transport ferroviaire souterrain présents sur le territoire national a été réalisée.

Des témoignages de représentants syndicaux et de représentants du personnel aux Comités d'hygiène et de sécurité des conditions de travail (CHSCT) de la RATP ont été recueillis lors d'une réunion d'audition.

Enfin, le GT s'est également enquisé du retour d'expérience et de l'expertise sur le sujet du Département Santé-Travail de l'Institut national de Veille Sanitaire (InVS), de l'Observatoire régional de santé Ile-de-France (ORS IdF) et de la présidente du groupe de travail du CSHPF qui avait émis des recommandations sur la qualité de l'air dans les enceintes ferroviaires souterraines d'Ile-de-France (fin des travaux du CSHPF en 2007).

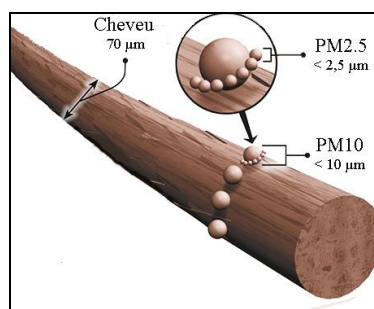
3. ANALYSE ET CONCLUSIONS DU GT ET DU CES

L'analyse et les conclusions du CES « Evaluation des risques liés aux milieux aériens » sont appuyées par le rapport d'expertise collective du GT « Pollution chimique de l'air des enceintes de transports ferroviaires souterrains et risques sanitaires associés chez les travailleurs » (ANSES, 2015).

■ Pollution chimique de l'air des enceintes ferroviaires souterraines

Dans les enceintes ferroviaires souterraines (EFS), la pollution chimique de l'air est dominée par la problématique des particules. La concentration des particules mesurée dans l'air est souvent exprimée en PM10 et en PM2,5³ : il s'agit de particules qui pénètrent dans l'appareil respiratoire, capables de se déposer au niveau des alvéoles pulmonaires pour ce qui est de la fraction la plus fine (PM2,5) (cf. figure 1).

Figure 1 : Repère de taille des particules PM10 et PM2,5



(Source : figure adaptée de l'US EPA)

• Concentration en particules en suspension

Les concentrations massiques de PM10 et PM2,5 mesurées dans les EFS en France et à l'étranger sont très supérieures à celles mesurées dans l'air extérieur (cf. figure 2), même à proximité du trafic routier, et à celles mesurées dans l'air intérieur des logements. Les concentrations de PM10 et PM2,5 sur le quai sont corrélées au trafic des rames de voyageurs.

La concentration en PM10 mesurée sur le quai dans les EFS en France se situe entre environ 70 et 120 µg/m³ en moyenne sur 24 heures, et atteint plus de 1000 µg/m³ en valeurs maximales sur

³ Les PM10 et PM2,5 sont définies par l'US EPA comme la masse des particules prélevées déterminée par une méthode de référence ou équivalente à la méthode de référence et dont les diamètres aérodynamiques sont inférieurs à 10 µm et à 2,5 µm respectivement (US EPA, 2006)

une heure selon le réseau ferroviaire et la station. Ces valeurs maximales sur une heure sont observées le plus souvent dans les plages horaires 2h00-5h00 correspondant aux horaires des travaux de maintenance de la station. La pollution de l'air mesurée durant la période de trafic des rames de voyageurs est très différente de la période nocturne sans trafic de rames. En effet durant cette période, des motrices diesel peuvent circuler et il peut y avoir des travaux de maintenance des infrastructures.

En ce qui concerne les concentrations en nombre de particules (PNC) dans les EFS, quelques études montrent qu'en dehors de périodes de travaux de maintenance, elles sont du même ordre de grandeur en moyenne que celles des expositions de fond urbain et moins variables. Ces concentrations sont inférieures d'un facteur 1,5 à 4 aux concentrations relevées en proximité du trafic routier et tendent à augmenter avec la profondeur de la station.

- Caractérisation physico-chimique de la pollution de l'air

Les particules en suspension dans l'air des EFS sont principalement submicroniques, les particules d'environ 30-40 nm de diamètre étant les plus nombreuses d'après quelques études. Les particules des EFS sont de formes variables. Leur fraction hydrosoluble est très inférieure à celle des particules de l'air extérieur.

La masse des particules (PM10) est composée de fer, de carbone organique et de carbone élémentaire principalement, ainsi que de cuivre, de baryum et d'autres éléments métalliques (Cr, Ni, Mn, etc.) et minéraux (Si, Ca, etc.). Le fer est présent sous forme de fer métal et surtout d'oxydes de fer (hématite, magnétite).

Parmi les autres polluants mesurés, les données françaises disponibles montrent la présence possible de silice cristalline et de fibres sans mise en évidence de fibres d'amiante à l'exception d'une mesure sur le quai d'une gare mixte où du chrysotile a été détecté à une concentration comparable à celle mesurée en extérieur. Les concentrations en hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) particulaires, en hydrocarbures aromatiques monocycliques (HAM), en composés carbonylés et en oxydes d'azote sont parfois supérieures dans les EFS à celles de l'air extérieur mais restent inférieures aux concentrations relevées en proximité du trafic routier.

- Comparaison avec l'aérosol urbain

La concentration en masse des particules PM10 et PM2,5 de l'air des EFS est plus élevée que celle de l'air extérieur urbain (facteur 3 en moyenne, cf. figure 2). Cependant, la concentration moyenne en nombre de particules est du même ordre de grandeur. Par rapport aux particules de l'air urbain, les particules de l'air des EFS sont plus riches en fer et autres éléments métalliques, en carbone (élémentaire et organique). Ces particules sont plus grosses, plus denses et de forme plus variable (en écaille, ellipsoïdales, semi-sphériques ou sphériques).

En comparaison avec l'air au sein du trafic routier, l'air des EFS (hors périodes de travaux de maintenance) est cependant moins chargé en nombre de particules, en carbone suie et en gaz comme le monoxyde de carbone, le dioxyde d'azote, le benzène, le toluène et le formaldéhyde⁴.

4

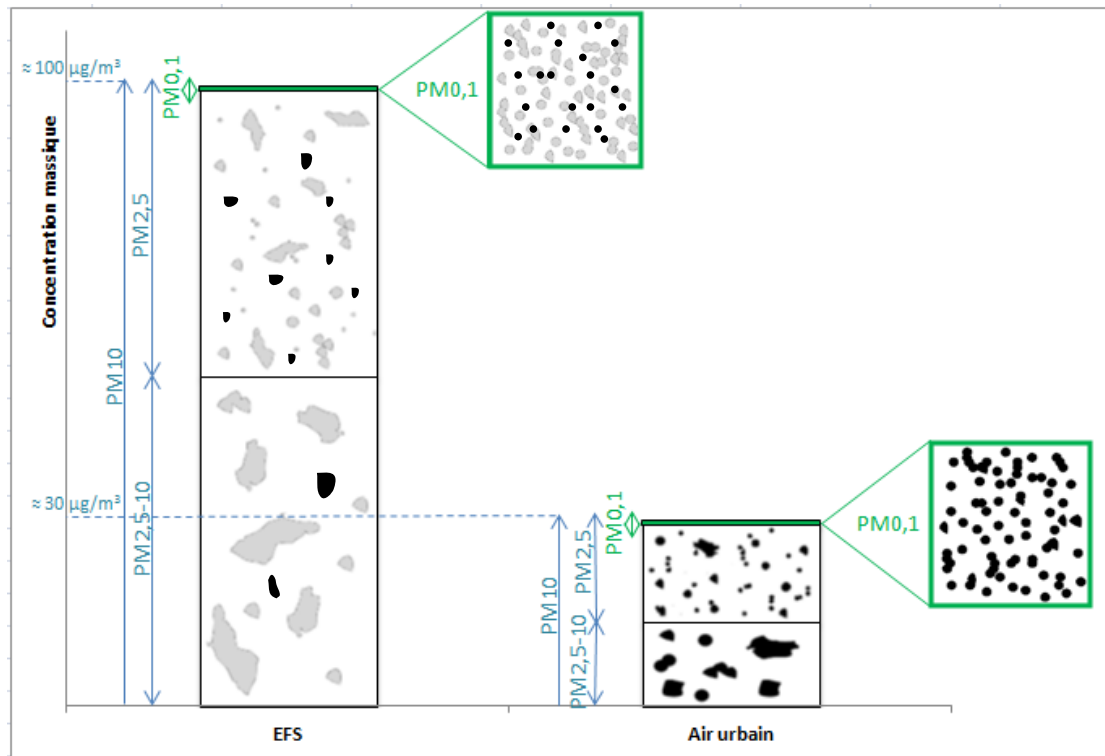
Polluant	Niveau d'exposition médian dans des rames de métro ou de RER lors de trajets	Niveau d'exposition médian dans l'habitacle de voiture lors de trajets
Particules en nombre	10 000 à 30 000 particules _{>7nm} /cm ³ (a)	75 000 particules _{>20nm} /cm ³ (c)
Carbone suie	61 à 164.10 ⁻⁶ m ⁻¹ (b)	230 à 377.10 ⁻⁶ m ⁻¹ (b)
Monoxyde de carbone (CO)	< LQ (b)	1,6 à 2,8 ppm (b)
Dioxyde d'azote (NO ₂)	54 µg/m ³ (b)	130 à 218 µg/m ³ (b)
Benzène	2,2 µg/m ³ (b)	7,5 à 10 µg/m ³ (b)
Toluène	8 à 15 µg/m ³ (b)	28 à 39 µg/m ³ (b)
Formaldéhyde	8,3 µg/m ³ (b)	12 à 18 µg/m ³ (b)

(a) : d'après la littérature internationale

(b) : Delaunay *et al.* (2012), Evaluation de l'exposition des citoyens aux polluants atmosphériques au cours de leurs déplacements dans l'agglomération parisienne. *Pollution atmosphérique*, n°215.

(c) : Airparif (octobre 2009), Exposition des automobilistes franciliens à la pollution atmosphérique liée au trafic routier : trajet « domiciles-travail ». Rapport d'étude.

Figure 2 : Comparaison de la concentration journalière moyenne d'exposition aux particules de l'air des EFS avec celle de l'air urbain (concentration massique)*



* D'après des résultats de mesures d'exposition individuelle réalisées en Ile-de-France.

■ Particules composées principalement de fer et autres éléments métalliques, et de carbone (élémentaire et organique)

■ Particules composées principalement de poussières terrigènes, de carbone organique (ou « matières organiques »), de carbone suie, et d'espèces inorganiques (nitrates, sulfates, ammonium, sels marins)

- Sources de la pollution de l'air (hors période de travaux de maintenance)

La principale source des particules riches en fer est l'usure des matériaux par la friction roue-frein, suivie du contact roue-rail et du contact entre le matériel roulant et le système d'alimentation électrique. Les sources de la fraction carbonée des particules semblent être le freinage, l'usure des pneus, la remise en suspension des particules émises par les motrices Diesel lors des opérations de maintenance, ainsi que l'apport d'air extérieur. La source de silice est notamment le sable utilisé pour augmenter la friction et l'adhérence en freinage d'urgence ou en pente, ainsi que la silice présente dans le ballast.

- **Données d'exposition individuelle des travailleurs à la pollution chimique de l'air des enceintes ferroviaires souterraines**
 - Catégories de travailleurs exposés et effectifs

D'après les données communiquées en 2013 par les exploitants de transport ferroviaire souterrain, environ 28000 personnes dont plus de 26000 en Ile-de-France travaillent régulièrement dans les 7 réseaux d'EFS en France (métros, RER)⁵.

Estimation du nombre d'individus travaillant régulièrement dans les EFS (métro/RER)

Métiers, activités		Population
Total France		~28000
Total Ile-de-France (~80 % salariés RATP et ~20 % salariés SNCF)		~26000
Salariés RATP	Exploitation du transport :	~5000
	<u>Conducteurs métro</u>	~3100
	<u>Conducteurs RER*</u>	~780
	Conducteurs travaux	~100
	<u>Agent/responsable de manœuvre/départ</u>	~800
	Organisation du transport et des services :	~4900
	<u>Agents de recette</u> <u>Agents de contrôle</u> Agents de propreté des stations	
Maintenance des infrastructures, équipements et espaces :	Maintenance des infrastructures, équipements et espaces :	~2300
	Pose et réparation des voies	~600
	Transformation et distribution d'énergie en tunnel	~500
	Maintenance des équipements, stations et ouvrages d'art en tunnels/galeries	~220
	Electricité et électromécanique en stations/quais	~480
	Gestion des bâtiments et du génie civil	~220
	Informatique industrielle	~320
Maintenance du matériel roulant (centres de dépannage des trains)	~140	
Sécurité, prévention et action sociale	~730	
RATP sous-traitance/activité hébergée	Maintenance des infrastructures**	~2150
	Entretien	~1500
	Gardiennage	~250
	Commerces	~2330
	Police***	~1275

Métiers soulignés : exposition des travailleurs à la pollution de l'air du métro/RER francilien mesurée en 2005 (RATP, 2010)

* Conducteurs SNCF circulant sur le réseau RATP

** Estimation de la RATP correspondant au nombre de cartes d'accès aux réseaux délivrées en 2014 (travaux sur voie, caténaires, etc.)

*** Données communiquées en 2013 par la préfecture de police

L'exposition individuelle des conducteurs, agents de manœuvre, agents de recette et agents de contrôle peut être extrapolée à l'ensemble des travailleurs fréquentant les mêmes espaces en EFS : exploitation du transport, organisation du transport et des services, commerces, police, sécurité, prévention et action sociale, soit plus de 50 % de la population totale des travailleurs dans les EFS.

⁵ Par ailleurs, environ 3300 agents SNCF travaillent plus ou moins ponctuellement à la maintenance des tunnels répartis sur le réseau national SNCF. Ils ne sont pas concernés par la présente expertise.

- Niveaux d'exposition mesurés

La principale observation est la rareté des données disponibles, tant au niveau international qu'en France, sur l'exposition des travailleurs de la maintenance des infrastructures dans les réseaux métro et RER, représentant environ 8000 individus qui sont vraisemblablement la catégorie des travailleurs les plus intensément exposés. Ces activités sont réalisées dans les tunnels, le plus souvent de nuit, en dehors de la période de circulation des rames de voyageurs. Des expositions aux émissions des motrices diesel, à la silice cristalline, aux particules métalliques ou à l'amiante sont possibles lors de ces opérations de maintenance. Ces expositions s'ajoutent aux autres facteurs de risques pour la santé tels que le confinement, le bruit, les délais contraints, la charge physique, la chaleur ou le travail de nuit.

Les conducteurs, agents de manœuvre, agents de recette et agents de contrôle ont fait l'objet d'une étude d'exposition individuelle par la RATP en 2005 sur l'ensemble des lignes du métro et du RER du réseau francilien (RATP, 2010). Parmi ces quatre métiers, les personnels les plus exposés aux PM10 (médiane des niveaux d'exposition à 155 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) sont les conducteurs suivis des métiers d'agent de manœuvre et de contrôle (médiane supérieures à 130 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) et enfin les agents de recette (médiane à 75 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). La situation est sensiblement la même pour les PM2,5 avec une médiane de 70 à 80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les trois premiers métiers et à 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les agents de recette. Les conducteurs, agents de contrôle et agents de manœuvre sont exposés à des particules principalement riches en fer et en carbone. Les agents de recette, plus éloignés des voies, sont moins exposés au fer.

Toutes les concentrations d'exposition disponibles en fibres ont été mesurées lors de la phase pilote de cette étude en 2003-2004 sur quelques lignes métro et RER du réseau francilien. Celles-ci variaient de 0,0021 f/cm³ à 0,1056 f/cm³ pour l'étude des fibres d'amiante en microscopie optique à contraste de phase. Aucune fibre d'amiante n'a été mise en évidence en microscopie électronique à transmission analytique. Les concentrations variaient et de 0,0009 f/cm³ à 0,0368 f/cm³ pour l'étude des fibres minérales artificielles (< 3 μm de diamètre). A l'occasion de cette même phase pilote, les concentrations de silice cristalline variaient de 0,2 à 3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (quartz)⁶.

- **Toxicité des particules de l'air des EFS et effets sanitaires associés à l'exposition des travailleurs à la pollution de l'air des enceintes ferroviaires souterraines**

De très nombreuses publications scientifiques internationales montrent que l'exposition aiguë et chronique aux particules de l'air ambiant extérieur est responsable d'effets délétères sur la santé chez l'Homme, notamment au niveau respiratoire et cardiovasculaire.

Sur le plan épidémiologique, les données disponibles relatives aux travailleurs en EFS ne permettent pas de statuer sur les risques à long terme ni sur les risques cumulés avec d'autres expositions professionnelles compte tenu du faible nombre d'études et des limites et biais de ces études. Les quelques études transversales et cas-croisés ne mettent pas en évidence d'effets importants à très court terme sur la fonction ventilatoire, la santé respiratoire et cardiovasculaire. Aucun excès de risque de cancer broncho-pulmonaire ni d'infarctus du myocarde n'a été mis en évidence sur la base d'une seule étude pour chacun de ces deux effets, mais ces études présentent des risques importants de biais de confusion et de classement de l'exposition.

Les données disponibles sur la toxicité des particules de l'air des EFS sont très limitées et portent uniquement sur des effets à court terme. Les données expérimentales *in vitro* montrent un stress oxydant, une cytotoxicité et une génotoxicité élevés des particules des EFS par rapport à la toxicité des particules de l'air extérieur ou des particules Diesel. Les données disponibles chez l'Homme et chez l'animal *in vivo* suggèrent une toxicité accrue des particules des EFS en termes

⁶ A noter que les concentrations d'endotoxines ont également été mesurées lors de cette campagne pilote de mesures sur quelques lignes de métro et RER du réseau francilien en 2003-2004, et variaient de 0,02 à 6,66 EU/m³.

d'inflammation systémique et respiratoire. Une seule étude à très forte dose chez le rat a recherché et a montré une persistance de l'inflammation respiratoire 60 jours après instillation. A l'inverse, les données disponibles suggèrent des effets moindres sur la fonction ventilatoire par rapport à des indicateurs de pollution urbaine extérieure (PNC, NO_x et NO₂). Communément, les auteurs ont interprété les effets observés par la forte teneur en métaux des particules soulignant une contribution plus ou moins partielle du fer. Les contributions respectives de la fraction soluble et non soluble restent à préciser. De plus quelques études suggèrent un rôle de la fraction carbonée, élémentaire et organique.

Le fer est le composé majoritaire en masse des particules des EFS. Certaines pathologies comme la sidérose pulmonaire ont généralement été associées à des expositions prolongées et fortes aux oxydes de fer, de l'ordre de 10 à 700 mg/m³, beaucoup plus importantes que dans les EFS. Des études expérimentales chez l'Homme et l'animal ont démontré que l'inhalation d'oxyde de fer causait une réponse inflammatoire pulmonaire sans toutefois montrer de potentiel fibrosant. L'implication du fer dans un processus physiopathologique de la cancérogenèse reste encore une question controversée.

■ **Techniques de gestion existantes**

Les mesures techniques les plus efficaces pour abaisser les niveaux de particules dans l'air des EFS portent sur la réduction des émissions en agissant sur le matériel roulant : freinage électrodynamique, matériel de freinage, allègement des voitures, profils de roues par exemple.

Différentes pistes, autres que préventives, ont été explorées et ont montré une efficacité limitée ou partielle : utilisation d'un train aspirateur, modifications de schéma de ventilation, utilisation de système de climatisation comportant un dispositif de filtration de l'air, mise en place de portes de quai.

L'efficacité de dispositifs expérimentaux d'abattement de particules comme par exemple des précipitateurs électrostatiques, des cyclones de filtrations ou des aimants n'est pas démontrée en conditions réelles.

■ **Caractérisation des risques sanitaires des travailleurs exposés à la pollution de l'air des enceintes de transports ferroviaires souterrains**

Considérant :

- le contexte d'incertitudes sur les risques sanitaires liés à la pollution de l'air des EFS, avec des concentrations de particules élevées en masse et dont la composition spécifique pose question,
- et les connaissances disponibles, notamment les données d'exposition professionnelle des conducteurs de rames, des agents de recette, des agents de contrôle et des agents de manœuvre documentées par une campagne de mesures entre 2003 et 2005 (RATP, 2010),

il est jugé pertinent et faisable de s'appuyer sur la démarche d'ERS décrite et développée par le National Research Council (NRC, 1983 et 2009) pour évaluer les risques sanitaires, à l'échelle nationale, de l'exposition chronique des travailleurs par inhalation à la pollution de l'air des EFS. Ceci vise à guider la décision en identifiant les populations exposées, les types d'effet attendus, leur probabilité ou leur possibilité d'occurrence et les situations conduisant aux risques les plus élevés.

Les questionnements posés qui fondent le déroulement de l'ERS conduite sont :

- Quelles sont les catégories de travailleurs à considérer ?
- Quels sont les polluants pertinents à considérer ?
- Quels sont les risques associés à l'exposition des travailleurs en EFS pour les polluants retenus à l'étape précédente ?

La méthodologie suivie pour répondre à ces questionnements est schématisée en annexe 1 du présent avis. Les incertitudes associées à chacune des étapes ont été identifiées et discutées dans le rapport d'expertise collective (ANSES, 2015).

- Catégories de travailleurs à considérer :

Une caractérisation quantitative du risque lié à une exposition chronique est jugée faisable pour les conducteurs de rames, des agents de recette, des agents de contrôle, des agents de manœuvre et les autres travailleurs fréquentant les mêmes espaces en EFS durant les horaires de trafic des rames de voyageurs. Cette population correspond à l'ensemble des travailleurs exerçant dans les domaines suivants : exploitation du transport, organisation du transport et des services, commerces, police, sécurité, prévention et action sociale, soit plus de 50% des travailleurs exerçant dans les EFS.

Compte tenu de la rareté des données d'exposition disponibles, une quantification du risque sanitaire n'est pas faisable pour les travailleurs en charge de la maintenance des infrastructures, alors qu'ils sont vraisemblablement les plus intensément exposés aux particules fines en suspension, et possiblement à d'autres polluants.

- Polluants pertinents à considérer :

Les polluants pertinents à considérer, c'est-à-dire ceux auxquels les travailleurs des EFS sont susceptibles d'être surexposés par rapport à l'air extérieur urbain sont : les PM10 et PM2,5, l'antimoine (Sb) l'arsenic (As), le baryum (Ba), le chrome (Cr), le cuivre (Cu), l'étain (Sn), le fer (Fe), le manganèse (Mn), le molybdène (Mo), le nickel (Ni), le plomb (Pb), le strontium (Sr), le zinc (Zn), le carbone élémentaire et le carbone organique.

- Risques associés à l'exposition des travailleurs en EFS pour les polluants retenus à l'étape précédente :

Les principales conclusions de l'évaluation des risques sont :

- Les risques liés à certains polluants n'ont pu être évalués pour les raisons suivantes :
 - Absence de VTR ou de VLEP récentes pour le carbone élémentaire, le carbone organique et le strontium ;
 - Absence de données d'exposition pour les HAPs volatils et semi-volatils ;
 - Données d'exposition trop parcellaires pour les fibres d'amiante, les fibres minérales artificielles et la silice cristalline.
- Les risques sanitaires semblent négligeables pour les substances suivantes évaluées individuellement : l'antimoine (Sb) l'arsenic (As), le baryum (Ba), le chrome (Cr), le cuivre (Cu), l'étain (Sn), le fer (Fe), le manganèse (Mn), le molybdène (Mo), le nickel (Ni), le plomb (Pb) et le zinc (Zn),
- Une inflammation des voies respiratoires et des effets consécutifs à cette inflammation sont probables en lien avec une exposition chronique aux particules des EFS, sur la base d'un effet démontré par une étude de la toxicité aiguë de ces particules chez l'animal ;
- Par analogie avec les risques sanitaires bien documentés des particules de l'air ambiant extérieur, des effets délétères sont attendus sur la santé cardiovasculaire et respiratoire en lien avec l'exposition chronique de ces travailleurs aux particules des EFS.

Ces conclusions s'appliquent aux travailleurs exerçant dans les domaines suivants : exploitation du transport, organisation du transport et des services, commerces, police, sécurité, prévention et action sociale. Bien qu'une évaluation quantitative n'ait pu être menée, le CES estime que les risques sanitaires pour les travailleurs en charge de la maintenance des infrastructures sont vraisemblablement plus élevés compte tenu de l'intensité et de la diversité de leurs expositions.

Risques sanitaires liés aux particules (PM10 et PM2,5) présentes dans l'air des EFS
EN RESUME :

Toxicité des particules d'EFS par rapport aux particules de l'air extérieur urbain :

- +** : indique que l'effet considéré est plus prononcé pour des particules d'EFS par rapport à des particules de l'air extérieur urbain
- : indique que l'effet considéré est moins prononcé pour des particules d'EFS par rapport à des particules de l'air extérieur urbain

à court terme in vitro	Potentiel/stress oxydant : +	(4 études +, aucune étude -)
	Cytotoxicité : +	(2 études +, aucune étude -)
	Génotoxicité : +	(1 série d'études +, aucune étude -)
	Effet pro-inflammatoire : -	(2 études +, 3 études -)
à court terme in vivo (Homme ou animal)	Inflammation pulmonaire : +	(1 étude +, 1 étude -)
	Inflammation systémique : +	(1 étude +, aucune étude -)
	Fonction ventilatoire : -	(aucune étude +, 1 étude -)
à long terme	?* <small>* Aucun excès de risque de cancer broncho-pulmonaire n'a été mis en évidence chez des conducteurs du métro de Stockholm sur la base d'une seule étude de cohorte historique présentant des risques importants de biais de confusion et de classement de l'exposition. Dans une étude de cohorte prospective investiguant les effets à court terme sur des marqueurs sanguins de l'inflammation et de la coagulation chez des travailleurs du métro de Stockholm, une concentration de biomarqueurs d'inflammation systémique plus élevée est observée dans le groupe le plus exposé, suggérant un effet inflammatoire sur le long terme.</small>	

Connaissances des effets sur la santé

Les données disponibles montrent un stress oxydant plus marqué pour les particules des EFS et suggèrent une toxicité accrue en termes d'inflammation systémique et pulmonaire.

Données épidémiologiques sur les pathologies associées aux particules de l'air extérieur urbain, et dont les mécanismes impliquent un stress oxydant et/ou une inflammation pulmonaire et/ou systémique :

- Pathologies cardiovasculaires : athérosclérose, évènements ischémiques comme l'infarctus du myocarde et l'accident vasculaire cérébral, insuffisance cardiaque congestive et facteurs de risques cardiovasculaires comme l'hypertension et le diabète.
- Pathologies respiratoires : asthme, bronchite chronique, broncho-pneumopathie chronique obstructive, emphysème, pneumonie, infection, fibrose, altération de la fonction ventilatoire, cancer broncho-pulmonaire.

Les niveaux d'exposition aux particules dans les EFS sont supérieurs aux niveaux d'exposition observés à l'extérieur en zone urbaine.

Connaissances des expositions

Qualification du risque sanitaire lié à l'exposition chronique des travailleurs¹ aux particules des EFS :

D'après l'évaluation quantitative conduite sur la base d'un effet démontré par une étude de la toxicité aiguë des particules d'EFS chez l'animal

→ Une inflammation des voies respiratoires et des effets consécutifs à cette inflammation sont probables.

D'après l'évaluation qualitative conduite par analogie avec les risques sanitaires documentés des particules de l'air extérieur urbain

→ Des effets délétères sont attendus sur la santé cardiovasculaire et respiratoire.

Evaluation des risques sanitaires

¹ Population cible : les travailleurs exerçant dans l'exploitation du transport, l'organisation du transport et des services, les commerces, la police, la sécurité, la prévention et l'action sociale.

■ Conclusions du CES

La présente expertise confirme que les concentrations massiques de particules en suspension dans l'air (PM10, PM2,5) des enceintes ferroviaires souterraines (EFS) sont nettement supérieures à celles mesurées dans l'air extérieur, même en proximité du trafic routier, et à celles mesurées dans l'air intérieur des logements. La source majeure de ces particules essentiellement submicroniques, riches en métaux dont principalement le fer, et en carbone, est l'usure des matériaux par la friction roue-frein, suivie du contact roue-rail et du contact entre le matériel roulant et le système d'alimentation électrique.

Les particules de l'air des EFS ont des caractéristiques physicochimiques différentes des particules de l'air extérieur. Bien que leur toxicité ait été à ce jour peu documentée, les données toxicologiques disponibles suggèrent qu'à concentration massique équivalente, elles sont au moins aussi toxiques à court terme que les particules de l'air ambiant extérieur.

Une inflammation des voies respiratoires et des effets consécutifs à cette inflammation sont probables en lien avec une exposition chronique aux particules des EFS, sur la base d'un effet démontré par une étude de la toxicité aiguë de ces particules chez l'animal. Par analogie avec les risques sanitaires bien documentés des particules de l'air ambiant extérieur, des effets délétères sont attendus sur la santé cardiovasculaire et respiratoire en lien avec l'exposition chronique de ces travailleurs aux particules des EFS. Ces conclusions s'appliquent aux travailleurs exerçant dans les domaines suivants : exploitation du transport, organisation du transport et des services, commerces, police, sécurité, prévention et action sociale. Pour les travailleurs en charge de la maintenance des infrastructures, bien qu'une évaluation quantitative n'ait pu être menée, le CES estime que les risques sanitaires sont vraisemblablement plus élevés pour cette catégorie de travailleurs compte tenu de l'intensité et de la diversité de leurs expositions. Lors des travaux de maintenance, les particules peuvent provenir de sources spécifiques comme par exemple les motrices diesel et le meulage des rails.

L'évaluation des risques sanitaires présente néanmoins des incertitudes notables compte tenu notamment du corpus d'études épidémiologiques assez peu informatif et de l'absence d'étude toxicologique d'exposition chronique.

Par ailleurs, il convient de souligner que les résultats de risque chez les travailleurs ne sont pas transposables aux usagers du métro dont l'exposition quotidienne est beaucoup plus intermittente.

Enfin, ces conclusions ne remettent pas en cause l'intérêt du report modal du transport routier motorisé vers le transport ferroviaire pour réduire la pollution de l'air urbain.

■ Recommandations

Les résultats de l'expertise appuient la mise en œuvre de mesures de prévention des risques pour la santé des travailleurs liés à la pollution de l'air des EFS. Malgré l'absence de données d'exposition suffisamment documentées, le CES estime qu'elles doivent concerner en priorité les travailleurs chargés de la maintenance dans les EFS.

Dans l'objectif de supprimer ou à défaut de réduire l'exposition des travailleurs aux particules de l'air des EFS, le CES recommande en particulier :

- De remplacer les moteurs thermiques utilisés dans les opérations de maintenance par une source d'énergie moins polluante, ou sinon de réduire les effluents de ces moteurs,
- De rechercher des nouvelles techniques permettant de limiter l'utilisation du freinage mécanique, et à plus long terme de le substituer ;
- De réduire les phénomènes de friction par l'optimisation du matériel roulant : matériaux de freinage les moins émissifs, allègement des voitures, profils de roues, etc. ;
- De transférer si possible en surface les ateliers de maintenance lorsque l'activité le permet ;
- D'améliorer les schémas de ventilation des stations et des tunnels, par exemple en modulant le sens (de la station vers le tunnel) et l'intensité de la ventilation mécanique ;
- De réduire la remise en suspension des particules liée à la circulation des rames de voyageurs, par exemples en intégrant des systèmes de réduction de la surpression et du déplacement de l'air des tunnels vers les stations, en réduisant si possible la vitesse des rames en approche de la station, etc. ;
- D'envisager le déploiement de système de climatisation et filtration de l'air des cabines de conducteur ;
- D'intégrer systématiquement une évaluation de l'impact sur la qualité de l'air des EFS et sur les expositions professionnelles dès la conception et lors de modifications du matériel roulant et de l'infrastructure, ainsi que dans l'organisation du travail ;
- Et d'encourager les recherches et le développement de toute autre mesure efficace.

Dans l'objectif de mieux évaluer les risques des travailleurs exposés à la pollution de l'air des EFS, le CES recommande d'améliorer les connaissances sur :

1) Les effets sur la santé de l'exposition chronique à la pollution de l'air des travailleurs dans les EFS :

- En poursuivant les études épidémiologiques en cours telle que l'étude de la cohorte EDGAR, et notamment en intégrant des analyses comparant des travailleurs en souterrain à des travailleurs en dehors avec ajustement sur les catégories professionnelles, et en développant des matrices emplois-expositions compatibles avec ces études ;
- En réalisant des études épidémiologiques incluant entre autres la mesure de marqueurs de l'inflammation et du risque cardiovasculaire ;
- Et en réalisant des études expérimentales *in vivo* d'exposition chronique, ou à défaut subchronique ou subaiguë, tenant compte des mécanismes et effets déjà observés à court terme, avec une évaluation de la cancérogénicité et une caractérisation physico-chimique précise des particules des EFS.

2) Les mécanismes et déterminants de la toxicité des particules des EFS :

- En évaluant les rôles respectifs des métaux des fractions soluble et insoluble et des composés organiques, à partir d'une caractérisation précise des propriétés physicochimiques des particules ;
- En précisant le potentiel génotoxique et en renseignant les mécanismes de cytotoxicité des particules EFS.

Ces études devraient considérer plusieurs sites ou activités contrastés et comparer par classe granulométrique les effets des particules des EFS à ceux de particules d'autres sources comme la pollution urbaine, les moteurs Diesel, le soudage, la métallurgie ou l'usinage, etc.

- 3) L'exposition des travailleurs à la pollution de l'air des EFS :
- En produisant des données sur l'exposition des travailleurs chargés de la maintenance dans les EFS. En particulier, l'exposition doit être caractérisée pour les particules riches en fer et en carbone et pour des polluants dont la toxicité est avérée comme les fibres d'amiante, la silice et les effluents d'échappement des moteurs Diesel ;
 - En réalisant des campagnes de mesures par prélèvements individuels tenant compte dans la stratégie de prélèvement de tous les groupes d'exposition homogène.
- 4) La pollution de l'air des EFS et ses sources, notamment :
- En renseignant la pollution de l'air dans certains microenvironnements comme les tunnels, les centres techniques en souterrain et les commerces ;
 - En précisant les sources de la fraction organique des particules et leur contribution respective à cette fraction ;
 - En précisant la spéciation et la solubilité des éléments métalliques ;
 - En renseignant la pollution en particules ultrafines (concentration, granulométrie, composition physico-chimique) ;
 - En précisant la composition des matériaux utilisés pour les freins, rails, roues, pneus, etc.
 - Et en renforçant le dispositif de surveillance de la qualité de l'air sur l'ensemble des réseaux ;

Les mesures recommandées permettront également de diminuer l'exposition des usagers du transport ferroviaire souterrain.

4. CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS DE L'AGENCE

L'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail endosse les conclusions et recommandations du CES « Evaluation des risques liés aux milieux aériens » présentées ci-dessus.

L'Anses souligne que l'expertise conclut à l'existence d'un risque sanitaire respiratoire et cardiovasculaire lié à l'exposition chronique des travailleurs aux particules de l'air des enceintes ferroviaires souterraines (EFS). Sont concernés les travailleurs exerçant notamment dans les domaines de l'exploitation du transport, l'organisation du transport et des services, les commerces, la police, la sécurité, la prévention et l'action sociale. Les risques sanitaires sont par ailleurs vraisemblablement plus élevés pour les travailleurs en charge de la maintenance des infrastructures, compte tenu de l'intensité et de la diversité de leurs expositions possibles, et sans préjuger de l'efficacité des plans de prévention des risques mis en œuvre sous la responsabilité des exploitants. Les rares données disponibles pour cette catégorie de travailleurs montrent notamment des niveaux importants d'exposition aux émissions de motrice Diesel.

Ce constat justifie la mise en œuvre et la poursuite de mesures de prévention et de réduction des expositions pour l'ensemble de ces catégories de travailleurs et en particulier pour ceux en charge de la maintenance des infrastructures.

Au vu de l'absence de données scientifiques sur la toxicité à long terme des particules présentes dans l'air des EFS et du corpus d'études épidémiologiques peu informatif sur les risques sanitaires liés à l'exposition de cette population de travailleurs, l'Anses recommande que des travaux spécifiques soient conduits pour combler ces lacunes des connaissances.

Les données scientifiques disponibles à ce jour sont insuffisantes pour recommander, sur la base de critères strictement sanitaires, une valeur limite d'exposition à long terme relative à l'aérosol spécifique aux EFS. Afin d'aider les gestionnaires du risque dans la démarche de réduction des risques, l'Anses suggère néanmoins d'élaborer une valeur limite de gestion et de renforcer le

dispositif de surveillance de la qualité de l'air de l'ensemble des réseaux afin de pouvoir évaluer l'efficacité des mesures d'amélioration de la qualité de l'air et de réduction des expositions des travailleurs. L'Anses suggère également d'envisager une révision des valeurs limites d'exposition professionnelle (VLEP) pour les poussières réputées sans effet spécifique⁷.

Enfin, l'Anses souligne que la priorité de santé publique concerne la réduction de la pollution de l'air ambiant dans son ensemble. Dans ce contexte, le report modal du transport routier motorisé vers d'autres modes de transport moins polluants dont le transport ferroviaire reste à encourager. Ce report modal concourt en premier lieu à réduire la pollution de l'air extérieure en réduisant les émissions du trafic routier. Au-delà, la pollution de l'air subie par les usagers du transport routier apparaît plus préoccupante pour la santé que la pollution de l'air des EFS compte tenu des concentrations élevées au sein du trafic routier pour plusieurs polluants dont la toxicité est avérée, notamment : le nombre de particules fines, le carbone suie, des gaz comme le monoxyde de carbone, le dioxyde d'azote, le benzène et le toluène.

Le directeur général

Marc Mortureux

⁷ Dans les locaux à pollution spécifique (où des substances dangereuses ou gênantes sont émises), il existe des VLEP-8h pour les poussières réputées sans effet spécifique, c'est-à-dire « *qui ne sont pas en mesure de provoquer seules sur les poumons ou sur tout autre organe ou système du corps humain d'autre effet que celui de surcharge* » (circulaire du ministère du Travail du 9 mai 1985). La VLEP-8h est de 10 mg.m⁻³ pour la fraction inhalable et de 5 mg.m⁻³ pour la fraction alvéolaire (article R-4222-10 du code du travail).

MOTS-CLES

Enceinte ferroviaire souterraine, Métropolitain, Métro, Transport urbain, Pollution atmosphérique, Qualité air, Evaluation risque, Risque sanitaire, Exposition professionnelle

Subway, Underground, Air pollution, Air quality, Risk assessment, occupational exposure

BIBLIOGRAPHIE

ANSES (2015) Pollution de l'air des enceintes ferroviaires souterraines et risques sanitaires chez les travailleurs. Rapport d'expertise collective de l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail, mars 2015, 317 pages.

CSHPF (2001) Avis relatif à l'élaboration de valeurs guides de qualité de l'air dans les enceintes ferroviaires souterraines du 3 mai 2001. Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France, Section des milieux de vie. Disponible en ligne :

http://www.sante.gouv.fr/dossiers/cshpf/a_mv_030501_guide.pdf

NRC (1983) Risk Assessment in the Federal Government: Managing the Process. National Research Council, National Academy Press, Washington, D.C. Disponible en ligne :

<http://www.nap.edu/catalog/366/risk-assessment-in-the-federal-government-managing-the-process>

NRC (2009) Science and Decisions: Advancing Risk Assessment. National Research Council, National Academy Press, Washington, D.C. Disponible en ligne :

<http://www.nap.edu/catalog/12209/science-and-decisions-advancing-risk-assessment>

RATP (2010) Caractérisation de la qualité de l'air inhalé par les salariés dans les enceintes ferroviaires souterraines de la RATP : Résultats par lignes et par métiers, 2003-2005. Données non publiques de la Régie autonome des transports parisiens.

US EPA (2006) 40 CFR 53.1. Registre fédéral, volume 71, n°200, Rules and Regulations.

ANNEXE 1

<p>Quelles sont les catégories de travailleurs à considérer ?</p>	<p>→ Identification et caractérisation des catégories de travailleurs des EFS étudiées :</p> <ul style="list-style-type: none"> ➤ selon leur activité professionnelle et leur effectif de population, ➤ et correspondant aux travailleurs dont la fréquentation des microenvironnements (gare/station, rame, tunnel, etc.) est similaire à celle des conducteurs, agents de contrôle, agents de recette ou agents de manœuvre, dont l'exposition à la pollution de l'air des EFS a été mesurée (RATP, 2010).
--	--



<p>Quels sont les polluants pertinents à considérer ?</p>	<p>→ Quantification de l'exposition de certaines catégories de travailleurs des EFS aux substances mesurées en 2005 lors de la campagne de métrologie individuelle (RATP, 2010)</p> <p>→ Calcul du différentiel d'exposition des travailleurs des EFS aux substances par rapport à l'exposition extérieure urbaine, à partir de l'étape précédente et des concentrations mesurées en 2002 lors d'une campagne de métrologie individuelle d'exposition à la pollution de l'air urbain francilien (étude Génotox'ER*)</p> <p>→ Sélection des polluants avec un différentiel positif d'exposition par rapport à l'exposition extérieure urbaine</p>
--	--



<p>Quels sont les risques associés à l'exposition des travailleurs en EFS pour les polluants retenus à l'étape précédente ?</p>	<p>→ Pour les substances chimiques sélectionnées à l'étape précédente (hors PM10 et PM2,5) :</p> <ul style="list-style-type: none"> ➤ sélection de VTR puis ajustement à la population professionnelle, et sélection de VLEP* recommandées depuis 2000 par l'Anses, l'ACGIH, la MAK, le DECOS ou le SCOEL⁸, ➤ calcul d'un quotient de danger (QD) pour les substances avec des effets à seuil de dose, d'un excès de risque individuel (ERI) pour les substances avec des effets sans seuil de dose, et d'un ratio exposition/VLEP, ➤ interprétation des résultats. <p>→ Pour les PM10 et PM2,5, conduite en parallèle :</p> <ul style="list-style-type: none"> ➤ d'une caractérisation qualitative du risque par analogie avec les particules de l'air ambiant extérieur, ➤ et d'une caractérisation quantitative du risque par calcul d'une marge entre l'exposition et un indicateur de toxicité propre aux particules de l'air des EFS.
--	---

* Le recours à des VLEP est effectué en l'absence de VTR. Seules des VLEP recommandées postérieurement à 2000 sont retenues dans ce cas. Bien que les VLEP soient des valeurs de gestion pour la surveillance des expositions professionnelles, cette « année seuil » est considérée raisonnable pour favoriser les VLEP établies sur des critères d'ordre préférentiellement sanitaire.

⁸ ACGIH : American Conference of Industrial Hygienists ; MAK : Maximale Arbeitsplatz-Konzentration ; DECOS : Dutch Expert Committee on Occupational Standards ; SCOEL : The Scientific Committee on Occupational Exposure Limits

ANNEXE 2 : SUIVI DES ACTUALISATIONS DE L'AVIS

Date	Version	Page	Description de la modification
08/06/2015	01		Première version signée de l'avis de l'Anses
Août 2015	02	13	Suite aux réunions de restitution organisées en août 2015, la recommandation indiquant « <i>d'améliorer les schémas de ventilation des stations et des tunnels, par exemple en modulant le sens et l'intensité de la ventilation mécanique</i> » a été précisée : une parenthèse précisant « <i>de la station vers le tunnel</i> » a été ajoutée.
		14	Suite aux réunions de restitution organisées en août 2015, la phrase « <i>Les risques sanitaires sont par ailleurs vraisemblablement plus élevés pour les travailleurs en charge de la maintenance des infrastructures, compte tenu de l'intensité et de la diversité de leurs expositions possibles</i> » a été précisée en ajoutant « <i>et sans préjuger de l'efficacité des plans de prévention des risques mis en œuvre sous la responsabilité des exploitants</i> ».

Pollution de l'air des enceintes ferroviaires souterraines et risques sanitaires chez les travailleurs

Saisine n°2011-SA-0265 « Enceintes ferroviaires souterraines »

RAPPORT d'expertise collective

mars 2015

**Comité d'experts spécialisé
« Evaluation des risques liés aux milieux aériens »**

**Groupe de travail
« Pollution chimique de l'air des enceintes de transports ferroviaires souterrains et
risques sanitaires associés chez les travailleurs »**

**Révisé
en août 2015***

*Annule et remplace la version de mars 2015. Voir Annexe 13.

Mots clés

Enceinte ferroviaire souterraine, Métropolitain, Métro, Transport urbain, Pollution atmosphérique, Qualité air, Evaluation risque, Risque sanitaire, Exposition professionnelle

Subway, Underground, Air pollution, Air quality, Risk assessment, occupational exposure

Présentation des intervenants

PRÉAMBULE : Les experts externes, membres de comités d'experts spécialisés, de groupes de travail ou désignés rapporteurs sont tous nommés à titre personnel, *intuitu personae*, et ne représentent pas leur organisme d'appartenance.

GROUPE DE TRAVAIL

Présidente

Mme Armelle BAEZA-SQUIBAN – Professeur des universités (Université Paris Diderot) – Spécialités : toxicologie, particules de l'air ambiant.

Membres

Mme Bénédicte CLIN-GODARD – Maître de conférences-Praticien hospitalier - Chef de service (CHRU de Caen Service de Santé au travail et Pathologie professionnelle) – Spécialités : médecine du travail (cancer broncho-pulmonaire, amiante), surveillance médicale.

M. Christophe DEBERT – Ingénieur responsable du laboratoire de métrologie (Airparif) – Spécialités : métrologie, surveillance de la qualité de l'air, pollution atmosphérique.

M. Guillaume GARÇON – Professeur des Universités (Université Lille2) – Spécialités : toxicologie, particules de l'air ambiant.

M. Mathieu GORIAUX – Ingénieur de recherche (Institut français des sciences et technologies des transports) – Spécialités : métrologie particulaire, hydrocarbures aromatiques polycycliques.

M. Eddy LANGLOIS – Ingénieur responsable d'étude et responsable du laboratoire de Chimie Analytique Organique (Institut national de recherche et de sécurité pour la prévention des accidents du travail et des maladies professionnelles) – Spécialités : métrologie, composés organiques volatils, évaluation des expositions professionnelles.

Mme Nicole LE MOUAL – Ingénieur de recherche, épidémiologiste (Inserm CESP/U1018) – Spécialités : épidémiologie respiratoire en milieu professionnel, biostatistiques.

M. Yves NOACK – Chercheur, minéralogie et géochimie des pollutions atmosphériques particulières (Centre national de la recherche scientifique) – Spécialités : métrologie, surveillance de la qualité de l'air, métaux lourds.

Mme Isabelle THAON – Ingénieur de recherche, épidémiologiste (CHU de Nancy - Université de Lorraine) – Spécialités : médecine du travail, épidémiologie respiratoire en milieu professionnel (BPCO, asthme).

M. Guénaél THIAULT – Ingénieur en chimie de la pollution atmosphérique et physique de l'environnement (Laboratoire Central de la Préfecture de Police) – Spécialités : métrologie, pollution atmosphérique.

EXPERTS RAPPORTEURS

Experts rapporteurs spécifiques nommés en appui aux travaux d'évaluation des risques sanitaires

Mme Nathalie BONVALLOT – Enseignant chercheur (Ecole des hautes études en santé publique) – Spécialités : toxicologie, évaluation des risques sanitaires.

M. Jean-Ulrich MULLOT – Pharmacien (Service de Santé des Armées) – Spécialités : chimie analytique, évaluation des risques sanitaires environnementaux et professionnels.

COMITÉ D'EXPERTS SPÉCIALISÉ

Les travaux qui font l'objet du présent rapport ont été présentés, discutés et adoptés par le CES suivant aux séances indiquées:

- **CES « Evaluation des risques liés aux milieux aériens »** – 13 décembre 2012, 23 mars 2013, 7 novembre 2013, 12 décembre 2013, 23 janvier 2014, 4 avril 2014, 15 mai 2014, 20 juin 2014, 11 décembre 2014, 9 janvier 2015, 3 février 2015, 19 mars 2015

Président

M. Christophe PARIS – Professeur des universités, praticien hospitalier (Université de Lorraine EA7298 INGRES, – Centre hospitalier universitaire de Nancy). Spécialités : épidémiologie des risques professionnels, pathologies professionnelles.

Vice-présidente

Mme Séverine KIRCHNER – Directrice adjointe de la Direction santé confort (Centre scientifique et technique du bâtiment), coordinatrice de l'Observatoire de la qualité de l'air intérieur – Spécialités : chimie et pollution de l'atmosphère, air intérieur, expologie.

Membres

M. Gille AYMOZ – Chef de service qualité de l'air (Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie) – Spécialités : physico-chimie de l'atmosphère, rejets atmosphériques.

Mme Armelle BAEZA – Professeur des universités (Université Paris Diderot) – Spécialité : toxicologie.

M. Claude BEAUBESTRE – Chef de département (Laboratoire d'hygiène de la ville de Paris) – Spécialités : pollution de l'air intérieur, microbiologie.

M. Olivier BLANCHARD – Enseignant chercheur (Ecole des hautes études en santé publique) – Spécialités : évaluation des risques sanitaires, pollution atmosphérique, qualité de l'air intérieur.

Mme Nathalie BONVALLOT – Enseignant chercheur (Ecole des hautes études en santé publique) – Spécialités : toxicologie, évaluation des risques sanitaires.

M. Patrick BROCHARD – Professeur des universités, praticien hospitalier (Université Bordeaux II – Centre hospitalier universitaire de Bordeaux) – Spécialités : médecine du travail, évaluation des risques sanitaires, agents polluants.

M. Denis CHARPIN – Professeur des universités, praticien hospitalier (Aix Marseille Université) – Spécialités : médecine, agents polluants et allergènes, épidémiologie des risques liés à l'environnement.

M. Jean-Dominique DEWITTE - Professeur des universités, praticien hospitalier (Université de Brest) – Spécialités : Santé travail, pneumologie.

Mme Emilie FREALLE – Praticien hospitalier (Centre hospitalier régional universitaire de Lille) – Spécialités : Ecologie microbienne de l'air, microbiologie analytique, évaluation et prévention du risque microbiologique, surveillance de l'environnement intérieur.

M. Philippe GLORENNEC – Enseignant chercheur (Ecole des hautes études en santé publique – Institut de recherche sur la santé, l'environnement et le travail, UMR Inserm 1085) – Spécialités : expologie, évaluation des risques sanitaires.

Mme Muriel ISMERT – Responsable unité impact sanitaire et exposition (Institut national de l'environnement industriel et des risques) – Spécialités : écotoxicologie, évaluation des risques sanitaires, qualité de l'air intérieur. Cet expert a démissionné du CES le 26 novembre 2014.

M. Eddy LANGLOIS – Ingénieur, responsable de laboratoire (Institut national de recherche et de sécurité) – Spécialités : métrologie des polluants, air des lieux de travail (santé travail), surveillance et méthodes d'analyse.

Mme Danièle LUCE – Directrice de recherche (Institut national de la santé et de la recherche médicale) – Spécialités : Epidémiologie, santé travail.

Mme Christelle MONTEIL – Enseignant-chercheur (Université de Rouen) – Spécialités : toxicologie.

Mme Anne OPPLIGER – Chef de projets (Institut universitaire romand de santé au travail) – Spécialités : Santé travail, bioaérosols.

M. Loïc PAILLAT – Ingénieur, responsable technique (Laboratoire central de la préfecture de police) – Spécialités : métrologie des polluants, air intérieur, air ambiant et air des lieux de travail.

Mme Mathilde PASCAL – Chargée de projets (Institut de veille sanitaire) – Spécialités : épidémiologie, santé environnement, air et climat.

M. Emmanuel RIVIERE – Directeur adjoint (Association pour la surveillance et l'étude de la pollution atmosphérique en Alsace) – Spécialités : Méthode d'analyse et de surveillance, modélisation des émissions, évaluation de l'exposition.

Mme Sandrine ROUSSEL – Ingénieur hospitalier (Centre hospitalier régional universitaire de Besançon) – Spécialités : microbiologie, pathologies respiratoires et allergiques, microorganisme de l'environnement.

M. Rémy SLAMA – Directeur de recherche (Institut national de la santé et de la recherche médicale) – Spécialités : épidémiologie environnementale, reproduction et fertilité, santé des enfants, milieux aériens et environnement, perturbateurs endocriniens.

PARTICIPATION ANSES

Coordination et contribution scientifique

M. Matteo REDAELLI – Chef de projets scientifiques

Contribution scientifique

Mme Amandine PAILLAT – Chef de projets scientifiques

Secrétariat administratif

Mme Sophia SADDOKI

AUDITION DE PERSONNALITÉS EXTÉRIEURES

Société nationale des chemins de fer français (SNCF)

M. BALACEY (Agence d'Essai Ferroviaire)

Mme BONVALOT (Département prévention et santé au travail)

M. CHAPOTOT (SNCF Proximités)

Mme CREMEZI-CHARLET (Direction du développement durable)

Mme CRETE (DRH et prévention et santé)

Mme FORQUIN (Centre d'Ingénierie du Matériel)

Mme HOLBROOK (Chef du département prévention et santé-travail)

Mme HUPIN (Agence d'Essai Ferroviaire)

M. MANET (branches voyageur, gare & connexion, proximité)

M. PAYEN (Gares & Connexions)

Mme PRINCE (médecin à la cellule de toxicologie, services médicaux)

M. RADENNE (infrastructures, maintenance et travaux, entretien voie, caténaire)

Régie Autonome des Transports Parisiens (RATP)

M. AROULS (ex-SUD RATP, Solidaires, CHSCT MTS, conducteur de métro)
M. CAMPAGNA (épidémiologiste)
M. CLAUSEN (responsable de l'entité prévention et sécurité)
Mme DEBATISSE (médecin du travail)
M. ESLAN (CFDT RATP, ex-CHSCT ligne 14, agent de station service commercial)
M. FAYOLLE (SUD RATP, CHSCT SEM/CML, agent de station service commercial)
M. FERRY (CHSCT SEM/CML)
Mme JOUANNIQUE (médecin du travail, médecin coordonnateur)
M. LAPERGUE (CGT métro RER, ex-CHSCT MRF, ouvrier qualifié mécanicien d'entretien - maintenance)
M. LEPETIT (SUD RATP, Union Solidaire Transport, ex-CHSCT MTS)
Mme MAZOUÉ (responsable de l'entité environnement)
M. MOLLE (chargé d'étude)
M. MORVAN (GISO-CGT, CHSCT GDI)
M. NOËL (responsable technique matériel roulant ferroviaire)
M. SECHER (CFDT RATP, conducteur RER et ex métro)

Institut de veille sanitaire (InVS) – Département santé-travail

M. MARCHAND (épidémiologiste, responsable de l'unité populations et travail)
M. MOISAN (épidémiologiste)

Institut national de recherche et de sécurité pour la prévention des accidents du travail et des maladies professionnelles (INRS)

M. WILD (statisticien épidémiologiste)

Ancien groupe de travail du Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France (CSHPF) sur la qualité de l'air dans les enceintes ferroviaires souterraines d'Ile-de-France (fin des travaux du CSHPF en 2007)

Mme MOMAS (Présidente du groupe de travail)

CONTRIBUTIONS EXTÉRIEURES AUX COLLECTIFS

→ *Mise à disposition de données relatives au réseau ferroviaire souterrain, aux effectifs de travailleurs, aux activités professionnelles et aux études existantes :*

Régie Autonome des Transports Parisiens (RATP)
Réseau Astuce de la communauté urbaine de Rouen (CREA)
Réseau STAR de transport public de Rennes Métropole (Keolis Rennes)
Régie des Transports de Marseille (RTM)
Réseau des Transports en Commun Lyonnais (TCL)
Réseau des transports en commun de l'agglomération toulousaine (Tisséo)
Société nationale des chemins de fer français (SNCF)
Transpole Lille métropole

→ *Présentation de la synthèse de l'Observatoire Régional de Santé Ile-de-France sur « Pollution de l'air dans les enceintes souterraines de transport ferroviaire et santé » (ORS IdF, juin 2012) :*

Mme GRANGE
Mme HOST

SOMMAIRE

Présentation des intervenants.....	3
Expertise collective : synthèse de l'argumentaire et conclusions.....	11
Sigles et abréviations	25
Liste des tableaux	27
Liste des figures	30
1 Contexte, objet et modalités de traitement de la saisine.....	33
1.1 Contexte.....	33
1.2 Objet de la saisine.....	34
1.3 Modalités de traitement : moyens mis en œuvre (Anses, CES, GT, rapporteurs et organisation.....	35
1.4 Prévention des risques de conflits d'intérêts	35
2 État des connaissances sur la pollution particulaire et chimique de l'air des enceintes ferroviaires souterraines	36
2.1 Introduction	36
2.2 Rappel sur les réglementations, valeurs limites et valeurs guides en vigueur	37
2.2.1 Valeurs environnementales	37
2.2.2 Valeurs limites d'exposition professionnelle	38
2.3 Echantillonnage et prélèvement des particules en suspension	39
2.3.1 Particules et fractions particulaires	39
2.3.2 Méthodes de mesure de la pollution particulaire dans l'environnement.....	42
2.3.3 Métrologie de référence en santé au travail	48
2.4 Revue de la littérature.....	49
2.4.1 Caractéristiques des enceintes ferroviaires souterraines investiguées.....	49
2.4.2 Mesures des particules en suspension dans l'air d'EFS	52
2.4.3 Mesures d'autres polluants dans l'air	75
2.4.4 Sources des polluants.....	86
2.4.5 Paramètres d'influence sur les niveaux de concentrations en particules dans les EFS	88
2.4.6 Mesures techniques mises en œuvre pour limiter le niveau de particules.....	91
2.4.7 Comparaison de différents moyens de transport.....	93
2.5 Données françaises	100
2.5.1 Description des EFS françaises.....	100
2.5.2 Mesures des particules dans l'air	102
2.5.3 Mesures d'autres polluants dans l'air	148
2.5.4 Identification des sources de pollution.....	154
2.5.5 Mesures techniques mises en œuvre pour limiter le niveau de particules.....	154
2.5.6 Comparaison des différents moyens de transport.....	160
2.5.7 Eléments de comparaison des concentrations en PM des EFS françaises avec les concentrations en PM de l'air ambiant et de l'air intérieur.	164

2.5.8	Eléments de comparaison de la composition des PM des EFS françaises avec la composition des PM de l'air ambiant	166
3	État des connaissances sur l'exposition des travailleurs à la pollution de l'air des enceintes ferroviaires souterraines	168
3.1	Introduction	168
3.2	Revue de la littérature internationale.....	169
3.3	Données françaises	171
3.3.1	Description de la population de travailleurs et typologie des activités	172
3.3.2	Mesures d'expositions individuelles issues de l'étude RATP en 2005	174
3.3.3	Résultats de mesures extraits de COLCHIC et Scola	180
3.3.4	Résultats d'une étude d'ergotoxicologie	181
4	Etat des connaissances sur la toxicité des particules de l'air des enceintes ferroviaires souterraines	183
4.1	Introduction	183
4.2	Revue de la littérature	183
4.2.1	Potentiel et stress oxydants <i>in vitro</i>	183
4.2.2	Réponse inflammatoire <i>in vitro</i>	186
4.2.3	Génotoxicité <i>in vitro</i>	188
4.2.4	Réponse inflammatoire, clairance et histologie pulmonaires <i>in vivo</i>	189
4.3	Données françaises	190
4.4	Conclusion.....	192
5	Etat des connaissances sur les effets sanitaires associés à la pollution de l'air des enceintes ferroviaires souterraines chez les travailleurs.....	196
5.1	Introduction	196
5.2	Revue de la littérature	196
5.2.1	Etudes chez des travailleurs dans les enceintes ferroviaires souterraines	196
5.2.2	Etudes chez des usagers des enceintes ferroviaires souterraines	201
5.3	Données françaises	205
5.3.1	Etudes chez des travailleurs dans les enceintes ferroviaires souterraines	205
5.3.2	Etudes chez des usagers des enceintes ferroviaires souterraines	210
5.4	Conclusion.....	210
6	Etat des connaissances sur le métabolisme, la toxicité et la pathogénicité du fer	219
6.1	Métabolisme	219
6.2	Stress oxydant	222
6.3	Pathogénicité.....	226
7	Effets sanitaires documentés pour d'autres types de particules	230
7.1	Particules riches en métaux incluant le fer	230
7.1.1	Fumées de soudage	230

7.1.2	Particules de friction ou d'arrachement d'acier.....	234
7.1.3	Cendres volantes et résiduelles de la combustion de pétrole (ROFA).....	236
7.2	Particules de l'air ambiant extérieur	236
8	Résumé des connaissances sur la pollution de l'air des enceintes ferroviaires souterraines, l'exposition professionnelle, la toxicité et les effets sanitaires associés	241
8.1	Pollution de l'air des enceintes ferroviaires souterraines.....	241
8.1.1	Concentration des particules en suspension	241
8.1.2	Caractéristiques physico-chimiques de la pollution de l'air	242
8.1.3	Sources de la pollution de l'air.....	242
8.1.4	Mesures de réduction de la pollution de l'air et efficacité	242
8.2	Exposition professionnelle à la pollution de l'air des enceintes ferroviaires souterraines.....	243
8.3	Toxicité des particules de l'air des enceintes ferroviaires souterraines et effets sanitaires associés à l'exposition des travailleurs à la pollution de l'air des enceintes ferroviaires souterraines	245
9	Caractérisation des risques sanitaires des conducteurs, agents de manœuvre, agents de recette, agents de contrôle et autres travailleurs assimilés	247
9.1	Objectif et méthode.....	247
9.1.1	Objectif initial.....	247
9.1.2	Démarche générale de l'Evaluation des Risques Sanitaires (ERS).....	247
9.1.3	Pertinence et faisabilité d'une ERS	247
9.1.4	Objectif final et méthode	248
9.2	Quelles sont les catégories de travailleurs à considérer dans l'ERS ?.....	250
9.2.1	Identification et caractérisation des catégories de travailleurs incluses	250
9.2.2	Identification et caractérisation des catégories de travailleurs exclues	251
9.3	Quels sont les polluants pertinents à considérer dans l'ERS ?	251
9.3.1	Quantification de l'exposition	251
9.3.2	Calcul du différentiel d'exposition des travailleurs des EFS aux substances par rapport à l'exposition de fond urbain	258
9.3.3	Sélection des polluants avec un différentiel positif d'exposition par rapport à l'exposition de fond urbain	260
9.4	Quels sont les risques associés à l'exposition chronique des travailleurs en EFS pour les polluants auxquels ils sont surexposés ?	261
9.4.1	Substances sélectionnées (hors PM10 et PM2,5).....	261
9.4.2	Particules en suspension (PM10, PM2,5).....	266
9.5	Discussion-Incertitudes.....	286
9.5.1	Identification et caractérisation des catégories de population	286
9.5.2	Quantification de l'exposition des travailleurs des EFS aux substances.....	286
9.5.3	Calcul du différentiel d'exposition des travailleurs des EFS aux substances par rapport à l'exposition de fond urbain	288
9.5.4	Sélection des VTR et des VLEP	289
9.5.5	Calculs d'un quotient de danger (QD), d'un excès de risque individuel (ERI) et du ratio exposition / VLEP (R_{VLEP}).....	289

9.5.6	Caractérisation des risques liés aux particules des EFS par analogie avec les particules de l'air ambiant extérieur	289
9.5.7	Caractérisation par calcul d'une marge entre l'exposition et un indicateur de toxicité des particules de l'air des EFS	291
9.6	Conclusion.....	297
10	Conclusions et recommandations du groupe de travail.....	298
10.1	Conclusions.....	298
10.2	Recommandations	302
11	Bibliographie.....	304
	Annexe 1 : Lettre de saisine	330
	Annexe 2 : Présentation des positions divergentes	333
	Annexe 3 : Valeurs de qualité de l'air environnementales	334
	Annexe 4 : Valeurs limites d'exposition professionnelle	338
	Annexe 5 : Composition élémentaire des particules d'EFS.....	342
	Annexe 6 : Données sur les HAP dans les EFS	346
	Annexe 7 : Données sur les COV dans les EFS.....	348
	Annexe 8 : Données sur les composés carbonylés dans les EFS.....	350
	Annexe 9 : Données sur le carbone particulaire, les NO_x, le SO₂, le CO et le CO₂ dans les EFS	352
	Annexe 10 : Concentrations d'exposition à l'air urbain mesurées dans les études Génotox'ER (Nerrière <i>et al</i>, 2004) et Inéris (2001).....	354
	Annexe 11 : VTR et VLEP sélectionnées	355
	Annexe 12 : Différentiel d'exposition annuelle des travailleurs des EFS (ligne RER A) par rapport à l'exposition de fond urbain	359
	Annexe 13 : Suivi des actualisations du rapport	360

Expertise collective : synthèse de l'argumentaire et conclusions**EXPERTISE COLLECTIVE :
SYNTHÈSE ET CONCLUSIONS**

Relatives à la saisine « Pollution chimique de l'air des enceintes de transports ferroviaires souterrains et risques sanitaires associés chez les travailleurs »

Ce document synthétise les travaux du comité d'experts spécialisé et du groupe de travail.

Présentation de la question posée

L'Anses a été saisie le 11 octobre 2011 par la Direction générale du travail, la Direction générale de la santé et la Direction générale de la prévention des risques afin de leur fournir au travers de son expertise :

1. Un état des connaissances sur :

- a. **La pollution chimique de l'air dans les enceintes ferroviaires souterraines**, à partir d'une analyse des données françaises issues des campagnes de mesures ponctuelles et des données de surveillance de la qualité de l'air, ainsi que d'une synthèse bibliographique de la littérature scientifique internationale ;
- b. **La toxicité par inhalation associée aux polluants majeurs en présence, en particulier les particules en suspension dans ce type d'enceinte**, à partir d'une synthèse bibliographique et analyse critique de la littérature scientifique internationale (études chez l'animal, *in vitro*, *ex vivo*, d'exposition humaine contrôlée) ;
- c. **L'exposition individuelle des travailleurs à la pollution chimique de l'air dans ce type d'enceinte**, à partir des études françaises, ainsi que d'une synthèse bibliographique de la littérature scientifique internationale ;
- d. **Les effets associés à l'exposition des travailleurs à la pollution chimique de l'air dans ce type d'enceinte**, à partir d'une synthèse bibliographique et analyse critique de la littérature scientifique internationale (études épidémiologiques), ainsi que des éventuelles études françaises existantes ;
- e. **Les politiques de gestion existantes voire les réglementations** visant à limiter la pollution atmosphérique dans ces enceintes et les risques associés pour les travailleurs, **ainsi que sur leur efficacité.**

2. Un jugement d'experts, au regard de l'état des connaissances, sur :

- a. **Une première qualification des risques sanitaires** potentiellement encourus par les travailleurs vis à vis de la pollution chimique de l'air des enceintes de transports ferroviaires souterrains ;
- b. **La pertinence et la faisabilité d'engager une évaluation quantitative des risques sanitaires.**

3. Le cas échéant, une évaluation quantitative des risques sanitaires liés à la pollution chimique de l'air des enceintes de transports ferroviaires souterrains, chez les travailleurs

- a. Si une relation « exposition-risque » (ou « dose-réponse ») pour les particules en suspension dans ces enceintes est retrouvée ou peut être élaborée à partir des données disponibles dans la littérature scientifique ;
- b. Et à partir de scénarios d'exposition élaborés pour différents types d'activités professionnelles (par exemples conducteurs de rame, personnel de maintenance, ...) ; les données d'exposition pourraient être recueillies par la réalisation d'enquêtes visant les activités professionnelles exercées et la réalisation de mesures in situ.

4. Des propositions d'axes de recherches et de pistes de gestion pour réduire la pollution chimique de l'air dans ces enceintes et les risques associés chez les travailleurs, en intégrant une réflexion sur les modalités d'articulation entre la gestion des risques pour les usagers des transports et la gestion des risques pour les travailleurs.

Contexte scientifique

Dans le cadre de cette expertise, les « *enceintes ferroviaires souterraines* » (EFS) sont définies comme « *l'ensemble des espaces couverts situés en dessous du niveau du sol, connectés à une voie de transport ferroviaire souterraine, où exercent des travailleurs* ». Cette définition concerne tous les espaces où les travailleurs ont une activité régulière incluant les stations, les gares, les couloirs, les rames, les tunnels, les locaux commerciaux, les locaux techniques et les centres de dépannage des trains. En France, sept agglomérations disposent de réseaux d'EFS, autrement dit de « métros » : Lille, Lyon, Marseille, Paris, Rennes, Rouen et Toulouse.

La qualité de l'air intérieur des EFS n'est pas réglementée. Depuis 2000, plusieurs avis visant à améliorer la qualité de l'air pour les usagers des transports dans les EFS ont été rendus par le Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France (CSHPF).

Sur cette période, des mesures de la qualité de l'air ont été réalisées dans des EFS (ex : stations RER et métropolitaines à Paris, Lille, Lyon, Rennes, Toulouse). Celles-ci ont notamment mis en évidence des concentrations en PM10 très supérieures à celles mesurées dans l'air extérieur. La composition de ces particules en suspension diffère cependant des particules de l'air urbain extérieur, avec comme constituants majeurs identifiés : différents métaux dont le fer, du carbone élémentaire et du carbone organique. D'autres polluants chimiques, présents à des concentrations parfois supérieures à celles mesurées à l'extérieur, ont été identifiés tels que des hydrocarbures aromatiques (toluène, phénanthrène, fluoranthène, anthracène et pyrène), et plus rarement le benzène, le dioxyde d'azote et le benzo(a)pyrène.

La connaissance de la toxicité des particules en suspension dans les EFS apparaît bien plus limitée que pour les particules de la pollution atmosphérique urbaine. Les effets potentiels des particules en suspension dans les EFS ont été récemment investigués dans quelques études épidémiologiques et expérimentales.

Compte tenu de la pollution mise en évidence dans les EFS et des durées de fréquentation des travailleurs y exerçant leur activité professionnelle, des interrogations se posent sur les risques sanitaires liés aux polluants de l'air présents dans ces enceintes et encourus par ces professionnels.

Organisation de l'expertise

L'Anses a confié au Comité d'experts spécialisé (CES) « Evaluation des risques liés aux milieux aériens » le suivi d'instruction de cette saisine. Un groupe de travail (GT) a été créé pour mener les travaux d'expertise. Le GT s'est réuni vingt fois d'octobre 2012 à février 2015. Deux experts rapporteurs externes au GT ont également été mandatés par l'agence pour appuyer le GT sur l'exercice d'évaluation des risques sanitaires conduit. La réalisation des travaux s'est également appuyée sur les compétences de l'unité en charge de l'évaluation des risques liés à l'air au sein de la Direction de l'évaluation des risques.

Les travaux d'expertise du groupe de travail ont été soumis régulièrement au CES, tant sur les aspects méthodologiques que scientifiques : 12 présentations suivies de débats se sont tenus de décembre 2012 à mars 2015. Le rapport produit par le groupe de travail tient compte des orientations, observations et éléments complémentaires transmis par les membres du CES.

Ces travaux d'expertise sont ainsi issus d'un collectif d'experts aux compétences complémentaires. Ils ont été réalisés dans le respect de la norme NF X 50-110 « qualité en expertise ».

Description de la méthode

L'état des connaissances demandé sur les données de contamination, d'exposition professionnelle, de toxicité et de politiques de gestion existantes relatives à la pollution de l'air des EFS est basé sur l'analyse des données disponibles dans la littérature scientifique et des données communiquées au groupe de travail.

Les études publiées jusqu'en décembre 2014 dans des revues scientifiques à comité de lecture ont été identifiées *via* une recherche systématique des termes suivants dans l'intitulé, le résumé ou les mots-clés avec le moteur de recherche Scopus®, selon l'équation : « subway » OU « underground railway » OU « underground train » ET « exposure » OU « air pollution » OU « concentration » OU « toxicity » OU « risk assessment » OU « health » OU « health effect » OU « epidemiology », ainsi que *via* la bibliographie des revues et synthèses de la littérature portant sur le sujet.

Au total, plus de 150 études ont été identifiées concernant principalement les données de contamination de l'air des EFS (plus de 120 études), les données de toxicité expérimentale (*in vitro* et *in vivo* chez des rongeurs, 13 études), les données épidémiologiques (10 études) et les données d'exposition professionnelle (8 études). En complément, des données de la littérature relatives aux particules de l'air ambiant, aux particules riches en métaux incluant le fer (fumées de soudage, particules d'acier, ROFA¹) et à l'élément fer ont également été collectées.

Les rapports d'études disponibles sur Internet ont également été recherchés à partir du moteur de recherche Google©. Des données de la Régie autonome des transports parisiens (RATP) issues du réseau permanent SQUALES de surveillance de la qualité de l'air dans les enceintes ferroviaires souterraines et d'autres données publiques (OpenData de la RATP) ont été exploitées, ainsi que des études issues des archives du Conseil supérieur d'hygiène publique de France (CSHPF). Des données d'exposition professionnelle ont été extraites des bases de données de l'Institut national de recherche et de sécurité pour la prévention des accidents du travail et des maladies professionnelles (INRS) : COLCHIC (COLlecte des données CHImiques des Caisses d'assurances retraite et de la santé au travail) et SCOLA (Système de COLlecte des informations des Laboratoires Accrédités).

¹ ROFA : cendres volantes et résiduelles de la combustion de pétrole.

Par ailleurs, des données, non publiques pour certaines, ont été communiquées au GT par les exploitants de transport.

Trois réunions d'audition de représentants de la RATP, et deux réunions d'audition de représentants de la Société nationale des chemins de fer français (SNCF) ont été organisées.

Une consultation par un questionnaire en ligne des autres exploitants de transport ferroviaire souterrain présents sur le territoire national a été réalisée.

Des témoignages de représentants syndicaux et de représentants du personnel aux Comités d'hygiène et de sécurité des conditions de travail (CHSCT) de la RATP ont été recueillis lors d'une réunion d'audition.

L'ensemble de ces données a été analysé puis synthétisé par le GT dans le rapport d'expertise en suivant les étapes suivantes :

- création d'une base commune d'accès aux études, répartition des études à analyser aux membres du GT puis élaboration d'une fiche par étude à partir d'une grille de lecture,
- création d'un cadre (table des matières) et répartition des parties à rédiger aux membres du GT,
- discussion des contributions et adoption des conclusions.

Enfin, le GT s'est également enquis du retour d'expérience et de l'expertise sur le sujet du Département Santé-Travail de l'Institut national de Veille Sanitaire (InVS), de l'Observatoire régional de santé Ile-de-France (ORS IdF) et de la présidente du groupe de travail du CSHPF qui avait émis des recommandations sur la qualité de l'air dans les enceintes ferroviaires souterraines d'Ile-de-France (fin des travaux du CSHPF en 2007).

La démarche d'évaluation des risques sanitaires (ERS), décrite pour la première fois en 1983 par l'Académie des sciences américaines (NRC, 1983) et développée en 2008 (NRC, 2008), constitue un outil d'aide à la décision consistant à utiliser des faits scientifiques pour évaluer les risques sur la santé d'une exposition à des agents dangereux en situation d'incertitude.

Considérant :

- le contexte d'incertitudes sur les risques sanitaires liés à la pollution de l'air des EFS, avec des concentrations de particules élevées en masse et dont la composition spécifique pose question,
- et les connaissances disponibles, notamment les données d'exposition professionnelle des conducteurs de rames, des agents de recette, des agents de contrôle et des agents de manœuvre documentées par une campagne de mesures entre 2003 et 2005 (RATP, 2010),

il est jugé pertinent et faisable de s'appuyer sur la démarche d'ERS pour évaluer les risques sanitaires, à l'échelle nationale, de l'exposition chronique des travailleurs par inhalation à la pollution de l'air des EFS. Ceci vise en effet à guider la décision en identifiant les populations exposées, les types d'effet attendus, leur probabilité ou leur possibilité d'occurrence et les situations conduisant aux risques les plus élevés.

Les questionnements posés qui fondent le déroulement de l'ERS conduite sont représentés ci-après. Les incertitudes associées à chacune des étapes ont été identifiées et discutées.

Quelles sont les catégories de travailleurs à considérer ?	<p>→ Identification et caractérisation des catégories de travailleurs des EFS étudiées :</p> <ul style="list-style-type: none"> ➢ selon leur activité professionnelle et leur effectif de population, ➢ et correspondant aux travailleurs dont la fréquentation des microenvironnements (gare/station, rame, tunnel, etc.) est similaire à celle des conducteurs, agents de contrôle, agents de recette ou agents de manœuvre, dont l'exposition à la pollution de l'air des EFS a été mesurée (RATP, 2010).
---	--



Quels sont les polluants pertinents à considérer ?	<p>→ Quantification de l'exposition de certaines catégories de travailleurs des EFS aux substances mesurées en 2005 lors de la campagne de métrologie individuelle (RATP, 2010)</p> <p>→ Calcul du différentiel d'exposition des travailleurs des EFS aux substances par rapport à l'exposition extérieure urbaine, à partir de l'étape précédente et des concentrations mesurées en 2002 lors d'une campagne de métrologie individuelle d'exposition à la pollution de l'air urbain francilien (étude Génotox'ER*)</p> <p>→ Sélection des polluants avec un différentiel positif d'exposition par rapport à l'exposition extérieure urbaine</p>
---	--

* A l'exception des concentrations de carbone élémentaire et de carbone organique, non mesurées dans Génotox'ER, et issues de l'étude de métrologie individuelle « Evaluation de l'exposition des citoyens aux particules diesel » (Inéris, 2001).



Quels sont les risques associés à l'exposition des travailleurs en EFS pour les polluants retenus à l'étape précédente ?	<p>→ Pour les substances chimiques sélectionnées à l'étape précédente (hors PM10 et PM2,5) :</p> <ul style="list-style-type: none"> ➢ sélection de VTR puis ajustement à la population professionnelle, et sélection de VLEP* recommandées depuis 2000 par l'Anses, l'ACGIH, la MAK, le DECOS ou le SCOEL², ➢ calcul d'un quotient de danger (QD) pour les substances avec des effets à seuil de dose, d'un excès de risque individuel (ERI) pour les substances avec des effets sans seuil de dose, et d'un ratio exposition/VLEP, ➢ interprétation des résultats. <p>→ Pour les PM10 et PM2,5, conduite en parallèle :</p> <ul style="list-style-type: none"> ➢ d'une caractérisation qualitative du risque par analogie avec les particules de l'air ambiant extérieur, ➢ et d'une caractérisation quantitative du risque par calcul d'une marge entre l'exposition et un indicateur de toxicité propre aux particules de l'air des EFS.
---	---

* Le recours à des VLEP est effectué en l'absence de VTR. Seules des VLEP recommandées postérieurement à 2000 sont retenues dans ce cas. Bien que les VLEP soient des valeurs de gestion pour la surveillance des expositions professionnelles, cette « année seuil » est considérée raisonnable pour favoriser les VLEP établies sur des critères d'ordre préférentiellement sanitaire.

² ACGIH : American Conference of Industrial Hygienists ; MAK : Maximale Arbeitsplatz-Konzentration ; DECOS : Dutch Expert Committee on Occupational Standards ; SCOEL : The Scientific Committee on Occupational Exposure Limits

Résultat de l'expertise collective

Le Comité d'experts spécialisé « Evaluation des risques liés aux milieux aériens » a adopté les travaux d'expertise collective ainsi que ses conclusions et recommandations, objets du présent rapport lors de sa séance du 19 mars 2015 et a fait part de cette adoption à la direction générale de l'Anses.

Note : Les résultats présentés ci-dessous sont organisés sous la forme de réponses, point par point, aux demandes formulées dans la saisine. Ils représentent au-delà le résultat des différentes étapes qui constituent la démarche d'évaluation de risque (caractérisation des expositions, identification des dangers, etc.).

Pollution chimique de l'air des enceintes ferroviaires souterraines

La qualité de l'air intérieur des EFS n'est pas réglementée en France à l'instar d'autres établissements recevant du public (ERP). Depuis 2000, plusieurs avis visant à améliorer la qualité de l'air dans les EFS ont été rendus par le CSHPF. Dans son avis du 3 mai 2001 (CSHPF, 2001), le CSHPF recommandait, entre autres, des valeurs guides de qualité de l'air dans les EFS concernant les PM10 destinées aux usagers des transports, et non aux travailleurs qui sont exposés sur des durées plus longues.

Les ERP, définis à l'article R123-2 du Code de la construction et de l'habitation, désignent les lieux publics ou privés accueillant des clients ou des utilisateurs autres que les employés, salariés ou fonctionnaires. Du fait de la présence de polluants particulaires ou gazeux dans les EFS, la réglementation relative au contrôle du risque chimique sur les lieux de travail s'applique conformément aux articles R. 4412-27, R. 4412-51, R. 4412-76 et R. 4722-13 du Code du travail.

Concentration en particules en suspension

Les concentrations massiques de PM10 et PM2,5 mesurées dans les EFS en France et à l'étranger sont nettement supérieures à celles mesurées dans l'air extérieur, même à proximité du trafic routier, et à celles mesurées dans l'air intérieur des logements. Les concentrations de PM10 et PM2,5 sur le quai sont corrélées au trafic des rames de voyageurs.

La concentration en PM10 mesurée sur le quai dans les EFS en France se situe entre environ 70 et 120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne sur 24 heures, et atteint plus de 1000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en valeurs maximales sur une heure selon le réseau ferroviaire et la station. Ces valeurs maximales sur une heure sont observées le plus souvent dans les plages horaires 2h00-5h00 correspondant aux horaires des travaux de maintenance de la station. La pollution de l'air mesurée durant la période de trafic des rames de voyageurs est très différente de la période nocturne sans trafic de rames. En effet durant cette période, des motrices diesel peuvent circuler et il peut y avoir des travaux de maintenance des infrastructures.

En ce qui concerne les concentrations en nombre de particules (PNC) dans les EFS, quelques études montrent qu'en dehors de périodes de travaux de maintenance, elles sont du même ordre de grandeur en moyenne que celles des expositions de fond urbain et moins variables. Ces concentrations sont inférieures d'un facteur 1,5 à 4 aux concentrations relevées en proximité du trafic routier et tendent à augmenter avec la profondeur de la station.

Caractérisation physico-chimique de la pollution de l'air

Les particules en suspension dans l'air des EFS sont principalement submicroniques, les particules d'environ 30-40 nm de diamètre étant les plus nombreuses d'après quelques études. Les particules des EFS sont de formes variables. Leur fraction hydrosoluble est très inférieure à celle des particules de l'air extérieur.

La masse des particules (PM10) est composée de fer, de carbone organique et de carbone élémentaire principalement, ainsi que de cuivre, de baryum et d'autres éléments métalliques (Cr, Ni, Mn, etc.) et minéraux (Si, Ca, etc.). Le fer est présent sous forme de fer métal et surtout d'oxydes de fer (hématite, magnétite).

Parmi les autres polluants mesurés, les données françaises disponibles montrent la présence possible de silice cristalline et de fibres sans mise en évidence de fibres d'amiante à l'exception d'une seule mesure sur le quai d'une gare mixte où du chrysotile a été détecté à une concentration comparable à celle mesurée en extérieur. Les concentrations en hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) particulaires, en hydrocarbures aromatiques monocycliques (HAM), en composés carbonylés et en oxydes d'azote sont parfois supérieures dans les EFS à celles de l'air extérieur mais restent inférieures aux concentrations relevées en proximité du trafic routier.

Sources de la pollution de l'air (hors période de travaux de maintenance)

La principale source des particules riches en fer est l'usure des matériaux par la friction roue-frein, suivie du contact roue-rail et du contact entre le matériel roulant et le système d'alimentation électrique. Les sources de la fraction carbonée des particules semblent être le freinage, l'usure des pneus, la remise en suspension des particules émises par les motrices Diesel lors des opérations de maintenance, ainsi que l'apport d'air extérieur. La source de silice est notamment le sable utilisé pour augmenter la friction et l'adhérence en freinage d'urgence ou en pente, ainsi que la silice présente dans le ballast.

Données d'exposition individuelle des travailleurs à la pollution chimique de l'air des enceintes ferroviaires souterraines

Catégories de travailleurs exposés et effectifs

D'après les données communiquées en 2013 par les exploitants de transport ferroviaire souterrain, environ 28000 personnes dont plus de 26000 en Ile-de-France travaillent régulièrement dans les 7 réseaux d'EFS en France (métros, RER)³.

³ Par ailleurs, environ 3300 agents SNCF travaillent plus ou moins ponctuellement à la maintenance des tunnels répartis sur le réseau national SNCF. Ils ne sont pas concernés par la présente expertise.

Estimation du nombre d'individus travaillant régulièrement dans les EFS (métro/RER)

Métiers, activités		Population
Total France		~28000
Total Ile-de-France (~80 % salariés RATP et ~20 % salariés SNCF)		~26000
Salariés RATP	Exploitation du transport :	~5000
	<u>Conducteurs métro</u>	~3100
	<u>Conducteurs RER*</u>	~780
	Conducteurs travaux	~100
	Agent/responsable de manœuvre/départ	~800
	Organisation du transport et des services :	~4900
<u>Agents de recette</u>		
<u>Agents de contrôle</u>		
Agents de propreté des stations		
Maintenance des infrastructures, équipements et espaces :	Maintenance des infrastructures, équipements et espaces :	~2300
	Pose et réparation des voies	~600
	Transformation et distribution d'énergie en tunnel	~500
	Maintenance des équipements, stations et ouvrages d'art en tunnels/galeries	~220
	Electricité et électromécanique en stations/quais	~480
	Gestion des bâtiments et du génie civil	~220
	Informatique industrielle	~320
Maintenance du matériel roulant (centres de dépannage des trains)	~140	
Sécurité, prévention et action sociale	~730	
RATP sous-traitance/activité hébergée	Maintenance des infrastructures**	~2150
	Entretien	~1500
	Gardiennage	~250
	Commerces	~2330
	Police***	~1275

Métiers soulignés : exposition des travailleurs à la pollution de l'air du métro/RER francilien mesurée en 2005 (RATP, 2010)

* Conducteurs SNCF circulant sur le réseau RATP

** Estimation de la RATP correspondant au nombre de cartes d'accès aux réseaux délivrées en 2014 (travaux sur voie, caténaires, etc.)

*** Données communiquées en 2013 par la préfecture de police

L'exposition individuelle des conducteurs, agents de manœuvre, agents de recette et agents de contrôle peut être extrapolée à l'ensemble des travailleurs fréquentant les mêmes espaces en EFS : exploitation du transport, organisation du transport et des services, commerces, police, sécurité, prévention et action sociale, soit plus de 50 % de la population totale des travailleurs dans les EFS.

Niveaux d'exposition mesurés

La principale observation est la rareté des données disponibles, tant au niveau international qu'en France, sur l'exposition des travailleurs de la maintenance des infrastructures dans les réseaux métro et RER, représentant environ 8000 individus qui sont vraisemblablement la catégorie des travailleurs les plus intensément exposés. Ces activités sont réalisées dans les tunnels, le plus souvent de nuit, en dehors de la période de circulation des rames de voyageurs. Des expositions aux émissions des motrices diesel, à la silice cristalline, aux particules métalliques ou à l'amiante sont possibles lors de ces opérations de maintenance. Ces expositions s'ajoutent aux autres facteurs de risques pour la santé tels que le confinement, le bruit, les délais contraints, la charge physique, la chaleur ou le travail de nuit.

Les conducteurs, agents de manœuvre, agents de recette et agents de contrôle ont fait l'objet d'une étude d'exposition individuelle par la RATP en 2005 sur l'ensemble des lignes du métro et du RER du réseau francilien (RATP, 2010). Parmi ces quatre métiers, les personnels les plus exposés aux PM10 (médiane des niveaux d'exposition à 155 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) sont les conducteurs suivis des métiers d'agent de manœuvre et de contrôle (médiane supérieures à 130 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) et enfin les agents de recette (médiane à 75 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). La situation est sensiblement la même pour les PM2,5 avec une médiane de 70 à 80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les trois premiers métiers et à 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les agents de recette. Les conducteurs, agents de contrôle et agents de manœuvre sont exposés à des particules principalement riches en fer et en carbone. Les agents de recette, plus éloignés des voies, sont moins exposés au fer.

Toutes les concentrations d'exposition disponibles en fibres ont été mesurées lors de la phase pilote de cette étude en 2003-2004 sur quelques lignes métro et RER du réseau francilien. Celles-ci variaient de 0,0021 f/cm³ à 0,1056 f/cm³ pour l'étude des fibres d'amiante en microscopie optique à contraste de phase. Aucune fibre d'amiante n'a été mise en évidence en microscopie électronique à transmission analytique. Les concentrations variaient et de 0,0009 f/cm³ à 0,0368 f/cm³ pour l'étude des fibres minérales artificielles (< 3 μm de diamètre). A l'occasion de cette même phase pilote, les concentrations de silice cristalline variaient de 0,2 à 3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (quartz)⁴.

Toxicité des particules de l'air des EFS et effets sanitaires associés à l'exposition des travailleurs à la pollution de l'air des enceintes ferroviaires souterraines

De très nombreuses publications scientifiques internationales montrent que l'exposition aiguë et chronique aux particules de l'air ambiant extérieur est responsable d'effets délétères sur la santé chez l'Homme, notamment au niveau respiratoire et cardiovasculaire.

Sur le plan épidémiologique, les données disponibles relatives aux travailleurs en EFS ne permettent pas de statuer sur les risques à long terme ni sur les risques cumulés avec d'autres expositions professionnelles compte tenu du faible nombre d'études et des limites et biais de ces études. Les quelques études transversales et cas-croisés ne mettent pas en évidence d'effets importants à très court terme sur la fonction ventilatoire, la santé respiratoire et cardiovasculaire. Aucun excès de risque de cancer broncho-pulmonaire ni d'infarctus du myocarde n'a été mis en évidence sur la base d'une seule étude pour chacun de ces deux effets, mais ces études présentent des risques importants de biais de confusion et de classement de l'exposition.

Les données disponibles sur la toxicité des particules de l'air des EFS sont très limitées et portent uniquement sur des effets à court terme. Les données expérimentales *in vitro* montrent un stress oxydant, une cytotoxicité et une génotoxicité élevés des particules des EFS par rapport à la toxicité des particules de l'air extérieur ou des particules Diesel. Les données disponibles chez l'Homme et chez l'animal *in vivo* suggèrent une toxicité accrue des particules des EFS en termes d'inflammation systémique et respiratoire. Une seule étude à très forte dose chez le rat a recherché et a montré une persistance de l'inflammation respiratoire 60 jours après instillation. A l'inverse, les données disponibles suggèrent des effets moindres sur la fonction ventilatoire par rapport à des indicateurs de pollution urbaine extérieure (PNC, NO_x et NO₂). Communément, les auteurs ont interprété les effets observés par la forte teneur en métaux des particules soulignant une contribution plus ou moins partielle du fer. Les contributions respectives de la fraction soluble et non soluble restent à préciser. De plus quelques études suggèrent un rôle de la fraction carbonée, élémentaire et organique.

⁴ A noter que les concentrations d'endotoxines ont également été mesurées lors de cette campagne pilote de mesures sur quelques lignes de métro et RER du réseau francilien en 2003-2004, et variaient de 0,02 à 6,66 EU/m³.

Le fer est le composé majoritaire en masse des particules des EFS. Certaines pathologies comme la sidérose pulmonaire ont généralement été associées à des expositions prolongées et fortes aux oxydes de fer, de l'ordre de 10 à 700 mg/m³, beaucoup plus importantes que dans les EFS. Des études expérimentales chez l'Homme et l'animal ont démontré que l'inhalation d'oxyde de fer causait une réponse inflammatoire pulmonaire sans toutefois montrer de potentiel fibrosant. L'implication du fer dans un processus physiopathologique de la cancérogenèse reste encore une question controversée.

Techniques de gestion existantes

Les mesures techniques les plus efficaces pour abaisser les niveaux de particules dans l'air des EFS portent sur la réduction des émissions en agissant sur le matériel roulant : freinage électrodynamique, matériel de freinage, allègement des voitures, profils de roues par exemple.

Différentes pistes, autres que préventives, ont été explorées et ont montré une efficacité limitée ou partielle : utilisation d'un train aspirateur, modifications de schéma de ventilation, utilisation de système de climatisation comportant un dispositif de filtration de l'air, mise en place de portes de quai.

L'efficacité de dispositifs expérimentaux d'abattement de particules comme par exemple des précipitateurs électrostatiques, des cyclones de filtrations ou des aimants n'est pas démontrée en conditions réelles.

Caractérisation des risques sanitaires des travailleurs exposés à la pollution de l'air des enceintes de transports ferroviaires souterrains

Une caractérisation quantitative du risque lié à une exposition chronique est jugée faisable pour les conducteurs de rames, des agents de recette, des agents de contrôle, des agents de manœuvre et les autres travailleurs fréquentant les mêmes espaces en EFS durant les horaires de trafic des rames de voyageurs. Cette population correspond à l'ensemble des travailleurs exerçant dans les domaines suivants : exploitation du transport, organisation du transport et des services, commerces, police, sécurité, prévention et action sociale, soit plus de 50% des travailleurs exerçant dans les EFS.

Compte tenu de la rareté des données d'exposition disponibles, une quantification du risque sanitaire n'est pas faisable pour les travailleurs en charge de la maintenance des infrastructures, alors qu'ils sont vraisemblablement les plus intensément exposés aux particules fines en suspension, et possiblement à d'autres polluants.

Les polluants pertinents à considérer, c'est-à-dire ceux auxquels les travailleurs des EFS sont susceptibles d'être surexposés par rapport à l'air extérieur urbain sont : les PM10 et PM2,5, l'antimoine (Sb) l'arsenic (As), le baryum (Ba), le chrome (Cr), le cuivre (Cu), l'étain (Sn), le fer (Fe), le manganèse (Mn), le molybdène (Mo), le nickel (Ni), le plomb (Pb), le strontium (Sr), le zinc (Zn), le carbone élémentaire et le carbone organique.

Les principales conclusions de l'évaluation des risques sont :

- Les risques liés à certains polluants n'ont pu être évalués pour les raisons suivantes :
 - Absence de VTR ou de VLEP récentes pour le carbone élémentaire, le carbone organique et le strontium ;
 - Absence de données d'exposition pour les HAPs volatils et semi-volatils ;
 - Données d'exposition trop parcellaires pour les fibres d'amiante, les fibres minérales artificielles et la silice cristalline.
- Les risques sanitaires semblent négligeables pour les substances suivantes évaluées individuellement : l'antimoine (Sb), l'arsenic (As), le baryum (Ba), le chrome (Cr), le cuivre (Cu), l'étain (Sn), le fer (Fe), le manganèse (Mn), le molybdène (Mo), le nickel (Ni), le plomb (Pb) et le zinc (Zn) ;

- Une inflammation des voies respiratoires et des effets consécutifs à cette inflammation sont probables en lien avec une exposition chronique aux particules des EFS, sur la base d'un effet démontré par une étude de la toxicité aiguë de ces particules chez l'animal ;
- Par analogie avec les risques sanitaires bien documentés des particules de l'air ambiant extérieur, des effets délétères sont attendus sur la santé cardiovasculaire et respiratoire en lien avec l'exposition chronique de ces travailleurs aux particules des EFS ;

Ces conclusions s'appliquent aux travailleurs exerçant dans les domaines suivants : exploitation du transport, organisation du transport et des services, commerces, police, sécurité, prévention et action sociale. Bien qu'une évaluation quantitative n'ait pu être menée, le CES estime que les risques sanitaires pour les travailleurs en charge de la maintenance des infrastructures sont vraisemblablement plus élevés compte tenu de l'intensité et de la diversité de leurs expositions.

Conclusions de l'expertise collective

La présente expertise confirme que les concentrations massiques de particules en suspension dans l'air (PM10, PM2,5) des enceintes ferroviaires souterraines (EFS) sont nettement supérieures à celles mesurées dans l'air extérieur, même en proximité du trafic routier, et à celles mesurées dans l'air intérieur des logements. La source majeure de ces particules essentiellement submicroniques, riches en métaux dont principalement le fer, et en carbone, est l'usure des matériaux par la friction roue-frein, suivie du contact roue-rail et du contact entre le matériel roulant et le système d'alimentation électrique.

Les particules de l'air des EFS ont des caractéristiques physicochimiques différentes des particules de l'air extérieur. Bien que leur toxicité ait été à ce jour peu documentée, les données toxicologiques disponibles suggèrent qu'à concentration massique équivalente, elles sont au moins aussi toxiques à court terme que les particules de l'air ambiant extérieur.

Une inflammation des voies respiratoires et des effets consécutifs à cette inflammation sont probables en lien avec une exposition chronique aux particules des EFS, sur la base d'un effet démontré par une étude de la toxicité aiguë de ces particules chez l'animal. Par analogie avec les risques sanitaires bien documentés des particules de l'air ambiant extérieur, des effets délétères sont attendus sur la santé cardiovasculaire et respiratoire en lien avec l'exposition chronique de ces travailleurs aux particules des EFS. Ces conclusions s'appliquent aux travailleurs exerçant dans les domaines suivants : exploitation du transport, organisation du transport et des services, commerces, police, sécurité, prévention et action sociale. Pour les travailleurs en charge de la maintenance des infrastructures, bien qu'une évaluation quantitative n'ait pu être menée, le CES estime que les risques sanitaires sont vraisemblablement plus élevés pour cette catégorie de travailleurs compte tenu de l'intensité et de la diversité de leurs expositions. Lors des travaux de maintenance, les particules peuvent provenir de sources spécifiques comme par exemple les motrices diesel et le meulage des rails.

L'évaluation des risques sanitaires présente néanmoins des incertitudes notables compte tenu notamment du corpus d'études épidémiologiques assez peu informatif et de l'absence d'étude toxicologique d'exposition chronique.

Par ailleurs, il convient de souligner que les résultats de risque chez les travailleurs ne sont pas transposables aux usagers du métro dont l'exposition quotidienne est beaucoup plus intermittente.

Enfin, ces conclusions ne remettent pas en cause l'intérêt du report modal du transport routier motorisé vers le transport ferroviaire pour réduire la pollution de l'air urbain.

Recommandations

Les résultats de l'expertise appuient la mise en œuvre de mesures de prévention des risques pour la santé des travailleurs liés à la pollution de l'air des EFS. Malgré l'absence de données d'exposition suffisamment documentées, le CES estime qu'elles doivent concerner en priorité les travailleurs chargés de la maintenance dans les EFS.

Dans l'objectif de supprimer ou à défaut de réduire l'exposition des travailleurs aux particules de l'air des EFS, le CES recommande en particulier :

- De remplacer les moteurs thermiques utilisés dans les opérations de maintenance par une source d'énergie moins polluante, ou sinon de réduire les effluents de ces moteurs,
- De rechercher des nouvelles techniques permettant de limiter l'utilisation du freinage mécanique, et à plus long terme de le substituer ;
- De réduire les phénomènes de friction par l'optimisation du matériel roulant : matériaux de freinage les moins émissifs, allègement des voitures, profils de roues, etc. ;
- De transférer si possible en surface les ateliers de maintenance lorsque l'activité le permet ;
- D'améliorer les schémas de ventilation des stations et des tunnels, par exemple en modulant le sens (de la station vers le tunnel) et l'intensité de la ventilation mécanique ;
- De réduire la remise en suspension des particules liée à la circulation des rames de voyageurs, par exemples en intégrant des systèmes de réduction de la surpression et du déplacement de l'air des tunnels vers les stations, en réduisant si possible la vitesse des rames en approche de la station, etc. ;
- D'envisager le déploiement de système de climatisation et filtration de l'air des cabines de conducteur ;
- D'intégrer systématiquement une évaluation de l'impact sur la qualité de l'air des EFS et sur les expositions professionnelles dès la conception et lors de modifications du matériel roulant et de l'infrastructure, ainsi que dans l'organisation du travail ;
- Et d'encourager les recherches et le développement de toute autre mesure efficace.

Dans l'objectif de mieux évaluer les risques des travailleurs exposés à la pollution de l'air des EFS, le CES recommande d'améliorer les connaissances sur :

- 1) Les effets sur la santé de l'exposition chronique à la pollution de l'air des travailleurs dans les EFS :
 - En poursuivant les études épidémiologiques en cours telle que l'étude de la cohorte EDGAR, et notamment en intégrant des analyses comparant des travailleurs en souterrain à des travailleurs en dehors avec ajustement sur les catégories professionnelles, et en développant des matrices emplois-expositions compatibles avec ces études ;
 - En réalisant des études épidémiologiques incluant entre autres la mesure de marqueurs de l'inflammation et du risque cardiovasculaire ;
 - Et en réalisant des études expérimentales *in vivo* d'exposition chronique, ou à défaut subchronique ou subaiguë, tenant compte des mécanismes et effets déjà observés à court terme, avec une évaluation de la cancérogénicité et une caractérisation physico-chimique précise des particules des EFS.
- 2) Les mécanismes et déterminants de la toxicité des particules des EFS :
 - En évaluant les rôles respectifs des métaux des fractions soluble et insoluble et des composés organiques, à partir d'une caractérisation précise des propriétés physicochimiques des particules ;
 - En précisant le potentiel génotoxique et en renseignant les mécanismes de cytotoxicité des particules EFS.

Ces études devraient considérer plusieurs sites ou activités contrastés et comparer par classe granulométrique les effets des particules des EFS à ceux de particules d'autres sources comme la pollution urbaine, les moteurs Diesel, le soudage, la métallurgie ou l'usinage, etc.

- 3) L'exposition des travailleurs à la pollution de l'air des EFS :
- En produisant des données sur l'exposition des travailleurs chargés de la maintenance dans les EFS. En particulier, l'exposition doit être caractérisée pour les particules riches en fer et en carbone et pour des polluants dont la toxicité est avérée comme les fibres d'amiante, la silice et les effluents d'échappement des moteurs Diesel ;
 - En réalisant des campagnes de mesures par prélèvements individuels tenant compte dans la stratégie de prélèvement de tous les groupes d'exposition homogène.
- 4) La pollution de l'air des EFS et ses sources, notamment :
- En renseignant la pollution de l'air dans certains microenvironnements comme les tunnels, les centres techniques en souterrain et les commerces ;
 - En précisant les sources de la fraction organique des particules et leur contribution respective à cette fraction ;
 - En précisant la spéciation et la solubilité des éléments métalliques ;
 - En renseignant la pollution en particules ultrafines (concentration, granulométrie, composition physico-chimique) ;
 - En précisant la composition des matériaux utilisés pour les freins, rails, roues, pneus, etc.
 - Et en renforçant le dispositif de surveillance de la qualité de l'air sur l'ensemble des réseaux ;

Les mesures recommandées permettront également de diminuer l'exposition des usagers du transport ferroviaire souterrain.

Date de validation de la synthèse par le comité d'experts spécialisé : 19 mars 2015

Le président du CES «Evaluation des risques liés aux milieux ariens »,
Christophe PARIS

Références bibliographiques

CSHPF (2001) Avis relatif à l'élaboration de valeurs guides de qualité de l'air dans les enceintes ferroviaires souterraines du 3 mai 2001. Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France, Section des milieux de vie. Disponible en ligne :

http://www.sante.gouv.fr/dossiers/cshpf/a_mv_030501_guide.pdf

NRC (1983) Risk Assessment in the Federal Government: Managing the Process. National Research Council, National Academy Press, Washington, D.C. Disponible en ligne :

<http://www.nap.edu/catalog/366/risk-assessment-in-the-federal-government-managing-the-process>

NRC (2009) Science and Decisions: Advancing Risk Assessment. National Research Council, National Academy Press, Washington, D.C. Disponible en ligne :

<http://www.nap.edu/catalog/12209/science-and-decisions-advancing-risk-assessment>

RATP (2010) Caractérisation de la qualité de l'air inhalé par les salariés dans les enceintes ferroviaires souterraines de la RATP : Résultats par lignes et par métiers, 2003-2005. Données non publiques de la Régie autonome des transports parisiens.

Sigles et abréviations

AASQA : association agréée de surveillance de la qualité de l'air

AC : agents de contrôle

ACGIH : American Conference of Industrial Hygienists

AEF : Agence d'Essai Ferroviaire

AFSSET : Agence française de sécurité sanitaire de l'environnement et du travail

AM : agents et responsables de manœuvre et de départ des trains

ANSES : Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail

ATSDR : Agency for Toxic Substances and Disease Registry

BC : carbone suie (« black carbon »)

BMD : Benchmark Dose

BTEX : benzène, toluène, éthylbenzène et xylènes

C : conducteurs de rame métro ou RER

CB : noir de carbone

CDT : centres de dépannage des trains

CES : Comité d'experts spécialisé

CHSCT : Comités d'hygiène et de sécurité des conditions de travail

CIRC : Centre International de Recherche sur le Cancer

COVs : composés organiques volatils

CSHPF : Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France

DECOS : Dutch Expert Committee on Occupational Standards

DEP : particule diesel

DNEL : derived no-effect level

DTT : dithiothréitol

EC : carbone élémentaire

ECHA : Agence européenne des produits chimiques (« European Chemicals Agency »)

EFS : enceintes ferroviaires souterraines

EQRS : Evaluation Quantitative des Risques Sanitaires

ERI : excès de risque individuel

ERO : espèces réactives de l'oxygène

ERS : Evaluation des Risques Sanitaires

ESCAPE : European Study of Cohorts for Air Pollution Effects

FDMS : module complémentaire équipant les analyseurs TEOM pour assurer la mesure de la fraction volatile des particules (« Filter Dynamics Measurement Systems »)

FeNO : fraction expirée d'oxyde nitrique

FEV1 : volume expiratoire maximal seconde

FM : fraction massique

FVC : capacité vitale forcée

GT : groupe de travail

HAM : hydrocarbures aromatiques monocycliques

HAP : hydrocarbures aromatiques polycycliques

HCSP : Haut Conseil de la Santé Publique

INERIS : Institut national de l'environnement industriel et des risques

INRS : Institut national de recherche et de sécurité pour la prévention des accidents du travail et des maladies professionnelles

InVS : Institut national de Veille Sanitaire

ITER : International Toxicity Estimates for Risk

LBA : lavage broncho-alvéolaire

LCSQA : Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air

LD : limite de détection

LEPI : Laboratoire d'Etudes des Particules Inhalées

LOAEC : lowest-observed-adverse-effect concentration

LOAEL : lowest-observed-adverse-effect level

LQ : limite de quantification

MAK : Maximale Arbeitsplatz-Konzentration

MES : matières en suspension

META : microscopie électronique à transmission analytique

MOCP : microscopie optique à contraste de phase

MOE : marge d'exposition (« margin of exposure »)

MOEref : marge d'exposition (« margin of exposure ») de référence

MPPD : modèle « multiple-path particle dosimetry »

NOAEC_{HEC} : no observed adverse effect concentration (human equivalent concentration)

NOAEL : no observed adverse effect level

OC : carbone organique

OEHHA : The Office of Environmental Health Hazard Assessment

OMS : Organisation Mondiale de la Santé

OP : potentiel oxydant

ORS IdF : Observatoire régional de santé Ile-de-France

PM : concentration en masse des particules en suspension prélevées

PM10 : concentration en masse des particules en suspension prélevées dont le diamètre aérodynamique est inférieur à 10 µm

PM2,5 : concentration en masse des particules en suspension prélevées dont le diamètre aérodynamique est inférieur à 2,5 µm

PNC : concentration en nombre de particules

PUF : particules ultrafines

QD : quotient de danger

R : agents de recette

RAPTES : Risk of Airborne Particles- a hybrid Toxicological and Epidemiological Study

RATP :

RATP : Régie autonome des transports parisiens

REACH : règlement européen sur l'enregistrement, l'évaluation, l'autorisation et les restrictions des substances chimiques

REVIHAAP : Review of evidence on health aspects of air pollution

RIVM : Institut national de santé publique et d'environnement néerlandais (« Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu »)

ROFA : cendres volantes et résiduelles de la combustion de pétrole

RPE : résonance paramagnétique électronique

RST : module complémentaire équipant les analyseurs jauge β pour assurer la mesure de la fraction volatile des particules

SCOEL : The Scientific Committee on Occupational Exposure Limits

SNCF : Société nationale des chemins de fer français

TEOM : méthode de mesure automatique de la concentration massique des particules en suspension par microbalance à élément conique oscillant (Tapered Element Oscillating Microbalance)

TSP : particules totales en suspension (« Total Suspended Particles »)

US EPA : Agence américaine de protection de l'environnement (« United States Environmental Protection Agency »)

VGAI : valeurs guides de l'air intérieur

VLEP : valeur limite d'exposition professionnelle

VTR : valeur toxicologique de référence

Liste des tableaux

Tableau 1 : Équivalence des résultats des différentes méthodes de mesures de concentration massique des particules dans les EFS avec la méthode gravimétrique.....	47
Tableau 2 : Caractéristiques principales des différentes enceintes ferroviaires recensées	50
Tableau 3 : Mesures et matériels utilisés pour caractériser les particules	53
Tableau 4 : Niveaux de concentration moyenne sur les quais de métro ou RER.....	55
Tableau 5 : Niveaux de concentration moyenne dans les rames de métro	57
Tableau 6 : Niveaux de concentration moyenne dans les tunnels de métro.....	58
Tableau 7 : Niveaux de concentration dans les halls, les couloirs et les salles d'attente de métro.....	58
Tableau 8 : Caractéristiques principales (en ng.m^{-3}) de composition en éléments métalliques des particules (PM10 et PM2,5) d'enceintes ferroviaires souterraines non françaises	67
Tableau 9 : Caractéristiques principales (en ng.m^{-3}) de composition en éléments métalliques des PM10 des EFS françaises (Lille, Marseille, Rennes, Rouen et Toulouse)	67
Tableau 10 : Fraction massique des éléments analysés dans les particules des enceintes ferroviaires souterraines non françaises (PM10, PM2,5 et particules déposées)	69
Tableau 11 : Fraction massique des éléments analysés dans les PM10 des EFS françaises (Lille, Marseille, Rennes, Rouen et Toulouse)	71

Tableau 12 : Concentration moyenne en Benzo(a)pyrène sur les quais ou dans les rames des EFS investiguées	78
Tableau 13 : Concentration en benzène sur les quais ou dans les rames des EFS investiguées	79
Tableau 14 : Concentration moyenne en formaldéhyde sur les quais ou dans les rames des EFS investiguées	81
Tableau 15 : Concentrations moyennes en NO ₂ sur les quais ou dans les rames des EFS investiguées	83
Tableau 16 : Composition (en ng.m ⁻³) en carbone élémentaire et carbone organique des PM10 des EFS françaises (Lille, Marseille, Rennes, Rouen et Toulouse) et fraction massiques correspondantes (%)	84
Tableau 17 : Exposition individuelle par trajet selon différents modes de transport à Londres (Adams <i>et al.</i> 2001a,b)	96
Tableau 18 : Exposition cumulée sur 3 heures durant un trajet piéton à Milan (Lonati <i>et al.</i> 2011)	96
Tableau 19 : Exposition individuelle dans le métro durant un trajet piéton à Milan (Lonati <i>et al.</i> 2011)	96
Tableau 20 : Exposition par trajet selon différents modes de transport à Mexico (Gomez-Perales <i>et al.</i> 2004 et 2007)	98
Tableau 21 : Exposition par trajet selon différents modes de transport à Hong Kong (Chan <i>et al.</i> 2002b)	98
Tableau 22 : Exposition des usagers par trajet selon différents modes de transport à Shanghai (Yu <i>et al.</i> , 2012)	99
Tableau 23 : Caractéristiques principales des EFS françaises	101
Tableau 24 : Concentrations moyennes en PM10 et PM 2,5 sur le quai des EFS françaises	102
Tableau 25 : Concentrations en PM10 et PM2,5 déterminées sur le quai et à l'extérieur de la station Faidherbe Chaligny (Airparif-RATP, 2009)	114
Tableau 26 : Niveaux de concentration en PM10 mesurés au sein du réseau souterrain de la RTM – Ville de Marseille	119
Tableau 27 : Synthèse des concentration en PM10 et PM2,5 déterminées à Lille (Atmo Nord-Pas-de-Calais, 2008 et 2010)	121
Tableau 28 : Concentrations moyennes en PM2,5 mesurées à Toulouse (source : ORAMIP, 2013)	124
Tableau 29 : Différence des concentrations moyennes de PM10, PM2,5 et PM1 entre les périodes estivales et hivernales (ORAMIP, 2013)	125
Tableau 30 : concentrations moyennes et maxima horaires en PM10 déterminés en différents sites du métro Rennais et site de fond urbain (Source Airbreizh, 2005)	127
Tableau 31 : Caractéristiques des concentrations élémentaires dans les PM10 mesurées dans le cadre de la campagne RATP 2003 – 2005 (RATP, 2013a)	129
Tableau 32 : Concentrations élémentaires moyennes des PM10 en fonction du type de ligne (RATP, 2013a)	130
Tableau 33 : Caractéristiques des concentrations élémentaires dans les PM2,5 (RATP, 2013a)	131
Tableau 34 : Concentrations élémentaires moyennes des PM2,5 en fonction du type de ligne (RATP, 2013a)	131
Tableau 35 : Fraction massique des éléments analysés dans les PM10 (RATP, 2013a)	132
Tableau 36 : Fractions massiques moyennes des PM10 en fonction du type de ligne (RATP, 2013a)	133
Tableau 37 : Fraction massique des éléments analysés dans les PM2,5 (RATP, 2013a)	133
Tableau 38 : Fractions massiques moyennes des PM2,5 en fonction du type de ligne (RATP, 2013a)	134
Tableau 39 : Concentrations moyennes en éléments métalliques mesurées dans les PM10 (µg.m ⁻³), lors de la campagne de Novembre - Décembre 2002 dans le RER C (AEF, 2003d)	135
Tableau 40 : Concentrations moyennes en éléments métalliques mesurées dans la fraction thoracique (µg.m ⁻³), lors de la campagne des 3 gares (AEF, 2003a)	136
Tableau 41 : Fractions massiques moyennes des éléments métalliques mesurés dans les PM10, lors de la campagne de Novembre - Décembre 2002 dans le RERC (AEF, 2003d)	136
Tableau 42 : Fractions massique moyennes des éléments métalliques mesurés dans la fraction thoracique, lors de la campagne des 3 gares (AEF, 2003a)	137

Tableau 43 : Concentrations en éléments métalliques pour les prélèvements PM10 de la campagne 9 Gares SNCF (AEF, 2008a-e, 2009a-c et 2010)	138
Tableau 44 : Concentrations volumiques ligne par ligne pour les prélèvements PM10 de la campagne 9 Gares SNCF (AEF, 2008a-e, 2009a-c et 2010).....	139
Tableau 45 : Fractions massiques des éléments métalliques pour les prélèvements PM10 de la campagne 9 gares SNCF (AEF, 2008a-e, 2009a-c et 2010)	140
Tableau 46 : Fraction massique des éléments métalliques ligne par ligne pour les prélèvements PM10 de la campagne 9 gares SNCF (AEF, 2008a-e, 2009a-c et 2010)	142
Tableau 47 : Moyennes des concentrations en éléments pour les PM10 des réseaux de province et comparaison avec les lignes à pneus à Paris.....	143
Tableau 48 : Moyennes des fractions massiques des éléments pour les PM10 des réseaux de province et comparaison avec les lignes à pneus à Paris.....	144
Tableau 49 : Concentrations moyennes en B(a)P mesurées dans les EFS françaises	149
Tableau 50 : Concentrations en plomb ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) dans l'air de deux gares SNCF (AEF, 2005c)	157
Tableau 51 : Concentrations médianes pour différents trajets (Delaunay <i>et al.</i> , 2010)	161
Tableau 52 : Principaux résultats de l'étude Intermodal (INERIS, 2009).....	163
Tableau 53 : Quantité de particules inhalées sur 2 trajets de l'étude Intermodal (INERIS, 2009).....	164
Tableau 54 : Niveaux d'exposition aux PM2,5 des travailleurs en souterrain mesurés dans les métros de New York (Chillrud <i>et al.</i> 2005 ; Grass <i>et al.</i> 2009) et estimées à Stockholm (Bigert <i>et al.</i> 2008 et 2011) et à Londres (Seaton <i>et al.</i> 2005)	171
Tableau 55 : Typologie des métiers et tâches des travailleurs intervenant sur le réseau des EFS de la RATP (d'après les données communiquées par la RATP en 2013).....	175
Tableau 56 : Répartition des prélèvements réalisés par ligne et par métier dans l'enquête pilote (5 lignes en 2003-2004) et la campagne finale (toutes les lignes en 2005) (RATP, 2010a).....	176
Tableau 57 : Résumé des études sur le potentiel/stress oxydant de l'exposition <i>in vitro</i> aux particules d'enceintes ferroviaires souterraines	193
Tableau 58 : Résumé des études sur le potentiel inflammatoire de l'exposition <i>in vitro</i> aux particules d'enceintes ferroviaires souterraines	194
Tableau 59 : Résumé des études sur la toxicité de l'exposition <i>in vivo</i> aux particules d'enceintes ferroviaires souterraines	195
Tableau 60 : Résumé des études épidémiologiques sur les effets sanitaires de la pollution de l'air d'enceintes ferroviaires souterraines	212
Tableau 61 : Données comparatives d'exposition aux fumées de soudage et aux particules de l'air des enceintes ferroviaires souterraines	233
Tableau 62 : Données comparatives d'exposition aux particules de meulage d'acier et aux particules de l'air des enceintes ferroviaires souterraines	234
Tableau 63 : Données comparatives d'exposition aux particules de l'air ambiant extérieur et aux particules de l'air des enceintes ferroviaires souterraines	239
Tableau 64 : Répartition des prélèvements réalisés par ligne et par métier dans la campagne finale (toutes les lignes en 2005) (RATP, 2013a).....	252
Tableau 65 : Taux de valeurs inférieures à la LD, lignes métro (PM10, PM2,5, métaux des PM10)	252
Tableau 66 : Taux de valeurs inférieures à la LD, lignes métro (HAP et carbone des PM10, HAM).....	252
Tableau 67 : Concentration d'exposition moyenne sur 7h des travailleurs sur les lignes de métro (moy(IC95%), <i>max des P50 / ligne métro</i>).....	255
Tableau 68 : Concentration d'exposition moyenne sur 7h des travailleurs sur la ligne RERA (P50 des mesures)	257
Tableau 69 : Différentiel d'exposition annuelle des travailleurs des EFS (lignes métro) par rapport à l'exposition de fond urbain	259
Tableau 70 : Quotients de danger (QD), Excès de risque individuel (ERI) et ratio Exposition / VLEP (R_{VLEP}) liés à l'exposition chronique des travailleurs à l'air des EFS (lignes métro).....	264

Tableau 71 : Quotients de danger (QD), Excès de risque individuel (ERI) et ratio Exposition / VLEP (R_{VLEP}) liés à l'exposition chronique des travailleurs à l'air des EFS (ligne RER A).....	265
Tableau 72 : Synthèse des excès de risque à long terme sur les PM _{2,5} de l'air ambiant extérieur et la mortalité issus de méta-analyses (Hoeck <i>et al.</i> 2013 ; OMS, 2014 ; Beelen <i>et al.</i> 2014b)	269
Tableau 73 : Résumé des expositions des travailleurs des EFS aux PM _{2,5}	270
Tableau 74 : Risque extrapolé à partir des études de mortalité/morbidité cardiovasculaire sur les composés des PM _{2,5} de l'air ambiant extérieur	272
Tableau 75 : Risque extrapolé à partir des études de mortalité/morbidité respiratoire sur les composés des PM _{2,5} de l'air ambiant extérieur	273
Tableau 76 : Paramètres d'entrée de la modélisation par MPPD2.1 d'une dose externe chronique équivalente à une dose interne (rétention pulmonaire) chez l'Homme	278
Tableau 77 : Vue d'ensemble des facteurs d'incertitudes (ou Assessment Factors) par défaut à utiliser en l'absence d'informations pertinentes sur la substance (ECHA, 2012)	281
Tableau 78 : Caractérisation de la marge d'exposition (MOE) des travailleurs chroniquement exposés aux PM ₁₀ des enceintes ferroviaires souterraines.....	285
Tableau 79 : Analyse de la sensibilité des résultats de risque à la modélisation MPPD2.1	294

Liste des figures

Figure 1 : Courbes de pénétration des différentes fractions conventionnelles utilisées dans les domaines de la santé au travail et de la santé environnementale	41
Figure 2 : Corrélation des mesures gravimétriques avec les concentrations en masse mesurées avec compteurs Grimm (Cheng <i>et al.</i> 2010)	46
Figure 3 : Corrélation des mesures gravimétriques avec les concentrations en masse mesurées avec compteurs Dust Trak (Cheng <i>et al.</i> 2010).....	47
Figure 4 : Principe de fonctionnement d'un cyclone (source : INRS, 2001).....	48
Figure 5 : Distribution de la concentration en nombre de particules selon leur taille sur le quai du métro de Stockholm (Midander <i>et al.</i> 2012).....	59
Figure 6 : Distribution de la concentration en nombre de particules selon leur taille sur le quai d'une station parisienne de la ligne 5 (Tokarek <i>et al.</i> 2006).....	60
Figure 7 : Distribution normalisée de la taille en nombre de particules à partir de mesures en avril-mai 2006 sur le quai de la station parisienne Magenta (Raut <i>et al.</i> 2009b)	61
Figure 8 : Évolution journalière entre 8h00 et 17h00 de la concentration en nombre et de la taille de particules mesurées par SMPS sur un quai du métro de Stockholm (Midander <i>et al.</i> 2012).....	62
Figure 9 : Évolution journalière entre 8h00 et 17h00 de la concentration en nombre et masse de particules mesurée le 15 janvier 2003 sur un quai du métro de Londres (Seaton <i>et al.</i> 2005)	62
Figure 10 : Ratio des concentrations en particules mesurées dans le métro de Londres sur les concentrations mesurées en surface au niveau de la rue (Seaton <i>et al.</i> 2005)	63
Figure 11 : Morphologie de particules issues de différentes sources (Source : Abbasi <i>et al.</i> 2013)	66
Figure 12 : Dispersion des fractions massiques (en %) par élément dans les enceintes ferroviaires souterraines non françaises.....	70
Figure 13 : Liste des HAP généralement surveillés dans l'environnement selon les recommandations de l'US EPA (polluants prioritaires)	76
Figure 14 : Concentrations moyennes journalières en PM 10 issues du réseau SQUALES (2003-2013) ...	105
Figure 15 : Distribution des concentrations moyennes journalières en PM ₁₀ et PM _{2,5} mesurées par le réseau SQUALES sur la période 2003-2013.....	105
Figure 16 : Profils moyens journaliers en PM ₁₀ sur la période 2003-2013	106
Figure 17 : Concentrations moyennes annuelles des PM ₁₀ sur la période 2003-2013 (réseau SQUALES) 107	
Figure 18 : Distribution annuelle des concentrations moyennes journalières en PM ₁₀ – Données SQUALES station Chatelet (Ligne 4).....	108

Figure 19 : Distribution annuelle des concentrations moyennes journalières en PM10 – Données SQUALES station F.D. Roosevelt (Ligne 1)	109
Figure 20 : Distribution annuelle des concentrations moyennes journalières en PM10 – Données SQUALES station Auber (RER A)	109
Figure 21 : Concentrations horaires en PM10 et PM2,5 mesurées à la station Auber (RER A) par le réseau SQUALES en 2013	110
Figure 22 : Concentrations horaires en PM10 mesurées sur la ligne 4 à la station Chatelet par le réseau SQUALES sur 2013	110
Figure 23 : Concentrations horaires en PM10 mesurées sur la ligne 1 à la station Roosevelt par le réseau SQUALES sur 2013	111
Figure 24 : Distribution des concentrations moyennes horaires durant les phases de travaux issues du réseau SQUALES (année 2013).....	112
Figure 25 : Profil hebdomadaire des concentrations médianes de PM10 ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) pendant les périodes de travaux issues du réseau SQUALES (année 2013)	112
Figure 26 : Distribution des concentrations en PM10 mesurées sur les différents sites de la station AUBER (source Airparif-RATP, 2010).....	114
Figure 27 : Concentration moyenne en PM10 dans les 9 gares SNCF parisiennes (Source : AEF, 2013)..	116
Figure 28 : Concentrations en PM10 en différents points de la station MAGENTA (Source : AEF, 2012)...	116
Figure 29 : Comparaison entre le trafic des rames (en bleu) et les concentrations en PM10 en gare de la Défense (en rouge) (Source : AEF, 2013)	117
Figure 30 : Profil journalier moyen des concentrations en PM10 : période estivale du 9/06/2010 au 13/07/2010 (Source : ATMOPACA, 2011).....	119
Figure 31 : Concentrations moyennes en PM10 dans deux stations toulousaines entre 2005 et 2012 (source ORAMIP, 2013).....	123
Figure 32 : Concentrations moyennes en PM10 dans une station toulousaine au niveau de 2 lignes de métro entre 2005 et 2012 (source ORAMIP, 2013)	123
Figure 33 : Evolution des concentrations en PM10 et PM2,5 lors de la phase de ventilation matinale en période hivernale	125
Figure 34 : Concentrations en PM10 (moyennes journalières) mesurées sur les quais de 4 stations de métros lyonnais et 2 sites de mesure de fond de pollution (COPARLY, 2003).....	126
Figure 35 : Concentrations journalières en PM10 sur le quai de la station Triangle à Rennes- période estivale (Source : Airbreizh 2005).	128
Figure 36 : Concentrations moyennes en certains éléments métalliques pour les réseaux de province et les lignes parisiennes.	145
Figure 37 : Fractions massiques moyennes de certains éléments métalliques pour les réseaux de province et les lignes parisiennes.....	146
Figure 38 : Concentrations moyennes annuelles en CO ₂ issues du réseau SQUALES sur 2004-2013 (RATP, 2014)	152
Figure 39 : Concentrations en PM10 et PM2,5 mesurées en 2013 sur le quai de la station Auber RER A – SQUALES (en bas) et par la station urbaine de surveillance de la qualité de l'air du 4 ^{ème} arrondissement de Paris – Airparif (en haut)	165
Figure 40 : Composition des PM10 selon le milieu (ORS, 2012)	166
Figure 41 : Compositions des PM10 et PM2,5 des EFS et de l'air ambiant	167
Figure 42 : Exploitation de données d'exposition (7h) par métier, toutes lignes confondues, issues de la campagne de mesures en 2005 (RATP, 2013a)	178
Figure 43 : Distribution des concentrations d'exposition (7h) par métaux, tous métiers et toutes lignes confondus, issues de la campagne de mesures en 2005 (RATP, 2013a)	179
Figure 44 : Homéostasie du fer (Beaumont et Karim, 2013).....	221
Figure 45 : Origine des espèces réactives de l'oxygène (Migdal et Serres, 2011)	222
Figure 46 : Mécanisme de la peroxydation lipidique (Jomovaa et Valko, 2011)	224

Figure 47 : Mécanismes d'altération des protéines par les espèces réactives de l'oxygène (Migdal et Serres, 2011)	225
Figure 48 : Mécanisme d'altération radicalaire de l'ADN (Jomovaa et Valko, 2011)	225
Figure 49 : Réaction de Fenton (Bystrom et Rivella, 2014)	227
Figure 50 : Vue d'ensemble des mécanismes biologiques imputables aux pathologies cardiovasculaires associées aux particules de l'air ambiant extérieur (Brook, 2008)	268
Figure 51 : Résultats d'une étude <i>in vivo</i> chez la souris exposée par instillation intrachéale à des particules de RER, de noir de carbone (CB) et diesel (DEP) (100 µg/souris, 8h) (Bachoual <i>et al.</i> 2007).....	275
Figure 52 : Dose externe en chronique (Concentration) équivalente à une dose interne (Rétention pulmonaire) chez l'Homme, modélisée sous MPPD2.1	280
Figure 53 : Test de la modélisation dosimétrique MPPD2.1 (concentration d'exposition moyenne aux PM10 des travailleurs en EFS de 145 µg.m ⁻³) <i>versus</i> la charge de particules mesurée dans les poumons de meuleurs d'acier inoxydable (0,2 g).....	296

1 Contexte, objet et modalités de traitement de la saisine

1.1 Contexte

La qualité de l'air intérieur des enceintes ferroviaires souterraines (EFS) où circulent les trains de voyageurs (« métros ») n'est pas réglementée à l'instar d'autres établissements recevant du public (ERP). Depuis 2000, plusieurs avis visant à améliorer la qualité de l'air pour les usagers des transports dans les EFS ont été rendus par le Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France (CSHPF). Le CSHPF recommandait entre autres des valeurs guides de qualité de l'air dans les EFS pour les PM10 dans son avis du 3 mai 2001.

Les ERP, définis à l'article R. 123-2 du Code de la construction et de l'habitation, désignent en droit français les lieux publics ou privés accueillant des clients ou des utilisateurs autres que les employés (salariés ou fonctionnaires) qui sont, eux, protégés par le Code du travail. Du fait de la présence de polluants particulaires ou gazeux dans les EFS, la réglementation relative au contrôle du risque chimique sur les lieux de travail s'applique conformément aux articles R. 4412-27, R. 4412-51, R. 4412-76 et R. 4722-13 du Code du travail.

Depuis le début des années 2000, les mesures de la qualité de l'air dans des EFS (ex : stations RER et métropolitaines à Paris, Lille, Lyon, Rennes, Toulouse) ont mis en évidence des concentrations en PM10 très supérieures à celles mesurées à l'extérieur. La composition de ces particules en suspension diffère cependant des particules de l'air urbain extérieur, avec comme constituants majeurs identifiés : différents métaux dont le fer, du carbone élémentaire et du carbone organique. D'autres polluants chimiques, présents à des concentrations parfois supérieures à celles mesurées à l'extérieur, ont été identifiés tels que des hydrocarbures aromatiques (toluène, phénanthrène, fluoranthène, anthracène et pyrène), et plus rarement le benzène, le dioxyde d'azote et le benzo(a)pyrène.

La connaissance de la toxicité des particules en suspension dans les EFS apparaît bien plus limitée que pour les particules de la pollution atmosphérique urbaine (transport routier, secteurs industriel, tertiaire et résidentiel). Ces dernières ont en effet fait l'objet de nombreuses études épidémiologiques et expérimentales qui font état d'effets délétères sur la santé notamment au niveau respiratoire et cardiovasculaire. Bien qu'ils soient peu documentés, les effets potentiels des particules en suspension dans les EFS ont été récemment investigués dans quelques études épidémiologiques et expérimentales.

Compte tenu de la pollution mise en évidence dans les EFS et des durées de fréquentation des travailleurs y exerçant leur activité professionnelle, des interrogations se posent sur les risques sanitaires liés aux polluants de l'air présents dans ces enceintes et encourus par ces professionnels.

1.2 Objet de la saisine

L'Anses a été saisie le 11 octobre 2011 par la Direction générale du travail, la Direction générale de la santé et la Direction générale de la prévention des risques (lettre de saisine en Annexe 1) afin de produire au travers de son expertise :

1. Un état des connaissances sur :

- i. **La pollution chimique de l'air dans les enceintes ferroviaires souterraines**, à partir d'une analyse des données françaises issues des campagnes de mesures ponctuelles et des données de surveillance de la qualité de l'air, ainsi que d'une synthèse bibliographique de la littérature scientifique internationale ;
- ii. **La toxicité par inhalation associée aux polluants majeurs en présence, en particulier les particules en suspension dans ce type d'enceinte**, à partir d'une synthèse bibliographique et analyse critique de la littérature scientifique internationale (études chez l'animal, *in vitro*, *ex vivo*, d'exposition humaine contrôlée) ;
- iii. **L'exposition individuelle des travailleurs à la pollution chimique de l'air dans ce type d'enceinte**, à partir des études françaises, ainsi que d'une synthèse bibliographique de la littérature scientifique internationale ;
- iv. **Les effets associés à l'exposition des travailleurs à la pollution chimique de l'air dans ce type d'enceinte**, à partir d'une synthèse bibliographique et analyse critique de la littérature scientifique internationale (études épidémiologiques), ainsi que des éventuelles études françaises existantes ;
- v. **Les politiques de gestion existantes voire les réglementations** visant à limiter la pollution atmosphérique dans ces enceintes et les risques associés pour les travailleurs, **ainsi que sur leur efficacité.**

2. Un jugement d'experts, au regard de l'état des connaissances, sur :

- vi. **Une première qualification des risques sanitaires** potentiellement encourus par les travailleurs vis à vis de la pollution chimique de l'air des enceintes de transports ferroviaires souterrains ;
- vii. **La pertinence et la faisabilité d'engager une évaluation quantitative des risques sanitaires.**

3. Le cas échéant, une évaluation quantitative des risques sanitaires liés à la pollution chimique de l'air des enceintes de transports ferroviaires souterrains, chez les travailleurs, en particulier :

- viii. Si une relation « exposition-risque » (ou « dose-réponse ») pour les particules en suspension dans ces enceintes est retrouvée ou peut être élaborée à partir des données disponibles dans la littérature scientifique ;
- ix. Et à partir de scénarios d'exposition élaborés pour différents types d'activités professionnelles (par exemples conducteurs de rame, personnel de maintenance, ...) ; les données d'exposition pourraient être recueillies par la réalisation d'enquêtes visant les activités professionnelles exercées et la réalisation de mesures in situ.

4. Des propositions d'axes de recherches et de pistes de gestion pour réduire la pollution chimique de l'air dans ces enceintes et les risques associés chez les travailleurs

en intégrant une réflexion sur les modalités d'articulation entre la gestion des risques pour les usagers des transports et la gestion des risques pour les travailleurs.

Cette expertise pouvait s'appuyer sur les auditions d'exploitants de transport (RATP, SNCF, ...) et de fédérations professionnelles concernées, et sur le rapprochement avec des AASQA et l'InvS qui ont travaillé sur le sujet.

1.3 Modalités de traitement : moyens mis en œuvre (Anses, CES, GT, rapporteurs et organisation)

L'Anses a confié au Comité d'experts spécialisé (CES) « Evaluation des risques liés aux milieux aériens » le suivi d'instruction de cette saisine. Un groupe de travail (GT) a été créé pour mener les travaux d'expertise. Le GT s'est réuni vingt fois d'octobre 2012 à février 2015. Deux experts rapporteurs externes au GT ont également été mandatés par l'agence pour appuyer le GT sur l'exercice d'évaluation des risques sanitaires conduit. La réalisation des travaux s'est également appuyée sur les compétences de l'unité en charge de l'évaluation des risques liés à l'air au sein de la Direction de l'évaluation des risques.

Les travaux d'expertise du groupe de travail ont été soumis régulièrement au CES, tant sur les aspects méthodologiques que scientifiques : 12 présentations suivies de débats se sont tenus de décembre 2012 à mars 2015. Le rapport produit par le groupe de travail tient compte des orientations, observations et éléments complémentaires transmis par les membres du CES.

Ces travaux d'expertise sont ainsi issus d'un collectif d'experts aux compétences complémentaires. Ils ont été réalisés dans le respect de la norme NF X 50-110 « qualité en expertise ».

Par ailleurs, les travaux du GT ont bénéficié de données communiquées par les exploitants de transport ferroviaire en souterrain. Trois réunions d'audition de représentants de la Régie autonome des transports parisiens (RATP), et deux réunions d'audition de représentants de la Société nationale des chemins de fer français (SNCF) ont été organisées. Une consultation par un questionnaire en ligne des autres exploitants présents sur le territoire national a été réalisée. Des témoignages de représentants syndicaux et de représentants du personnel aux Comités d'hygiène et de sécurité des conditions de travail (CHSCT) de la RATP ont été recueillis lors d'une réunion d'audition.

Enfin, le GT s'est également enquis du retour d'expérience et de l'expertise sur le sujet du Département Santé-Travail de l'Institut national de Veille Sanitaire (InVS), de l'Observatoire régional de santé Ile-de-France (ORS IdF) et de la présidente du groupe de travail du Conseil supérieur d'hygiène publique de France qui avait émis des recommandations sur la qualité de l'air dans les enceintes ferroviaires souterraines d'Ile-de-France (fin des travaux du CSHPF en 2007).

1.4 Prévention des risques de conflits d'intérêts

L'Anses analyse les liens d'intérêts déclarés par les experts avant leur nomination et tout au long des travaux, afin d'éviter les risques de conflits d'intérêts au regard des points traités dans le cadre de l'expertise.

Les déclarations d'intérêts des experts sont rendues publiques *via* le site internet de l'Anses (www.anses.fr).

2 État des connaissances sur la pollution particulaire et chimique de l'air des enceintes ferroviaires souterraines

2.1 Introduction

D'après l'article 2 de la loi sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie du 30 décembre 1996 (dite LAURE), « *constitue une pollution atmosphérique, l'introduction par l'homme, directement ou indirectement, dans l'atmosphère et les espaces clos, de substances ayant des conséquences préjudiciables, de nature à mettre en danger la santé humaine, à nuire aux ressources biologiques et aux écosystèmes, à influencer sur les changements climatiques, à détériorer les biens matériels, à provoquer des nuisances olfactives excessives* ».

Les « *enceintes ferroviaires souterraines* » (EFS) sont définies pour cette expertise comme « *l'ensemble des espaces couverts situés en dessous du niveau du sol, connectés à une voie de transport ferroviaire souterraine, où exercent des travailleurs* ». Cette définition concerne les espaces où les travailleurs ont une activité régulière incluant les stations, les gares, les couloirs, les rames, les tunnels, les locaux commerciaux, les locaux techniques et les centres de dépannage des trains.

Afin de procéder à un état des connaissances sur la pollution de l'air dans les EFS, ainsi que sur les mesures de gestion existantes visant à limiter cette pollution, les données ont été collectées, analysées puis synthétisées dans le présent rapport à partir de plusieurs sources :

- plus de 120 études publiées jusqu'en décembre 2014 dans des revues à comité de lecture et identifiées par une recherche systématique des termes suivants dans l'intitulé, le résumé ou les mots-clés avec le moteur de recherche Scopus®, selon l'équation : « subway » OU « underground railway » OU « underground train » ET « exposure » OU « air pollution » OU « concentration », ainsi que par la bibliographie identifiée dans les revues et synthèses bibliographiques portant sur le sujet,
- les rapports d'études disponibles sur Internet à partir d'une recherche sur Google®,
- les rapports d'études et les données transmis par les exploitants des 7 réseaux de transport ferroviaire souterrain présents sur le territoire français, dont la RATP et la SNCF,
- les auditions, soit : 3 auditions de scientifiques de la RATP, 2 auditions de scientifiques de la SNCF, 1 audition de représentants du personnel de la RATP (CHSCT, syndicats),
- les données issues du réseau permanent SQUALES de surveillance de la qualité de l'air en enceintes ferroviaires souterraines, composé de 3 stations sur quai à Paris et géré par la RATP, et les données publiques de la RATP (OpenData),
- les archives du Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France (CSHPF) qui avait travaillé sur la qualité de l'air dans les enceintes ferroviaires souterraines d'Ile-de-France (fin des travaux du CSHPF en 2007).

2.2 Rappel sur les réglementations, valeurs limites et valeurs guides en vigueur

2.2.1 Valeurs environnementales

A) Air extérieur ou air ambiant

En matière de qualité de l'air ambiant, trois niveaux de réglementation imbriqués peuvent être distingués (européen, national et local). L'ensemble de ces réglementations a pour principale finalité de ramener les niveaux de concentrations en polluants dans l'atmosphère en deçà de niveaux permettant de protéger au mieux (risque acceptable) la population des effets sanitaires. Les normes servent de référence pour :

- L'évaluation de l'exposition de la population et de la végétation à la pollution atmosphérique qui fait l'objet d'un reporting européen annuel obligatoire.
- L'évaluation de l'impact des actions entreprises par les différentes autorités dans le but de limiter cette pollution.
- L'information sur la qualité de l'air.

La stratégie communautaire de surveillance de la qualité de l'air se base sur la directive n°2008/50/CE du 21 avril 2008 et sur la directive n°2004/107/CE du 15 décembre 2004. Ces directives établissent des mesures visant à :

- Définir et fixer des objectifs concernant la qualité de l'air ambiant, afin d'éviter, de prévenir ou de réduire les effets nocifs pour la santé humaine et pour l'environnement dans son ensemble.
- Évaluer la qualité de l'air ambiant dans les États membres sur la base de méthodes et critères communs.
- Obtenir des informations sur la qualité de l'air ambiant afin de contribuer à lutter contre la pollution de l'air et les nuisances et de surveiller les tendances à long terme et les améliorations obtenues grâce aux mesures nationales et communautaires.
- Faire en sorte que ces informations sur la qualité de l'air ambiant soient mises à la disposition du public.
- Préserver la qualité de l'air ambiant, lorsqu'elle est bonne, et l'améliorer dans les autres cas.

En complément, l'OMS (Organisation Mondiale de la Santé) recommande des valeurs guides ou lignes directrices pour l'air ambiant. Les lignes directrices OMS relatives à la qualité de l'air sont destinées à être utilisées partout dans le monde mais ont été élaborées pour soutenir les actions menées en vue d'atteindre une qualité de l'air permettant de protéger la santé publique dans différents contextes.

Pour les particules en suspension par exemple, comme aucun seuil n'a pu être identifié, et du fait de la grande variabilité interindividuelle de l'exposition et de la réponse à une exposition donnée, il est peu probable qu'une valeur standard ou indicative permette de protéger complètement chaque individu contre tous les effets indésirables possibles des particules en suspension.

B) Air intérieur

Pour faire face à l'enjeu sanitaire que représente la qualité de l'air intérieur et apporter aux pouvoirs publics des éléments utiles à la gestion de ce risque, l'Anses travaille depuis 2004 à l'élaboration de valeurs guides de qualité d'air intérieur (VGAI), fondées exclusivement sur des critères sanitaires. Depuis le début de ce travail, des valeurs guides de qualité d'air intérieur ont ainsi été définies pour 8 substances (annexe 3).

Les valeurs guides de l'air intérieur (VGAI) ont été définies comme des concentrations de référence dans l'air d'une substance chimique en dessous desquelles aucun effet sanitaire ou aucune nuisance ayant un retentissement sur la santé par inhalation n'est attendu pour la population générale en l'état des connaissances actuelles. Il s'agit de contribuer à l'élaboration de recommandations visant in fine à éliminer, ou à réduire à un niveau acceptable du point de vue sanitaire, les contaminants ayant un effet néfaste sur la santé humaine et le bien-être, que cet effet soit connu ou supposé.

Le Haut Conseil de la Santé Publique (HCSP) élabore également des valeurs repères d'aide à la gestion dans les espaces clos. Par exemple, les valeurs de gestion établies par le HCSP pour les particules dans l'air ambiant (juillet 2013) sont une valeur cible de $15 \mu\text{g.m}^{-3}$ en PM10 et $10 \mu\text{g.m}^{-3}$ en PM2,5 à l'horizon 2025. Les valeurs d'action rapide sont de $75 \mu\text{g.m}^{-3}$ en PM10 et $50 \mu\text{g.m}^{-3}$ en PM2,5.

Le Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France (CSHPF) a recommandé dans un avis datant du 3 mai 2001, des valeurs guides de la qualité de l'air en PM10 dans les enceintes ferroviaires souterraines destinées aux usagers des transports. Ces valeurs guides ont été établies pour l'année 2001 et l'année 2005 pour quatre scénarios correspondant à quatre durées quotidiennes de séjour dans les enceintes ferroviaires souterraines (durées variant de 1 heure 30 à 2 heures 15). Depuis 2005, ces valeurs sont les suivantes :

- Pour une durée quotidienne de séjour dans les EFS de 1h30, la concentration en PM10 doit être inférieure à $455 \mu\text{g.m}^{-3}$.
- Pour une durée quotidienne de séjour dans les EFS de 1h45, la concentration en PM10 doit être inférieure à $397 \mu\text{g.m}^{-3}$.
- Pour une durée quotidienne de séjour dans les EFS de 2h, la concentration en PM10 doit être inférieure à $347 \mu\text{g.m}^{-3}$.
- Pour une durée quotidienne de séjour dans les EFS de 2h15, la concentration en PM10 doit être inférieure à $311 \mu\text{g.m}^{-3}$.

Pour l'air extérieur comme pour l'air intérieur, l'ensemble des valeurs réglementaires et valeurs guides existantes est rapporté en annexe 3.

2.2.2 Valeurs limites d'exposition professionnelle

Une valeur limite d'exposition professionnelle (VLEP) est une limite de la moyenne pondérée en fonction du temps de la concentration atmosphérique d'un agent chimique dans la zone de respiration d'un travailleur. Dans le dispositif de prévention des risques chimiques, la VLEP est un outil pour limiter les expositions sur le lieu de travail.

En France, depuis 2005, les VLEP sont établies réglementairement sur la base de recommandations émises par l'Anses qui réalise la phase d'expertise scientifique indépendante et après une phase de concertation au sein du Conseil d'orientation sur les conditions de travail (COCT) pour discussions de la faisabilité technico-économique. Suite à cette phase de concertation, des délais d'application peuvent éventuellement être fixés en fonction des problèmes de faisabilité technico-économique soulevés.

Les VLEP peuvent être contraignantes et fixées par voie de décret ou indicatives et fixée par voie d'arrêtés, en fonction de critères préétablis, comme par exemple le caractère cancérigène de la substance ou l'existence d'une méthode de mesure de la concentration dans l'air validée.

Il existe également actuellement plusieurs centaines de valeurs limites admises à caractère indicatif mais non réglementaires, publiées entre 1982 et 1996 dans différentes circulaires du ministère du Travail (INRS, 2012a).

Deux types de VLEP sont retenus réglementairement :

- VLEP-8h : limite de la moyenne pondérée en fonction du temps de la concentration atmosphérique d'un agent chimique dans la zone de respiration d'un travailleur au cours d'un poste de travail de 8 heures. Dans l'état actuel des connaissances scientifiques (en toxicologie, médecine, épidémiologie), la VLEP-8h est censée protégée d'effets sur la santé à moyen et long termes, les travailleurs exposés régulièrement et pendant la durée d'une vie de travail à l'agent chimique considéré.
- VLCT-15min : limite de la moyenne pondérée en fonction du temps de la concentration atmosphérique d'un agent chimique dans la zone de respiration d'un travailleur au cours une période de référence de 15 minutes pendant le pic d'exposition quelle que soit sa durée. Elle vise à protéger les travailleurs des effets néfastes sur la santé (effets toxiques immédiats ou à court terme, tels que des phénomènes d'irritation), dus à des pics d'exposition.

Les travailleurs des EFS sont exposés à des particules essentiellement métalliques et à d'autres composés chimiques dont la nature est détaillée dans la suite du rapport.

Un tableau en annexe 4 présente les différentes valeurs limites d'exposition professionnelles relatives aux différents polluants mesurés dans les EFS et présentés dans la suite du rapport. Lorsqu'ils sont présents sous forme de particules, les valeurs limites s'expriment en fonction de la fraction inhalable ou alvéolaire des particules prélevées.

Il est à noter qu'en ce qui concerne les particules, dans les locaux à pollution spécifique⁵ il existe des VLEP-8h pour les poussières réputées sans effet spécifique, c'est-à-dire « *qui ne sont pas en mesure de provoquer seules sur les poumons ou sur tout autre organe ou système du corps humain d'autre effet que celui de surcharge* » (circulaire du ministère du Travail du 9 mai 1985). La VLEP-8h est de 10 mg.m⁻³ pour la fraction inhalable et de 5 mg.m⁻³ pour la fraction alvéolaire (article R-4222-10 du code du travail). D'autres particules font l'objet de VLEP particulières, comme par exemple le plomb, le cadmium ou le chrome.

2.3 Echantillonnage et prélèvement des particules en suspension

Les polluants dans les EFS sont essentiellement présents sous forme particulaire (Cf. chapitres 2.4 et 2.5). Or, différentes définitions ou conventions relatives à la pollution particulaire coexistent en fonction du domaine considéré : domaine de la santé environnementale ou santé au travail. De même les méthodes de mesure de la pollution particulaire sont nombreuses et également différentes en fonction du domaine considéré.

Du fait que les EFS sont fréquentées à la fois par une population d'usagers et par une population de travailleurs, il convient de préciser à ce stade, certaines définitions, conventions et dispositifs de mesure propres à ces domaines.

2.3.1 Particules et fractions particulières

Il existe un grand nombre de termes utilisés couramment pour décrire la pollution particulaire : le terme particules est une expression générique qui désigne un mélange de polluants solides et/ou liquides en suspension dans un milieu gazeux. La notion d'aérosol inclut à la fois les particules et

⁵ Où des substances dangereuses ou gênantes sont émises.

le gaz dans lequel elles se trouvent en suspension. La taille de ces particules peut s'étendre sur près de 6 ordres de grandeur : de quelques fractions de nanomètre à une centaine de micromètres et leur composition chimique est très variable, ce qui en fait l'un des constituants les plus complexes de l'atmosphère.

Les particules sont habituellement classées par plages de diamètre aérodynamique équivalent D_{ae} , autrement appelées fractions particulaires. Ces fractions permettent de différencier les particules qui sédimentent rapidement sans pouvoir pénétrer dans l'organisme par les voies respiratoires, de celles qui peuvent y pénétrer. Différentes conventions de fractions particulaires coexistent selon le domaine considéré.

Ainsi dans le domaine de l'environnement et de l'air intérieur, les fractions communément utilisées sont les fractions massiques PM10 et PM2,5⁶. Elles sont définies par l'US EPA (US EPA, 2006) comme la masse totale de particules prélevées déterminée par une méthode de référence ou équivalente à la méthode de référence pour des diamètres aérodynamiques inférieurs à 10 et à 2,5 μm respectivement.

La fraction PM10 représente la fraction « respirable » par l'homme, autrement dit, la fraction de particules, qui, du fait de sa taille et de sa vitesse de sédimentation dans l'air a une probabilité élevée de pénétrer dans la région thoracique de l'arbre respiratoire.

Au sein de cette fraction, les PM2,5, également appelées particules fines, peuvent pénétrer plus profondément dans l'appareil respiratoire humain jusqu'aux alvéoles pulmonaires. La fraction « grossière » ou « coarse » comprise entre 2,5 et 10 μm est en partie retenue dans les voies respiratoires supérieures.

Le terme de particules ultrafines (PUF) désigne généralement les particules de diamètre inférieur à 0,1 μm (ou 100 nm), également appelées nanoparticules. Dans les EFS les sources de particules ultrafines (ou nanoparticules⁷) sont nombreuses mais peu d'études ont été réalisées sur le sujet (Midander *et al.*, 2012 ; Raut *et al.*, 2009a ; Guarrigou *et al.*, 2013), alors que ces particules peuvent interagir au niveau cellulaire et avoir une capacité de translocation au niveau systémique (Kreyling *et al.* 2014). La contribution en masse de cette fraction de particules est négligeable dans les fractions PM10 et même PM2,5.

Dans le domaine de la santé au travail, les expositions professionnelles sont mesurées et exprimées à l'aide de fractions particulaires liées à la santé. Ces fractions sont définies, par convention, en relation avec leur efficacité de pénétration dans l'organisme par les voies respiratoires, l'efficacité de pénétration étant croissante avec la diminution de la taille des particules.

Ainsi, dans l'aérosol total ambiant, également appelé fraction totale, seule une partie des particules va pénétrer dans l'organisme par les voies aériennes. Cette fraction est appelée la fraction inhalable. Dans cette fraction, une partie des particules se dépose au niveau des voies aériennes supérieures et une autre partie pénètre plus profondément au-delà du larynx : il s'agit de la fraction thoracique. Enfin, à l'intérieur de cette fraction, la partie la plus fine des particules peut pénétrer encore plus profondément pour atteindre les alvéoles pulmonaires, où elles peuvent se déposer : c'est la fraction alvéolaire.

⁶ PM signifie « Particulate Matter »

⁷ Dans le cas présent, il s'agit de nanoparticules générées de manière non intentionnelle et non pas de nanoparticules manufacturées.

Ces trois fractions, inhalable, thoracique et alvéolaire dont le modèle mathématique est décrit dans la norme EN 481⁸, permettent de définir les spécifications d'efficacité de captage auxquelles doit répondre un échantillonneur pour le prélèvement de l'une de ces fractions.

Les courbes de pénétration des fractions conventionnelles du domaine de la santé au travail et des PM, indicateur environnemental, sont représentées sur la Figure 1. Du point de vue de la comparaison physique, ces courbes de pénétration sont toutes différentes. Cependant, le PM10 et la fraction thoracique sont assez proches, car sont censés représenter la même fraction qui pénètre jusqu'au thorax. Les diamètres de coupure⁹ de la fraction PM10 et de la fraction thoracique sont de 10,6 μm et 10 μm respectivement. Si l'efficacité de pénétration est quasiment similaire sur le domaine de 1 à 10 μm , la fin de la distribution entre 10 et 12 μm est légèrement différente.

Le diamètre de coupure de la fraction alvéolaire est de 4 μm .

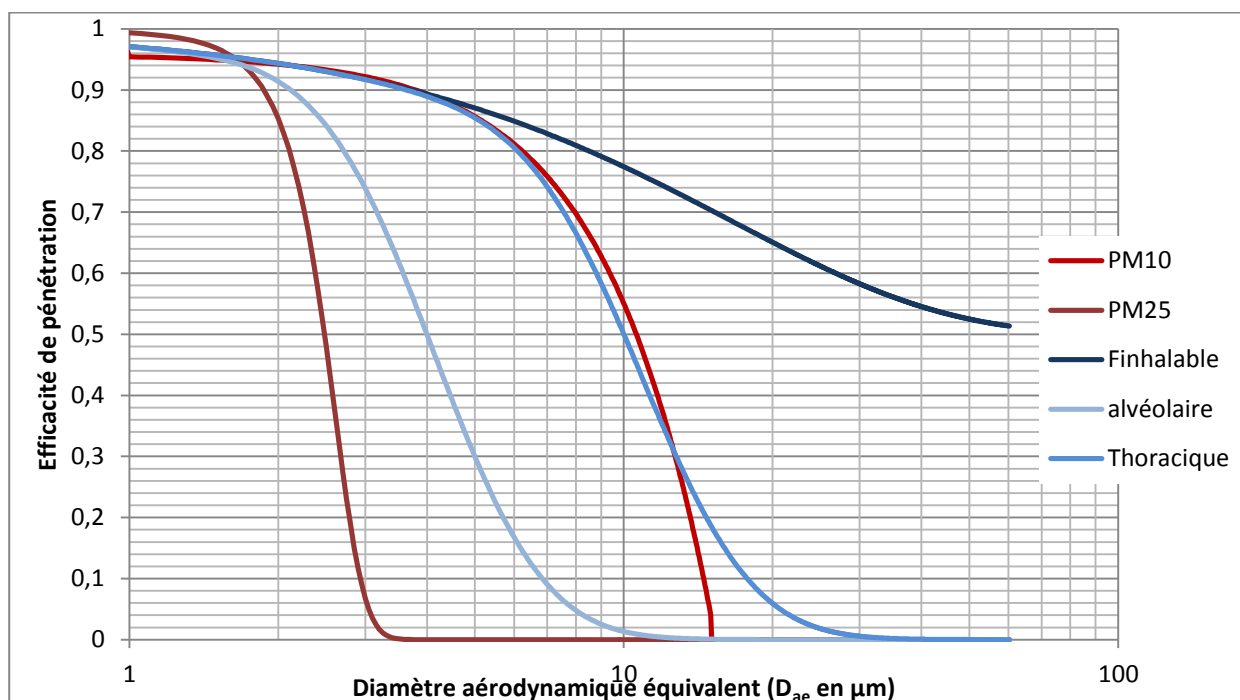


Figure 1 : Courbes de pénétration des différentes fractions conventionnelles utilisées dans les domaines de la santé au travail et de la santé environnementale

Pour un aérosol standard, les poussières sédimentables sont constituées de particules de diamètre aérodynamique supérieur à 10 microns. Compte tenu de leur diamètre important, les poussières sédimentables présentent un risque d'exposition par inhalation faible pour l'homme, mais elles représentent une source d'exposition par voie cutanée, soit par dépôt direct sur la peau, soit par contact main-surface, main-objet et également une source d'exposition par ingestion par le biais du contact main-bouche. De plus, ces poussières constituent une nuisance de par les dégradations qu'elles engendrent sur les matériaux et les écosystèmes, et les éléments qu'elles contiennent peuvent s'accumuler dans le sol et/ou être remis en suspension par l'activité humaine.

⁸NF EN 481 Novembre 1993 : Atmosphères des lieux de travail - Définition des fractions de taille pour le mesurage des particules en suspension dans l'air

⁹ Le diamètre de coupure correspond au diamètre aérodynamique pour lequel l'efficacité d'échantillonnage est de 50 %.

2.3.2 Méthodes de mesure de la pollution particulaire dans l'environnement

Les méthodes de mesure des particules en suspension sont multiples et variées, en raison de leur nature extrêmement complexe et diversifiée. En effet, la description complète de la pollution particulaire nécessite la mise en œuvre de différentes méthodes, toutes complémentaires, basées essentiellement sur 3 approches : la détermination de la concentration massique, exprimée en microgrammes par mètre cube d'air, la détermination du nombre de particules, plus adaptée pour une évaluation quantitative des fractions fines et ultra fines, et enfin l'analyse de leur composition chimique.

La mesure des particules dans le cadre des missions de caractérisation de la qualité de l'air est actuellement largement conditionnée par la fourniture d'un résultat en concentration massique. Mais cette approche n'est pas suffisante pour décrire la nature complexe des particules. En effet, compte-tenu de leur très faible masse, les particules ultra fines, même présentes en très grand nombre, pèsent peu sur une mesure gravimétrique de PM10 ou de PM2,5. Le comptage permet de quantifier ces particules. La détermination de la taille et de la composition chimique des particules permet également d'améliorer les connaissances sur leur origine, leur toxicité potentielle et leurs mécanismes de formation, par exemple au sein d'EFS : abrasion, arrachement, remise en suspension, sources extérieures aux EFS dont la combustion.

La caractérisation des particules en suspension comporte une phase de prélèvement, suivie d'une phase de mesure ou d'analyse. Les particules en suspension peuvent être prélevées soit par aspiration d'un volume d'air au moyen d'une pompe, soit par dépôt passif sur un support de collecte conçu à cet effet.

Les méthodes de mesure peuvent être complétées par des techniques de modélisation.

Les éléments présentés ci-après sont notamment tirés du rapport « synthèse des connaissances sur les particules en suspension dans l'air et des travaux d'Airparif sur ces polluants » (AIRPARIF, 2008).

2.3.2.1	<i>Détermination de concentration massique</i> :	42
2.3.2.2	<i>Mesures en nombre ou comptage de particules</i>	44
2.3.2.3	<i>Mesures LIDAR de particules</i>	45
2.3.2.4	<i>Modélisation des niveaux de particules</i>	45
2.3.2.5	<i>Comparabilité des méthodes de mesure</i>	46

2.3.2.1 Détermination de concentration massique :

Plaquettes ou jauges de dépôt

Dans le cas d'un prélèvement passif, l'échantillonnage des particules se fait par dépôt naturel sur un support de collecte conçu à cet effet. Les supports les plus utilisés sont les plaquettes de dépôt. Cette méthode d'échantillonnage est souvent désignée par le terme mesure de retombées ou mesure des poussières sédimentables. L'inconvénient de cette méthode est qu'elle nécessite des temps d'échantillonnage longs. Un autre inconvénient peut être le risque, dans certaines conditions, de souillures des plaquettes exposées sans protection à l'air libre. Des études comme celles du métro de Prague couplent le dépôt avec des tamis afin d'obtenir un tri granulométrique (Branis *et al*, 2004 et 2006).

Mesures gravimétriques

La plupart des normes et directives définissent comme méthode de référence la méthode gravimétrique après coupure granulométrique à 10 µm. Cette méthode consiste à prélever les particules PM10 sur des filtres et à les peser ensuite. Cette méthode de mesure, dissociant le

prélèvement de l'analyse, est difficilement applicable dans le cadre de la production de données en continu et en direct. En effet, le préleveur doit être installé dans un endroit climatisé avec retrait manuel des filtres exposés régulièrement ; les filtres doivent être introduits dans la chambre de pesée dans le mois suivant le prélèvement. La température de stockage doit être inférieure à 23°C (Cf. NF EN 12341 du juin 2014), ce qui entraîne une logistique lourde. Les pesées doivent être réalisées dans des conditions définies qui nécessitent une salle régulée en température : $20 \pm 1^\circ\text{C}$ et une humidité relative entre 45 et 50%. Enfin, elle ne permet pas de disposer simplement de résultats à des pas de temps courts, inférieurs à 24h. Par ailleurs, cette méthode peut comporter des biais, liés à l'absorption ou à la volatilisation de certains composés sur le filtre. Ainsi, lorsque les pesées se font à 50 % d'humidité, la masse d'eau adsorbée par certains composés très hydrophiles peut conduire à une surestimation des résultats.

Mesures automatiques

Plus légères en termes de logistique que la mesure gravimétrique mais nécessitant la mise en œuvre d'analyseurs complexes et des maintenances régulières, les méthodes automatiques ne nécessitent pas de pesée en différé. Elles permettent donc un suivi des niveaux de particules en temps quasi-réel, sur des pas de temps courts :

- La jauge Beta : La méthode par jauge Beta consiste à collecter les particules (PM10 ou PM2,5) par aspiration d'un volume d'air déterminé sur un filtre en fibre de verre qui défile de manière séquentielle devant une jauge β . La masse du dépôt de particules est déterminée en mesurant l'atténuation du rayon β par les particules recueillies sur le filtre.
- Le TEOM (Tapered Element Oscillating Microbalance) : La méthode par microbalance à élément conique oscillant repose sur la mesure en continu des variations de fréquence de vibration d'un élément oscillant sur lequel les particules se déposent. Ces variations de fréquence sont converties en variations de masse de particules déposées. La mesure du débit volumique permet de déterminer la concentration en microgrammes de particules par mètre cube d'air. En amont de cette microbalance est installée une tête de prélèvement PM10 ou PM2,5. Le raccordement de cet instrument à des étalons nationaux est réalisé en débit et en masse. Cette méthode est utilisée dans les réseaux de surveillance de la RATP et de la SNCF et des principales enceintes souterraines européennes, ainsi que dans les réseaux de surveillance de la qualité de l'air ambiant.

Ces deux équipements présentent néanmoins un artefact de prélèvement. Le tube d'adduction de la jauge beta et la microbalance sont chauffés de façon à ne pas condenser la vapeur d'eau contenue dans l'air et réaliser les mesures toujours dans les mêmes conditions. Ce chauffage peut occasionner une volatilisation de certains composés, entraînant une sous-estimation de la concentration mesurée. C'est pourquoi des modules complémentaires ont été développés et équipent les analyseurs depuis plusieurs années pour assurer la prise en compte de cette fraction volatile des particules (module FDMS pour le TEOM et module RST pour la jauge β).

Autres méthodes

Il existe d'autres méthodes de détermination de la concentration massique en particules. Parmi elles, on peut citer les néphélomètres, dont le principe est basé sur les propriétés optiques des particules. Les particules sont éclairées avec un faisceau laser. L'intersection des particules avec le faisceau laser produit une lumière diffuse dont l'intensité est proportionnelle à la quantité de particules présentes. Cette intensité lumineuse est ensuite convertie en concentration massique. L'inconvénient majeur est que cette conversion est établie sur les propriétés optiques d'une

poussière étalon de composition bien définie qui peut ne pas correspondre à la diversité des particules présentes dans l'atmosphère, en particulier des EFS. De plus, étant basé sur des propriétés optiques, cet appareil est plus sensible au nombre de particules qu'à leur masse. Ces appareils fournissent donc une estimation de la concentration massique. De faible encombrement et disponibles en version portable, ils présentent une bonne reproductibilité mais ne permettent pas d'établir une équivalence avec les mesures de référence.

Les instruments DustTrak DRX et le Grimm 1.108 sont des photomètres laser qui mesurent simultanément plusieurs fractions massiques réparties par granulométrie. Ces photomètres laser à diffusion de la lumière sont avec des temps d'intégration de quelques secondes et un angle de mesure à 90°. Ils mesurent simultanément la fraction massique et la fraction granulométrique correspondant à des fractions PM1, PM2,5, inhalables, PM10 et Total PM pour les Dust Trak de chez TSI et jusqu'à 16 fractions pour le modèle 1.108 de chez GRIMM. L'avantage de ces appareils est leur faible encombrement. Le Grimm 1.108 a montré des suivis temporels comparables à celui du TEOM-FDMS (LCSQA, 2008).

2.3.2.2 Mesures en nombre ou comptage de particules

La contribution massique des particules fines dans la fraction PM10 est minoritaire, mais pour une masse donnée, leur nombre est beaucoup plus important. Les mesures de comptage permettent de caractériser ces particules très fines et d'améliorer les connaissances sur l'impact sanitaire des aérosols ainsi que sur leur origine et leurs mécanismes de formation. La caractérisation en nombre des aérosols est généralement associée à l'étude de leur distribution granulométrique c'est-à-dire leur répartition en nombre selon différentes classes de taille.

Outre les impacteurs en cascade qui utilisent les propriétés aérodynamiques des particules, l'étude de la granulométrie peut se faire à l'aide de systèmes de classification par taille, comme les analyseurs de mobilité qui font appel à la mobilité électrique des particules. Il en existe différentes catégories.

L'Analyseur Différentiel de Mobilité Électrique (ADME) ou « Differential Mobility Analyser » (DMA) en anglais, charge électriquement les particules et les fait ensuite passer dans un champ électrostatique, l'ensemble permettant de faire sortir les particules à des moments différents en fonction de leur taille, la mobilité électrique étant inversement reliée à la dimension des particules. Le dénombrement des particules est ensuite effectué à l'aide d'un Compteur à Noyau de Condensation (CNC). Le granulomètre DMPS (Differential Mobility Particles Sizer) ou SMPS (Scanning Mobility Particles Sizer) dans sa version automatisée associe ainsi un ADME et un CNC. Ce type d'appareil permet de connaître le nombre de particules entre 10 nm (ou 0,01 µm) et 1 µm.

Le principe des Compteurs à Noyaux de Condensation (CNC) est de faire grossir artificiellement les particules par condensation d'eau ou de butanol de façon à pouvoir les détecter avec un système optique classique. Les CNC permettent de détecter les particules comprises entre 3 nm (ou 0,003 µm) et 1,1 µm de diamètre.

Les Compteurs Optiques de Particules (COP) utilisent les propriétés optiques des particules. Le flux de particules pénètre dans un volume optique défini par la lumière blanche ou laser. La lumière diffusée par chaque particule est collectée et transformée en impulsion électrique dont l'intensité est reliée à la dimension de la particule. Le domaine de dimension couvert par ces dispositifs est compris entre 0,1 et plusieurs dizaines de µm. Ces appareils caractérisent le nombre de particules et permettent une estimation de la concentration.

L'APS (Aerodynamic Particle Sizer) permet de fournir une concentration en nombre de particules dans une tranche granulométrique de 0,5 µm à 20 µm. Le principe est celui de la spectrométrie de temps de vol. L'échantillon d'aérosol est accéléré dans un orifice. Le taux d'accélération des particules est déterminé par leur diamètre aérodynamique, les plus grosses ayant l'accélération la plus faible en raison d'une inertie plus forte. Après accélération, les particules traversent un système composé de deux faisceaux lasers, d'un miroir et d'un photodétecteur permettant de les dénombrer et de mesurer leur vitesse et donc leur diamètre aérodynamique.

L'échantillonneur ELPI (Electrical Low Pressure Impactor) fonctionne sur le même principe que les impacteurs en cascade mais les particules sont chargées en entrée de l'impacteur et un électromètre enregistre les charges induites sur chacun des étages lors de l'impaction des particules. L'analyse du signal permet de caractériser la granulométrie dans une gamme de 0,07 à 10 µm.

2.3.2.3 Mesures LIDAR de particules

Le Lidar est un système de mesure optique fonctionnant suivant un principe similaire au radar. Il permet de fournir une image en 3 dimensions de la pollution particulaire. Son avantage est qu'il permet une observation à distance permettant de s'affranchir de la phase d'échantillonnage. Le principe du Lidar est d'envoyer une impulsion laser dans l'atmosphère. Les molécules et les particules présentes sur le trajet du faisceau laser diffusent l'onde laser dans toutes les directions. Un télescope récupère le signal lumineux diffusé vers l'arrière (rétrodiffusion). En sortie du télescope, le signal rétrodiffusé est envoyé sur un détecteur. La détection est définie en fonction des paramètres atmosphériques à déterminer. Ce signal rétrodiffusé dépend en effet du coefficient de rétrodiffusion des particules et de la distance à laquelle elles se trouvent.

A l'heure actuelle, les mesures Lidar constituent encore une approche essentiellement qualitative des aérosols, en l'absence de connaissance précise de la signature optique des différentes espèces présentes. Couplées avec des mesures au sol fournissant une caractérisation précise des aérosols, ils permettent d'établir un profil sur 3 dimensions de la concentration en particules.

2.3.2.4 Modélisation des niveaux de particules

Les modèles sont aujourd'hui un outil incontournable à l'étude de la pollution atmosphérique en général. Les outils de modélisation présentent des intérêts multiples, complémentaires à la mesure.

- Les modèles permettent tout d'abord une description des niveaux de pollution à différentes échelles temporelles ;
- les modèles sont des outils opérationnels permettant une meilleure gestion des moyens de ventilations des EFS ;
- ils permettent de progresser dans la compréhension des phénomènes de pollution, notamment par l'étude rétrospective ;
- ils constituent également une aide précieuse à l'identification des sources et à l'évaluation des inventaires des émissions ;
- ils permettent enfin de réaliser des études prospectives de scénarios de réduction de façon à en évaluer l'impact en termes de concentration.

Le réseau du métro de Séoul (Kim MH *et al*, 2010 ; Kim M *et al*, 2012) est l'un des plus avancé dans le domaine.

2.3.2.5 Comparabilité des méthodes de mesure

Parmi les publications identifiées dans la littérature scientifique et présentant des données de mesure de pollution de l'air des EFS, peu décrivent les moyens et les protocoles utilisés. Ce manque ne permet pas de classer les mesures réalisées afin de comparer des concentrations avec un niveau équivalent de qualité et d'incertitudes de mesure.

Pour des raisons de portabilité et d'autonomie, des néphélomètres et compteurs optiques sont souvent utilisés plutôt que des matériels dits de référence tels que le prélèvement sur filtre avec une analyse gravimétrique. La comparaison à des valeurs réglementaires de PM10 ou PM2,5 exprimées en $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ oblige donc les compteurs optiques et néphélomètres à un algorithme de conversion d'un signal optique en concentration massique. Les fabricants de ces matériels utilisent des hypothèses sur la nature (densité), sur le profil granulométrique et sur la forme aérodynamique des particules. Ces hypothèses sont adaptées aux plus grandes utilisations de ces matériels telles que la mesure des aérosols urbains. Cependant, pour des particules qui présenteraient des caractéristiques physico-chimiques très différentes des particules urbaines, ces hypothèses de conversion risqueraient vraisemblablement de ne plus être adaptées.

Très peu d'études comme celle du réseau de Taipei (Cheng *et al.* 2010) réalisent des comparaisons entre des mesures avec matériels portables tels que Grimm ou Dust Trak et des mesures équivalentes à la méthode gravimétrique de référence telles que des jauges bêta (BAM de chez Met One) afin de corriger les données de ces matériels optiques. La Figure 2 et la Figure 3 présentent graphiquement les résultats de ces comparaisons : les mesures optiques surestiment les concentrations massiques.

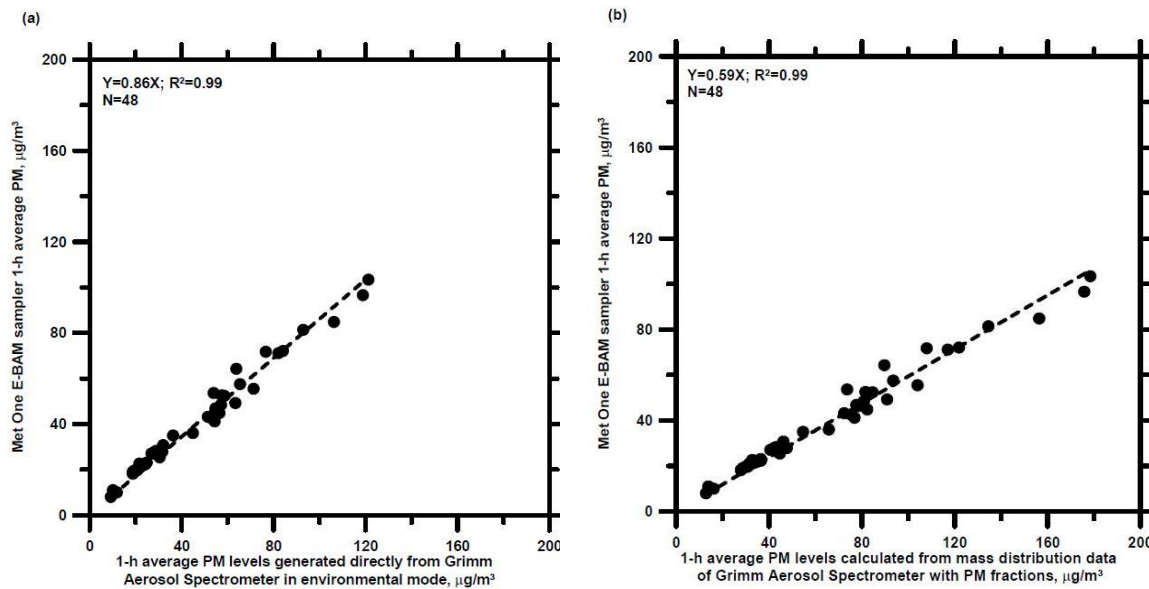


Figure 2 : Corrélation des mesures gravimétriques avec les concentrations en masse mesurées avec compteurs Grimm (Cheng *et al.* 2010)

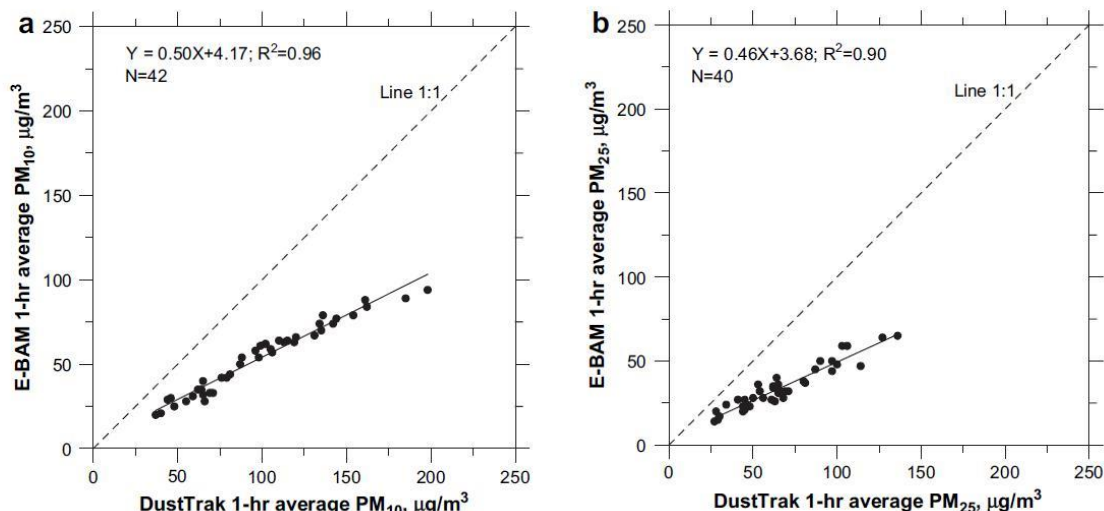


Figure 3 : Corrélation des mesures gravimétriques avec les concentrations en masse mesurées avec compteurs Dust Trak (Cheng et al. 2010)

Le Tableau 1 synthétise, pour les différents matériels utilisés et recensés dans la revue de la littérature réalisée, les ordres de grandeurs des biais généralement constatés sur les résultats des différentes méthodes de mesure de particules par rapport à la méthode de référence qu'est la gravimétrie.

Dans les enceintes ferroviaires souterraines, le biais des méthodes optiques est de manière générale compris entre 1,5 et 3. Les concentrations mesurées par méthode optique et converties en concentrations gravimétriques sont donc généralement surestimées, ce qui engendre un biais dans les comparaisons et les conclusions de certaines études.

Tableau 1 : Équivalence des résultats des différentes méthodes de mesures de concentration massique des particules dans les EFS avec la méthode gravimétrique

	Méthode de référence : Mesure par gravimétrie	Méthode de mesure automatique		Méthode de mesure optique		
		Equivalent	Non équivalent	Comptage	Néphélomètre Nouvelle génération	Ancienne génération
Exemple de matériels	Impacteur DEKATI Partisol (R&P) DA80 (Digitel)	BAM- Smart heater (MetOne) TEOM-FDMS(Thermo)	TEOM (Thermo)	1.108 (Grimm)	Dust Trak (TSI)	PDR1200 (Thermo) Scout 3020 (R&P)
Artéfact possible	Trajet entre le préleveur et le laboratoire de pesée	Humidité	Volatilisation de certains composés Humidité	Nature de l'aérosol Humidité > 60%HR	Nature de l'aérosol Humidité > 60%HR	Nature de l'aérosol Granulométrie Humidité
Ordre de grandeur des ratios des concentrations massiques déterminées par la méthode considérée et la méthode de référence		[0,8 – 1,2]	[0,8 – 1,5]	[0,5 – 3,0]	[0,5 – 3,0]	[0,2 – 6,0]

2.3.3 Métrologie de référence en santé au travail

Dans le domaine de la santé au travail, le prélèvement des fractions d'aérosols se fait à l'aide de dispositifs de prélèvement dont les performances de captage satisfont les exigences fixées dans la norme EN 481. En France, le dispositif utilisé pour le prélèvement de la fraction inhalable est la cassette fermée contenant des filtres de 37mm. La mesure de la masse de particule se fait par gravimétrie du filtre avant et après prélèvement. La performance du captage de la fraction inhalable est assurée par l'association d'un débit de 2 litres par minute au travers d'un orifice de 4mm de diamètre et d'une orientation parfaitement horizontale de la cassette. Ce prélèvement est décrit dans la norme NF X 43-257¹⁰.

La fraction alvéolaire est généralement prélevée à l'aide d'un dispositif équipé d'un cyclone. Le cyclone permet de séparer les particules en fonction du diamètre aérodynamique, les particules pénètrent dans le cyclone de manière tangentielle. Un mouvement circulaire est imprimé aux particules à l'intérieur du cyclone, les particules les plus lourdes sédimentent par gravité et les plus légères s'éloignent des parois et sont entraînées par le vortex vers l'extérieur du cyclone (Figure 4). En France, la fraction alvéolaire est généralement prélevée à l'aide du cyclone Dorr-Oliver de 10mm.

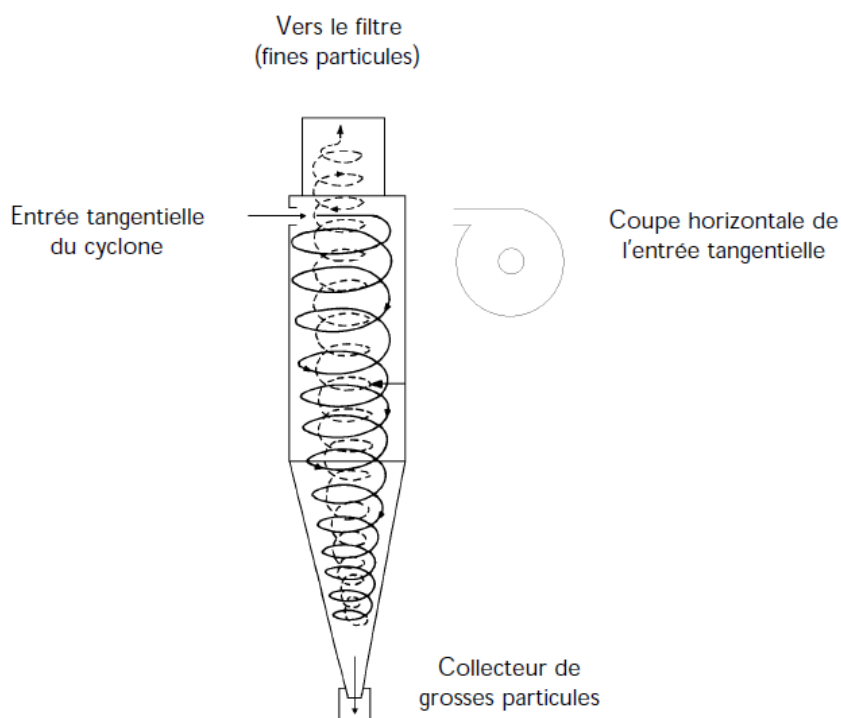


Figure 4 : Principe de fonctionnement d'un cyclone (source : INRS, 2001)

¹⁰NF X43-257 Mai 2008 : Qualité de l'air - Air des lieux de travail - Prélèvement d'aérosol à l'aide d'une cassette (orifice 4 mm)

D'autres dispositifs permettent également de prélever efficacement les différentes fractions, c'est le cas notamment du CIP10 qui peut être équipé de sélecteurs spécifiques des fractions inhalable, thoracique ou alvéolaire.

Les mesures en vue de comparaisons à des VLEP-8h se font à partir de prélèvements individuels sur une période de 8 heures ou des périodes plus courtes auquel cas les résultats sont rapportés à une durée de 8 heures.

2.4 Revue de la littérature

2.4.1 Caractéristiques des enceintes ferroviaires souterraines investiguées

D'après la revue de la littérature réalisée, les principales caractéristiques disponibles des enceintes ferroviaires souterraines investiguées sont présentées dans le Tableau 2. Ces différentes caractéristiques, ont été relevées par les auteurs des différentes études, comme pouvant avoir une influence probable sur les niveaux de pollution observés dans ces EFS. Il est à noter que pour certaines EFS, aucune de ces informations n'était disponible dans les études recensées, et par conséquent ces EFS ne sont pas incluses dans ces tableaux. C'est le cas notamment des structures ferroviaires souterraines des villes de Boston, Buenos Aires, Milan et Amsterdam. Les caractéristiques et données relatives aux EFS françaises sont plus particulièrement décrites au paragraphe 2.5.1 qui suit.

Tableau 2 : Caractéristiques principales des différentes enceintes ferroviaires recensées

Pays	ville	présence de ballast	type de roues	type de freinage	porte de sécurité	système de ventilation	trafic journalier (x10 ⁶ voyageurs)	année de construction du réseau	nombres de station	longueur du réseau en km (% souterrain)	nombres de lignes	source
Taiwan	Taipei	NR	NR	électrique régénératif	NR	mécanique	1,4	1996	82 (63% souterrain)	90,5 (50% souterrain)	8	Cheng <i>et al.</i> 2012, Cheng et Yan 2011
Corée	Seoul	oui	acier	NR	oui	air conditionné	6,7 (58000 voyageurs/j station Hyehwa)	1974	327	NR	8	Park et Ha 2008, Kim <i>et al.</i> 2010, Kim <i>et al.</i> 2007, Sohn <i>et al.</i> 2008, Kang <i>et al.</i> 2008, Jung <i>et al.</i> 2012
Hongrie	Budapest	Non	NR	Oui (électropneumatique)	NR	mécanique	0,86	1896	39	33 (84% souterrain)	4	Salma <i>et al.</i> 2007; Dura et Szalay 2007
Rép. Tchèque	Prague	NR	NR	NR	NR	NR	1,472	1974	57	59	3	Branis 2006
USA	Los Angeles (Gold Line, Red Line)	NR	acier	NR	NR	Climatisation des rames	0,3	1993	NR	NR	NR	Kam <i>et al.</i> 2013, Kam <i>et al.</i> 2011a, Kam <i>et al.</i> 2011b, Sioutas 2011
	New York	NR	acier	dynamique (électronique) et friction	NR	air conditionné	4,6	1904	468	368	NR	Nieuwenhuijsen <i>et al.</i> 2007
	Washington	NR	NR	mécanique récupération d'énergie	NR	non	NR	NR	22 (16 EFS)	NR	NR	Sumner et Wood 1979
Japon	Fukuoka	Non	NR	NR	Oui	Oui	0,01	1982	NR	NR	NR	Ma <i>et al.</i> 2012
Suède	Stockholm	NR	acier	électrique / block	NR	naturelle	0,8	1950	100	108	NR	Karlsson 2006, Nieuwenhuijsen <i>et al.</i> 2007
Espagne	Barcelone, L3 St Fontana	NR	pneumatique	Oui	non	NR	NR	NR	NR	NR	NR	Querol <i>et al.</i> 2012

Pays	ville	présence de ballast	type de roues	type de freinage	porte de sécurité	système de ventilation	trafic journalier (x10 ⁶ voyageurs)	année de construction du réseau	nombres de station	longueur du réseau en km (% souterrain)	nombres de lignes	source
Espagne	Barcelone, L9 St Sagrera	NR	pneumatique	Oui	Oui	Oui	NR	2009	NR	NR	NR	Querol <i>et al.</i> 2012
Chine	Shanghai	NR	NR	NR	NR	NR	4,4	1990-1995	165	235	NR	Zhang <i>et al.</i> 2011, , , Ye <i>et al.</i> 2010
	Guangzhou	NR	acier	regeneratif/ friction	NR	air conditionné	0,5	1999	31	37	NR	Chan <i>et al.</i> 2002a, Nieuwenhuijsen <i>et al.</i> 2007
	hong kong	NR	pneumatique / acier	regeneratif/ friction	NR	air conditionné	2,3	1989	53	60	NR	Chan <i>et al.</i> 2002b, Nieuwenhuijsen <i>et al.</i> 2007
Mexique	Mexico	NR	pneumatique	NR	NR	naturelle	4,4	1969	175	201	NR	Gomez-Perales <i>et al.</i> 2004, Vallejo <i>et al.</i> 2004, Nieuwenhuijsen <i>et al.</i> 2007
Angleterre	Londres	NR	acier	regeneratif	NR	naturelle	2,8	1890	275	408	NR	Nieuwenhuijsen <i>et al.</i> 2007
Italie	Milan	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	88	76	3	Colombi <i>et al.</i> 2013
	Rome	NR	NR	Pneumatique/ électrodynamique et sable pour urgence	NR	NR	NR	NR	NR	NR	2	Ripanucci <i>et al.</i> 2006

2.4.2 Mesures des particules en suspension dans l'air d'EFS

Cette partie décrit la pollution aux particules métalliques, à la silice et aux fibres dans les EFS dont la source peut clairement être interne aux EFS (CSHPP, 2003). Les autres composés particulaires ou gazeux (HAP, COVs, OC, EC, BC, ...) sont traités dans le chapitre suivant 2.4.3.

2.4.2.1	Concentration en particules	52
2.4.2.1.1	Concentration massique	52
2.4.2.1.2	Concentration en nombre et surface de particules	59
2.4.2.1.3	Comparaison des concentrations en particules dans les EFS avec les concentrations en particules de l'air ambiant extérieur	63
2.4.2.2	Caractérisation et composition des particules	66
2.4.2.2.1	Morphologie.....	66
2.4.2.2.2	Composition élémentaire	66
2.4.2.2.3	Données physico-chimiques (forme du fer ou des éléments métalliques)	71
2.4.2.2.4	Amiante et silice cristalline	73

2.4.2.1 Concentration en particules

Toutes les concentrations mesurées antérieurement à 2000 n'ont pas été intégrées à l'analyse. En effet, compte-tenu de l'évolution des matériels roulants et des matériels de mesure, les données les plus anciennes ne peuvent pas être considérées comme représentatives de l'état actuel de l'atmosphère des réseaux.

2.4.2.1.1 Concentration massique

Sur plus de 120 publications étudiées, 50 ont été retenues pour la qualité des mesures réalisées. Ces 50 articles et/ou études portent principalement sur la caractérisation en particules dans les EFS de 28 villes différentes dont 9 françaises (Paris, Marseille, Lille, etc.). En effet, les données relatives aux particules représentent 79 % des 304 prélèvements / échantillonnages qui ont permis la caractérisation de la pollution atmosphérique des EFS de ces 28 villes.

Ces publications s'attachent principalement à la mesure des fractions PM10 et PM2,5. Moins de 5% de ces études considèrent la fraction PM1. Une seule étude de l'Agence d'Essai Ferroviaire porte sur la fraction thoracique (AEF, 2003a).

Les méthodes de prélèvements et d'analyses sont variées. Les principales sont décrites dans le Tableau 3. Les mesures sont soit des mesures réalisées en point fixe, soit des mesures individuelles avec des usagers équipés d'un matériel portatif. Les prélèvements durent de quelques heures à plusieurs jours et les concentrations sont souvent moyennées sur les périodes de mesure. Ces différences peuvent poser un problème pour la comparaison des études entre elles.

Tableau 3 : Mesures et matériels utilisés pour caractériser les particules

Pays	Ville	Etudes	Année de prélèvement	PM10 en $\mu\text{g.m}^{-3}$	PM2,5 en $\mu\text{g.m}^{-3}$	PM1 en $\mu\text{g.m}^{-3}$	Granulométrie	Comptage en nombre	Modélisation
Suède	Stockholm	Johanson <i>et al.</i> (2003);	2000	-	TEOM (Thermo)	-	SMPS (90 classes); 1.108 (Grimm)	GRAU ???	-
		Midander <i>et al.</i> (2012)	2010						
Chine	Guangzhou	Chan <i>et al.</i> (2002a)	2001	Dust Trak (TSI)	-	-	-	-	-
Mexique	Mexico	Vallejo <i>et al.</i> (2004);	2002	-	PDR (Thermo); + Gravimétrie	-	-	-	-
		Gomez <i>et al.</i> (2007)	2003						
Chine	Shanghai	Yu <i>et al.</i> (2012); Ye <i>et al.</i> (2010)	2005	Dust Trak (TSI); Side Pack (TSI)	Dust Trak (TSI); Side Pack (TSI)	Dust Trak (TSI)	-	-	-
	Hong Kong	Chan <i>et al.</i> (2002b)	2001	Dust Trak (TSI)	Dust Trak (TSI)	-	-	-	-
Taiwan	Taipei	Cheng, Lin <i>et al.</i> (2008 à 2012)	2010	BAM (MetOne); 1.108 (Grimm)	BAM (MetOne), 1.108 (Grimm)	-	1.108 (Grimm)	PTrak 8525 (TSI); CNC 3022 (TSI); CNC 3007 (TSI)	-
USA	New York	Morabia (2009)	2005	-			Photomètre	-	-
	Los Angeles	Kam <i>et al.</i> (2011);	2010	Impacteur	Impacteur; Dust Trak (TSI); SIPC (SKC)	-	-	-	-
		Sioutas <i>et al.</i> (2011);	2010						
		Kam <i>et al.</i> (2013)	2010						
Iran	Téhéran	Jafari <i>et al.</i> (2011)	2006	Dust Trak (TSI)	Dust Trak (TSI)	-	-	-	-
Argentine	Buenos Aires	Murrini <i>et al.</i> (2009)	2006	Gravimétrie	-	-	-	-	-
Espagne	Barcelone	Minguillon <i>et al.</i> (2012)	2009	Gravimétrie HVS	Chempass (BGI); Gravimétrie HVS; Scout 3020 (R&P)	-	-	-	-
		Querol <i>et al.</i> (2012)	2011						
Japon	Fukuoka	Ma, Matuyama <i>et al.</i> (2012)	2006	Impacteur	Impacteur	-	-	KC-01D (RION)	-
Italie	Milan	Lonati <i>et al.</i> (2011)	2009	Comptage OPC, ConTec Eng	Comptage OPC, ConTec Eng	Comptage OPC, ConTec Eng	-	-	-
Hongrie	Budapest	Salma (2007 et 2009)	2005	TEOM (R&P); Impacteur	Impacteur	GENT-SFU (PM2)	GENT-SFU ⁽¹⁾ ; (2 à 10 μm et <2 μm)	-	-
		Dura, Szalay (2007)							

Pays	Ville	Etudes	Année de prélèvement	PM10 en $\mu\text{g.m}^{-3}$	PM2,5 en $\mu\text{g.m}^{-3}$	PM1 en $\mu\text{g.m}^{-3}$	Granulométrie	Comptage en nombre	Modélisation
République tchèque	Prague	Branis <i>et al.</i> (2004);	2003	Dust Trak (TSI); Sédimentation + Tamis	Dust Trak (TSI)	-	-	-	-
		Branis <i>et al.</i> (2006);	2004						
		Sysalova <i>et al.</i> (2006)	2004						
Corée du Sud	Séoul	Jung, Kim <i>et al.</i> (2010);	2009	Impacteur DEKATI; LVS URG + GST; OSIRIS (Turnkey); 1.108 (Grimm)	Impacteur DEKATI; OSIRIS (Turnkey); Model 4.1 Airmetric; 1.108 (Grimm)	Model 4.1 Airmetric; 1.108 (Grimm)	-	-	Modèle PM (ACP)
		Park <i>et al.</i> (2009);	2009						
		Park, Kim (2007);	2005						
		Park, Ha (2008)	2004						
		Kim, Yoo (2010 et 12);	2008						
		Sohn, Kim (2008); Kang <i>et al.</i> (2008)	2004 2005						
France	Ile de France	Tokarek <i>et al.</i> (2002);	2001	Dust Trak (TSI); Mini Partisol (R&P); TEOM (Thermo); ELPI (DEKATI)	Dust Trak (TSI); TEOM (Thermo); ELPI (DEKATI)	-	SMPS (TSI); Model 3563 (TSI) (2)	1.108 (Grimm)	LIDAR (3)
		Mazoué <i>et al.</i> (2007);	2005						
		Airparif-RATP (2009);	2008						
		Airparif-RATP (2010);	2009						
	Raut <i>et al.</i> (2009a,b)	2006							
	Marseille	Air PACA (2011)	2010	TEOM (Thermo)	TEOM (Thermo)	-	-	-	-
	Lille	Atmo Nord Pas de Calais (2008 et 2010)	2007 à 2010			-	-	-	-
	Lyon	Coparly (2003)	2002			-	-	-	-
Rennes	Airbreizh (2005)	2004/2005	-			-	-	-	
Rouen	Air Normand (2006)	2005	-			-	-	-	
Pays Bas	Amsterdam	Strak <i>et al.</i> (2011)	2009	Impacteur	Impacteur	-	-	Compteur PUF	-
Turquie	Istanbul	Şahin <i>et al.</i> (2012)	2008	Impacteur (8 étages); Anderson ACFM	Impacteur (8 étages); Anderson ACFM	Impacteur (8 étages); Anderson ACFM	-	Comptage OP ???	-

Notes : Les impacteurs ont principalement 3 étages et sont de la marque DEKATI : TSP, PM10 et PM2,5

(1) : The "GENT" Stacked Filter Unit (SFU); (2) : Néphélomètre ; (3) : Modélisation en 3D du comportement des particules sur un quai grâce à un LIDAR (Léosphère)

Les données de concentration en particules PM10 et PM2,5 concernent principalement trois microenvironnements : l'intérieur des rames de métro, les quais et les couloirs-Halls ou salles d'attente. Les niveaux de concentration moyens en particules PM10 et PM2,5 dans les couloirs, halls ou salles d'attente ont été traités comme un seul microenvironnement car peu de données sont disponibles comparativement aux quais et rames. Ces endroits sont par ailleurs considérés comme lieux de référence pour pouvoir mettre en exergue les fortes concentrations rencontrées sur le quai et dans les rames de métro.

Une synthèse des concentrations moyennes rapportées dans les différentes études est présentée dans les tableaux 4 à 6 (Tableau 4 : mesures sur les quais, Tableau 5 : mesures dans les rames, Tableau 6 : mesures dans les tunnels). Les valeurs minimales et maximales de ces concentrations moyennes sont également précisées.

Tableau 4 : Niveaux de concentration moyenne sur les quais de métro ou RER

Ville	Etude	PM10 en $\mu\text{g.m}^{-3}$ Moyenne (min - Max)	PM2,5 en $\mu\text{g.m}^{-3}$ Moyenne (min - Max)	Spécificité des prélèvements
Amsterdam	Strak <i>et al.</i> (2011)	394	137	Milieu de quai sans ventilation, ni climatisation : durée 6h
Barcelone	Minguillon <i>et al.</i> (2012); Querol <i>et al.</i> (2012)	202 (64 - 339)	123 (90 - 155)	3 lignes de métro ont été équipées avec des périodes de prélèvement de 12h, soit 3 concentrations moyennes
Fukuoka	Ma, Matuyama <i>et al.</i> (2012)	82 (48 - 116)	48 (20 - 75)	Prélèvements de 6h
Helsinki	P Aarnio, T Yli-Tuomi <i>et al.</i> (2005)	-	47	Mesures réalisées en continu et moyennées sur 12h
Budapest	Salma (2007 et 2009); Dura, Szalay (2007)	155	-	Mesures réalisées en continu et moyennées sur 19h Ouverture du métro
Stockholm	Johansson et Johansson (2003)	469 (212 – 722) 302 (66,8 – 467)	258 (105 – 388) 165 (33,7 – 256)	Mesures en continu, moyennée sur 12h ouverture du métro Semaine dimanche
Los Angeles	Kam <i>et al.</i> (2011); Sioutas <i>et al.</i> (2011); Kam <i>et al.</i> (2013)	49 (31 - 78)	35 (20 - 57)	Réalisées sur 3,5h avec un néphélomètre – peu de mesure
Milan	Lonati <i>et al.</i> (2011)	149	-	8 prélèvements réalisés en bas débit dans 8 stations Pas de temps non précisé
Rome	Ripanucci <i>et al.</i> (2006)	407 (348 - 479)	-	Mesures réalisées en continu dans 5 stations différentes et sur les 2 lignes de la ville Pas de temps non précisé
Seoul	Jung, Kim <i>et al.</i> (2010); Park,Woo (2009); Park,Kim (2007); Park,Ha (2008); Kim, Yoo (2010 et 12); Sohn, Kim (2008); Kang (2008)	135 (123 151)	104 (84 - 116)	Mesures réalisées en continu et prélèvement de 24h à 72h et des moyennes 20h et 24h pour différencier les heures d'ouverture

Ville	Etude	PM10 en $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ Moyenne (min - Max)	PM2,5 en $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ Moyenne (min - Max)	Spécificité des prélèvements
Taipei	Cheng, Lin <i>et al.</i> (2008 à 2012)	65	40	Mesures réalisées en continu de 15 min à 2h
Londres	Seaton <i>et al.</i> (2005)	-	343 (300-420)	Mesures réalisées en continu sur 10 heures
Toulouse	ORAMIP, Toulouse (2012, 2013)	92 (27 - 168)	28 (16 - 40)	Mesures réalisées en continu - moyenne 24h
Paris	Tokarek <i>et al.</i> (2002), Mazoué <i>et al.</i> (2007), Airparif-RATP (2009), Airparif-RATP (2010), Raut <i>et al.</i> (2009)	123 (13 - 329)	48 (12 - 117)	Moyenne 24h à partir de mesures horaires
Rennes	Air Breizh (2005)	46 (35 - 56)	-	Mesures réalisées en continu - moyenne 24h
Rouen	Air Normand (2006)	94	-	Mesures réalisées en continu - moyenne 24h
Lyon	Coparty (2003)	102 (57 - 171)	80 (65 - 95)	Mesures réalisées en continu - moyenne 24h
Marseille	Air PACA, CEREGE (2011)	80 (74 - 90)	-	Mesures réalisées en continu - moyenne 24h
Lille/Roubaix	Atmo Nord Pas de Calais (2008 et 2010)	85 (43 - 136)	68	Mesures réalisées en continu - moyenne 24h

Dans la plupart des études, les niveaux moyens en PM10 mesurés sur les quais sont élevés et, sous l'hypothèse qu'ils représentent des niveaux de pollution chronique, ils dépassent la valeur limite annuelle réglementaire pour l'air ambiant de $40 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ (facteur 1 à 10).

Les valeurs moyennes maximales sont obtenues à Amsterdam, Barcelone, Londres, Rome, Séoul et à Paris dans le RER A, en lien avec des matériels ferroviaires lourds et avec un nombre d'usagers important.

Quelques études comme celles réalisées à Amsterdam, Budapest ou Milan ont été réalisées sur une seule période de prélèvement et/ou un seul point de mesure. Ceci rend les comparaisons entre villes difficiles compte tenu de la représentativité partielle de ces études.

Certaines études présentent des maxima supérieurs à $400 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ comme sur le réseau ferroviaire romain (Ripanucci *et al.* 2006).

Certaines valeurs minutes obtenues avec des Dustrak atteignent des niveaux supérieurs à $1000 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ comme à Shanghai (Ye X; Lian Z 2010). Il est à noter que ces concentrations extrêmes sont vraisemblablement surestimées du fait de la méthode de mesure utilisée (Cf. §2.3.2.5).

Les niveaux moyens de PM2,5 mesurés sur le quai sont également très élevés et dépassent la valeur limite annuelle réglementaire pour l'air ambiant de $25 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Les valeurs moyennes maximales de PM2,5 sont observées dans les mêmes villes que pour les PM10.

Les études réalisées au sein d'un même réseau sur les quais de stations à différentes profondeurs, mettent en avant que les concentrations en PM10 augmentent avec la profondeur de la station (Furuya *et al.* 2001, Colombi *et al.* 2013).

Un nombre très important d'études a été réalisé sur le métro de la ville de Séoul. Ces études vont de la caractérisation simple d'environnement comme celle de Park, Ha (2008) : une comparaison entre le milieu du quai et le milieu de la rame dans 65 stations souterraines entre 15h00 et 18h00 et durant quelques jours seulement ; à des études plus importantes comme celle de Sohn, Kim (2008) réalisée sur 35 sites couvrant une période hivernale et estivale sur des temps de prélèvement de 20 heures et 24 heures. Ces temps de prélèvement permettent de confronter les heures d'ouverture et les 4 heures de fermeture du réseau. Ces études ainsi que celles de Jung, Kim *et al.* (2010) ; Park, Woo (2009) ; Park, Kim (2005) ; Kim, Yoo (2010 et 12) ; Kang *et al.* (2008) permettent aux coréens de définir des méthodes de gestion ainsi qu'une modélisation des concentrations de particules et du CO₂ dans les EFS.

La plupart des études renseignant sur les niveaux de particules dans les rames de métro ou RER avaient pour objectif de comparer les expositions aux particules lors de trajets avec différents moyens de transport. Ces études sont détaillées au §2.4.7. Le Tableau 5 reprend les niveaux moyens en PM10 et PM2,5 déterminés dans les rames. Les écarts de concentrations entre les rames et le quai dans le cas de Séoul sont faibles. Toutefois la plupart des études montre des concentrations plus faibles dans la rame que sur le quai. Les causes de ces écarts sont une diminution des concentrations dans la rame due à la ventilation et climatisation de celles-ci et une augmentation des concentrations sur les quais due à la remise en suspension lors du passage des trains.

Tableau 5 : Niveaux de concentration moyenne dans les rames de métro

Ville	Etude	PM10 en µg.m ⁻³ Moyenne (min - Max)	PM2,5 en µg.m ⁻³ Moyenne (min - Max)	Spécificité des prélèvements
Barcelone	Minguillon <i>et al.</i> (2012); Querol <i>et al.</i> (2012)	65 (36 - 100)	20 (11 - 32)	Compteur optique sur des pas de temps courts
Londres	Pfeifer <i>et al.</i> (1999)	-	246 (193 – 298)	Mesures avec impacteur individuel sur 8h/jours pendant 2 jours
Los Angeles	Kam <i>et al.</i> (2011); Sioutas <i>et al.</i> (2011); Kam <i>et al.</i> (2013)	24 (16 - 32)	19 (14 - 25)	Compteur optique sur des pas de temps courts – peu de données
Prague	Branis <i>et al.</i> (2006)	114	-	Mesures avec des néphélomètre sur 30 minutes
Séoul	Jung, Kim <i>et al.</i> (2010); Park,Woo (2009); Park,Kim (2005); Park,Ha (2008); Kim, Yoo (2010 et 12); Sohn, Kim (2008); Kang (2008)	164 (66 - 255)	109 (87 - 122)	Mesures gravimétrique sur 72h Mesures avec des néphélomètre sur 2h
Mexico	Gomez-Perales <i>et al.</i> (2004 et 2007)	-	61 (31 – 99)	Mesures gravimétrique sur 3h en période de pointe matin et après-midi
Honk-kong	Chan <i>et al.</i> (2002b)	48 (23 – 89)	38 (21 – 68)	Mesures avec Dustrack en période de pointe matin et après-midi pendant 1h30 à 2h30.
Guangzhou	Chan <i>et al.</i> (2002a)	67 (26 – 123)	44	Mesures avec Dustrack sur 30 min
Taipei	Cheng, Lin <i>et al.</i> (2008 à 2012)	31 (25 - 37)	24 (19 - 28)	Compteur optique sur des pas de temps de 2h – peu de données

Très peu d'études ont été réalisées spécifiquement dans les tunnels. Le Tableau 6 présente les quelques résultats disponibles.

Tableau 6 : Niveaux de concentration moyenne dans les tunnels de métro

Ville	Etude	PM10 en $\mu\text{g.m}^{-3}$ Moyenne (min - Max)	PM2,5 $\mu\text{g.m}^{-3}$ Moyenne (min - Max)	Spécificité des prélèvements
Lille	Atmo NPC (2008 et 2010)	131 (105 - 168)	86 (70 - 102)	Mesure en continu sur 24h
Rome	Ripanucci <i>et al.</i> (2006)	281 (206 - 319)	-	Mesure en continu
Séoul	Jung <i>et al.</i> (2010)	267 (227 - 361)	-	Mesures pendant 3h/jours à l'aide d'un préleveur haut volume.
Roubaix	ANPC (2008 et 2010)	61 (52 - 69)	-	Mesure en continu sur 24h

Enfin, les niveaux moyens des concentrations en particules PM10 dans les halls, les couloirs et les salles d'attente ont été agrégés et sont présentés dans le Tableau 7.

Tableau 7 : Niveaux de concentration dans les halls, les couloirs et les salles d'attente de métro

Ville	Etude	PM10 en $\mu\text{g.m}^{-3}$ Moyenne (min - Max)	PM25 en $\mu\text{g.m}^{-3}$ Moyenne (min - Max)	Spécificité des prélèvements
Seoul	Sohn <i>et al.</i> (2008) Park <i>et al.</i> (2009)	125 (98 - 178)	-	Mesures gravimétrique sur 20h à 72h Mesures avec des néphélomètre sur 2h
Prague	Branis <i>et al.</i> (2006)	103	-	Mesures avec des néphélomètre sur 30 minutes
Milan	Lonati <i>et al.</i> (2011)	62	-	Moyenne de 8 stations
Lille/Roubaix	Atmo NPC (2008 et 2010)	69 (38 - 101)	-	Mesure en continu sur 24h
Paris	RATP/AIRPARIF 2009	50	24	Mesure en continu sur 24h
Rennes	Airbreizh (2005)	82	-	Mesure en continu sur 24h

Très peu de mesures en particules PM2,5 ont été réalisées dans les halls, les couloirs et les salles d'attente. L'étude RATP/AIRPARIF 2009 est la principale étude et concerne des mesures effectuées dans la station d'AUBER. Le niveau moyen de PM2,5 enregistré lors de cette étude est de $24 \mu\text{g.m}^{-3}$ avec un maximum horaire de $121 \mu\text{g.m}^{-3}$.

Par ailleurs, une campagne de mesures en continu réalisée en avril-mai 2006 dans la station parisienne de Magenta (Raut *et al.* 2009) a estimé qu'environ 70% de la concentration en masse de l'aérosol était gouvernée par les particules grossières ayant un faible exposant d'Ångström¹¹ (~0,8) et un faible exposant de l'albedo de diffusion simple¹² (~0,7), ces propriétés étant liées à une proportion importante d'oxydes de fer et de carbone suie issus des systèmes de freinage.

¹¹ L'exposant d'Ångström caractérise la taille et la nature des aérosols. Typiquement, les aérosols grossiers ont des valeurs inférieures à 1 et les aérosols fins des valeurs supérieures à 1.

¹² L'albedo de diffusion simple caractérise les effets radiatifs des aérosols.

2.4.2.1.2 Concentration en nombre et surface de particules

Des études documentant la concentration des particules en nombre dans des enceintes ferroviaires souterraines ont été publiées ces dernières années (Raut *et al.* 2009 ; Midander *et al.* 2012 ; Cheng *et al.* 2008 à 2012 ; Ma *et al.* 2012 ; Strak *et al.* ,2011 ; Sahin et Onaj 2012 ; Aarnio *et al.* 2005 ; Seaton *et al.* 2005). Sauf exceptions, ces études se sont intéressées exclusivement à la fraction fine. Par ailleurs, dans l'air ambiant extérieur, la fraction fine représente en général une large majorité du nombre total des particules.

➤ Taille des particules

Dans les EFS également, une large majorité des particules dénombrées est submicronique. Dans le métro de Stockholm, la distribution du nombre de particules selon leur taille montre 4 modes avec des diamètres moyens géométriques de 30 nm, 90 nm, 3,3 µm et 8 µm, le nombre de particules plus grossières (modes de 3,3 µm et 8 µm) étant très inférieur au nombre de particules nanométriques (Midander *et al.* 2012 ; Figure 5). Ces résultats sont concordants avec une étude de mesure dans une station parisienne de la ligne 5 qui montrait un mode à environ 40 nm (Tokarek et Bernis 2006 ; Figure 6), 99% des particules ayant une taille inférieure à 2,5 µm (Tokarek *et al.* 2002). Ils sont également cohérents avec une étude rapportant une fraction dominante de particules comprises entre 10 et 50 nm parmi les PM2 (Salma *et al.* 2007). Une étude dans le métro de Barcelone (Moreno *et al.* 2015) rapporte des nanocristaux principalement d'hématite de 10-20 nm typiquement, sans présenter de résultat de distribution de taille des particules. Le nombre de particules dans les plus grosses fractions est beaucoup plus faible, soit 190 particules/cm³ comprises entre 250 nm et 1 µm et moins de 2 particules/cm³ supérieures à 1 µm mesurées dans le métro de Stockholm (Midander *et al.* 2012), 10-100 particules/cm³ supérieures à 1 µm mesurées dans celui de Washington DC (Birenzvige *et al.* 2003), et 100-1000 particules/cm³ supérieures à 300 nm mesurées dans celui de Tokyo (Furuya et a. 2001).

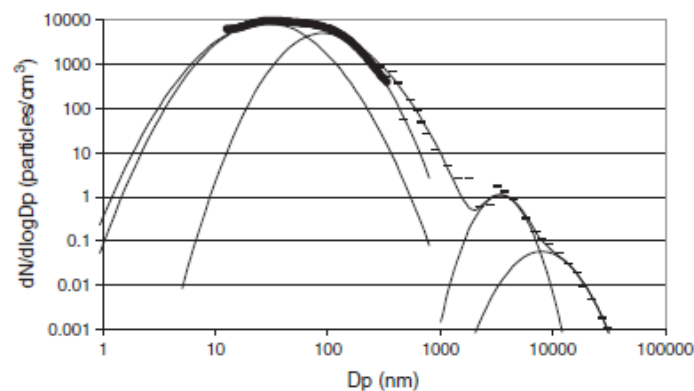


Fig. 2. The number size distribution of particles in the Stockholm subway, measured with SMPS (●) in the range between 14 and 330 nm (electrical mobility diameter), and with PDM (—) in the range between 250 nm and 32 000 nm (optical scattering diameter). The four modes have geometric mean diameters (geometric standard deviation) = 30 nm (1.9), 90 nm (1.7), 3.3 µm (1.4), 8 µm (1.6). Solid lines are fittings of the log normal distributions. The first two modes correspond to fitting of the SMPS data, and the next two modes of the PDM data. The top solid line is the sum of the four modes.

Figure 5 : Distribution de la concentration en nombre de particules selon leur taille sur le quai du métro de Stockholm (Midander *et al.* 2012)

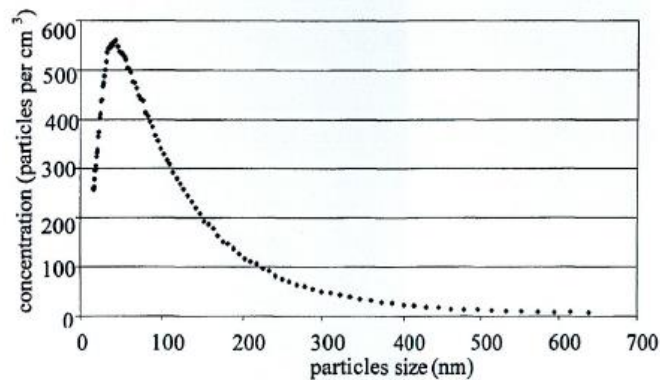


Figure 3. Size of subway particles (SMPS technique).

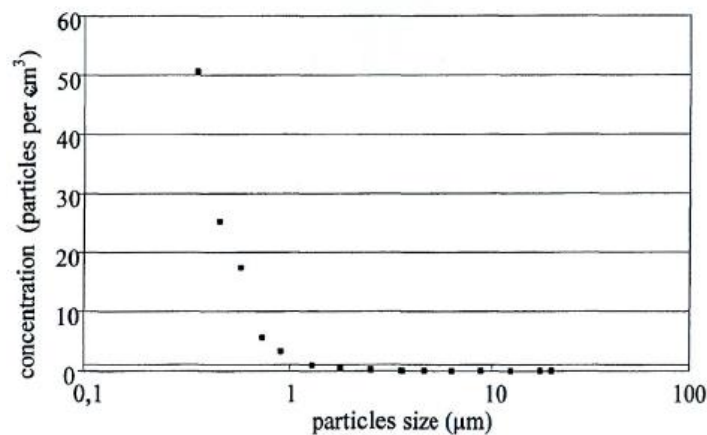


Figure 4. Size of subway particles (Grimm counter).

Figure 6 : Distribution de la concentration en nombre de particules selon leur taille sur le quai d'une station parisienne de la ligne 5 (Tokarek *et al.* 2006)

Les particules dont la taille est aux alentours de 30 nm pourraient être générées notamment par les décharges d'étincelles et l'émission de métaux à haute température dues à l'usure des freins et à l'usure par le contact roue-rail (Midander *et al.* 2012). Les particules dont la taille est de l'ordre de 90 nm pourraient être issues des processus d'usure générés par la circulation des rames du métro, mais aussi des moteurs diesel compte tenu du mode d'accumulation de ces particules se situant à 80-100 nm environ (Burtscher 2005). Enfin, les particules micrométriques peuvent être issues notamment de la remise en suspension des poussières et de l'usure mécanique des freins, des roues et du rail (Midander *et al.* 2012). Dans le métro de Barcelone (Moreno *et al.* 2015), les nanocristaux de 10-20 nm typiquement étaient principalement attribués aux processus d'usure générés par la circulation des rames du métro.

D'autres études de types essais *in situ* ou en laboratoire sur des véhicules ferroviaires souterrains ou en surface montrent des particules émises par le matériel roulant dont la taille est similaire à celle rapportée précédemment dans des EFS pour la fraction grossière (mode selon le nombre de particules : 2-7 µm), mais plus élevée pour les particules fines (250-650 nm avec un pic à 350 nm) et ultrafines <100 nm (70-100 nm) (Abbasi *et al.* 2013). Ces différences peuvent être dues par exemple à des différences en termes de matériel roulant, de système de freinage ou de méthode de détermination de la taille des particules. Par exemple, l'étude de Seaton *et al.* (2005) a mesuré dans le métro de Londres un diamètre physique médian selon le nombre de particules de 400 nm en utilisant un microscope électronique en transmission, cette technique de mesure pouvant ne pas correspondre à la taille réelle des particules.

Dans ce même métro de Londres, un diamètre aérodynamique moyen de 1,7 μm a été rapporté à partir de la distribution des particules mesurées selon leur taille et leur masse (Gorbunov *et al.* 1999). Dans le métro du Caire, un diamètre aérodynamique moyen de 3,5 μm a été calculé à partir du diamètre physique et de la densité mesurés au microscope (Awad, 2002).

➤ Concentration en nombre de particules

Dans le métro de Stockholm (Midander *et al.* 2012), les concentrations étaient en moyenne de 12 000 particules $_{<1\mu\text{m}}/\text{cm}^3$ (7500-20 000 particules $_{<1\mu\text{m}}/\text{cm}^3$), à Londres de 14 000-29 000 particules $_{<1\mu\text{m}}/\text{cm}^3$ (Seaton *et al.* 2005), à Helsinki de 31 000 particules $_{<0,5\mu\text{m}}/\text{cm}^3 \pm 14 000$ (Aarnio *et al.* 2005) et à Amsterdam de 29 000 particules $_{<3\mu\text{m}}/\text{cm}^3$ (15 000-40 000 particules $_{<3\mu\text{m}}/\text{cm}^3$) (Strak *et al.* 2011). Les concentrations mesurées en 2006 en journée sur le quai de la station parisienne Magenta étaient particulièrement faibles (moyenne à 7000 particules $_{<1\mu\text{m}}/\text{cm}^3$, pics à 20 000 particules $_{<1\mu\text{m}}/\text{cm}^3$) et vraisemblablement peu représentatives (Raut *et al.* 2009b). Globalement, ces valeurs mesurées dans différentes métros sont difficilement comparables compte tenu des méthodes et conditions de mesures différentes.

Sur le réseau de Taipei à Taïwan (Cheng *et al.* 2008 à 2012), trois stations de métro ont été équipées de compteurs de particules disposés sur trois niveaux : sur le quai, dans une zone intermédiaire et en rez-de-chaussée des stations, avec des prélèvements sur des durées de 20h et 24h. Les concentrations mesurées étaient croissantes avec la profondeur de la station.

Entre la journée (trafic des rames voyageur) et la nuit, les concentrations mesurées en nombre apparaissent proches, la principale différence étant observée pour les particules plus grosses (diamètre supérieur à environ 0,4 μm) en moins grand nombre la nuit (Raut *et al.* 2009b ; Figure 7 ; Tokarek *et al.* 2002). Ce résultat illustre la sédimentation des particules plus grosses en l'absence de trafic la nuit.

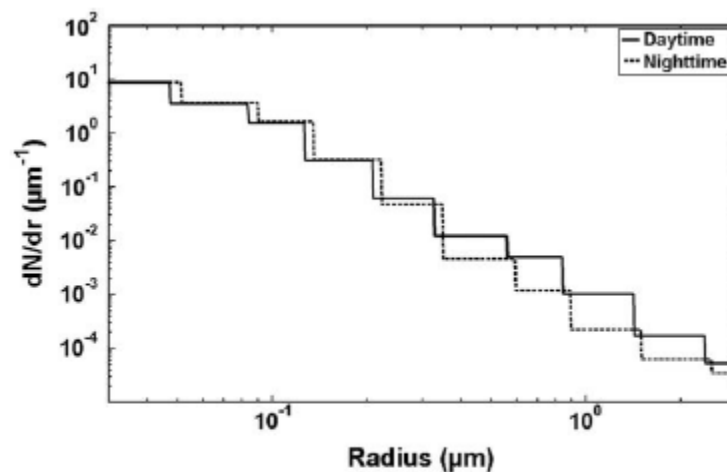


Fig. 6. Normalized number size distribution obtained in averaging all ELPI measurements in both daytime (solid line) and nighttime (dashed line) periods.

Figure 7 : Distribution normalisée de la taille en nombre de particules à partir de mesures en avril-mai 2006 sur le quai de la station parisienne Magenta (Raut *et al.* 2009b)

Ces résultats sont cohérents avec ceux de Midander *et al.* (2012) dans le métro de Stockholm qui montrent un nombre total de particules ultrafines (dont la majorité est inférieure à $0,35 \mu\text{m}$) relativement constant sur la journée (Figure 8). Dans le métro de Londres, Seaton *et al.* (2005 ; Figure 9) ont observé une augmentation constante des particules du début de la matinée à la mi-journée puis un niveau constant sur le reste de la journée, en accord avec l'introduction d'air extérieur dans le métro.

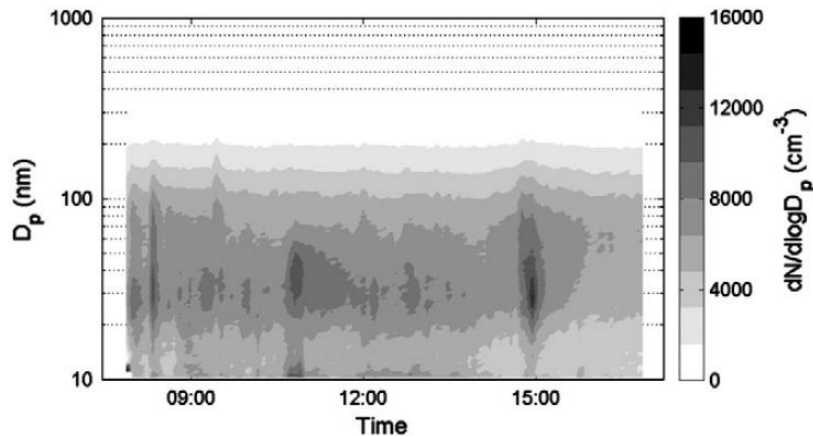


Figure 8 : Évolution journalière entre 8h00 et 17h00 de la concentration en nombre et de la taille de particules mesurées par SMPS sur un quai du métro de Stockholm (Midander *et al.* 2012)

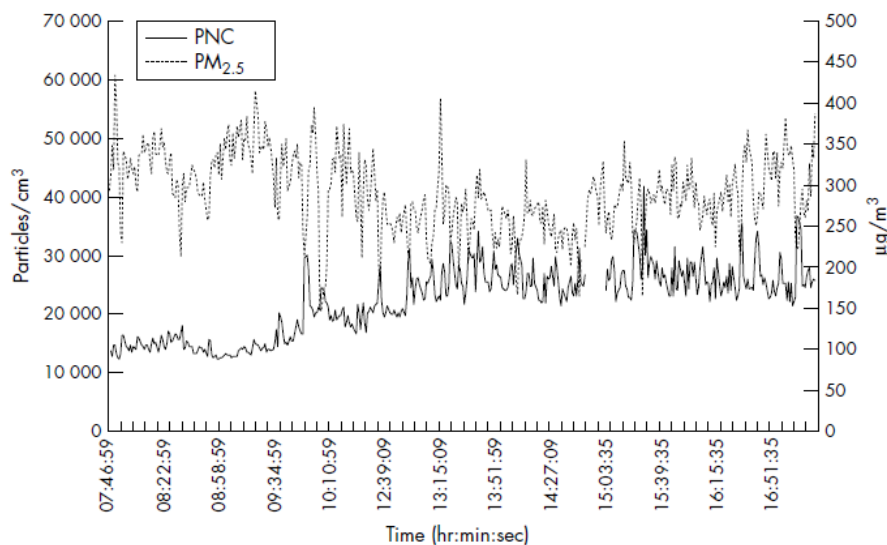


Figure 9 : Évolution journalière entre 8h00 et 17h00 de la concentration en nombre et masse de particules mesurée le 15 janvier 2003 sur un quai du métro de Londres (Seaton *et al.* 2005)

➤ Concentration en surface de particules

Une seule étude identifiée a mesuré la concentration en surface de particules dans une EFS (Midander *et al.* 2012). Cette étude dans le métro de Stockholm a mesuré une concentration de $70 \mu\text{m}^2/\text{cm}^3$ en moyenne, variant de 50 à $100 \mu\text{m}^2/\text{cm}^3$ sur la journée de mesure en janvier. Les variations de la concentration en surface de particules suivaient étroitement celles en nombre de particules $<1 \mu\text{m}/\text{cm}^3$. Des résultats similaires sont rapportés par les auteurs pour des activités de fraisage dans des établissements industriels où la concentration était de $45\text{-}150 \mu\text{m}^2/\text{cm}^3$ pour $15\ 000\text{-}20\ 000$ particules/ cm^3 (Elihn et Berg, 2009). D'autres résultats sont rapportés pour des activités comme le soudage ($190\text{-}380 \mu\text{m}^2/\text{cm}^3$ pour $39\ 000\text{-}96\ 000$ particules/ cm^3) (Elihn et Berg, 2009) et la restauration en pizzeria ($200\text{-}20\ 000 \mu\text{m}^2/\text{cm}^3$ pour $30\ 000\text{-}600\ 000$ particules/ cm^3) (Buonanno *et al.* 2010).

2.4.2.1.3 Comparaison des concentrations en particules dans les EFS avec les concentrations en particules de l'air ambiant extérieur

Globalement, les concentrations de PM₁₀ et PM_{2,5} dans les EFS sont nettement supérieures à celles mesurées à l'extérieur même en proximité du trafic routier (Strak et Steenhof, 2011 ; Colombi *et al.* 2013). Des exceptions sont à noter pour les études réalisées dans certaines agglomérations où la pollution de l'air extérieur est particulièrement importante comme Mexico (Gomez-Perales *et al.* (2004 et 2007)), Guangzhou (Chan *et al.* 2002a) ou pour lesquelles le réseau est relativement récent comme Guangzhou (Chan *et al.* 2002a) ou Honk Kong (Chan *et al.* 2002b).

Le ratio PM₁₀/PM_{2,5} est également généralement plus élevé dans les EFS que dans l'air extérieur ce qui indique une proportion massique de particules grossières plus élevée dans ces enceintes (Seaton *et al.* 2005, Strak *et al.* 2011, Kim *et al.* 2008, Airparif-RATP 2009).

Aucune étude française n'a mesuré la concentration en nombre de particules à l'intérieur et à l'extérieur d'une EFS afin d'évaluer la qualité de l'air relative entre ces deux microenvironnements. Dans le métro de Stockholm, la concentration moyenne en nombre de particules mesurée en journée était 4 fois inférieure à celle mesurée à l'extérieur au niveau de la rue correspondant à 48 000 particules/cm³, aussi bien le matin que l'après-midi, avec plusieurs pics dépassant 100 000 voire 400 000 particules/cm³ (Midander *et al.* 2012). Ces résultats sont concordants avec ceux mesurés en journée dans deux stations du métro de Londres où le nombre de particules par cm³ est 1,4 à 2,5 fois inférieur à celui mesuré en surface au niveau de la rue (Seaton *et al.* 2005 ; Figure 12). Une étude ne montre pas de différence marquée entre la concentration moyenne d'exposition en nombre de particules mesurée sur 5 heures dans le métro d'Amsterdam (moy = 29 000 particules/cm³, min-max = 15 000-40 000 particules/cm³) et celle mesurée sur d'autres sites urbains (moy = 21 000 particules/cm³, min-max = 7 000-75 000 particules/cm³) (Strack *et al.* 2011).

En termes de taille, une étude dans le métro de Londres a montré que les particules de l'air du métro étaient plus grosses que les particules de l'air urbain extérieur, avec des diamètres physiques médians respectifs selon le nombre de particules de 400 nm et 90-130 nm mesurés en microscopie électronique en transmission (Seaton *et al.* 2005).

Station	Line	Ratio of the concentration underground to that on the surface	
		PNC	PM _{2,5}
Hampstead Station	Northern Line	0.38	16.0
Oxford Circus	Victoria Line	*	9.2
		0.60	8.0
		0.68	7.1

*Data not available.

Figure 10 : Ratio des concentrations en particules mesurées dans le métro de Londres sur les concentrations mesurées en surface au niveau de la rue (Seaton *et al.* 2005)

En résumé :Concentration des particules en masse

Les études de mesure de la concentration de particules en suspension dans l'air des EFS portent principalement sur la mesure des fractions PM10 et PM2,5, moins de 5% de ces études considérant la fraction PM1 et une seule étude considérant la fraction thoracique. Les méthodes de prélèvements et d'analyses sont variées, les mesures étant soit réalisées en point fixe soit correspondant à des mesures individuelles sur des individus équipés d'un matériel portable. La durée des prélèvements varie entre quelques heures et plusieurs jours. Ces différences d'intégration rendent difficile la comparaison des études entre elles.

Les concentrations de PM10 et PM2,5 sont hétérogènes entre EFS et au sein de celles-ci, dans l'espace (quai, rames, couloirs-halls ou salles d'attente, tunnels) et dans le temps selon le trafic ferroviaire (horaires de pointes, journée, nuit). Globalement, les concentrations de PM10 et PM2,5 dans les EFS sont nettement supérieures à celles mesurées à l'extérieur même en proximité du trafic routier, avec quelques exceptions liées à la pollution importante de l'air extérieur ou à la faible ancienneté du réseau (ex : Mexico, Hong Kong, Guangzhou). Le ratio PM10/PM2,5 est également plus élevé dans les EFS que dans l'air extérieur ce qui suggère une proportion massique de particules grossières plus élevée dans ces enceintes.

Les données en PM10 et PM2,5 concernent principalement trois microenvironnements : les quais, l'intérieur des rames de métro, et les couloirs-halls ou salles d'attente. Les tunnels ont été peu étudiés, et aucune étude publiée n'a été identifiée sur les ateliers de maintenance et les commerces dans ces EFS.

Sur les quais, les concentrations en PM10 et PM2,5 dépassent largement les valeurs limites annuelles réglementaires pour l'air ambiant, et sont corrélées au trafic ferroviaire. Elles varient respectivement de 10 à plus de 400 $\mu\text{g.m}^{-3}$ et de 20 à plus de 400 $\mu\text{g.m}^{-3}$. Les valeurs moyennes maximales sont observées à Amsterdam, Barcelone, Londres, Rome, Séoul et Paris dans le RER (A), en lien avec des matériels ferroviaires lourds (cas du RER A) et un nombre d'usagers et donc un trafic très importants. Certaines études présentent des maxima en PM10 supérieurs à 400 $\mu\text{g.m}^{-3}$ comme sur le réseau ferroviaire romain ou londonien, et certaines valeurs minutes obtenues avec des Dustrak atteignent des niveaux supérieurs à 1000 $\mu\text{g.m}^{-3}$. La comparaison des concentrations mesurées au sein des différentes EFS est néanmoins à considérer avec prudence compte tenu de la représentativité partielle de ces études et des méthodes de prélèvement et d'analyse qui diffèrent.

Dans les rames, les concentrations mesurées sont plus faibles que sur le quai, ces écarts étant notamment dus à la ventilation et la climatisation des rames. La seule exception identifiée est le métro de Séoul qui présente des concentrations dans les rames plus élevées : en moyenne 160 et 110 $\mu\text{g.m}^{-3}$ pour les PM10 et PM2,5 respectivement. Les autres métros étudiés présentent des concentrations dans les rames comprises entre 15 et 100 $\mu\text{g.m}^{-3}$ en PM10, et entre 10 et 30 $\mu\text{g.m}^{-3}$ en PM2,5.

Dans les tunnels, sur le nombre limité d'études identifiées (Lille, Séoul, Rome, Roubaix), les concentrations mesurées en PM10 variaient de 50 à 361 $\mu\text{g.m}^{-3}$.

Dans les halls, les couloirs et les salles d'attente, sur le peu d'études identifiées (Séoul, Prague, Milan, Lille, Paris, Rennes) les concentrations mesurées en PM10 variaient entre 50 et 125 $\mu\text{g.m}^{-3}$. L'étude AIRPARIF/RATP (2009) est une des rares études à y avoir mesuré les PM2,5 et rapporte pour une station une concentration moyenne de 24 $\mu\text{g.m}^{-3}$ et des valeurs horaires variant de quelques $\mu\text{g.m}^{-3}$ la nuit lors de la fermeture du métro entre 2h00 et 5h00 à 120 $\mu\text{g.m}^{-3}$ aux heures d'affluence.

D'après une étude dans une station parisienne (Raut *et al.* 2009b), les concentrations massiques élevées de l'aérosol durant le trafic, c'est-à-dire en journée, apparaissent gouvernées par les particules grossières composées notamment d'oxydes de fer et de carbone suie issus des systèmes de freinage.

Concentration des particules en nombre et en surface

L'émergence d'études où la concentration des particules est mesurée en nombre plutôt qu'en masse est assez récente, ce qui explique leur plus faible nombre. Ces études montrent qu'une large majorité des particules dénombrées est submicronique, les particules de 30-40 nm étant les plus nombreuses. Entre la journée et la nuit, les concentrations mesurées en nombre sont proches, la principale différence étant observée pour les particules plus grosses (diamètre supérieur à environ 0,4 µm) moins nombreuses la nuit. Ce résultat illustre notamment la sédimentation des particules plus grosses en l'absence de trafic la nuit. Enfin, la concentration de particules en station tend à augmenter avec la profondeur de la station, en lien probablement avec une ventilation moins efficace (ce point est développé au §2.4.5).

En termes de quantification, selon les métros les concentrations mesurées en moyenne se situent plutôt entre 10 000 et 30 000 particules/cm³ (particules inhalables de diamètre supérieur à 7 nm). A l'inverse des concentrations en masse, les concentrations en nombre dans les EFS sont inférieures aux concentrations mesurées à l'extérieur en proximité du trafic routier (facteur moyen de 1,5 à 4 selon deux études) qui peuvent dépasser ponctuellement 100 000 voire 400 000 particules/cm³. Néanmoins, en comparaison avec l'exposition de fond en sites urbains, les concentrations en nombre dans les EFS sont similaires en moyenne et beaucoup moins variables d'après une étude dans le métro d'Amsterdam. Aucune étude française comparant le nombre de particules en suspension dans les EFS à celui de l'air extérieur n'a été identifiée.

Une seule étude, réalisée dans le métro de Stockholm, a mesuré la concentration en surface de particules dans une EFS : une concentration de 70 µm²/cm³ a été mesurée en moyenne, variant de 50 à 100 µm²/cm³ sur une journée de janvier. Les auteurs ont comparé ces concentrations à celles similaires rapportées pour des activités de fraisage dans des établissements industriels où la concentration était de 45-150 µm²/cm³ pour 15 000-20 000 particules/cm³ et à d'autres concentrations en surface plus élevées rapportées pour des activités de soudage (190-380 µm²/cm³ pour 39 000-96 000 particules/cm³).

2.4.2.2 Caractérisation et composition des particules

2.4.2.2.1 Morphologie

Les particules émises dans les EFS et qui se retrouvent dans l'atmosphère de ces dernières ont plusieurs formes contrairement par exemple aux particules émises par les moteurs diesel qui sont dans leur quasi-totalité sphériques avant agrégation (Kittelson, 1998 ; Maricq, 2007) compte tenu des processus thermiques de dilution et condensation (Hinds, 1999). La quasi-totalité des particules grossières émises dans les EFS ont des formes d'écaille (Salma, 2009; Abbasi *et al.* 2012a, b ; Sundh et Olofsson, 2011), tandis que les particules fines et ultrafines sont en formes d'écaille, ellipsoïdales, semi-sphériques ou sphériques, (Lorenzo *et al.* 2006; Abbasi *et al.* 2012a; Sundh et Olofsson, 2011 ; Moreno *et al.* 2015). Les différentes formes de particules sont dues à la diversité des sources, telles que la circulation des rames, des usagers et l'induction d'air extérieur. Concernant les particules émises par la circulation des rames, il est suggéré que les différentes formes de particules sont conditionnées par les différents mécanismes d'usure. Ces mécanismes incluent l'abrasion à l'origine notamment des particules en écailles, ainsi que des processus thermiques dus à l'échauffement créé par le freinage mécanique et le contact roue-rail à l'origine notamment des particules sphériques et semi-sphériques (Stachowiak *et al.* 2008 ; Abbasi *et al.* 2012b ; Moreno *et al.* 2015). Des particules fibreuses ont également été observées dans la fraction PM10, leur origine n'étant cependant pas renseignée (Midander *et al.* 2012).

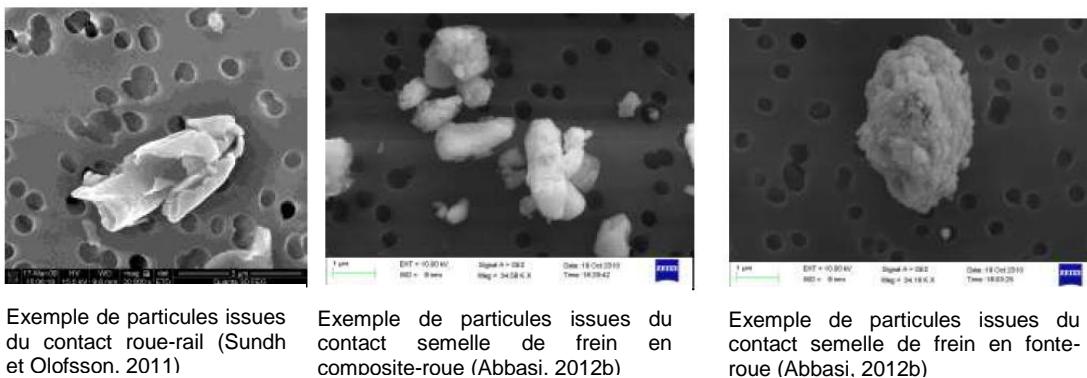


Figure 11 : Morphologie de particules issues de différentes sources (Source : Abbasi *et al.* 2013)

2.4.2.2.2 Composition élémentaire

Cette partie décrit la composition des particules des EFS en éléments métalliques dont la source est clairement interne aux EFS (CSHPF, 2003). Les autres composés particulaires et les composés gazeux (HAP, COVs, OC, EC, BC, ...) sont traités dans le paragraphe suivant 3.3.

Les données de composition chimique de particules dans les enceintes ferroviaires souterraines, disponibles dans la littérature internationale (Annexe 5), sont très disparates tant du point de vue du prélèvement (appareil, support de collecte, granulométrie, lieu de prélèvement, durée, ...) que de l'analyse (méthode, éléments analysés, expression des résultats, ...), rendant leur exploitation et synthèse d'autant plus difficiles. D'autre part, elles sont peu nombreuses par rapport aux données de concentrations de particules. Néanmoins, certaines caractéristiques ressortent de l'étude des données existantes. Le Tableau 8 présente une compilation des résultats relatifs à la composition en éléments métalliques de particules des EFS issus de 15 publications et concernant 13 EFS non françaises (Amsterdam, Barcelone, Budapest, Fukuoka, Helsinki, Londres, Los Angeles, Mexico, Milan, New York, Rome, Seoul, Stockholm).

Tableau 8 : Caractéristiques principales (en ng.m⁻³) de composition en éléments métalliques des particules (PM10 et PM2,5) d'enceintes ferroviaires souterraines non françaises

En ng.m ⁻³	Fe	Cu	Ba	Cr	Mn	Ni	Pb	Zn	Sb
Nb valeurs	34	33	18	34	38	31	32	33	20
Minimum	267	18	11	1	0,9	0,4	0,6	8	3
Médiane	30155	900	228	51	311	35	55	300	200
Moyenne	41639	1504	872	209	499	65	96	828	328
Maximum	287420	9656	5300	1243	2281	640	970	10356	2979

Dans l'ensemble des publications, le fer est, de très loin, l'élément dominant, et est attribué à des phénomènes d'abrasion, de friction ou d'arrachement du matériel roulant et de la voie. Ensuite, en se basant sur des comparaisons avec les concentrations dans l'air extérieur ou bien des facteurs d'enrichissement calculés par rapport à des éléments considérés comme terrigènes, les auteurs considèrent que les éléments suivants sont principalement émis par une source interne aux EFS :

- le manganèse (Aarnio *et al.* 2005; Chillrud *et al.* 2004; Colombi *et al.* 2013 ; Grass *et al.* 2010; Kam *et al.* 2011; Loxham *et al.* 2013 ;Minguillon *et al.* 2012; Mugica-Alvarez *et al.* 2012; Park *et al.* 2012; Salma *et al.* 2007),
- le cuivre (Aarnio *et al.* 2005; Colombi *et al.* 2013 ; Kim *et al.* 2010; Minguillon *et al.* 2012; Mugica-Alvarez *et al.* 2012; Murrini *et al.* 2009; Park *et al.* 2012; Salma *et al.* 2007),
- le baryum (Colombi *et al.* 2013 ; Furuya, 2001 ; Kam *et al.* 2011 ; Minguillon *et al.* 2012),
- le nickel (Aarnio *et al.* 2005; Kam *et al.* 2011; Mugica-Alvarez *et al.* 2012; Salma *et al.* 2007),
- et le chrome (Chilrrud *et al.* 2004; Grass *et al.* 2010; Kam *et al.* 2011; Mugica-Alvarez *et al.* 2012; Park *et al.* 2012; Salma *et al.* 2007).

En ce qui concerne les réseaux français (Annexe 5), il existe des mesures de composition des PM10 sur les quais pour les réseaux de Lille, Marseille, Rennes, Rouen et Toulouse. Toutes ces études ont été réalisées par des AASQA pour le compte des régies ou syndicats de transport. Aucune publication consacrée à ces compositions n'a été recensée en ce qui concerne les réseaux franciliens.

Tableau 9 : Caractéristiques principales (en ng.m⁻³) de composition en éléments métalliques des PM10 des EFS françaises (Lille, Marseille, Rennes, Rouen et Toulouse)

En ng.m ⁻³	Al	As	Ba	Ca	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Sb	Zn
Nb valeurs	5	18	11	10	18	20	18	21	21	21	21	5	17
Minimum	205	0,2	6,4	624	0,1	4	123	1123	19	2,8	3	7,6	92
Médiane	819	3,5	52	2400	0,4	49	2350	18600	181	25	15	320	270
Moyenne	904	4,2	125	2422	1,1	84	2541	24600	194	27	30	255	809
Maximum	1846	11	482	4910	5	277	5608	74390	521	66	136	413	3588

Les gammes de variation des concentrations volumiques dans les EFS françaises (Tableau 9) se situent dans l'intervalle des mesures réalisées au niveau international, mais plutôt dans sa partie basse : les moyennes françaises étant inférieures aux moyennes mondiales. Le fer est toujours le plus concentré, suivi par le cuivre, le zinc, l'antimoine et le manganèse. Il convient cependant de garder à l'esprit qu'aucune campagne de mesure n'a été identifiée sur le réseau francilien concernant la composition des particules au niveau du quai pour les lignes de métro. Pour ce réseau, la composition des particules auxquelles les travailleurs sont exposés est décrite au chapitre 2.5.2.1.1.1. Les données de composition au niveau des quais proviennent notamment des lignes RER (campagnes SNCF, voir 2.5.2.1.1.2).

Si les concentrations volumiques qui représentent la masse par unité de volume d'air prélevé des éléments chimiques sont des indicateurs pertinents de l'exposition, elles ne permettent pas de comparer les caractéristiques des poussières d'un prélèvement à l'autre ou de caractériser des sources car elles sont fortement dépendantes de la concentration totale de poussières. Il est préférable pour cela de considérer les fractions massiques (FM), c'est à dire les quantités d'un élément par gramme de particules exprimées sous forme de pourcentage (Annexe 5).

A Amsterdam, pour Steenhof *et al.* (2011), les fractions massiques de métaux sont plus élevées dans la fraction fine (PM_{2,5}) que dans la fraction grossière (PM_{2,5-10}), avec des facteurs variant de 1,5 pour le fer à 10 pour le zinc. Dans une autre étude, Loxham *et al.* (2013) ne voient pas de différences importantes pour les fractions massiques du fer et du cuivre en fonction de la granulométrie.

A Barcelone, Querol *et al.* (2012) ont fait des mesures de PM₁₀ et PM_{2,5} sur deux stations, l'une faisant partie d'une des plus anciennes lignes (ouverte en 1928), l'autre concernant une ligne ouverte en 2009. Pour la station la plus ancienne, les fractions massiques en métaux sont généralement légèrement plus faibles dans les PM_{2,5} que dans les PM₁₀. Pour la station la plus récente, la comparaison ne peut pas être faite car les deux prélèvements n'ont pas eu lieu le même jour. Sous réserve de la représentativité des prélèvements, les fractions massiques dans les PM₁₀ et les PM_{2,5} sont plus élevées pour la ligne ancienne en ce qui concerne le cuivre, l'arsenic, le baryum, le manganèse et le zinc.

Dans le métro de Budapest, les variations des fractions massiques entre les fractions grossières et fines sont faibles (Salma *et al.* 2007).

Dans le métro de Fukuoka (Japon), les mesures faites sur des PM_{2,5} par Ma *et al.* (2012) ne concernent que le chrome, le manganèse et le plomb. Les fractions massiques y sont plutôt plus faibles que dans les autres réseaux et avec des valeurs sur le quai plus élevées qu'en mezzanine pour le chrome et inversement pour le plomb.

A Helsinki (Aarnio *et al.* 2005), le Fer (45 à 60 %) est suivi par le manganèse et le cuivre, le baryum n'ayant pas été analysé.

Pour le métro de Londres, une synthèse des données existantes (Carlton, 2001) rapporte une fraction massique du Fer variant entre 35 et 52% en station et entre 18 et 47% dans les rames.

Pour le métro de Los Angeles, Kam *et al.* (2011) n'observent pas de différence entre les fractions PM_{10-2,5} et PM_{2,5} sur deux lignes dont l'une est souterraine mais par contre une forte diminution des fractions massiques du fer, du baryum et du manganèse entre la ligne souterraine et la ligne aérienne alors que celle du zinc augmente et que celle du cuivre n'évolue pas.

Dans le métro de Mexico, les fractions massiques du cuivre sont similaires à celles des autres réseaux, mais par contre celles du fer sont particulièrement faibles pour les PM₁₀ et PM_{2,5} (Nieuwenhuijsen *et al.* 2007 ; Mujuca-Alvarez *et al.* 2012).

A Milan (Colombi *et al.* 2013), la comparaison des mesures faites sur les quais et dans les halls montre très clairement une diminution de la contribution des éléments métalliques du quai vers le hall (41 à 13 % pour le fer) et, à l'inverse, une augmentation de celle des éléments généralement reliés à des sources externes ou aux matériaux de construction (Ca, Al, K). Le baryum et le cuivre sont également très présents sur les quais.

Dans le métro de New York (Chillrud *et al.* 2004), les fractions massiques du chrome et du manganèse dans les PM_{2,5} sont relativement élevées. Hormis le fer, aucun autre élément n'y a été analysé.

A Rome (Ripanucci *et al.* 2006), le fer ne représente que 10 à 15% des PM₁₀ et le cuivre entre 0,3 et 1%. Aucun des autres éléments analysés ne dépasse les 0,5 %. Par contre dans les particules déposées, le fer représente moins de 8% alors que la fraction massique du cuivre peut dépasser les 5%. Cela indique que d'une part, les deux métaux ne sont pas associés et que d'autre part, le cuivre est dans une fraction granulométrique plus grossière que le fer.

Dans le réseau de Stockholm, quelles que soient les études (Karlsson *et al.* 2006 ; Klepcyska - Nyström *et al.* 2012 ; Gustafsson *et al.* 2012), les fractions massiques sont relativement homogènes, bien que les conditions de prélèvement soient assez différentes. Le fer est le plus abondant (44 à 60% des PM₁₀), suivi par le cuivre, le zinc, l'antimoine, le baryum et le manganèse.

A Séoul, Kang *et al.* (2008) ont prélevé par impacteur en cascade à 7 étages des particules inférieures à 16 µm sur un quai de la station Hyehwa (58 000 voyageurs par jour) en décembre 2004, mai 2005, juillet 2005 et novembre 2005. Environ 10 400 particules, à raison d'environ 300 particules par étage pour chaque prélèvement, ont été analysées par microscopie électronique à balayage couplée à un système d'analyse. Les particules riches en fer sont les plus fréquentes (60 à 80%), puis les particules de sol (6 à 14%), les particules carbonées (5 à 13%) et les particules secondaires (1 à 8%). Jung *et al.* (2010) ont échantillonné dans 4 stations du métro de Séoul en 4 points (tunnel, quai, guichet, extérieur) avec un impacteur 3 étages (>10, 10-2.5, 2.5-1, <1 µm). Les particules comprises entre 10 et 1 µm ont ensuite été étudiées par microscopie électronique, soit 28 000 particules au total à raison d'environ 300 particules par étage. La proportion de particules riches en fer passe de 80 à 90% en tunnel à 50-80% sur les quais, 30-70% aux guichets et 10 à 15% à l'extérieur.

A Shanghai, les poussières sédimentées étudiées par Zhang *et al.* (2011) dans un tunnel du réseau présentent des fractions massiques en fer faibles (12,68% en moyenne) et élevées en calcium et aluminium (respectivement 4,42 et 1,99% en moyenne), indiquant une influence du milieu extérieur importante.

Sur l'ensemble des études (Tableau 10), la médiane des fractions massiques des éléments concerne, par ordre décroissant le fer, le cuivre, le baryum, le manganèse, le zinc, le chrome, l'étain, le plomb et le nickel.

Tableau 10 : Fraction massique des éléments analysés dans les particules des enceintes ferroviaires souterraines non françaises (PM₁₀, PM_{2,5} et particules déposées)

En %	Fe	Cu	Ba	Cr	Mn	Ni	Pb	Zn	Sb
Nb valeurs	47	46	20	36	47	34	32	40	24
Minimum	1,7	0,03	0,02	0,004	0,005	0,006	0,001	0,050	0,002
Médiane	27,0	0,59	0,45	0,062	0,200	0,017	0,029	0,196	0,053
Moyenne	26,4	1,25	0,57	0,122	0,241	0,051	0,084	0,490	0,123
Maximum	59,0	5,3	2,05	1,561	0,622	0,970	1,470	3,470	1,027

Pour certains éléments, la dispersion est assez importante (Figure 12). Les mesures réalisées par Park *et al.* (2012) à Séoul montrent des fractions massiques particulièrement élevées en nickel (0,97 %), plomb (1,47 %), chrome (1,5 %) et zinc (3,47 %) et très largement supérieures à celles des autres études. Si l'on excepte cette étude, c'est à Stockholm dans des PM₁₀ que sont mesurées les fractions massiques les plus élevées pour le fer, le chrome, le nickel, le zinc et l'antimoine, à Milan pour le baryum (PM₁₀), à Helsinki pour le manganèse (PM_{2,5}), à Mexico pour le plomb (PM_{2,5}) et à Rome pour le cuivre (poussières déposées). La fraction massique du fer,

l'élément toujours le plus abondant, présente une très large gamme de variation (entre 2 et 60%) qui n'est pas en relation avec la granulométrie des particules (PM10, PM2,5) et qui est toujours inférieure à 10% pour les particules déposées. Après le fer, le cuivre et le baryum présentent globalement les FM les plus élevées. Des exemples comme celui du métro de Rome montrent que le fer et le cuivre ne sont pas associés. Cet exemple montre aussi que les fractions massiques mesurées sur les particules en suspension ne sont pas forcément corrélées aux fractions massiques mesurées sur les poussières sédimentées ou déposées.

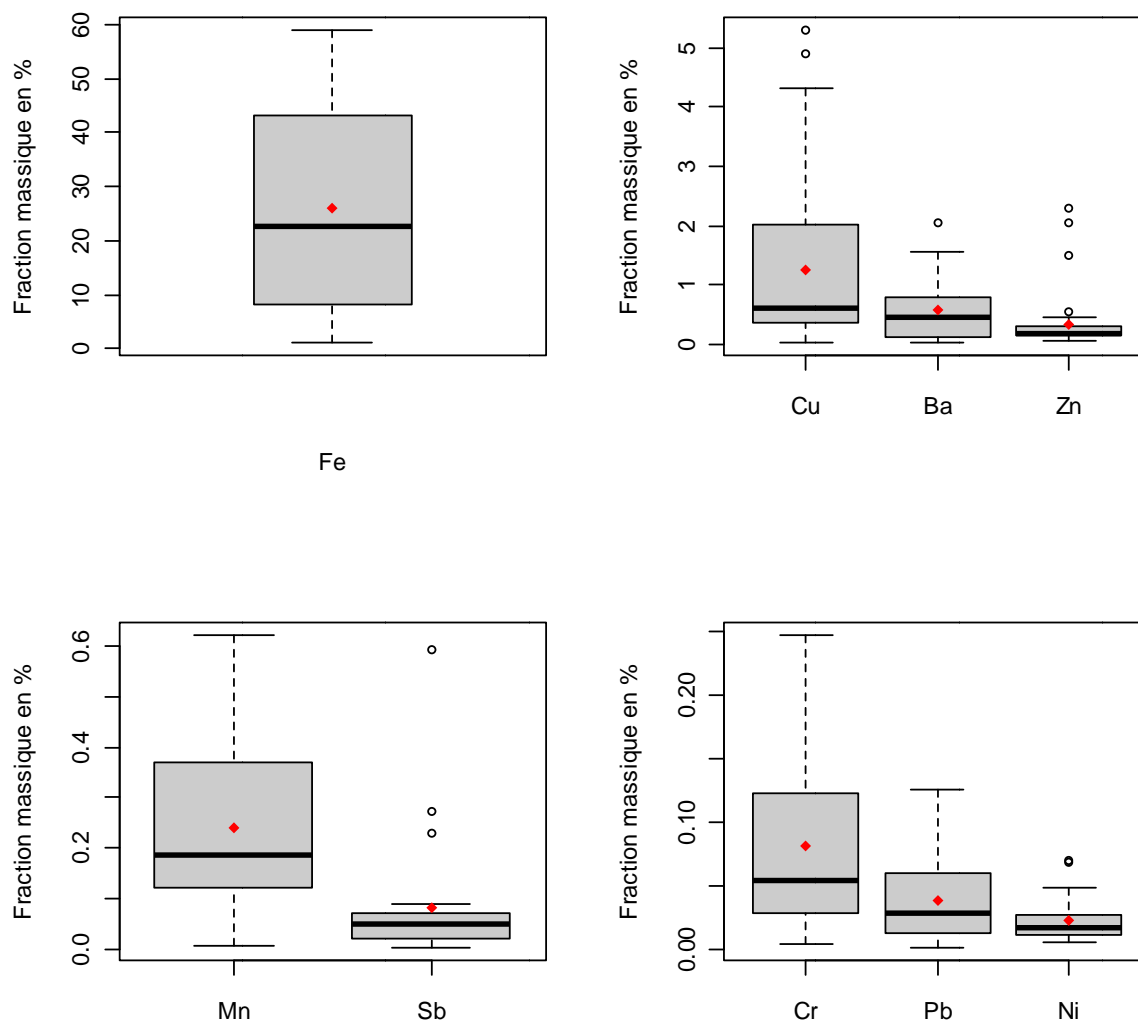


Figure 12 : Dispersion des fractions massiques (en %) par élément dans les enceintes ferroviaires souterraines non françaises

Pour les réseaux français (hors Paris), les moyenne et médiane des fractions massiques sont similaires à celles des réseaux étrangers pour le fer, le chrome, le manganèse et le plomb (Tableau 11). Elles sont plus élevées que celles des réseaux étrangers pour le zinc et surtout pour le cuivre : 3% en moyenne et en valeur médiane pour les réseaux français (valeurs les plus importantes pour le réseau de Marseille) contre une médiane à 0,6% et une moyenne à 1,25% pour les réseaux étrangers. Cette différence pourrait être due au fait que tous les réseaux français concernés sont des réseaux relativement récents (moins de 50 ans) et à pneus. En effet, le caoutchouc des pneus contient des charges importantes en zinc et cuivre. Les fractions massiques sont par contre plus faibles pour le baryum et l'antimoine.

Tableau 11 : Fraction massique des éléments analysés dans les PM10 des EFS françaises (Lille, Marseille, Rennes, Rouen et Toulouse)

En %	Al	As	Ba	Ca	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Sb	Zn
Nb valeurs	3	14	9	8	14	16	15	17	17	17	17	3	14
Minimum	0,71	0	0,01	1,85	0	0,01	0,42	3,87	0,07	0,01	0,01	0,03	0,12
Médiane	0,83	0	0,07	3,69	0	0,06	2,65	26,9	0,22	0,03	0,02	0,25	0,36
Moyenne	0,92	0,01	0,14	3,67	0	0,08	2,84	24,4	0,21	0,03	0,02	0,2	0,88
Maximum	1,21	0,02	0,71	5,87	0,01	0,19	6,09	36,0	0,32	0,1	0,07	0,31	2,97

Les valeurs maximales sont en règle générale plus faibles que dans l'ensemble des réseaux étrangers, ce qui entraîne des rapports de dispersion Max/Min beaucoup plus bas.

2.4.2.2.3 Données physico-chimiques (forme du fer ou des éléments métalliques)

La connaissance des formes sous lesquelles se trouvent les éléments métalliques, ainsi que leur solubilité, donnent des informations sur les sources qui peuvent être à l'origine de ces éléments mais aussi sur leur bio-accessibilité et leur toxicité potentielle.

L'étude des formes chimiques ou spéciation peut se faire par des méthodes telles que la diffraction des rayons X, les microscopies électroniques, les méthodes spectroscopiques (infra-rouge, Raman, EXAFS, ...) ou des méthodes magnétiques (susceptibilité, aimantation rémanente, ...). La solubilité peut s'aborder par du lessivage des particules dans des solutions de composition variable (eau, acides, liquides physiologiques, ...) ou par des extractions séquentielles.

A Séoul (Kang *et al.* 2008), l'étude du rapport Fe/O met en évidence trois groupes : du fer métal, des particules partiellement oxydées et des particules complètement oxydées. Le degré d'oxydation diffère suivant l'état de surface de la particule, lui-même lié à son origine. Dans une étude ultérieure, Jung *et al.* (2012) prélèvent des poussières au sol sur les rails dans un tunnel, sur les rails en station, sur un quai, près d'un guichet et à l'extérieur. L'étude minéralogique montre la présence de fer métal dans les poussières de rail et son absence dans les autres prélèvements. L'autre forme du fer est de la magnétite/maghémite (très difficilement distinguable par diffraction des Rayons X). La minéralogie ne diffère pas en fonction de la granulométrie. Les particules riches en fer représentent environ 70% en masse des prélèvements sur rails et environ 15 à 20% en masse des prélèvements sur les autres sites. Des prélèvements de particules en suspension ont également été réalisés dans deux stations, près des rails et sur le quai. Si l'étude minéralogique montre une présence importante de fer métal pour la station Jegi, ce n'est pas le cas pour la station Yangjae. Les auteurs relient cette différence à une nature différente du ballast (béton dans le premier cas, gravier dans le second). Le passage des rames sur le ballast en gravier génère plus de poussière que sur le ballast en béton, ce qui implique que la teneur en fer dans ces poussières est moins importante dans le cas de ballast en gravier.

Dans le métro de Rome, Ripanucci *et al.* (2006) ont fait des prélèvements sur les quais, par brossage de surface à hauteur d'homme, de particules déposées. Ces particules sont composées essentiellement de graphite, oxydes de fer, composés Fe-Ni, quartz et calcite.

A Shanghai, Zhang *et al.* (2011) étudient les propriétés magnétiques de particules sédimentables récoltées sur des surfaces d'infrastructure sur les quais. Les particules riches en fer sont soit lamellaires (Fe et Cr) soit sphériques (Fe et O sous forme de magnétite).

Dans une étude plus récente, Guo *et al.* (2014) déterminent la présence de fer métal, d'hématite, de magnétite (uniquement sur une ligne aérienne) mais également de sulfure et sulfate de fer et insistent sur la nécessité de connaissance de la spéciation du fer pour évaluer l'impact sanitaire.

Dans le réseau de Tokyo, Furuya *et al.* (2001) mettent en évidence par DRX la présence de barite (BaSO_4) dans le système de freinage.

L'étude de Querol *et al.* (2012), dans le métro de Barcelone, comprend des mesures de PM10 et PM2,5 sur le quai de deux stations présentant des caractéristiques différentes. L'analyse DRX faite sur la fraction 2,5-10 μm montre la présence majoritaire d'hématite lamellaire, de carbonates (calcite et dolomite), de quartz, de minéraux argileux et de gypse. Pour la station la plus ancienne, sont également présents des sphérules Fe-C, inférieures à 2,5 μm , du sulfate de baryum et des alumino-silicates. Les oxydes métalliques (recalculés à partir des analyses chimiques) constituent 50% des PM2,5 et 40 à 60% des PM10.

Dans leur étude sur le métro de Budapest, Salma *et al.* (2009) déterminent cinq groupes de particules : oxydes de fer, carbonates, silicates, quartz et particules carbonées. Dans la fraction PM2, l'hématite (Fe_2O_3) est l'oxyde de fer majoritaire avec un peu de magnétite (Fe_3O_4). La fraction PM10-2 contient également de l'hématite et de la magnétite mais également d'autres formes de fer (Fer métal, Fe_3C , FeOOH).

A Stockholm, pour Karlsson *et al.* (2005, 2008), le fer est exprimé sous forme de magnétite dans les PM10.

A Amsterdam (Loxham *et al.* 2013), le Fer est sous forme de fer métal et de magnétite, ainsi que d'un peu d'hématite.

Il existe très peu de données sur la solubilité des éléments métalliques constituant les particules présentes dans les enceintes ferroviaires souterraines.

Sysalova et Szakova (2006) prélèvent des poussières dans un tunnel du métro de Prague et leur appliquent une extraction séquentielle à 4 étapes (F1 échangeable, F2 oxydes Fe/Mn et carbonates, F3 sulfures et matière organique, F4 insoluble). L'analyse par extraction séquentielle est un moyen d'approcher la solubilité puisque la première étape de l'extraction est faite dans l'acide acétique et prend donc en compte la fraction soluble dans l'eau. Dans cette étape, environ 60% du zinc, environ 40% du cadmium, 40 % du manganèse, 20% du nickel, 12% de l'arsenic, 8% du plomb et 7% du chromesont mis en solution. Le plomb est à plus de 40% dans l'étape F3 alors que As (86%), Cr (65%) et Ni (55%) sont essentiellement dans le résidu. La phase résiduelle contient également du gypse, du quartz et des sphérules de fer métal.

Pour Mujica-Alvarez *et al.* (2012), dans le métro de Mexico, les éléments les plus solubles sont le zinc, le manganèse, le cuivre et le nickel et les moins solubles le fer et le plomb. La solubilité augmente quand la granulométrie diminue (des PM10 aux PM2,5), sauf pour le zinc et le nickel. Néanmoins, les métaux dans les particules du métro ont une fraction soluble nettement plus faible que celles de l'air ambiant.

Kam *et al.* (2011) observent également à Los Angeles une solubilité plus grande des métaux dans les particules du métro aérien que dans celles du métro souterrain (11,5% contre 0,8% dans le cas du fer). Cependant, les concentrations volumiques étant plus élevées dans le souterrain, les quantités solubles par m^3 sont équivalentes. Par contre, la relation diminution de la granulométrie / augmentation de la solubilité n'est pas vraiment vérifiée.

A Amsterdam (Strak *et al.* 2011), moins de 0,1 % du fer est soluble quelle que soit la granulométrie. Par contre, 1% du Cu, 5% du baryum 1,5% du manganèse et 5% de l'antimoine sont solubles dans la fraction PM10-2,5 contre 4% de Cu, 1% de Ba, 6% de Mn et 12% de Sb dans la fraction PM2,5.

Dans le métro de Budapest, Salma *et al.* (2009) étudient la solubilité du chrome. Dans la fraction PM10-2, 73 % du chrome, dont 0,13% se présente sous forme de Cr⁶⁺, est soluble. Selon les auteurs, l'origine du chrome est dans l'acier des rails et dans la couche d'oxyde de chrome utilisé pour ses propriétés anticorrosives. Dans la fraction PM2, tout le chrome est soluble avec environ 7,5% de Cr⁶⁺. Dans cette fraction, le chrome est considéré comme provenant d'étincelles entre le rail conducteur de courant et les collecteurs des voitures.

Peu de données existent pour les métros français. A Paris, Raut *et al.* (2009a) décrivent la présence de baryte, de gypse et de fer sous forme de fer métal, mais surtout sous forme d'oxydes (hématite et magnétite). A Marseille, le fer se présente sous forme de magnétite/maghémite (Atmopaca, 2011). Malgré les fortes concentrations en cuivre, aucune forme minéralogique de ce métal n'est mise en évidence, laissant supposer une substitution partielle du fer par le cuivre dans les oxydes de fer.

2.4.2.2.4 Amiante et silice cristalline

La littérature scientifique contient très peu de données sur ces deux contaminants.

Dans le métro de Washington, Summer et Wood (1979) indiquaient la présence de fibres non déterminées en très petite quantité (moins de 0,005 fibres/L) mesurées par MOCP. Dans celui de Seoul, Yu *et al.* (2004) identifient avec de la META des fibres essentiellement de chrysotile, avec un peu de trémolite et d'actinolite, lors de la rénovation du circuit de climatisation. Des concentrations inférieures à 20 fibres/L sont observées. Dans le métro de Londres, la synthèse de 2001 (Carlton, 2001) évoque la présence de fibres d'amiante dans des mesures réalisées dans les années 70.

Pour la silice cristalline, des fractions massiques en quartz de 4 à 12 % en station (sans indication de la granulométrie) et de 1 à 10% (fraction alvéolaire) dans les trains sont mesurées à Londres dans les années 1990 (Carlton, 2001). Dans la fraction PM10, des concentrations mesurées variaient entre 4 et 113 µg.m⁻³ en 1999 (Carlton, 2001). Seaton *et al.* (2005) trouvent de 1 à 2 % de quartz dans la fraction PM3,5.

A Rome, Ripanucci *et al.* (2006) mesurent de 5 à 14 % de quartz dans la fraction inhalable de prélèvements réalisés sur les quais ou les halls. Dans les cabines des conducteurs, cette proportion est de 5 à 9% (Ripanucci *et al.*, 2002).

D'autres publications notent la présence de quartz mais sans aucune quantification. La source essentielle de quartz est l'utilisation de sable pour augmenter les phénomènes de friction et d'adhérence lors de freinage d'urgence ou bien dans des sections en pente. A titre d'illustration, la consommation de sable sur deux lignes du métro romain est de l'ordre de 400 tonnes par an (Ripanucci *et al.* 2006).

En résumé :

Ce chapitre porte sur la composition des particules en éléments métalliques, en silice et sur les fibres dans les EFS, dont les sources peuvent être clairement identifiées comme internes aux EFS. Les autres composés particulaires ou gazeux (HAP, COV, EC/OC, BC, CO, CO₂, NO_x) sont traités dans le chapitre suivant.

Morphologie des particules :

Les particules émises dans les EFS sont de formes variables, contrairement par exemple aux particules émises par les moteurs diesel qui sont dans leur quasi-totalité sphériques. La quasi-totalité des particules grossières émises dans les EFS ont des formes d'écaille, tandis que les particules fines et ultrafines sont sphériques, semi-sphériques ou ellipsoïdales. Des particules fibreuses ont également été observées dans la fraction PM₁₀, leur origine n'étant pas renseignée.

Composition des particules en éléments métalliques :

Les données disponibles dans la littérature internationale sur la composition chimique de particules dans les EFS sont très disparates tant du point de vue du prélèvement (appareil, support de collection, granulométrie, lieu de prélèvement, durée, ...) que de l'analyse (méthode, éléments analysés, expression des résultats, ...).

Dans les réseaux étrangers, le fer est, de très loin, l'élément dominant en termes de concentrations (40 µg.m⁻³ en moyenne avec un maximum à 290 µg.m⁻³). Son origine est attribuée à des phénomènes d'abrasion, de friction ou d'arrachement du matériel roulant et de la voie. Ensuite, en se basant sur des comparaisons avec les concentrations dans l'air extérieur ou bien des facteurs d'enrichissement, les métaux considérés comme liés aux EFS sont principalement le manganèse (0,5 µg.m⁻³ en moyenne, jusqu'à 2,3 µg.m⁻³), le cuivre (1,5 µg.m⁻³, jusqu'à 10 µg.m⁻³), le baryum (0,8 µg.m⁻³, jusqu'à 5 µg.m⁻³), le nickel (0,07 µg.m⁻³, jusqu'à 0,6 µg.m⁻³) et le chrome (0,2 µg.m⁻³, jusqu'à 1,2 µg.m⁻³).

Sur les réseaux français non franciliens, les gammes de concentrations en métaux mesurés se situent dans l'intervalle des mesures internationales, mais les moyennes françaises sont inférieures aux moyennes mondiales. Le fer est toujours l'élément le plus concentré (25 µg.m⁻³ en moyenne, jusqu'à 75 µg.m⁻³) suivi par le cuivre (2,6 µg.m⁻³, jusqu'à 5,6 µg.m⁻³), le zinc (0,6 µg.m⁻³, jusqu'à 2,4 µg.m⁻³), l'antimoine (0,3 µg.m⁻³, jusqu'à 0,4 µg.m⁻³) puis le manganèse (0,2 µg.m⁻³, jusqu'à 0,5 µg.m⁻³). Sur le réseau francilien, aucune campagne de mesure permettant ce type de comparaison de la composition des particules n'a été identifiée.

La proportion ou fraction massique (FM) de fer dans les particules, présente une très large gamme de variation (entre 2 et 60%) qui n'est pas en relation avec la granulométrie des particules (PM₁₀, PM_{2,5}) et qui est toujours inférieure à 10% pour les particules sédimentées ou déposées. Après le Fer, la masse des particules est principalement composée de cuivre puis de baryum.

Sur les réseaux français non franciliens, les proportions de fer, de chrome, de manganèse et de plomb dans les particules sont similaires à celles des réseaux étrangers. Elles sont plus élevées pour le zinc et surtout pour le cuivre (en moyenne 3% contre 1,25% pour les réseaux étrangers). Cette différence pourrait être due au fait que tous les réseaux français concernés sont des réseaux à pneus, le caoutchouc des pneus contenant des charges importantes en zinc et cuivre. Les proportions de baryum et d'antimoine y sont par contre plus faibles que dans les autres pays.

Spéciation et solubilité des éléments métalliques :

La connaissance en termes de spéciation et de solubilité des éléments métalliques peut renseigner sur les sources à l'origine de ces éléments mais aussi sur leur bio-accessibilité et leur toxicité. Néanmoins, les études sur la spéciation des métaux présents dans les EFS montrent des résultats hétérogènes selon les métros voire selon les stations investiguées, notamment concernant les formes prépondérantes du fer. D'après le peu de données disponibles sur les métros français, la présence de fer métal, mais surtout sous forme d'oxydes (hématite et magnétite), ainsi que la présence de baryte (BaSO₄) et de gypse (CaSO₄·2H₂O) est observée dans une étude à Paris, et la présence de fer sous forme de magnétite/maghémite à Marseille.

Les études sur la solubilité des métaux dans les EFS sont rares. Elles montrent une fraction métallique soluble nettement plus faible que celle dans l'air ambiant extérieur. La solubilité des métaux tend à augmenter quand la granulométrie diminue (des PM10 aux PM2,5), cette relation n'étant cependant pas toujours vérifiée. Une seule étude publiée a recherché l'état d'oxydation du chrome dans le métro de Budapest et montrait 73% du chrome (dont 0,13% se présente sous forme de Cr⁶⁺) soluble dans la fraction PM10-2, alors que dans la fraction PM2 la totalité du chrome était soluble, avec environ 7,5% de Cr⁶⁺.

Silice cristalline et amiante :

Il existe quelques études concernant la silice cristalline dans les EFS, sa présence étant liée notamment à l'utilisation de sable pour augmenter les phénomènes de friction et d'adhérence lors de freinage d'urgence ou bien dans des sections en pente. Dans la fraction PM10, les concentrations en quartz rapportées par ces études varient de 4 à 113 µg.m⁻³. La proportion de quartz est généralement plus élevée dans les particules plus grossières. Elle variait de 5 à 15 % dans la fraction inhalable et de 1 à 10% dans la fraction alvéolaire.

Concernant l'amiante dans les EFS, les rarissimes données publiées dans la littérature scientifique ont montré sa présence dans les métros de Londres (années 70), de Washington(1979) et de Seoul (2003). A Seoul, lors de la rénovation du circuit de climatisation, les fibres retrouvées étaient essentiellement du chrysotile, avec un peu de trémolite et d'actinolite.

2.4.3 Mesures d'autres polluants dans l'air

Les composés présentés dans cette partie ont été mesurés dans l'air des EFS pour leur toxicité et pour les effets du confinement de l'air en souterrain, mais la contribution de sources internes aux EFS est moins évidente que pour les particules métalliques, la silice et les fibres.

2.4.3.1 HAP.....	75
2.4.3.2 COV	79
2.4.3.2.1 Hydrocarbures aromatiques monocycliques.....	79
2.4.3.2.2 Composés carbonylés.....	81
2.4.3.3 Autres composés : NOx – CO – CO ₂ - BC – EC/OC.....	82
2.4.3.3.1 Monoxyde de carbone (CO).....	83
2.4.3.3.2 Oxydes d'azote (NOx).....	83
2.4.3.3.3 Dioxyde de carbone (CO ₂)	83
2.4.3.3.4 Mesure du carbone particulaire (EC, OC, BC).....	84

2.4.3.1 HAP

Les HAP sont des composés organiques constitués de carbone et d'hydrogène possédant deux ou plusieurs noyaux aromatiques fusionnés. Ils sont généralement formés lors de combustions incomplètes de matériaux organiques et sont présents dans tous les compartiments de l'environnement.

Dans l'atmosphère ils peuvent se trouver dans les phases gazeuse ou particulaire ou dans les deux phases simultanément et plus d'une centaine ont été identifiés (Seinfeld *et al.* 1998).

Certains HAP sont plus étudiés en raison de leur impact sanitaire, comme le benzo(a)pyrène, cancérigène avéré et une quinzaine d'autres considérés comme cancérigènes probables ou possibles comme le dibenzo(a,h)anthracène, le dibenzo(a,l)pyrène, le benzo(b)fluoranthène, etc. Ces composés d'intérêt sont associés dans différentes listes de polluants prioritaires, par exemple celle de l'US EPA qui comprend 16 HAP (Figure 13) ou celle du protocole d'Aarhus sur les polluants organiques persistants de 1998 qui comprend 4 HAP.

En France, les émissions de 8 HAP sont réglementées dans le cadre de la réglementation relative aux installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE) (arrêté du 2 février 1998 modifié). Il s'agit du benzo(a)pyrène, du benzo(b)fluoranthène, du benzo(k)fluoranthène, de l'indeno(1,2,3-cd)pyrène, du benzo(g,h,i)pérylène, du fluoranthène, du dibenzo(a,h)anthracène, du benzo(a)anthracène. Selon le Centre Interprofessionnel Technique d'Etudes de la Pollution Atmosphérique (CITEPA), en 2012, 63% des émissions de ces HAP étaient dues au secteur résidentiel et 25% au transport routier, en particulier les véhicules diesel.

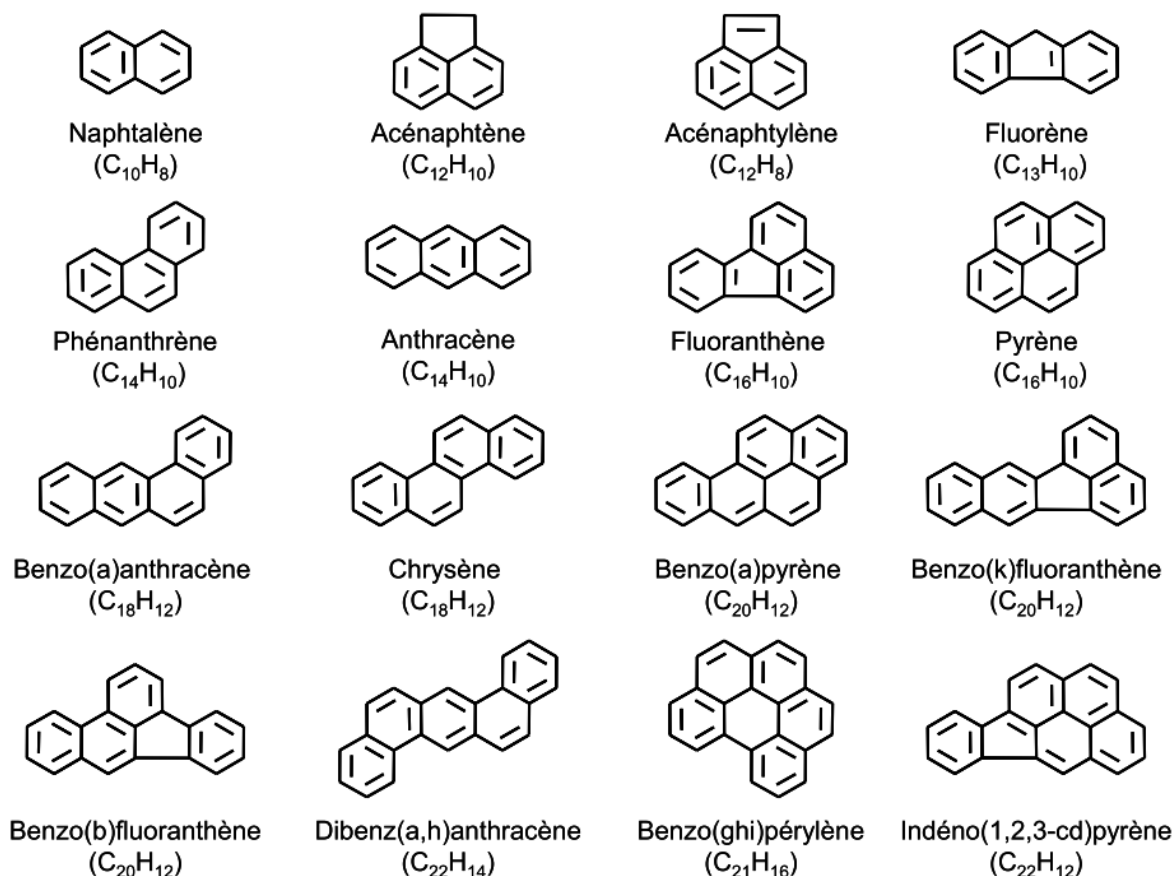


Figure 13 : Liste des HAP généralement surveillés dans l'environnement selon les recommandations de l'US EPA (polluants prioritaires)

Dans le cadre de cette expertise sur les EFS, 9 études mesurant les HAP dans ce type d'enceinte ont été retenues. Les mesures peuvent avoir été effectuées dans différents secteurs : rames, quais, couloirs. Pour certaines, une comparaison avec les milieux extérieurs a été réalisée tels que rues, sites de fond ou bien avec d'autres modes de transport.

Dans ces études, les HAP ont été mesurés dans la phase particulaire. Le nombre de HAP suivi d'une étude à l'autre varie fortement : de 7 à 23. Ce sont en général des HAP non-volatils qui sont mesurés car presque exclusivement présents en phase particulaire. Cependant, dans certaines études, la mesure de HAP semi-volatils comme le phénanthrène, l'anthracène, le fluoranthène, le pyrène, le benzo(a)anthracène ou le chrysène ont fait l'objet de mesures (Fromme *et al.*, 1998 ; Atmo NPDC, 2008 ; Kim *et al.*, 2013). Ces HAP sont présents dans les phases particulaire et gazeuse et leur répartition entre les 2 phases est très fortement influencée par les conditions expérimentales telles que la température, la concentration particulaire, la pression, etc.

La mesure de la concentration en HAP dans l'atmosphère nécessite généralement un prélèvement sur filtre pour la phase particulaire ou support solide (résine ou mousse) pour la phase gazeuse, suivi d'une étape d'extraction et de concentration de l'échantillon, avant analyse.

Lorsqu'elles sont précisées, les méthodologies utilisées dans les études retenues sont les plus classiques.

Les méthodes d'extraction solide-liquide utilisées sont les ultrasons (Fromme *et al.*, 1998 ; Furuya *et al.*, 2001 ; Kim *et al.*, 2013) et le soxhlet (Kim *et al.*, 2013). Les méthodes d'analyses sont la chromatographie liquide haute performance couplée à un fluorimètre (RATP 2010 ; Fromme *et al.*, 1997 ; Fromme *et al.*, 1998) ou la chromatographie gazeuse couplée à un spectromètre de masse.

A part l'étude de Kim *et al.* (2013), les méthodes de prélèvement dans les études concernaient uniquement la phase particulaire, ce qui peut poser la pertinence de certaines mesures pour les HAP semi-volatiles comme le pyrène ou le fluoranthène. De plus pour les prélèvements en phase particulaire, on pourra noter l'absence de scrubber/denuder (LCSQA, 2010). Ces dispositifs permettent de protéger les HAP déjà collectés d'une éventuelle dégradation, ce qui pourrait entraîner une sous-estimation de leur concentration : « *Le prélèvement du B[a]P par un préleveur non muni d'un denuder entraine une sous-estimation statistiquement significative de sa concentration réelle dans l'air ambiant. Les pertes en B[a]P induites par l'ozone varient selon les sites et les conditions de prélèvement rencontrées mais peuvent être estimées globalement comprises entre 20 % et 60 %, soit une sous-estimation pouvant excéder les 100 %* » (LCSQA, 2010). Si les conditions de prélèvements dans les enceintes ferroviaires souterraines (pas ou peu d'ozone, « particules âgées »...) permettent de faire l'hypothèse d'un faible taux de dégradation du BaP lors du prélèvement, les comparaisons avec les mesures extérieures doivent être examinées avec prudence.

Comme autre problème lié aux prélèvements, on pourra noter l'utilisation d'une méthode de mesure non optimale (volume prélevé trop faible) (LCSQA, 2002), dans l'étude de la RATP (2010) où 70 % des mesures de concentration en HAP sont inférieures aux limites de détection.

Les concentrations moyennes déterminées pour les HAP individuels sont comprises entre 0,002 et 98,2 ng.m⁻³ selon le réseau et le HAP, la plupart des concentrations moyennes étant comprises entre 0,1 et 10 ng.m⁻³. Les concentrations retrouvées pour l'ensemble des HAP étudiés sont rapportées en annexe 6.

Le Benzo(a)pyrène (B(a)P) est généralement utilisé comme traceur du risque cancérigène lié à ces polluants. C'est pourquoi les résultats des mesures de concentrations en B(a)P sur les quais ou dans les rames des différentes EFS investiguées ont été synthétisés dans le Tableau 12.

Dans les études concernant des réseaux situés en France les concentrations en B(a)P sont inférieures à la valeur cible de 1 ng.m⁻³ définie par la directive 2004/107/CE. Les concentrations maximales en B(a)P de 9 ng.m⁻³ sont rapportées par Furuya *et al.* (2001) à Tokyo.

Les concentrations en HAP présentent une grande variabilité entre les réseaux (Kam *et al.*, 2013, Kim *et al.*, 2013), au sein d'un même réseau (Bergvall *et al.*, 2007) et en fonction de la saison (Furuya *et al.*, 2001).

Les concentrations dans les EFS semblent liées aux concentrations extérieures avec des variations saisonnières similaires (Furuya *et al.*, 2001). Les concentrations en hiver sont plus importantes que l'été.

Les études comparant différents modes de transport pour un même trajet (en général voiture et métro) montrent une moindre exposition des usagers du métro aux HAP (Kam *et al.*, 2013). Cependant certaines études montrent une concentration de HAP plus élevée à l'intérieur des EFS par rapport à l'extérieur de la station (DGS, 2003 ; Furuya *et al.*, 2001 ; Fromme *et al.*, 1998). Ces constatations ne sont pas forcément contradictoires en considérant que les usagers utilisant leur véhicule sont au cœur du trafic automobile source de HAP et dans un habitacle confiné. De plus, dans le métro les HAP particuliers sont partiellement à l'abri des phénomènes responsables de leur disparition, notamment le phénomène de dépôt, les particules étant régulièrement remises en suspension dans l'air par le passage des rames et des usagers, et le phénomène de photochimie.

Dans les publications identifiées, une seule étude a mesuré les HAP en phase gazeuse et en phase particulaire (Kim *et al.*, 2013). Cette étude compare différents sites et réalise des comparaisons intérieur-extérieur. Pour l'ensemble des HAP, ceux-ci sont très fortement présents en phase gazeuse et leur concentration plus importante à l'intérieur. La partition gaz/particule, spécialement dans le métro, est parfois surprenante en faveur de la phase gazeuse.

Tableau 12 : Concentration moyenne en Benzo(a)pyrène sur les quais ou dans les rames des EFS investiguées

Etude	Ville	Durée de prélèvement	Nombre de prélèvements	Benzo(a)pyrène en ng.m ⁻³
Atmo PACA 2011	Marseille	1 filtre par 24h pendant 6 jours en hiver et 2 filtres par 24h pendant 7 jours en été	20	0,10 (été) 0,52 (hiver)
Atmo Nord Pas de Calais 2008	Lille	2*4 prélèvements d'une semaine (été – hiver)	8	0,05 (été) 0,5 (hiver)
Bergvall <i>et al.</i> 2007	Stockholm	22h à 52h	12	0,09-1,09
Fromme <i>et al.</i> 1998	Berlin	8h par jour 8 jours été 8 jours hiver	16	0,7 (été) 4,0 (hiver)
Furuya <i>et al.</i> 2001	Tokyo	3h par jour 4 jours (décembre, mars, juin, octobre)	12	0,7-9,0
Kam <i>et al.</i> 2013	Los Angeles	3h30 par jours de semaine du 3 mai au 13 août 2010	NR	non détecté
Kim <i>et al.</i> 2013	6 villes Corée	24h	6	3,68 (75% en phase gazeuse)

En résumé :

Dans les études concernant des réseaux situés en France les concentrations en Benzo(a)pyrène (BaP) sont inférieures à la valeur cible de 1 ng.m⁻³. En général le milieu souterrain semble légèrement plus contaminé en HAP par rapport à l'extérieur de la station, néanmoins cet aspect peut varier selon le HAP considéré et est à relativiser aussi en raison de l'absence de « scrubber » sur les préleveurs qui engendre une grande incertitude sur la mesure du BaP¹³.

¹³Le BaP est le HAP présentant un artefact de réactivité le plus important. Pour certains HAP (ex BgP, pyrène) cet artefact de mesure existe dans une moindre mesure et pour d'autres HAP il sera peu significatif.

2.4.3.2 COV

Les Composés Organiques Volatiles regroupent plusieurs familles de composés chimiques.

Parmi ces familles chimiques souvent analysées dans les études de qualité de l'air compte tenu de leur toxicité, sont inclus :

- les hydrocarbures aromatiques monocycliques (HAM) parmi lesquels le benzène, le toluène, les xylènes et l'éthylbenzène souvent regroupés sous le sigle BTEX ;
- les aldéhydes et cétones parfois aussi appelés composés carbonylés parmi lesquels le formaldéhyde, l'acétone...

Il existe de nombreuses autres familles de composés organiques qui n'ont pas été abordés ou très peu dans les publications sur la qualité de l'air dans les EFS. Par exemples, peuvent être cités les alcanes ou les organohalogénés (comme le trichloroéthylène).

2.4.3.2.1 Hydrocarbures aromatiques monocycliques

Les principales sources de ces composés sont les vapeurs d'essence, de peinture ou les gaz d'échappement lors de combustion incomplète.

Les composés mono-aromatiques investigués dans les EFS sont les BTEX.

Pour cette revue sur les EFS, 14 études mesurant au moins le benzène ont été retenues. Les autres HAM considérés dans ces études sont le toluène, l'éthylbenzène et les xylènes.

Les méthodes de prélèvement comprennent des méthodes actives (tube avec pompage) ou par tube passif. Le tube de prélèvement contient une phase adsorbante qui va piéger le polluant. Il existe de nombreuses phases comme le charbon actif, le Carbotrap ou des polymères (Tenax TA, Carboxen, Carbosieve ...). Celles-ci sont utilisées seule ou en combinaison selon les gammes de polluants étudiés et les niveaux de concentrations attendus.

Après le prélèvement, les composés des supports adsorbants sont généralement extraits par des solvants (extraction liquide solide) ou par chauffage (extraction thermique) en association avec un gaz vecteur (He).

Après leur extraction les BTEX sont quantifiés par GC-FID ou GC-MS.

L'ensemble des résultats des concentrations moyennes en BTEX déterminées dans les différentes EFS investiguées est présenté en annexe 7 et le Tableau 13 rapporte les concentrations moyennes en benzène

Tableau 13 : Concentration en benzène sur les quais ou dans les rames des EFS investiguées

Etude	Ville	n	Durée de prélèvement	Benzène en $\mu\text{g.m}^{-3}$	Note
Le Moullec <i>et al.</i> 1998	Paris	4	2h	10-27	Comparaison de trajets _moyen de transport
Delaunay <i>et al.</i> 2012	Paris	15 aller-retour par ligne	2h	1,7* à 3,1*	Comparaison de trajets _moyen de transport 2 lignes souterraines de métro et 1 ligne de RER souterrain,
Atmo PACA 2011	Marseille	16	Tubes passifs 7 jours 4 semaines consécutives en hiver et en été	2,6 - 3,7	Valeur stations saint-Charles et Castellane

Etude	Ville	n	Durée de prélèvement	Benzène en $\mu\text{g.m}^{-3}$	Note
Airbreizh 2005	Rennes	48	Tubes passifs 7 jours 4 semaines consécutives en hiver et en été	0,7 à 1 (été) 1,1 à 1,9 (hiver)	4 stations souterraines et 2 rames
ORAMIP, 2013	Toulouse	NR	campagne de mesure de 2 semaines Tubes passifs	2,2 (hiver) 2,0 (été)	Moyennes sur 2 quais de stations
ORAMIP, 2012	Toulouse	NR	campagne de mesure de 2 semaines Tubes passifs	2,3* hiver 1,4* été	-
Atmo Nord Pas de Calais 2008	Lille	8	Tube passif_1semaines	1.5 hiver 1.5 été	Valeurs de la station Quai de la république
Chan <i>et al.</i> 1991	Boston	37	87min	6,9± 2.4	Comparaison de trajets _moyen de transport
Fromme <i>et al.</i> 1997	Berlin	8 (été) 8 (hiver)	Prélèvement actifs sur tube adsorbant pendant environ 9h	7,4 (m hiver)-5,4(m été)	Comparaison de trajets _moyen de transport
Chan <i>et al.</i> 2002	Guangzhou	10	Prélèvement actifs sur tube adsorbant pendant environ 30 min	7,6	Comparaison de trajets _moyen de transport
Gomez-Perales <i>et al.</i> 2004	Mexico	6	3h	12,8	Comparaison de trajets _moyen de transport
Lee <i>et al.</i> 2011	Seoul	3	Prélèvement actifs sur tube adsorbant pendant 30 min	5,2± 1,1	Comparaison avec d'autres environnements intérieurs
(†) données graphiques					

Pour l'ensemble des études, les concentrations moyennes de benzène sont comprises entre 0,8 et 27 $\mu\text{g.m}^{-3}$, souvent inférieures à 10 $\mu\text{g.m}^{-3}$. Les concentrations les plus élevées sont retrouvées dans les études ayant pour objectif de comparer des trajets avec différents moyens de transports. Dans ces études, les prélèvements d'air sont réalisés sur de courtes durées (1 à 3h) et généralement en période de plus forte affluence (Le Moullec *et al.* 1998 ; Gomez-Perales *et al.*, 2004). Les concentrations moyennes mesurées sur des périodes de 1 à 2 semaines, sont nettement inférieures car la période de mesure intègre la période sans trafic ferroviaire.

Les valeurs élevées observées par Le Moullec *et al.* en 1998 peuvent également s'expliquer en partie par les fortes émissions de benzène par les véhicules automobiles au moment de l'étude. En effet, des valeurs très élevées de benzène étaient également mesurées chez les utilisateurs d'automobile ($80 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) ou les utilisateurs des bus ($40 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) à cette même période. Ces émissions ont nettement baissées depuis grâce à la diffusion des catalyseurs pour les véhicules essence, à la réglementation réduisant la quantité de benzène dans l'essence et à l'augmentation du parc des véhicules diesel.

Dans les études qui comparent l'exposition pour un même trajet par différents moyens de transport (métro, bus, voiture, vélo, piéton), l'exposition au benzène est toujours plus faible lors d'un trajet en métro qu'en voiture particulière ou en bus (Le Moullec *et al.*, 1998 ; Delaunay *et al.*, 2012, Chan *et al.*, 1991 ; Fromme *et al.*, 1997 ; Gomez-Perales *et al.*, 2004).

La comparaison avec d'autres environnements intérieurs montre également une plus faible présence du benzène dans les EFS (Lee *et al.*, 2011).

En revanche certaines études françaises observent des concentrations en benzène légèrement supérieures sur le quai du métro par rapport à l'extérieur de la station (ANPC, 2008 ; ORAMIP 2012 et 2013).

Les études effectuées à différentes saisons semblent indiquer une variation saisonnière du benzène avec une augmentation des concentrations en hiver probablement liée à une augmentation des sources extérieures (ORAMIP, 2012 ; Fromme *et al.*, 1997).

Les usagers du métro semblent moins exposés au benzène que les usagers des autres modes de transport au cœur ou en proximité du trafic routier. Néanmoins le niveau ambiant de benzène est légèrement supérieur dans les EFS par rapport à l'extérieur.

2.4.3.2.2 Composés carbonylés

Le formaldéhyde est présent dans l'environnement, soit émis directement (colle, résine...) ou résultant de processus de dégradation d'autres composés organiques volatils.

La mesure des aldéhydes et cétones nécessite un prélèvement puis une analyse. Le tube de prélèvement est en général constitué d'un polymère enduit de DNPH (2,4-dinitrophénylhydrazine) afin de permettre une dérivation du composé carbonylé en un hydrazone. Ce composé est ensuite analysé en général par HPLC-UV (Grosjean *et al.*, 1999 ; Delaunay *et al.*, 2012), il existe également des méthodes d'analyses par GC/MS (Feng *et al.*, 2010) ou moins couramment HPLC/MS (Yasuhara 2011).

Les concentrations en formaldéhyde sont comprises entre 2,6 et $31,7 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, avec des valeurs inférieures à $10 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ pour les études françaises (Tableau 14).

L'annexe 8 présente les résultats des mesures de concentrations pour l'ensemble des composés carbonylés investigués.

Tableau 14 : Concentration moyenne en formaldéhyde sur les quais ou dans les rames des EFS investigués

Etude	Ville	Prélèvement	Formaldéhyde en $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$	Note
Airparif 2010	Paris	Tube passif – prélèvements passifs sur 1 semaine	3,5(min)-6,4(max)	4 périodes de 1 semaine
Delaunay <i>et al.</i> 2012	Paris	Prélèvements actifs pendant 2 h.	7 à 10 *	Comparaison de trajets _moyen de transport 3 lignes de métro et 2 lignes de RER

Feng <i>et al.</i> 2010	Shanghai	Prélèvements actifs pendant 2 ou 3h. 12 prélèvements	31,7 ±2.76	19 composés mesurés. Le formaldéhyde est le composé carbonylé majoritaire (31%)
Chan <i>et al.</i> 1991	Boston	38 prélèvements actifs d'une durée moyenne de 87 min.	4,5 ± 2.5	Comparaison de trajets _moyen de transport
Lee <i>et al.</i> 2011	Seoul	3 prélèvements de 30 min	33,0 ±8,0	-
Li <i>et al.</i> 2012	Shanghai	Prélèvements actifs de 3h.	21.1±4.92 26.6±3.52 31.5±2.96	Station faible trafic passager (<50,000 usager /j de semaine) Station trafic moyen (entre 50,000 et 100,000 usager /j de semaine) Station fort trafic (> 100,000 usager /j de semaine)

Selon Feng *et al.* (2010) et Li *et al.* (2012), les composés les plus présents sont le formaldéhyde, l'acétaldéhyde et l'acétone et les concentrations sont en général supérieures à l'intérieur des stations. Pour le formaldéhyde, l'acétaldéhyde et l'acétone, les ratios concentration intérieure/concentration extérieure sont respectivement de 2,56, 3,44 et 3,27. Dans les rames l'acétaldéhyde est l'espèce la plus présente et serait issue du métabolisme humain (Feng *et al.*, 2010).

Delaunay *et al.* (2012) note une concentration plus élevée en acétone en période de pointe dans le métro dont la cause serait liée à la densité des passagers, ceux-ci pouvant exhaler naturellement de l'acétone endogène.

Pour Chan *et al.* (1991) et Delaunay *et al.* (2012), l'exposition au formaldéhyde est plus faible pour un trajet en métro lors de comparaisons avec des trajets en surface (trajet en voiture, vélo, piéton).

A Shanghai, une étude a également comparé les expositions des usagers aux composés carbonylés lorsqu'ils se déplacent et patientent sur les quais à celles lorsqu'ils sont dans les rames (Feng *et al.* 2010). Des mesures ont été réalisées sur six quais de stations et dans les rames de 3 lignes en juin 2008. Le formaldéhyde est le composé majoritaire sur les quais des stations, suivi de l'acétaldéhyde et de l'acétone. Dans les rames, les concentrations sont globalement supérieures à celles mesurées sur les quais des stations. Les concentrations maximales sont observées pour l'acétaldéhyde, suivi du formaldéhyde, de l'acétone et de la valéraldéhyde. En plus des sources environnementales, l'acétaldéhyde et l'acétone sont émis directement par les usagers. Les composés carbonylés aromatiques, issus des émissions automobiles ou des processus de combustion, tels que le o-tolualdéhyde, m-tolualdéhyde, p-tolualdéhyde et 2,5-dimethylbenzaldéhyde sont quantifiés à des niveaux faibles que ce soit dans les stations ou dans les rames.

Les usagers du métro semblent moins exposés que les usagers des autres modes de transport au cœur ou en proximité du trafic routier. Néanmoins le niveau en composés carbonylés (formaldéhyde, acétaldéhyde et acétone) observé dans les EFS est supérieur par rapport à l'extérieur.

2.4.3.3 Autres composés : NOx – CO – CO₂- BC – EC/OC

Parmi les autres polluants mesurés dans les EFS, sont retrouvés en premier lieu des polluants réglementés dans l'air ambiant (CO, NOx) ainsi que le *Black Carbon* ou carbone suie (BC) et le carbone élémentaire ou organique (EC/OC).

Les tableaux en annexe 9 présentent de manière synthétique les données des différentes études.

2.4.3.3.1 Monoxyde de carbone (CO)

Comme pour les autres polluants, les mesures de CO dans les EFS présentent une grande disparité de période de mesures (ponctuelle ou annuelle) et de fréquences (en continu ou aux heures de pointes). Les concentrations de CO mesurées dans les métros sont comprises entre 0,2 et 2,3 mg.m⁻³ pour les données françaises (Le Moullec *et al.*, 1998 ; Delaunay *et al.*, 2012, Atmo NPC 2010, Atmo PACA 2011) et entre 0,3 et 8,6 mg.m⁻³ (Fromme *et al.*, 1997 ; Chan *et al.*, 2002 ; Cheng *et al.*, 2011 ; Gomez-Perales *et al.*, 2007) pour des métros situés à l'étranger. Pour ces différents auteurs, les concentrations de CO mesurées à l'intérieur des enceintes sont inférieures aux concentrations extérieures. Ponctuellement certains auteurs observent des pics liés aux travaux d'entretien (Atmo PACA 2011, Atmo NPDC 2010).

2.4.3.3.2 Oxydes d'azote (NO_x)

La mesure des NO_x peut se faire en temps réel par chimiluminescence ou par cartouche à diffusion passive. Les mesures en temps réels permettent un suivi continu et d'observer la variabilité des mesures.

Pour l'ensemble des études, les concentrations en NO_x sont équivalentes ou inférieures à l'intérieur des EFS aux concentrations mesurées à l'extérieur. Les sources du NO₂ sont extérieures et proviennent du trafic routier sauf exceptionnellement des locomotives diesel chargées de travaux à l'intérieur des EFS (Atmo PACA 2011, Atmo NPC 2010).

Tableau 15 : Concentrations moyennes en NO₂ sur les quais ou dans les rames des EFS investiguées

Etude	Ville	NO ₂ (µg.m ⁻³)	Note
Airparif 2009	Paris	64	Analyseurs automatiques, pas de temps horaire, moyenne 125 jours
Airparif 2010	Paris	45 (quai) 59 (salle d'échange)	Analyseurs automatiques, pas de temps horaire, moyenne 4 semaines
Delaunay 2012	Paris	35 à 65 *	Prélèvement actif sur tube adsorbant pendant 2h, 30 trajets
Oramip, 2012	Toulouse	21(hiver) 28 (été)	Analyseurs automatiques, pas de temps quart horaire, moyenne 2 semaine été et 2 semaines hiver
Oramip, 2013	Toulouse	39 (hiver) 65 (été)	Analyseurs automatiques, pas de temps quart horaire, moyenne 2 semaine été et 2 semaines hiver
Atmo Nord-pas de Calais 2008	Lille	13 (été) 24 (hiver)	Tubes passifs, 4 prélèvements de 15jours par points de mesure
Atmo PACA 2011	Marseille	36-38	Mesures automatiques pendant 5mois
Oh <i>et al.</i> 2012	Séoul	82	Analyseurs automatiques, pas de temps horaire, moyenne annuelle
(*) données graphiques			

2.4.3.3.3 Dioxyde de carbone (CO₂)

La concentration de CO₂, si elle n'est pas liée à une combustion, provient de la respiration des occupants d'un lieu. Elle est dans ce cas prise en compte comme indicateur de confinement. Les valeurs sont comprises entre 400 ppm et 3377 ppm pour les réseaux étrangers (Park *et al.*, 2008 ;

Cheng *et al.*, 2011 ; Oh *et al.*, 2012 ; Kam *et al.*, 2011 ; Moreno *et al.*, 2014) et entre 494 et 1200 ppm pour les réseaux de Toulouse et Lille (ORAMIP, 2013 et Atmo NPDC, 2008).

2.4.3.3.4 Mesure du carbone particulaire (EC, OC, BC)

Des études réalisent la mesure du carbone présent dans les particules. Cette mesure est fortement dépendante des méthodes employées. On peut trouver d'une part le carbone élémentaire (EC) et le carbone organique (OC), parfois déterminé par la même méthode, et d'autre part le *black carbon ou equivalent black carbon* ou carbone suie (BC). Le EC représente la partie réfractaire (jusqu'à 600-800 °C selon le taux d'oxygène) de l'aérosol carboné émis par combustion, alors que le BC représente la fraction la plus absorbante de ces émissions (LCSQA, 2012). Le OC provient soit de la combustion soit de composés organiques de l'atmosphère qui s'adsorbent sur la particule déjà formée.

Ils n'existent pas de valeurs réglementaires pour ces mesures.

Le BC est mesuré par AE-31 Magee Scientific (Raut *et al.*, 2009a). Les concentrations mesurées dans une station parisienne étaient comprises entre 2 et 5 $\mu\text{g.m}^{-3}$. Si en absence du trafic des rames, les concentrations sont comparables à l'air extérieur, pendant la journée les concentrations en BC laissent supposer la présence d'une source dans le tunnel comme le freinage selon les auteurs. Dans le métro d'Helsinki (Aarnio *et al.*, 2005) la concentration en BC est de 6,3 $\mu\text{g.m}^{-3}$.

Le Tableau 16 présente une synthèse des compositions en EC et OC des PM10 déterminées dans les EFS françaises Lille (Atmos NPDC, 2008), Marseille (Atmo Paca, 2011), Rouen (Airnormand, 2006) et Toulouse (ORAMIP, 2013).

Dans le métro toulousain, les concentrations en EC sont comprises entre 7 et 16,3 $\mu\text{g.m}^{-3}$, équivalentes au site de trafic périphérique, ce qui laisse supposer une source interne selon les auteurs (ORAMIP, 2013). En revanche le ratio EC/OC varie fortement entre les deux stations et semble à peu près constant entre l'hiver et l'été. Dans les réseaux étrangers les concentrations en EC sont comprises entre 0,8 et 10,9 $\mu\text{g.m}^{-3}$ (Fromme *et al.* 1997 ; Aarnio *et al.* 2005 ; Kam *et al.* 2011) et les concentrations en OC sont comprises entre 4,4 et 7,4 $\mu\text{g.m}^{-3}$ (Aarnio *et al.* 2005 ; Kam 2011). Dans le métro de Los Angeles, Kam *et al.* (2013) mesurent une concentration supérieure en EC dans les lignes métro comparativement à des trajets en voiture. On pourra néanmoins relativiser cette comparaison en raison des dates et des conditions de prélèvement différentes.

Pour Aarnio *et al.* (2005) les concentrations observées en BC, EC et OC sont supérieures à celles rencontrées sur un site de fond urbain. Néanmoins la présence de ces composés est essentiellement dûe au trafic extérieur, à l'exception des concentrations élevées parfois rencontrées la nuit qui sont dûes aux véhicules diesels des travaux d'entretiens

Tableau 16 : Composition (en ng.m^{-3}) en carbone élémentaire et carbone organique des PM10 des EFS françaises (Lille, Marseille, Rennes, Rouen et Toulouse) et fraction massiques correspondantes (%)

	EC	OC	EC	OC
	ng.m^{-3}		%	
Nb. d'obs.>LD	4	4	2	2
Minimum	1600	1800	13,2	15,7
Médiane	5600	7400	13,9	19,0
Moyenne	7275	6625	13,9	19,0
Maximum	16300	9900	14,5	22,4

(Nb. d'obs.>LD = nb d'observation supérieures à la LD)

En résumé :

Ce chapitre porte sur la concentration de composés particulaires ou gazeux (HAP, COV, EC/OC, BC, CO, CO₂, NOx) mesurés dans les EFS. Elles font suite aux chapitres et conclusions précédents portant sur les particules métalliques, la silice et les fibres.

Contrairement aux métaux, à la silice ou aux fibres, pour ces composés la contribution de sources internes aux EFS est moins évidente et leur mesure dans ces enceintes a pu être motivée par leur toxicité ou par d'éventuels effets du confinement de l'air en souterrain.

HAP :

Les HAP ont été mesurés dans des EFS dans la phase particulaire (ex : BaP) et concernaient donc des HAP non-volatils. Seules quelques études ont également mesuré des HAP semi-volatils (phénanthrène, anthracène, fluoranthène, pyrène, benzo(a)anthracène ou le chrysène).

Les concentrations en HAP présentent une grande variabilité entre les réseaux, intra-réseaux et selon les saisons. Les concentrations dans les EFS semblent liées aux concentrations extérieures en HAP avec des variations saisonnières similaires. Dans les EFS, les HAP particulaires sont partiellement à l'abri des phénomènes responsables de leur disparition par rapport à l'air extérieur, notamment le phénomène de dépôt, les particules étant régulièrement remises en suspension dans l'air par le passage des rames et des usagers, et le phénomène de photochimie.

Dans les études concernant des réseaux situés en France, les concentrations en BaP sont inférieures à la valeur cible pour l'air ambiant de 1 ng.m⁻³. En général le milieu souterrain semble légèrement plus contaminé en HAP par rapport à l'extérieur de la station. Néanmoins cet aspect peut varier selon le HAP considéré et est à relativiser aussi en raison de l'absence de « scrubber » (épurateur de gaz tel que l'O₃) sur les préleveurs qui engendre une grande incertitude sur la mesure du BaP en extérieur. En comparaison avec d'autres modes de transport en proximité ou au cœur du trafic routier (ex : automobile), l'environnement des EFS expose les usagers à des concentrations plus faibles en HAP.

COV - HAM :

Les composés mono-aromatiques les plus souvent mesurés sont le benzène, le toluène, l'éthylbenzène et les xylènes (BTEX).

Sur les 14 études recensées, les concentrations moyennes de benzène sont comprises entre 0,8 et 27 µg.m⁻³, souvent inférieures à 10 µg.m⁻³. Des valeurs plus élevées sont observées dans les études plus anciennes. Ces valeurs plus élevées sont vraisemblablement liées aux plus fortes émissions du trafic routier à cette période précédant la diffusion des catalyseurs pour les véhicules essence et l'augmentation du parc des véhicules diesel, et pour les EFS françaises précédant également l'interdiction de fumer dans les EFS.

La comparaison avec d'autres environnements intérieurs montre une concentration plus faible de benzène dans les EFS. En comparaison avec l'extérieur de la station, le niveau de benzène est par contre légèrement supérieur dans les EFS. Les études effectuées à différentes saisons semblent indiquer une variation saisonnière du benzène avec une augmentation des concentrations en hiver probablement liée à une augmentation des sources extérieures.

COV – composés carbonylés :

Les composés carbonylés les plus abondants mais aussi les plus mesurés dans les EFS sont le formaldéhyde, l'acétaldéhyde et l'acétone.

Les concentrations en formaldéhyde mesurées dans les EFS sont comprises entre 2,6 et 31,7 µg.m⁻³, avec des valeurs inférieures à 10 µg.m⁻³ pour les études françaises.

Selon une étude à Seoul, le formaldéhyde, l'acétaldéhyde et l'acétone présentent des concentrations généralement supérieures à l'intérieur des stations par rapport à l'extérieur, avec un facteur proche de 3. Par contre généralement, les usagers du métro semblent moins exposés que les usagers des autres modes de transport au cœur ou en proximité du trafic routier.

Sur les quais et d'après une seule étude, le formaldéhyde est le composé majoritaire, suivi de l'acétaldéhyde et de l'acétone. Dans les rames, les concentrations sont globalement supérieures à celles mesurées sur les quais des stations, et les concentrations maximales sont observées pour l'acétaldéhyde, suivi du formaldéhyde, de l'acétone et de la valéraldéhyde. En plus des sources environnementales, l'acétaldéhyde et l'acétone sont notamment émis par le métabolisme des usagers.

De nombreuses autres familles de composés organiques n'ont pas été, ou très peu, investiguées dans les EFS (ex : alcanes, organohalogéné comme le trichloroéthylène).

EC/OC, BC, CO, NO_x :

Les rares mesures de BC, EC et OC montrent que ces composés sont présents dans les EFS à des concentrations supérieures aux concentrations mesurées dans l'air extérieur des stations. Bien qu'essentiellement dû au trafic extérieur, les auteurs mettent en avant des sources internes aux EFS comme le freinage. Les concentrations élevées mesurées de nuit sont liées aux véhicules diesel utilisés pour les travaux d'entretien. Les autres polluants (NO_x, CO) sont issus de l'air extérieur en dehors de travaux ponctuels utilisant des moteurs thermiques.

L'ensemble des ces polluants peut être émis lors de travaux de maintenance.

2.4.4 Sources des polluants

Les éléments comme l'aluminium, le silicium, le calcium, le potassium, le magnésium ou le titane sont généralement attribués à des sources externes mais ils peuvent dans certains cas avoir une origine interne telle que l'usure des matériaux de construction (titane pour Kang *et al.* 2008 ; carbonates, silicates et quartz pour Salma *et al.* 2009), du ballast (Ma *et al.* 2012) ou l'utilisation d'abrasif ou antidérapant (silicium, calcium et titane pour Ma *et al.* 2012) ainsi que les freins (calcium pour Kim *et al.* 2010).

Les particules riches en fer sont essentiellement issues d'arrachement (contact rail-roue) ou de friction (roue-frein et système d'alimentation électrique).

Pour le métro de Londres, Sitzman *et al.* (1999) analysent environ 13 000 particules dans la fraction PM₅ par microscopie électronique. L'analyse par cluster met en évidence 16 groupes dont un groupe (55% des particules) de particules riches en fer et silicium, considérées comme produites par friction entre le système de freinage constitué de pièces de fer et de fibres de verre et les roues.

A Séoul (Kang *et al.* 2008), les particules riches en fer sont essentiellement issues d'arrachement (contact rail-roue) ou de friction (roue-frein ou système d'alimentation électrique). En été, le système de climatisation favorise l'abondance des particules de source interne par rapport aux particules de source externe (Maskey et Ro, 2011).

Dans leur étude sur une station du métro de Tokyo, Ma *et al.* (2012) identifient des particules riches en fer de forme sphérique, attribuées à un processus de fusion au contact roue/rail, ainsi que des particules riches en fer, de forme irrégulière, résultant de l'abrasion au contact roue/rail.

Pour Salma *et al.* (2009), à Budapest, les oxydes de fer sont attribués à de l'abrasion (rails, roues, câbles électriques, freins) ou des arcs électriques.

Pour Loxham *et al.* (2013), à Amsterdam, les particules grossières (10-2,5 µm) ou fines (2,5-1 µm) viennent probablement de phénomènes d'abrasion et les particules ultrafines (<1 µm) sont générées par des phénomènes de friction à haute température suivis de vaporisation ou par des arcs électriques sur le système d'alimentation électrique.

Dans le réseau de Shanghai (Zhang *et al.* 2011), les particules lamellaires sont considérées comme provenant de la friction rail-roue alors que les particules sphériques auraient une origine de combustion extérieure.

Pour les autres métaux, les sources sont plus variables d'un réseau à l'autre.

A Séoul, Kang *et al.* (2008) attribuent le cuivre au frottement du système d'alimentation électrique et le baryum au système de freinage.

Pour Querol *et al.* (2012), à Barcelone, le baryum et les aluminosilicates sont liés au freinage et les sphérules Fe-C, inférieures à 2,5 µm, à une fusion par étincelle.

A Stockholm (Gustafsson *et al.* 2012), l'étude des PM10 dans deux gares souterraines d'une ligne de chemin de fer montre des concentrations fortes en Fe, Cu, Zn, Sb, Ba, Mn et également en Si. Les auteurs déterminent d'une part que le fer constitue environ 55% des PM10. D'autre part, à partir de données sur les matériaux et en fonction des rapports entre les teneurs en Fer et entre les autres métaux, ils déterminent que :

- le baryum, le cuivre et le zinc peuvent être reliés au freinage,
- le chrome peut être relié aux roues et aux rails,
- le manganèse peut être relié aux roues.

A partir d'études statistiques sur des prélèvements effectués sur les quais ou dans les halls de 8 stations du réseau de Milan, Colombi *et al.* (2013) attribuent au fer, baryum, antimoine et manganèse une origine liée aux roulements ou au freinage (contribuant de 40 à 70% des PM10) et au cuivre et zinc une origine liée à l'alimentation électrique (2 à 3% des PM10).

Si Chillrud *et al.* (2004) ainsi que Colombi *et al.* (2013) considèrent l'antimoine comme provenant des systèmes de freinage, sa source est externe pour Kam *et al.* (2011).

Globalement, pour le métro de Londres, Sitzman *et al.* (1999) en rajoutant les particules riches en calcium et potassium aux particules riches en fer, le système de freinage serait à l'origine d'au moins 70% du nombre de particules analysées. A Barcelone, en faisant une analyse par ACP, Querol *et al.* (2012) montrent que, la source « frein » représente 64 % de la variance en concentration massique alors que la source « roulement » ne contribue qu'à environ 5%. A Séoul, à partir de 30 prélèvements sur filtres effectués dans les rames, Park *et al.* (2012) déterminent, en utilisant une analyse statistique, 4 sources dont une source « métro » représentée par Fe, Mn et Cu, représentant 48% des PM10 (les autres sources étant des particules extérieures, des nitrates et un mélange de chlore et de sulfates secondaires).

Il n'y a pas de données publiées sur les sources de particules pour les métros français. La seule étude qui s'en rapproche est celle de Mazoue et Parfait (2000) qui concerne une étude expérimentale d'usure des matériaux de freinage. Elle met en évidence l'émission de poussières riches en fer, cuivre, manganèse, silicium, baryum et soufre.

Le manganèse a été étudié spécifiquement en Amérique du nord comme marqueur de la pollution extérieure lié à la circulation automobile à Montréal (Boudia *et al.*, 2006) et Toronto (Crump *et al.*, 2000). En effet, aux Etats Unis et au Canada, le methyl cyclopentadienyl-manganèse-tricarbonyle (MMT) est utilisé comme additif dans les carburants automobiles. Ces études mettent en évidence des teneurs en manganèse relativement élevées dans les fractions totale et inhalable prélevées dans des stations de métro. Ces concentrations sont attribuées à l'apport d'air non filtré de l'extérieur lui-même pollué par la circulation automobile. Des travaux identiques ont également été menés avec la mesure en plomb dans le métro de Washington lorsque que les additifs plombés étaient utilisés dans les carburants automobiles (Sumner et Wood, 1979). Ces résultats ne sont pas transposables à la France où l'utilisation de ce type d'additifs est beaucoup plus limitée. Ils sont cependant révélateurs de la contribution de la pollution automobile extérieure à la pollution dans les EFS.

En résumé :

La source principale des particules riches en fer est liée aux phénomènes de friction et d'arrachement (contact roue-frein, contact du matériel roulant avec le système d'alimentation électrique, contact rail-roue).

Pour les autres métaux, les sources sont plus variables d'un réseau à l'autre. Néanmoins il semble que l'origine du cuivre puisse être liée au système d'alimentation électrique et le baryum au matériau du système de freinage.

La présence d'éléments comme l'aluminium, le silicium, le calcium, le potassium, le magnésium ou le titane est généralement attribuée à des sources externes, mais peut dans certains cas avoir une origine interne telle que l'usure des matériaux de construction, du ballast ou l'utilisation d'abrasif ou antidérapant, ainsi que les freins.

En Amérique du Nord, le manganèse peut être relié à une contribution de la pollution automobile via un apport d'air extérieur non filtré ; le méthyl cyclopentadienyl-manganèse-tricarboxyl (MMT) étant utilisé comme additif dans les carburants automobiles. Ce n'est pas le cas en France où l'utilisation de ce type d'additifs est beaucoup plus limitée et où le manganèse est essentiellement de source interne à l'EFS.

2.4.5 Paramètres d'influence sur les niveaux de concentrations en particules dans les EFS

Les principales sources d'émission de particules métalliques sont liées aux phénomènes d'arrachement du au contact rail/roue et de friction due au freinage (Cf. § précédent). De ce fait, les paramètres d'influence sur l'émission de ces particules en qualité et en quantité sont liés au type de matériau utilisé pour le rail, les roues et les freins, au système de freinage utilisé, ainsi qu'aux conditions de circulation des trains (conduite, charge, ...).

Ainsi, comme il a été décrit plus haut, les systèmes à roues pneumatiques sont moins émissifs que les roues en fer et le freinage électrodynamique est également moins émissif que le freinage mécanique.

Les conditions de trafic conditionnent également les émissions. Johansson et Johansson (2003) ont pu corréliser le niveau de PM à la fréquence des trains. De même que les études réalisées en différentes périodes d'affluence mettent en évidence une baisse des niveaux de particules lorsque l'affluence est moindre comme les jours de week-end par rapport au reste de la semaine.

A Helsinki, Aarnio *et al.* (2005) estiment que les freins sont une source d'émission des particules métalliques moins probable que le contact rail-roue du fait de l'utilisation de technique de freinage électrique.

Les particules peuvent également être émises par leur remise en suspension engendrée notamment par le passage des trains avec un effet piston dans les tunnels, ainsi que par le passage des usagers sur les quais (Nieuwenhuijsen *et al.*, 2007 ; Kim *et al.*, 2012 ; Park *et al.*, 2014). L'importance de l'effet piston a été mise en évidence dans l'étude récente de Park *et al.* (2014). Cette étude montre en effet qu'une réduction de la vitesse maximale du métro à l'approche d'une station (75 à 45 km/h), en dehors des horaires de pointe du trafic, réduit de 43 %, 40% et 48 % le ratio PM_{métro}/PM_{extérieur} dans le tunnel, le hall de gare et le quai respectivement. D'autres facteurs de type structurel ou organisationnel peuvent également avoir une influence sur les concentrations de particules mesurées dans les EFS :

- Nettoyage des voies et des parois :

Le nettoyage des voies et des parois des tunnels est une mesure technique visant à réduire la remise en suspension des particules lors du passage des trains mais dont l'efficacité est discutée.

Johansson et Johansson (2003) ont effectué des mesures de PM10 sur le quai d'une station de métro à Stockholm avant et après nettoyage des voies et murs du tunnel et ont constaté une réduction de 13% du niveau de PM10 et de 10% du niveau de PM2,5. Les auteurs concluent que cette mesure de nettoyage ne permet pas à elle seule de réduire de manière conséquente les niveaux de particules.

Les mesures de PM10 réalisées par Branis (2006) dans le métro de Prague montrent que bien que les concentrations en PM10 à l'intérieur du réseau sont plus élevées que les concentrations mesurées à l'extérieur, le ratio des PM10 intérieur/extérieur, de l'ordre de 1,3 à 1,7 est plus faible que pour d'autres études à Londres (ratio de 7,5 à 23,5 selon Adams *et al.* (2001a, 2001b) et Sitzmann *et al.* (1999)) ou à Stockholm (ratio de l'ordre de 5 à 6 selon Johansson et Johansson (2003)). Branis attribue ce résultat au fait que les mesures à Prague ont été réalisées peu de temps après un nettoyage et une réfection complète du réseau souterrain.

Salma *et al.* (2007) considèrent que le faible taux de particules PM10 et PM2 mesuré dans une station du métro de Budapest, comparativement aux niveaux de particules mesurés dans d'autres métros, peut être la conséquence d'un nettoyage total du réseau bi-annuel, sans apporter plus de précision quant à cette procédure de nettoyage. Les auteurs n'excluent pas d'autres facteurs tels que les différences dans le système de ventilation, la profondeur et les dimensions des stations de métro, etc.

- Ventilation générale de la station et des tunnels :

A Barcelone, Querol *et al.* (2012) ont réalisé des mesures de PM10 sur le quai d'une ligne ancienne du métro et d'une ligne récente. Plusieurs schémas de ventilation ont été étudiés. Le doublement de la puissance de ventilation des tunnels réduit d'un facteur 4,2 le niveau de PM. De plus, l'utilisation d'une ventilation forcée conduit à des niveaux de PM qui varient indépendamment de la fréquence des trains.

Dans ce même réseau d'EFS, Moreno *et al.* (2014) ont étudié l'impact de la ventilation des tunnels, de la conception des stations et l'effet piston engendré par le passage des rames sur la qualité de l'air. Les concentrations de PM10 sont très variables en fonction des conditions de ventilation et de la conception de la station. En effet, les concentrations mesurées sur les plates-formes étroites desservies par des tunnels à voie unique doublent lors de l'arrêt de la ventilation forcée des tunnels alors que les niveaux de particules dans les stations avec des tunnels à double voie, spacieuses, sont moins affectés par l'arrêt de la ventilation. L'étude met également en avant des différences de concentrations en particules en fonction du positionnement du point d'échantillonnage sur le quai avec généralement des niveaux plus élevés à une extrémité du quai par rapport au milieu de quai. Les auteurs relient ces observations aux accès passager qui peuvent introduire de l'air moins pollué et diluer les concentrations en particules, les accès latéraux étant moins efficaces que les accès situés à proximité du point d'entrée du train dans la station.

Les concentrations en PM10 et PM2,5 mesurées par Kam *et al.* (2011) dans le métro de Los Angeles sont comparables aux concentrations mesurées dans les métros de Taipei, Helsinki, et Hong Kong. Les auteurs attribuent ce résultat au fait qu'il s'agit de métros récents, généralement équipés de systèmes de ventilation plus performants et de technologies de freinage avancées. Les auteurs en comparant les ratios PM2,5/PM10 mesurés dans les stations de métro souterraines de plusieurs villes observent une plus grande fraction de particules fines dans les métros récents (Taipei, Hong Kong) comparativement aux métros plus anciens (Londres, Paris, Stockholm).

- Air conditionné dans les rames :

Les niveaux de particules mesurés à l'intérieur de rames équipées de système d'air conditionné sont inférieurs aux niveaux de particules mesurés sur le quai (Barcelone (Querol *et al.*, 2012)), New York (Chilrud *et al.*, 2004))

- Portes de quai :

Initialement installées dans un but sécuritaire, afin d'éviter les accidents, ces portes installées entre le quai et la voie, sur la hauteur totale ou partielle de la station, à ouverture automatique et

simultanée avec l'ouverture des portes de wagon, limitent les échanges d'air entre le quai et le tunnel ce qui permet de réduire de manière significative les teneurs en PM. Différentes études ont été menées à Séoul (Lee *et al.*, 2009 ; Jung *et al.*, 2010 ; Jung *et al.*, 2012) et à Barcelone (Querol *et al.*, 2012).

Jung *et al.* (2010) ont effectué des mesures de PM10 et des analyses de métaux dans 4 stations de métro à Séoul dont 2 munies de portes palières sur la hauteur totale de la station. Les concentrations moyennes en PM10 mesurées sur les quais des 2 stations avec portes sont de 102 et 105 $\mu\text{g.m}^{-3}$ contre 175 et 166 $\mu\text{g.m}^{-3}$ pour les stations sans porte. De même ils mettent en évidence une réduction de la teneur en fer dans les particules prélevées sur le quais de 2 stations munies de portes comparativement aux particules prélevées sur les quais de 2 stations non équipées de ce type de portes (43-53% et environ 61% contre 71-77% et environ 79%).

L'influence des portes de quai sur les concentrations dans les rames et les tunnels n'a pas ou peu été documentée. Song *et al.* (2008) rapportent une détérioration de la qualité de l'air dans les tunnels mais sans données de mesure disponibles.

- Profondeur et configuration de la station :

Jung *et al.* (2010) ont effectué des mesures de concentrations en PM10 en février et mars 2009 à Séoul. Les prélèvements ont été effectués pendant 3 heures par jour, pendant 3 jours. Des préleveurs haut volume ont été utilisés pour déterminer les concentrations en PM10. Les mesures ont été réalisées dans 4 stations et à 4 emplacements : tunnel, quai, guichet et extérieur de la station.

Quelle que soit la station, les concentrations moyennes en PM10 déterminées au niveau des quais et guichets sont comparables (137 et 135 $\mu\text{g.m}^{-3}$ en moyenne), nettement inférieures à celles mesurées dans le tunnel (267 $\mu\text{g.m}^{-3}$) et supérieures aux concentrations déterminées à l'extérieur de la station (66 $\mu\text{g.m}^{-3}$).

Colombi *et al.* (2013) ont étudié les niveaux de PM10 dans 6 stations de configuration différentes à Milan :

- un quai entre deux tunnels étroits,
- deux quais de part et d'autre d'un large tunnel (3 stations),
- un quai et un tunnel étroit (2 stations, les plus profondes).

Les prélèvements ont été effectués à l'aide de préleveur bas volume : 3 échantillons/jour (00-6h, 6-15h et 15-24h), pendant 9 jours.

Les niveaux de PM10 sont supérieurs dans les stations les plus profondes (environ 283 $\mu\text{g.m}^{-3}$ pour les stations situées à -20m et 105 $\mu\text{g.m}^{-3}$ pour la station située à -9m). Les auteurs constatent que les concentrations déterminées dans les stations avec tunnel étroit sont supérieures à celles déterminées dans les stations avec un tunnel plus large. Toutefois ce constat est à relativiser car ces stations sont également les plus profondes. Les concentrations diminuent le week-end par rapport à la semaine (209 $\mu\text{g.m}^{-3}$ en moyenne pour la station la plus profonde et 71 $\mu\text{g.m}^{-3}$ pour la station située à -9m.)

A Tokyo, Furuya *et al.* (2001) ont déterminé les niveaux de PM10, à l'aide d'un compteur de particules laser dans 3 stations de configurations différentes :

- 1 station (Tarawamachi) comprenant 2 escaliers et 1 conduit de ventilation reliés à l'extérieur, l'apport d'air étant assuré par l'effet piston du au passage des trains. Cette station est la plus ancienne (1927).
- 1 station (Shimbashi) où l'apport d'air conditionné est effectué avec prise d'air au niveau d'un bâtiment voisin (rez de chaussée).
- 1 station plus profonde (Nihon Bashi) où les échanges d'air avec l'extérieur sont plus limités du fait du circuit d'air conditionné. Cette station est située en 2^{ème} sous-sol, avec des connexions avec d'autres lignes situées aux 3^{ème} et 5^{ème} sous sols.

Les mesures ont été réalisées pendant 3 fois 3 heures, un samedi en décembre, mars, juin et octobre, les compteurs de particules étant disposés en milieu de quai.

Les concentrations en PM10 sont plus élevées en décembre et octobre qu'en mars et juin pour chacune des stations, et les concentrations maximales sont enregistrées au niveau de la station la plus ancienne quelle que soit la saison. Les deux autres stations avec circuit d'air conditionné présentent des niveaux de concentrations comparables :

- En décembre : les concentrations moyennes de PM10 sont de 120 $\mu\text{g.m}^{-3}$ pour Nihon Bashi et 85 $\mu\text{g.m}^{-3}$ pour les deux autres stations
- En juin : les concentrations moyennes de PM10 sont de 85 $\mu\text{g.m}^{-3}$ pour Nihon Bashi et 40 et 35 $\mu\text{g.m}^{-3}$ pour les deux autres stations.

Il est à noter que les concentrations déterminées dans les stations de métro sont toutes supérieures à celles déterminées à l'extérieur des stations, quelles que soient la station et la saison. La seule exception est relevée pour la journée d'octobre où un phénomène d'inversion de température a conduit à une augmentation des niveaux de PM à l'extérieur qui ont atteint les niveaux mesurés à l'intérieur des stations.

- Effet saison :

Deux anciennes études se sont intéressées à l'effet saison.

L'étude japonaise de Furuya *et al.* (2001) décrite ci-dessus montre que les concentrations en PM10 mesurées en décembre et octobre dans le métro, comme à l'extérieur du métro, sont supérieures à celles mesurées en mars et juin.

A Londres, Adams *et al.* (2001a, 2001b) ont réalisé une étude visant à évaluer l'exposition aux PM2,5 des usagers de différents moyens de transport dont le métro. Les prélèvements de PM2,5 ont été effectués à l'aide de préleveurs haut débit, pendant 3 semaines en juillet 1999 et 3 semaines en février 2000. Les concentrations en PM2,5 déterminées sur les trajets en métro en hiver sont inférieures à celles mesurées en été (157,3 $\mu\text{g.m}^{-3}$ (min – max : 12,2 – 263,5 $\mu\text{g.m}^{-3}$) contre 247 $\mu\text{g.m}^{-3}$ (min-max : 105,3 – 371,2 $\mu\text{g.m}^{-3}$). Le même constat est réalisé pour les autres trajets en voiture, bus et vélo.

- Ballast :

Jung *et al.* 2012 ont prélevé des particules magnétiques dans l'air au moyen d'aimants permanents disposés dans deux stations de métro à Séoul, sur les murs au niveau des rails et au niveau des quais. Une différence dans la composition chimique de particules prélevées dans l'air des deux stations est mise en évidence et est selon les auteurs liée à la différence de nature du ballast : dans la station Jegi munie de ballast en béton, l'analyse par DRX montre un pic majoritaire correspondant au fer, alors que dans la station Yangjae, munie de ballast en gravier, l'analyse montre des pics correspondants à des éléments non magnétiques (CaCO_3 , TiO_2 , SiO_2). De même une différence dans la distribution granulométrique des particules prélevées dans ces deux stations est observée et est, selon les auteurs, liée à la nature différente du ballast : environ 90% des particules magnétiques prélevées à Jegi et environ 45 à 55% des particules magnétiques prélevées à Yangjae sont inférieures à 4 μm .

2.4.6 Mesures techniques mises en œuvre pour limiter le niveau de particules

Afin de limiter les niveaux de particules ou de pollution dans l'air des enceintes ferroviaires souterraines, différentes approches ont été documentées dans la littérature internationale : des approches préventives qui visent à réduire l'émission des particules en agissant sur leur source et des approches palliatives qui visent à réduire l'exposition des usagers en agissant sur des facteurs d'influence non liés à la source d'émission.

Les approches préventives consistant à agir sur les sources d'émission, les principales mesures portent sur la modification de systèmes de roulement et de freinage. Il est à noter qu'aucune des études examinées dans le cadre de cette revue de la littérature ne visait à évaluer spécifiquement l'efficacité d'une modification des systèmes de roulement ou de freinage.

Le phénomène d'usure dû au freinage et au contact rail roue peut être réduit par la rénovation du matériel roulant notamment en substituant le freinage mécanique par du freinage électrodynamique. L'usure due au freinage et au contact rail roue peut également être réduite par l'optimisation du profil de la roue, l'application de lubrifiants, l'optimisation de la conception des voitures et leur allègement, l'utilisation de disques de freins avec des rainures radiales (Abbasi *et al.* 2013) et le traitement des rails (ex : meulage, apport de métal dur comme le chrome).

Les mesures palliatives consistent à agir sur les facteurs d'influence mentionnés plus haut et peuvent donc être résumées de la façon suivante :

- Nettoyage des voies et des parois,
- Amélioration des schémas de ventilation générale des stations et des tunnels,
- Air conditionné dans les rames,
- Mise en place de porte de quai.

Certaines études expérimentales visent à évaluer spécifiquement l'influence de la mise en place de système innovant afin de limiter le niveau de particules sur les quais.

Ainsi, Tokarek et Bernis (2006) ont testé un précipitateur électrostatique dans une station fermée au public sur la ligne 5 du métro parisien. Il s'agit d'un dispositif qui consiste à filtrer les particules de l'air par le biais de forces électriques agissant sur les particules chargées.

L'efficacité déterminée varie de 56% pour les particules de 0,3 μm à 92% pour les particules de 2,5 μm . Une perte d'efficacité de 15% en 1 an est estimée. Néanmoins des essais dans une station entière en fonctionnement sont nécessaires avant de pouvoir formuler des conclusions définitives compte tenu de l'impact de la conception des stations et de l'importance des flux d'air. Selon les auteurs une vingtaine de filtres seraient nécessaires pour abaisser de 230 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ à 135 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ la concentration en particules.

Kwon *et al.* (2011) ont testé dans des conditions de laboratoire, un nouveau système de filtration constitué de deux cyclones axiaux en parallèle et déterminé une efficacité moyenne de collecte de 75% pour des particules de 1 à 10 μm . Ce nouveau système pourrait selon les auteurs remplacer avantageusement les systèmes de filtration actuels dans les stations de métro en réduisant notamment les coûts de maintenance des filtres. Afin de vérifier ces performances en situation réelle, un modèle à l'échelle pilote est en cours de développement.

Son *et al.* (2011) ont mené une étude expérimentale visant à évaluer les performances de différents supports adsorbants carbonés qui pourraient être utilisés dans les systèmes de ventilation des stations de métro pour limiter l'introduction de COV et de NO₂ de l'extérieur via les dispositifs de ventilation. Les essais ont été réalisés en laboratoire puis dans une station du métro de Séoul. Aucune description de la configuration de la station n'est faite. Parmi les adsorbants testés, les meilleures performances de filtration simultanée de NO₂ et de COV dans ces essais ont été obtenues avec un mélange de différents types de charbon actif. Elles étaient respectivement de 75% et 85%. Les auteurs concluent que des essais complémentaires sont nécessaires afin de tester de plus larges conditions expérimentales.

Jung *et al.* (2012) dans une étude visant à caractériser la composition chimique des particules contenant du fer prélevées dans différentes stations souterraines du métro de Séoul, ont placé des aimants permanents sur les parois derrière les rails et les murs au niveau du quai de 2 stations pendant 3 jours afin de prélever les particules magnétiques. Les auteurs suggèrent que cette technique pourrait être utilisée pour contrôler les niveaux de PM en supprimant les particules magnétiques contenant du fer.

Ces études expérimentales n'ont pour l'instant pas fait l'objet d'exploitation en conditions réelles.

Ces dernières années, des approches globales de management de la qualité de l'air intérieur dans les EFS sont développées à Séoul. Des modèles visant à prédire les niveaux de particules en fonction des saisons et différents facteurs d'influence sont développés (Oh *et al.* 2012, Kim *et al.* 2010, 2012) et sont utilisés pour la construction de nouvelles stations (Song *et al.* 2008).

En résumé :

Afin de limiter les niveaux de particules ou de pollution dans l'air des enceintes ferroviaires souterraines, deux types de mesures peuvent être mises en œuvre :

- des mesures préventives qui visent à réduire l'émission des particules en agissant sur leur source,
- des mesures palliatives qui visent à réduire l'exposition des usagers en agissant sur des facteurs d'influences non liés à la source d'émission.

Les principales mesures préventives portent sur la modification de systèmes de roulement et de freinage. L'usure due au freinage et au contact rail roue peut être réduite par la rénovation du matériel roulant notamment en substituant le freinage mécanique par du freinage électrodynamique. Cette usure peut également être réduite par l'optimisation du profil de la roue, l'application de lubrifiants, l'optimisation de la conception des voitures et leur allègement, l'utilisation de disques de freins avec des rainures radiales, et le traitement des rails (ex : meulage, apport de métal dur comme le chrome). Les leviers d'action sur les conditions de circulation des trains (trafic, conduite, charge) semblent beaucoup plus contraints.

Les mesures palliatives identifiées ont un impact plus ou moins certain sur les niveaux de concentration en particules déterminés dans les EFS. Ainsi, le nettoyage des voies et des parois semble avoir un impact faible sur les niveaux de concentration mesurés sur les quais, alors que l'amélioration des schémas de ventilation générale des stations et des tunnels et/ou la mise en place de porte de quai ont un impact plus important sur les niveaux de concentration sur les quais.

Peu d'études permettent d'apprécier l'influence de paramètres particuliers à l'intérieur des rames. Seule la présence de systèmes d'air conditionné dans les rames a été identifiée comme une mesure permettant d'abaisser les niveaux de particules à l'intérieur des rames de manière conséquente.

Certaines études expérimentales visent à évaluer spécifiquement l'influence de la mise en place de systèmes innovants afin de limiter le niveau de particules sur les quais tels que par exemple des précipitateurs électrostatiques, cyclones de filtration ou aimants. Ces études ont été menées à l'échelle du laboratoire ou de quelques stations mais aucune n'a pour l'instant fait l'objet d'exploitation en conditions réelles.

Ces dernières années, des approches globales de management de la qualité de l'air intérieur dans les EFS ont été développées à Séoul. Des modèles visant à prédire les niveaux de particules en fonction des saisons et différents facteurs d'influence sont développés et servent de modèles pour la construction de nouvelles stations.

2.4.7 Comparaison de différents moyens de transport.

Diverses études étrangères ont permis de documenter les niveaux d'exposition aux polluants atmosphériques auxquels sont soumis les usagers de différents modes de transport incluant le transport ferroviaire souterrain.

Ces études sont présentées distinctement entre l'Europe, l'Asie et l'Amérique, les différents pays de ces continents étant caractérisés par des niveaux de pollution dans l'air ambiant différents.

2.4.7.1	<i>Publications en Europe</i>	94
2.4.7.2	<i>Publications en Amérique</i>	96
2.4.7.3	<i>Publications en Asie</i>	97

2.4.7.1 Publications en Europe

Une étude (Delaunay *et al.*, 2010) menée par la RATP, le Laboratoire d'Hygiène de la Ville de Paris (LHVP) et le Laboratoire Central de la Préfecture de Police (LCP) sur la période 2007-2008 avait pour objectif de documenter les niveaux d'exposition aux polluants atmosphériques auxquels sont soumis les franciliens au cours de leurs trajets quotidiens entre leur domicile et leur lieu de travail (Programme PRIMEQUAL 2 / PREDIT). L'étude comprend ainsi une évaluation de l'exposition des franciliens pendant leurs déplacements domicile-travail et également une comparaison avec les niveaux d'exposition enregistrés 10 ans auparavant dans une étude similaire. Vingt trajets domicile-travail différents ont été choisis parmi les principaux modes de locomotion : véhicule particulier, bus, métro, tramway, vélo et marche.

L'exposition dans le métro et le RER est caractérisée par l'existence d'une source spécifique de pollution particulaire liée à l'émission de particules fines des matériels roulants durant le freinage. Les concentrations massiques en PM_{2,5} y sont les plus élevées parmi les différents modes de transport étudiés avec une médiane de 155 µg.m⁻³ dans le RER A, 128 µg.m⁻³ sur la ligne 14 et 119 µg.m⁻³ sur la ligne 1. Pour les polluants gazeux, qui sont issus du trafic automobile, les niveaux dans le métro et RER sont parmi les plus bas des différents types de locomotion. Les niveaux de formaldéhyde sont du même ordre de grandeur que ceux trouvés dans tous les transports en commun.

Cette étude est détaillée au paragraphe 0 (données françaises).

Lors de l'étude INTER'MODAL menée par l'INERIS en 2008 (INERIS, 2009), des mesures en continu des concentrations en PM₁₀ et PM_{2,5} ont été réalisées en parallèle par deux systèmes individuels embarqués par des opérateurs dans des sacs à dos réalisant simultanément des parcours reliant un même point de départ et d'arrivée mais empruntant différents modes de transport.

L'exploitation des résultats a permis de hiérarchiser les expositions par inhalation sur chaque parcours en faisant intervenir pour chaque mode de transport des temps d'exposition par inhalation, des niveaux de concentrations et des taux d'inhalation spécifiques à chaque mode de déplacement et micro-environnements traversés.

Il ressort de cette étude que les concentrations moyennes les plus élevées en particules PM₁₀ et PM_{2,5} sont associées aux modes de transport « métro » et « marche à pied dans les couloirs souterrains ».

Cette étude est détaillée au paragraphe 2.5.6.2 (données françaises).

A Londres, l'exposition des usagers de différents modes de transports aux particules PM_{2,5} a été mesurée (Adams *et al.* 2001a,b). Dans cette étude, les usagers du métro, des bus, d'automobiles et des cyclistes ont été équipés de préleveurs haut débit (16L.min⁻¹) de particules PM_{2,5} sur filtres, au cours de leurs déplacements sur trois trajets imposés, pendant et en dehors des heures de pointe, dans des conditions météorologiques contrastées, en juillet 1999 et février 2000. Les trois trajets sélectionnés sont d'une longueur de 3 à 4 miles et correspondent à des zones à fort trafic routier où sont également présentes des lignes de métro. Pour le métro, les mesures ont été réalisées sur la période comprise entre l'entrée et la sortie dans le métro de l'utilisateur, incluant ainsi le déplacement dans les couloirs, l'attente sur les quais et la circulation dans les rames. Les résultats obtenus par détermination gravimétrique sont présentés dans le

Tableau 17.

En été et hiver, les expositions aux particules PM_{2,5} des cyclistes sont les plus faibles, suivies de celles des usagers des bus et automobiles. Les expositions des usagers des lignes souterraines de métro sont nettement supérieures (d'un facteur 3 à 8 fois) à celles des usagers des autres types de transport. Les résultats de la campagne de juillet 1999 montrent que l'exposition des

usagers des métros à lignes aériennes est nettement plus faible que celle des usagers des lignes de métro souterraines. Ces lignes aériennes n'ont pas fait l'objet de mesures en période hivernale.

Tableau 17 : Exposition individuelle par trajet selon différents modes de transport à Londres (Adams *et al.* 2001a,b)

Modes de transport	Juillet 1999				Février 2000			
	nombre	PM2,5 ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)			nombre	PM2,5 ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)		
		Moyenne	max	min		Moyenne	max	min
méto (lignes souterraines)	44	238,7	371,2	105,3	12	103,4	263,5	12,2
méto (lignes aériennes)	10	27,9	42,3	12,1	/	/	/	/
automobiles	42	35,0	76,9	15,1	12	23,7	94,4	6,6
bus	36	33,4	97,4	7,9	32	30,9	87,3	5,9
cyclistes	40	30,7	68,7	13,3	56	20,2	76,2	6,8

A Milan, une étude a permis de déterminer l'exposition des piétons aux particules PM10, PM2,5 et PM1 au cours de leurs déplacements sur un trajet imposé comprenant des zones à proximité de voies à faible ou fort trafic routier, des zones piétonnes et des passages dans des parcs éloignés des voies de circulation (Lonati *et al.* 2011). Ce trajet comprend également un déplacement d'une vingtaine de minutes dans le métro, correspondant à l'unique période de mesure dans un espace clos. La durée totale du trajet était d'environ 3 heures. Les piétons étaient équipés d'un compteur optique de particules avec un pas de temps d'acquisition des données de 1 minute, permettant ainsi de suivre l'évolution des concentrations au cours des déplacements. Les mesures ont été réalisées en mai 2009, au cours de 10 jours ouvrés, le matin de 9h00 à 12h00 et l'après-midi de 13h30 à 16h30.

Les expositions cumulées sur la durée totale du trajet sont globalement comparables le matin et l'après-midi. Les résultats sont présentés dans le tableau suivant.

Tableau 18 : Exposition cumulée sur 3 heures durant un trajet piéton à Milan (Lonati *et al.* 2011)

Exposition cumulée sur 3 h	PM10 ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)			PM2,5 ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)			PM1 ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)		
	Moyenne	max	min	Moyenne	max	min	Moyenne	max	min
Trajet total matin	52	85	32	20	36	15	10	28	6,0
Trajet total après-midi	51	90	31	18	35	10	9,0	25	6,0

L'acquisition des données sur un pas de temps d'acquisition de 1 minute a permis de déterminer les concentrations obtenues dans les différentes zones du trajet. Les résultats montrent que les concentrations mesurées sur 1 minute en PM10 et PM2,5 dans le métro sont nettement supérieures à celles mesurées dans les différentes zones à l'air libre (Cf. Tableau 19). Dans les autres zones, les distributions des concentrations sont globalement comparables.

En terme d'exposition, le trajet en métro d'environ 20 minutes, soit 8% de la durée totale du trajet, est responsable en moyenne de 15% de l'exposition aux particules PM10 et PM2,5.

Tableau 19 : Exposition individuelle dans le métro durant un trajet piéton à Milan (Lonati *et al.* 2011)

Distribution des concentrations sur 1 minute	PM10 ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)			PM2,5 ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)			PM1 ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)		
	Moyenne	max	min	Moyenne	max	min	Moyenne	max	min
Trajet total matin	100	280	20	35	90	10	15	30	7,0
Trajet total après-midi	90	240	15	35	102	8,0	14	40	5,0

2.4.7.2 Publications en Amérique

A Los Angeles (Kam *et al.* 2013), la composition des PM_{2,5} lors de trajets en métro sur deux lignes distinctes, la « red line » qui est entièrement souterraine et la « gold line » qui est aérienne, a été comparée à celle des PM_{2,5} lors de trajets en véhicules automobiles circulant sur autoroute, sur des axes à fort trafic automobile et sur des voies localisées en ville. Les mesures d'exposition des usagers du métro ont été réalisées sur la période de mai à août 2010 sur la tranche horaire 9h30 – 13h00 tandis que les mesures d'exposition pour les usagers des véhicules automobiles ont été réalisées sur la période de mars à avril 2011 sur la tranche horaire 6h00 – 17h00. Les particules PM_{2,5} ont été prélevées sur filtres et leur composition en hydrocarbures aromatiques polycycliques et différents éléments dont les métaux a été analysée. L'étude ne détaille pas les niveaux de PM_{2,5} déterminés sur chaque trajet, mais s'attache à la composition de ces particules.

Concernant les métaux, pour la ligne souterraine « red line », les concentrations maximales sont observées pour le fer, le manganèse, le baryum, le chrome, le cobalt, le nickel et le cadmium. Pour le fer, les concentrations mesurées sont comprises entre 9 et 12,5 µg.m⁻³. Elles sont supérieures d'un facteur 20 à celles de la ligne aérienne « gold line », et d'un facteur compris entre 10 et 15 pour les usagers des véhicules automobiles. Ces concentrations élevées en lignes souterraines sont attribuées à l'abrasion des systèmes de freinage, des roues et rails. Pour le calcium et les métaux titane, étain, antimoine et plomb, les expositions maximales sont observées pour les usagers des véhicules automobiles. Le constat est identique pour les HAP. Les expositions de ces usagers sont en effet nettement supérieures (d'un facteur compris entre 2,2 et 4,2) à celles des usagers des deux lignes de métro.

A Mexico, des études ont été menées pour comparer l'exposition des usagers de bus, de minibus et du métro (Gomez-Perales *et al.* 2004 et 2007). Ces trois modes de transport représentent 78% des déplacements réalisés. Les indicateurs retenus étaient les particules PM_{2,5}, le benzène et le monoxyde de carbone (CO). Les particules ont été mesurées par prélèvement actifs sur filtres suivies d'une détermination gravimétrique et d'analyse élémentaire par spectrométrie de fluorescence X. Le benzène a été prélevé par canister suivi d'une analyse par chromatographie en phase gazeuse et détection par ionisation de flamme. Le monoxyde de carbone a été mesuré avec des détecteurs munis de cellules électrochimiques. Les mesures ont été réalisées sur des périodes de 3 heures aux périodes de pointe (6h30-9h30 et 17h30-20h30). Les résultats sont présentés dans le Tableau 20.

Dans le métro, l'exposition aux particules PM_{2,5} est globalement comparable le matin et l'après-midi aux heures de pointe alors qu'une différence est observée entre les deux périodes de la journée pour les bus et mini-bus. Les expositions mesurées sont en effet plus faibles pour ces deux modes de transport l'après-midi. Il est toutefois à noter que l'exposition maximale en PM_{2,5}, égale à 137 µg.m⁻³, a été mesurée dans un bus l'après-midi. Pour les 3 polluants, les résultats obtenus dans le métro sont inférieurs à ceux obtenus pour les expositions en bus et minibus.

Tableau 20 : Exposition par trajet selon différents modes de transport à Mexico (Gomez-Perales *et al.* 2004 et 2007)

		PM2,5 ($\mu\text{g.m}^{-3}$)			CO (en ppm)			Benzène (en ppb)		
		Moyenne	max	min	Moyenne	max	min	Moyenne	max	min
métro	Matin	61	96	32	8	11	5	4	4	3
	Après-midi	61	99	31	6	10	4	4	5	2
bus	Matin	78	117	46	13	20	7	7	10	4
	Après-midi	63	137	23	10	14	7	5	9	2
minibus	Matin	84	106	50	18	24	10	8	14	5
	Après-midi	53	96	12	11	24	8	6	11	1

2.4.7.3 Publications en Asie

A Hong Kong, une étude a été menée pour comparer l'exposition aux particules PM10 et PM2,5 des usagers de transports ferroviaires dont certaines lignes avec parties souterraines, des transports routiers avec air conditionné ou non conditionné et du transport maritime (ferry) (Chan *et al.* 2002b). Les mesures ont été réalisées aux heures de pointe (8h30-10h00 ou 17h00-19h30) sur la période d'octobre 1999 à janvier 2000. Concernant les transports ferroviaires, des mesures d'exposition ont été mesurées sur 3 lignes électrifiées différentes (KCR, MTR et LRT). Les rames sont dotées d'un système de climatisation centralisée. Les lignes KCR et LRT sont entre 90% et 100% aériennes et la ligne MTR circule essentiellement en souterrain.

Les expositions des usagers des transports ferroviaires sont les plus faibles, nettement inférieures à celles observées pour les usagers des transports routiers (Cf. Tableau 21). Les concentrations plus faibles dans les transports ferroviaires et les véhicules routiers avec air conditionné sont expliquées par le fait que lors de l'utilisation des systèmes d'air conditionné, les fenêtres sont fermées et agissent comme une barrière physique contre la pollution urbaine. De plus, une partie des particules est filtrée via le système d'air conditionné.

Il n'est pas observé d'élévation de l'exposition aux particules PM10 et PM2,5 pour les usagers de la ligne MTR entièrement souterraine par rapport aux lignes aériennes. Au cours des trajets, les concentrations en particules sont relativement stables pour les usagers des transports ferroviaires. Il est à noter que sur la ligne KCR, des élévations importantes des niveaux de particules sont observées lors de la traversée d'un tunnel. Lors de certains trajets, des concentrations ont dépassé ponctuellement 300 $\mu\text{g.m}^{-3}$.

Tableau 21 : Exposition par trajet selon différents modes de transport à Hong Kong (Chan *et al.* 2002b)

		PM10 ($\mu\text{g.m}^{-3}$)			PM2,5 ($\mu\text{g.m}^{-3}$)		
		Moyenne	max	min	Moyenne	max	min
Transports ferroviaires	KCR	60	89	41	46	68	29
	MTR	44	85	23	33	48	21
	LRT	41	57	30	34	47	26
Transports routiers	Air non conditionné	147	240	74	101	163	48
	Air conditionné	65	137	20	49	27	98
Transport maritime	Ferry	81	127	29	/	/	/

A Shanghai, une étude menée en 2011 (Yu *et al.*, 2012) a déterminé l'exposition des usagers de 5 modes de transports différents aux particules fines de diamètre inférieur à 1 µm (PM1) émises en proportion plus importante par les processus de combustion des véhicules. Les PM1 sont considérées par les auteurs comme un indicateur pertinent et davantage caractéristique de la pollution automobile que les particules PM2,5 et PM10. Les 5 modes de transport étudiés sont le vélo, la marche, le bus à motorisation diesel, le taxi à motorisation essence et le métro. Pour les piétons, les taxis, les bus et le métro, les mesures ont toujours été réalisées simultanément avec un trajet cycliste car le vélo est le mode de transport majoritaire à Shanghai. Les concentrations en PM1 ont été mesurées en continu à l'aide de néphélomètres avec un pas de temps d'acquisition de 1 minute pendant des trajets aux heures de pointe des jours ouvrés. L'exposition correspond au trajet domicile – travail des usagers. Elle regroupe ainsi, pour l'usager du métro, la composante relative à la marche jusqu'à la station de métro, la marche dans la station de métro jusqu'au quai, l'attente sur les quais et la période à l'intérieur des rames. L'intérêt de la mesure en continu avec ce pas de temps d'acquisition faible est qu'il est ainsi possible de suivre l'évolution des concentrations sur la durée du trajet. De plus, la dose des usagers a été estimée en prenant en compte les durées des trajets, les niveaux de concentrations mesurés et le débit respiratoire des usagers.

Le Tableau 22 présente les concentrations moyennes de PM1 déterminées pour les différents modes de transports étudiés et la dose inhalée correspondante.

Tableau 22 : Exposition des usagers par trajet selon différents modes de transport à Shanghai (Yu *et al.*, 2012)

Modes de transport	PM1 (µg.m ⁻³)	Dose inhalée (µg)		
		heures de pointe	Hors heures de pointe	moyenne
vélo	140 ± 86	63	46	55
marche	145 ± 88	50	40	45
bus	147 ± 92	32	27	29
taxis	139 ± 86	15	11	13
métro	122 ± 77	29	28	29

Les valeurs d'exposition sont sensiblement inférieures pour les usagers du métro par rapport à celles des usagers des autres modes de transport. L'étude indique des variations très importantes des valeurs d'exposition selon les jours. Concernant les comparaisons avec l'exposition des cyclistes, le ratio métro/cyclistes varie entre 0,53 et 1,09.

Pour le métro, la mesure en continu indique que les concentrations observées lorsque l'usager se déplace et patiente sur les quais sont relativement stables, comparables à celles observées à l'extérieur. Elles diminuent très nettement (globalement d'un facteur 2) lorsque l'usager est à l'intérieur de la rame. Elles augmentent à nouveau lorsque l'usager quitte la rame et se déplace dans la station. Pour les usagers dans la rame s'installant à proximité des portes des rames, des pics sensibles de concentrations en PM1 sont observés lors de l'ouverture des portes à chaque station.

Concernant la dose inhalée, les résultats sont comparables en dehors ou pendant les heures de pointe pour les usagers du métro. Cette stabilité est consécutive aux niveaux de concentration relativement stables en PM1 dans le métro. A noter qu'à Shanghai les niveaux de pollution dans l'air ambiant extérieur et dans les modes de transport sont très différents de ceux observés en France.

En résumé :

Les études visant à comparer les expositions de la population à différents modes de transport dont le transport en métro, montrent des résultats différents :

- A Londres, Milan et Los Angeles, l'exposition des usagers des métros aux particules (PM10, PM2,5 et PM1) est supérieure à celle des autres modes de transports terrestres (piéton, voiture ou bus).
- A l'inverse, l'exposition aux particules des usagers des métros à Mexico, Hong Kong et Shanghai est inférieure aux autres modes de transports étudiés.

Cette différence peut s'expliquer d'une part par un niveau de pollution de l'air ambiant extérieur à Mexico, Hong Kong et Shanghai généralement plus élevé qu'à Londres, Milan et Los Angeles. D'autre part elle peut aussi s'expliquer par un niveau de concentration en particules dans les rames des métros de Mexico, Hong Kong et Shanghai plus faible du fait de la présence de climatisation dans ces réseaux relativement récents.

A Los Angeles, pour le calcium et les métaux titane, étain, antimoine et plomb, les expositions maximales sont observées pour les usagers des véhicules automobiles. Le constat est identique pour les HAP.

En ce qui concerne l'exposition aux particules (PM10, PM2,5 et PM1) déterminées par trajet sur des lignes ferroviaires majoritairement souterraines ou principalement aériennes :

- A Londres et Los Angeles les expositions dans la ligne de métro souterraine sont supérieures à celles des lignes aériennes.
- A Hong Kong il n'est pas observé d'élévation de l'exposition aux particules PM10 et PM2,5 pour les usagers de la ligne entièrement souterraine par rapport aux lignes aériennes.

Cette différence peut s'expliquer par la présence de système d'air climatisé dans les rames du métro relativement récent de Hong Kong, et par un niveau de pollution de l'air ambiant extérieur à Hong Kong généralement plus élevé qu'à Londres et Los Angeles.

2.5 Données françaises

2.5.1 Description des EFS françaises

Les principales EFS françaises sont constituées des réseaux de métro de 6 agglomérations : Paris, Marseille, Lyon, Lille, Toulouse et Rennes. Plus anecdotiquement, la ville de Rouen dispose d'un réseau de tramway circulant en partie en souterrain. Toutefois, compte tenu de la très petite taille de ce réseau souterrain au regard des autres EFS (5 stations sur 23 en souterrain et 1,7 km de partie souterraine) ce réseau n'est pas détaillé dans la suite du rapport.

Le tableau ci-dessous présente les principales caractéristiques des EFS françaises. Les données sont issues des rapports d'évaluation de la qualité de l'air recensés, des réponses au questionnaire envoyé aux régies de transport, des auditions conduites et des données publiques sur les sites internet des régies de transport.

Tableau 23 : Caractéristiques principales des EFS françaises

ville	présence de ballast	type de roues	type de freinage	porte de sécurité	système de ventilation	trafic journalier (million de voyageur)	année de construction du réseau	nombre de stations	longueur du réseau en km	nombre de lignes	source
Paris	Voies béton et ballast	3/4 acier / pneumatique	Mécanique + électrique	sur 2 lignes L14 (1998) et L1 (2011) et en partie sur L13	RATP : 328 ventilateurs en ligne, 80 ventilateurs en station	4,8 métro	1900	382 métro 242 RER	218 km métro 113 km RER – RATP	16 lignes métro + 5 lignes RER	Delaunay <i>et al.</i> 2010, AirParif/RATP 2009, AirParif/RATP 2010, auditions GT ANSES
Marseille	Voies aériennes : ballast Voies souterraines : béton	Pneu	Mécanique + électrique	Non	Mécanique	Nd	1977	28	17	2	AtmoPaca 2010, questionnaire GT ANSES
Lyon	Béton majoritaire	93 % pneu / 7% fer	Mécanique + électrique Sur une ligne : freinage supplémentaire rhéostatique	Non	Naturelle	0,74	1974	49	32	4	questionnaire GT ANSES, http://www.sytral.fr/414-le-reseau-tcl.htm , accédé le 16/12/2014
Toulouse	Nd	Pneu	Nd	Sur les 2 lignes	Ventilation mécanique des stations des rames	0,3	1993	37	28	2 (1 souterraine, 1 essentiellement souterraine)	ORAMIP, 2013
Lille	Non	Pneu	Mécanique + électrique	Sur les 2 lignes	Naturelle et mécanique	0,34	1983	60	34	2	questionnaire GT ANSES
Rennes	Non	Pneu	électrique	Sur les 2 lignes	Naturelle en tunnel et mécanique en station	Nd	2002	15	7	1	questionnaire GT ANSES

2.5.2 Mesures des particules dans l'air

2.5.2.1	Niveaux de particules	101
2.5.2.1.1	Le métro parisien.....	103
2.5.2.1.1.1	Les données RATP	103
2.5.2.1.1.2	Les données SNCF.....	114
2.5.2.1.2	Le métro marseillais	117
2.5.2.1.3	Le métro lillois.....	119
2.5.2.1.4	Le métro toulousain.....	121
2.5.2.1.5	Le métro lyonnais	125
2.5.2.1.6	Le métro rennais.....	126
2.5.2.2	Composition des particules.....	127
2.5.2.2.1	Transport ferroviaire souterrain en Ile-de-France	127
2.5.2.2.1.1	Réseau RATP	127
2.5.2.2.1.2	Réseau SNCF.....	133
2.5.2.2.2	Transport ferroviaire souterrain dans les autres régions	142
2.5.2.3	Données physico-chimiques.....	145
2.5.2.4	Silice.....	146
2.5.2.5	Amiante.....	146

2.5.2.1 Niveaux de particules

Comme dans les études issues de la littérature internationale, les niveaux de particules dans les EFS en France sont principalement caractérisés à travers des études avec pour principal objectif l'évaluation de la qualité de l'air et l'exposition des usagers. Très peu d'études ont pour objectif de mesurer l'exposition professionnelle ou de caractériser la gestion du risque comme l'efficacité de la ventilation, du renouvellement des matériels ou d'équipement spécifique tel que des portes palières. Les principales études analysées portent sur les réseaux parisien, toulousain, marseillais, lillois et lyonnais.

Le tableau ci-dessous synthétise les niveaux moyens de particules mesurés dans ces EFS. Les mesures réalisées au sein de chaque réseau sont détaillées dans les parties 2.5.2.1.1 à 2.5.2.1.6.

Tableau 24 : Concentrations moyennes en PM10 et PM 2,5 sur le quai des EFS françaises

Ville	localisation	étude	Année de prélèvement	Période de mesure	PM10 ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) Moyenne (min – max)	PM2,5 ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) Moyenne (min – max)	Notes
Paris	Quai station Chatelet	SQUALES 2013	2013	1 an	124 (38 – 291)	-	TEOM Moyenne annuelle (min et max journaliers)
Paris	Quai Station Roosevelt				43 (14 -274)	-	
Paris	Quai station Auber				212 (32 – 565)	80 (13 -218)	
Paris	quai de 6 gares SNCF souterraines et 3 gares mixtes	AEF, 2008a-e, 2009a-c et 2010	2004 à 2010	15 jours	131 (34 -216)	-	TEOM 1400 Moyenne des 9 gares (min et max des périodes de 15 jours)

Paris	Station Faidherbe Chaligny	AirParif- RATP, 2009	2008	15 jours	61 (1 – 249)	25 (1 – 72)	TEOM Moyenne de la période (Min et max heures)
Lille	Station République	ATMO Nord Pas de Calais, 2008	2007-2008	1 mois été et 1 mois hiver	136	-	TEOM
	Station Eurotéléport				45	-	
	Station Lille Flandres		2010	10 semaines	108	68	
Lyon	Station Gare de Vénissieux (Métro D)	Coparly, 2003	2002	15 jours	123 (2 – 469)	-	TEOM (min et max heures)
	Station Bellecour (métro D)				171 (10 – 436)	-	
	Station Gare de Perrache (métro A)				58 (5 – 192)	-	
	Station Foch (métro A)				67 (5 – 157)	-	
Marseille	Quai de la station de métro Saint Charles	Atmo Paca, 2011	2010	7 mois	78	-	TEOM
	Quai de la station de métro Castellane Ligne 1			12 jours hiver et 8 jours été	74	-	
	Quai de la station de métroCastellane Ligne 2			20 jours hiver et 32 jours été	90	-	
Rennes	– Station Triangle (semi- profonde)	Air Breizh 2005	2004 - 2005	1 mois (été) et 1 mois hiver	46	-	
	– Station république (profonde)			1 mois hiver	47	-	
Toulouse	Station Esquirol, ligne A	ORAMIP, 2013	2004 à 2012	Périodes de 15 jours été et 15 jours hiver	133 (76 – 168)	-	TEOM (min et max des périodes de 15jours)
	Station Jean Jaurès ligne A				95 (73-125)		
	Station Compans Caffarelli, ligne B				63 (27-151)		
	Station Jean Jaurès, ligne B				51 (35 -86)		
Rouen	Station	AirNormand 2006	2005	1 semaine	94	-	TEOM

2.5.2.1.1 Le métro parisien

Les EFS franciliennes sont gérées par deux entreprises : la RATP pour le réseau de métro et une partie du réseau RER, et la SNCF pour l'autre partie du réseau RER.

2.5.2.1.1.1 Les données RATP

La RATP est la seule régie à avoir un réseau de surveillance de la qualité de l'air permanent. Ce réseau dénommé SQUALES a débuté en 1997 et comporte actuellement trois sites de mesures :

- ✓ **Un site de mesure localisé au sein de la Station Châtelet** sur le quai de la ligne de métro n°4. La mesure de particules est réalisée en PM10 depuis 1997 sur cette ligne qui est fortement fréquentée (172 millions de voyageurs en 2009 (STIF 2013) et qui traverse Paris suivant un axe Nord-Sud. Sur cette station de Châtelet des correspondances existent avec les lignes n°1, 11 et 14.
- ✓ **Un site de mesure localisé au sein de la Station Franklin D.Roosevelt** sur le quai de la ligne de métro n°1. La mesure de particules est réalisée en PM10 depuis 1997 sur cette ligne qui est fortement fréquentée (172 millions de voyageurs en 2009 (STIF 2013) et qui traverse Paris d'est en ouest. Sur cette station de Franklin D.Roosevelt, une correspondance existe avec la ligne n°9.
- ✓ **Un site de mesure localisé au sein de la Station Auber** sur le quai de la ligne de RER A. Les mesures de particules sont réalisées en PM10 depuis 2005 et en PM2,5 depuis fin 2008. C'est la ligne de RER la plus fréquentée en Île-de-France (près de 175 millions de voyageurs en 2011 sur le tronçon central (STIF 2012). Cette station d'Auber n'a pas de correspondance directe mais des liens via de longs couloirs avec les stations Havre-Caumartin et Opéra.

Les mesures de particules sont effectuées à l'aide de préleveurs TEOM sans FDMS installés sur le quai des stations concernées. Les données sont enregistrées sous la forme de données quart-horaires. Il est à noter que les préleveurs ne disposent pas de modules FDMS. Les concentrations en oxydes d'azote (NO et NO₂) et en dioxyde de carbone, ainsi que la température et l'humidité sont également mesurées sur les 3 stations.

La RATP publie hebdomadairement depuis 2008 sur son site internet, les résultats des moyennes horaires des différents paramètres suivis dans ces stations de mesure. Sont actuellement disponibles sur le site internet, les données à partir de 2013.

Les données relatives à 2012 sont disponibles sur le site open-data de la RATP (<http://data.ratp.fr/>). Les données relatives aux années antérieures à 2012 ont été transmises à l'Anses par la RATP.

L'analyse suivante porte sur les mesures effectuées par la RATP entre 2003 et 2013 sur le réseau SQUALES.

Les données de mesures collectées sur les 3 sites du réseau SQUALES entre 2003 et 2013 sont présentées sur la Figure 14 et la Figure 15.

La Figure 14 présente l'évolution temporelle des moyennes journalières de PM10 et la Figure 15 montre les distributions de concentrations en PM10 obtenues sur cette même période et pour chaque site.

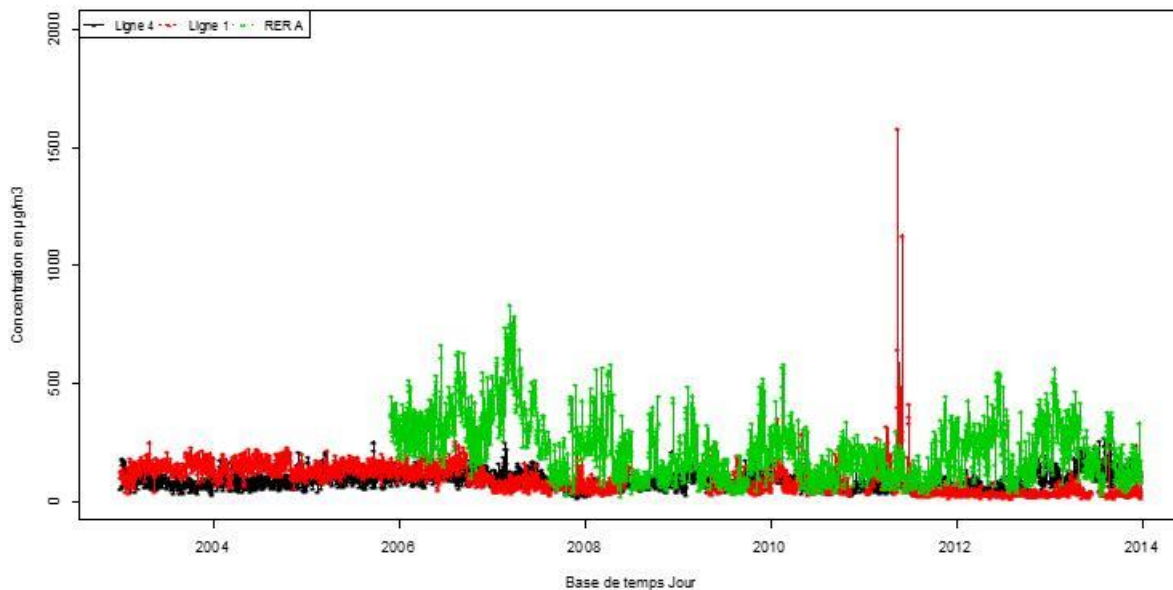


Figure 14 : Concentrations moyennes journalières en PM 10 issues du réseau SQUALES (2003-2013)

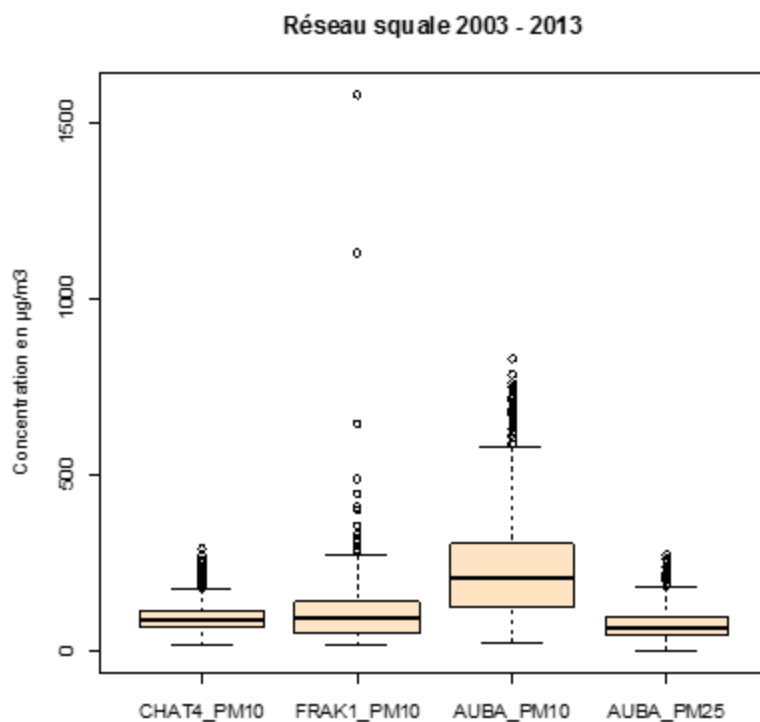


Figure 15 : Distribution des concentrations moyennes journalières en PM10 et PM2,5 mesurées par le réseau SQUALES sur la période 2003-2013¹⁴

¹⁴Les mesures sur AUBER ont commencé en 2005 pour les PM10 et en 2008 pour les PM2,5

Sur le quai de la station Franklin Roosevelt (ligne 1), la moyenne est de $100 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ sur toute la période avec un maximum journalier à $1578 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ lors de travaux de rénovation de la ligne en 2011. Cinquante pourcents des concentrations sont entre 91 et $141 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$.

Sur le quai de la station Chatelet (ligne 4), la moyenne est de $93 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ sur toute la période avec un maximum journalier à $291 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Cinquante pourcent des concentrations sont entre 88 et $112 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$.

Pour le quai de la station Auber (RER A), la moyenne est de $227 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ en PM10 et $74 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ en PM2,5 sur toute la période avec un maximum journalier à $832 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ en PM10 et $272 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ en PM2,5. Cinquante pourcent des concentrations de PM10 sont entre 122 et $306 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Cinquante pourcent des concentrations PM2,5 sont entre 42 et $99 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Le ratio PM2,5/PM10 est de 0,4 et est très stable sur l'ensemble de la période. Il est inférieur au ratio généralement constaté en air ambiant extérieur qui est plus proche de 0,7, soulignant une spécificité des particules dans les EFS.

Les concentrations moyennes sont plus faibles de 30 % le week end par rapport aux jours de la semaine. Cette différence est plus marquée sur le RER A que sur les lignes 1 et 4 desservant de nombreux sites touristiques (Cf. Figure 16).

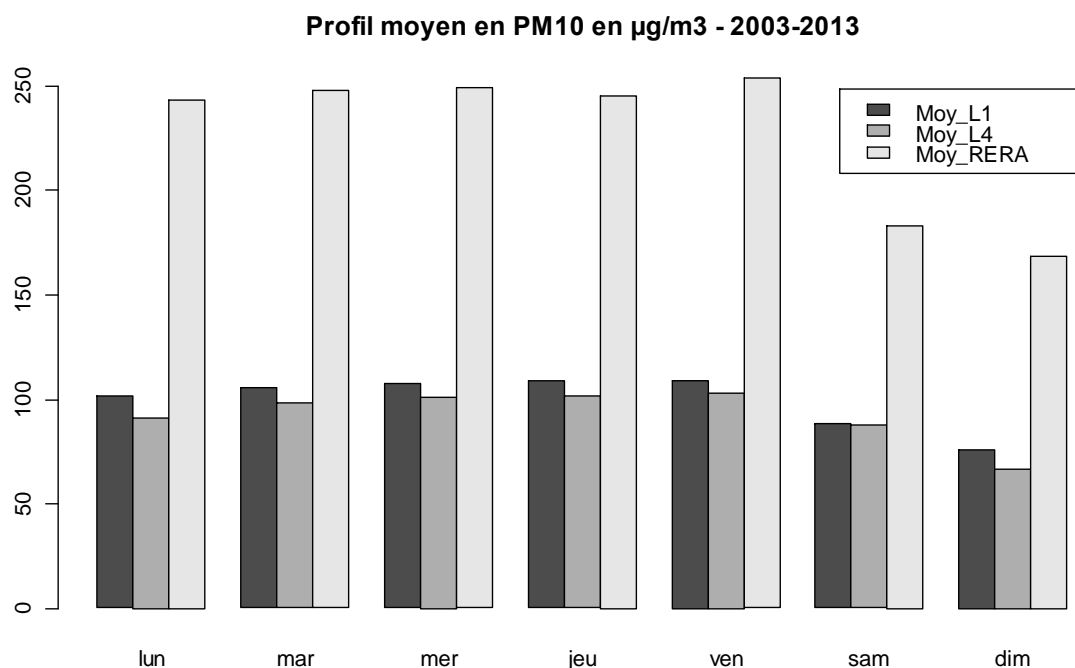


Figure 16 : Profils moyens journaliers en PM10 sur la période 2003-2013

Le profil annuel des concentrations en PM10 montre trois périodes significativement différentes : jusqu'à 2007, de 2008 à 2011 et les deux dernières années. Les niveaux des deux dernières années sont supérieurs de plus de 20% par rapport à ceux relevés pour la période de 2008 à 2011 sur la ligne 4 et pour le RER A. Toutefois pour la ligne 1, après les travaux d'automatisation de la ligne et l'aménagement de portes palières en 2011 un abattement de 50% des concentrations en PM10 est observé.

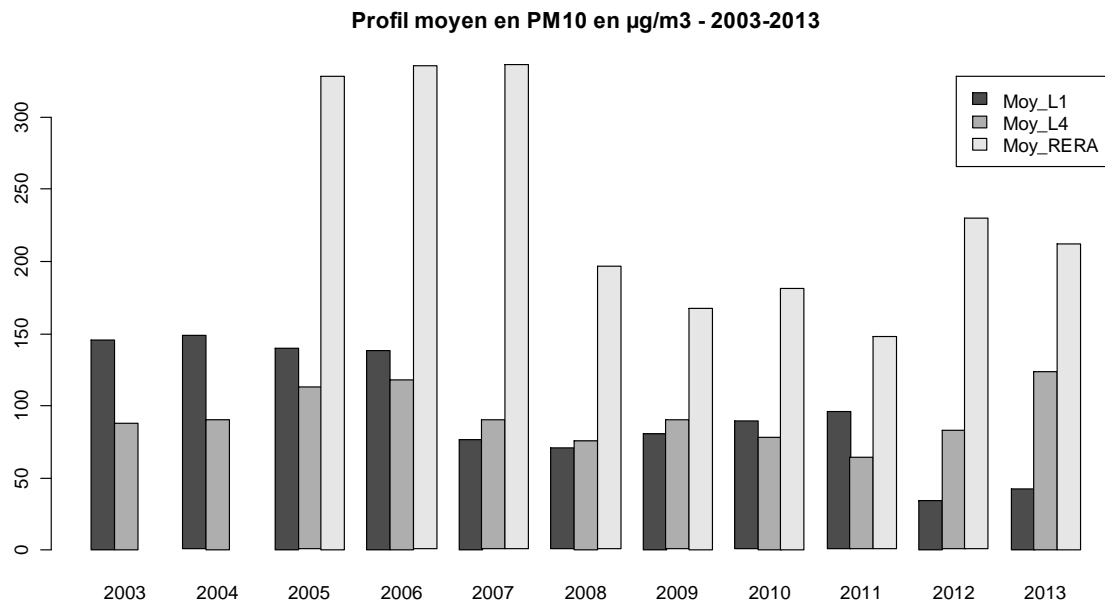


Figure 17 : Concentrations moyennes annuelles des PM10 sur la période 2003-2013 (réseau SQUALES)

Les figures ci-dessous (Figure 18 à Figure 20) présentent les distributions annuelles des concentrations moyennes journalières en PM10 par site de mesure ainsi que le trafic annuel¹⁵ sur l'ensemble des lignes du métro (Figure 18 et Figure 19) ou des RER A et B (Figure 20).

Sur chacune des stations, une baisse des concentrations en PM10 est observée à partir de 2007. Différentes hypothèses peuvent être émises pour expliquer cette diminution.

La première hypothèse émise par la RATP est la mise en extraction progressive de la ventilation mécanique de tunnel. En effet, il y avait initialement deux modes de fonctionnement de la ventilation mécanique : insufflation et extraction. En mode insufflation, l'air pénètre par les grilles de ventilation et ressort en station. Ce mode était utilisé l'hiver (réchauffement de l'air en tunnel) ; le mode extraction (introduction de l'air par les accès) étant utilisé les mois d'été. Mi-2004, il a été décidé de ne conserver que le mode extraction. Les débits étant plus élevés, le renouvellement d'air est amélioré avec un impact favorable sur la qualité de l'air. Toutefois, la mise en œuvre de cette mesure a été très progressive.

La deuxième hypothèse émise est l'application de la loi Evin : Le décret no 2006-1386 du 15 novembre 2006 fixe les conditions d'application de l'interdiction de fumer dans les lieux affectés à un usage collectif dont les stations de métro et RER. Il est entré en vigueur le 1er février 2007 et mis en application progressivement durant cette période de diminution des niveaux de particules.

La modification des niveaux de particules ne s'explique pas par la méthode de mesure, inchangée sur la période.

¹⁵Les données présentées sont les données disponibles sur le site de l'Observatoire de la mobilité en Ile-de-France (OMNIL). Le trafic voyageur est calculé comme le produit du nombre de voyages effectués sur le métro (ou les RER A et B) par la distance moyenne parcourue en km. Les données de trafic ne sont pas disponibles par ligne.

L'augmentation des niveaux de PM10 observés en 2013 sur la station Chatelet peut s'expliquer par les travaux réalisés sur la ligne 4 à cette période.

La baisse des niveaux de PM10 observé à partir de 2012 au niveau de la station Roosevelt s'explique par la rénovation de la ligne 1 et la mise en place de portes palières.

En ce qui concerne la station Auber, l'augmentation des concentrations en PM10 à partir de 2012 pourrait s'expliquer par la mise en œuvre d'un nouveau matériel roulant plus lourd car à double étage (le MI09).

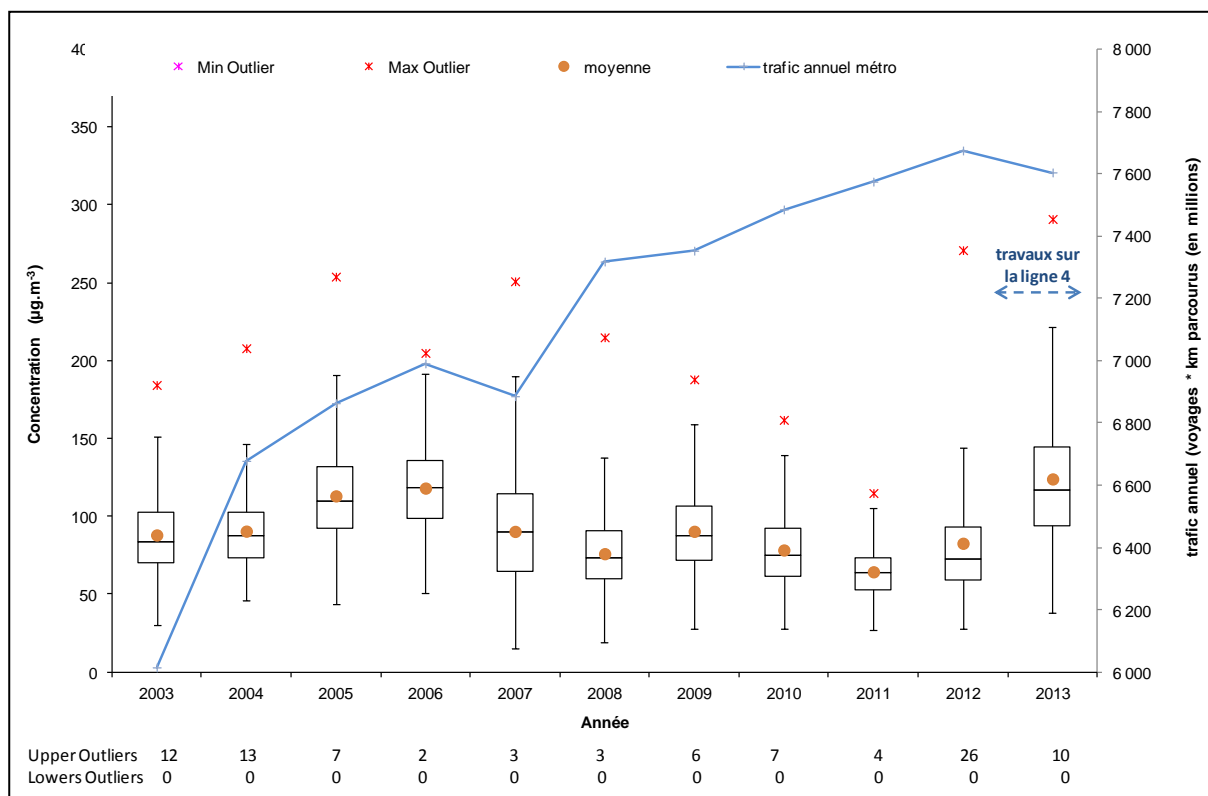


Figure 18 : Distribution annuelle des concentrations moyennes journalières en PM10 – Données SQUALES station Chatelet (Ligne 4)

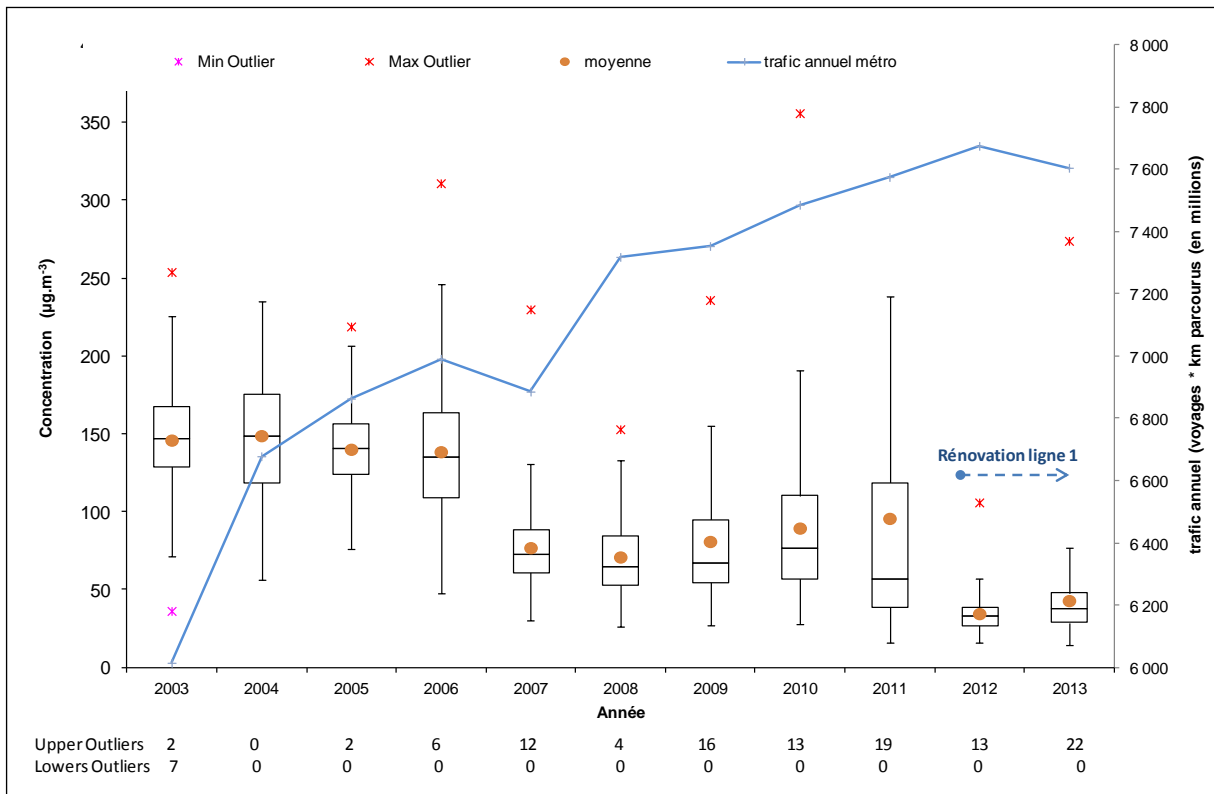


Figure 19 : Distribution annuelle des concentrations moyennes journalières en PM10 – Données SQUALES station F.D. Roosevelt (Ligne 1)

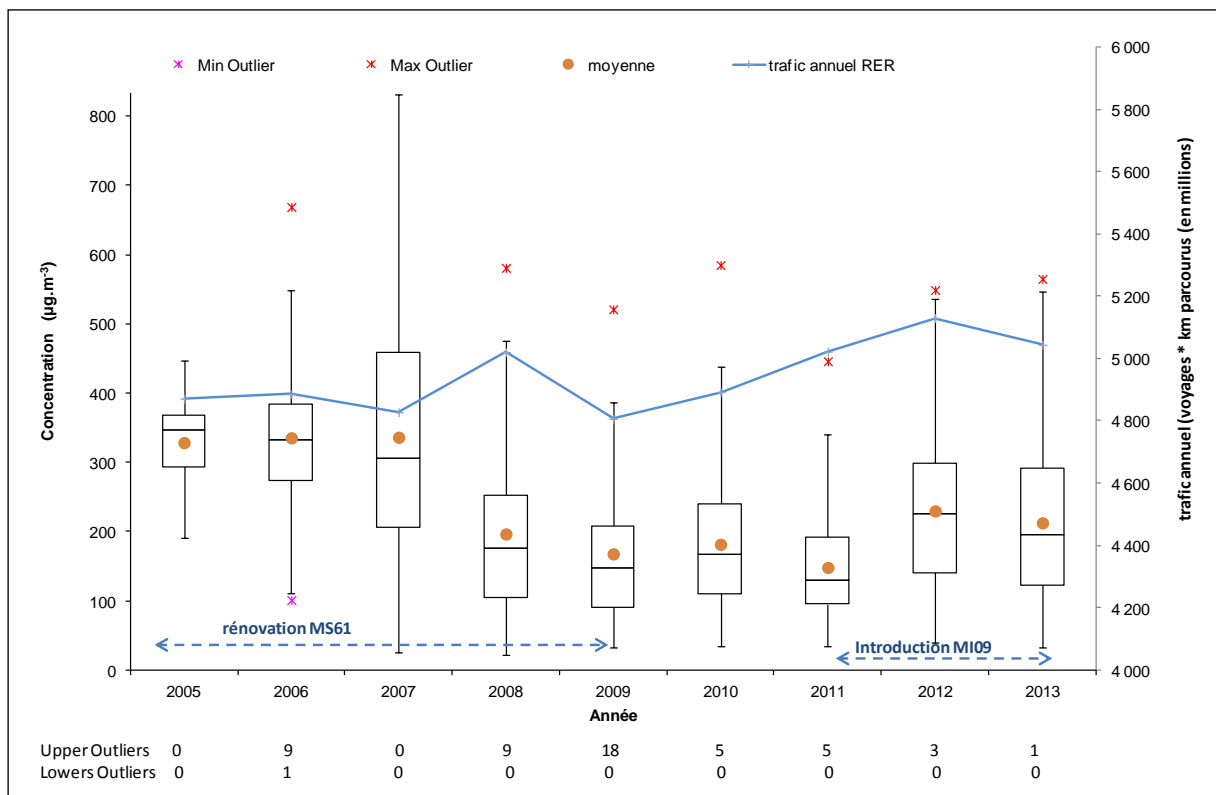


Figure 20 : Distribution annuelle des concentrations moyennes journalières en PM10 – Données SQUALES station Auber (RER A)

Les figures suivantes (Figure 21 à Figure 23) représentent les profils horaires de l'année 2013 sur chacune des stations de mesure SQUALES.

Les concentrations horaires maximales en PM10 et PM2,5 de la station AUBER sont respectivement de 2380 $\mu\text{g.m}^{-3}$ et 1080 $\mu\text{g.m}^{-3}$.

Cinquante pourcent des concentrations horaires en PM10 se situent entre 86 et 302 $\mu\text{g.m}^{-3}$, la moyenne annuelle étant égale à 212 $\mu\text{g.m}^{-3}$.

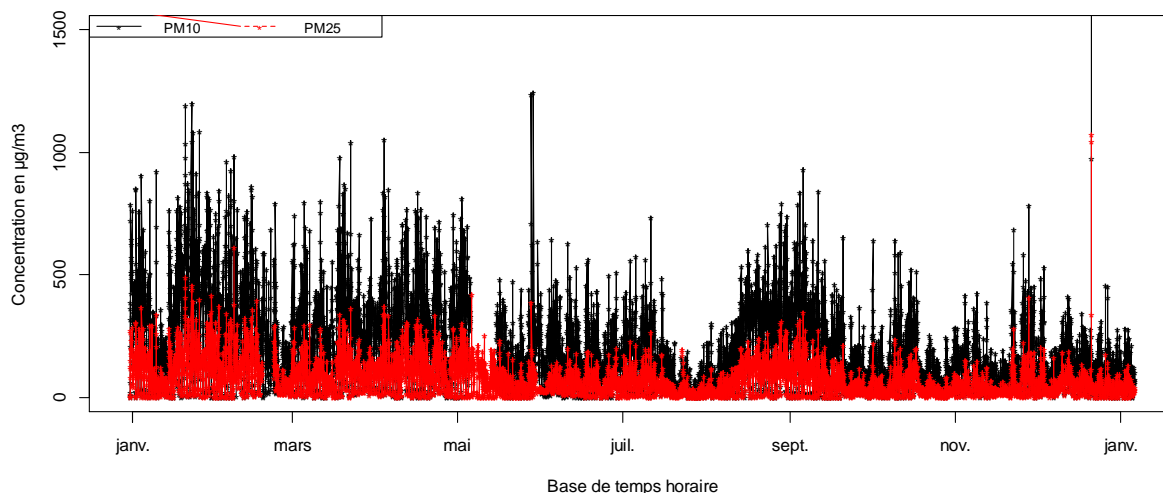


Figure 21 : Concentrations horaires en PM10 et PM2,5 mesurées à la station Auber (RER A) par le réseau SQUALES en 2013

Pour la ligne 4, la concentration horaire maximale de PM10 est de 1542 $\mu\text{g.m}^{-3}$. Cinquante pourcent des concentrations horaires en PM10 se situent entre 77 et 158 $\mu\text{g.m}^{-3}$, la moyenne annuelle étant de 124 $\mu\text{g.m}^{-3}$.

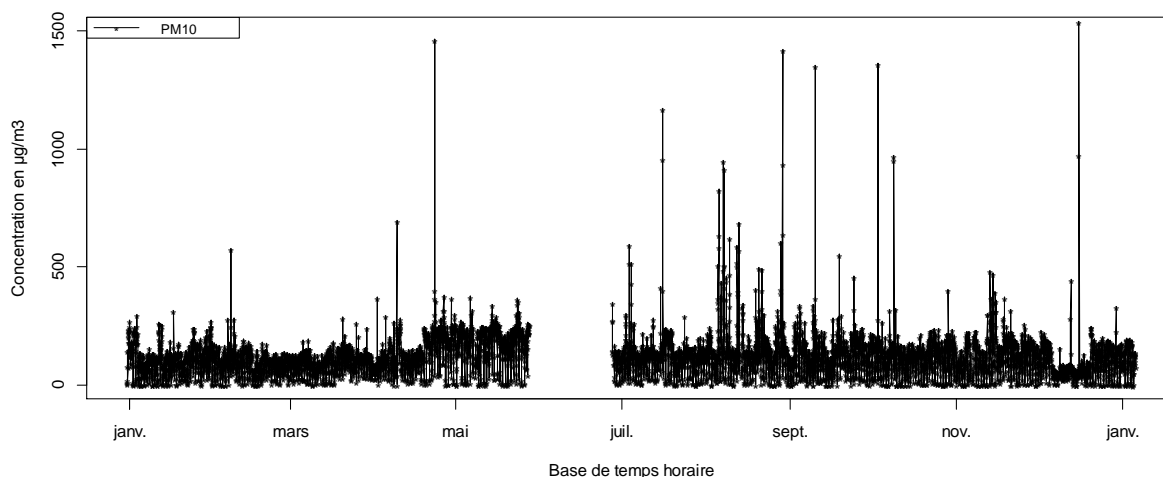


Figure 22 : Concentrations horaires en PM10 mesurées sur la ligne 4 à la station Chatelet par le réseau SQUALES sur 2013

Enfin, pour la ligne 1, la concentration horaire maximale est de $1047 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Cinquante pourcent des concentrations en PM10 se situent entre 24 et $49 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, la moyenne étant de $43 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$.

Du fait des aménagements récents des stations de la ligne 1 avec la mise en place de portes palière et la modernisation des rames, les concentrations sont depuis 2011 beaucoup plus faibles que sur la ligne 4 ou le RER A.

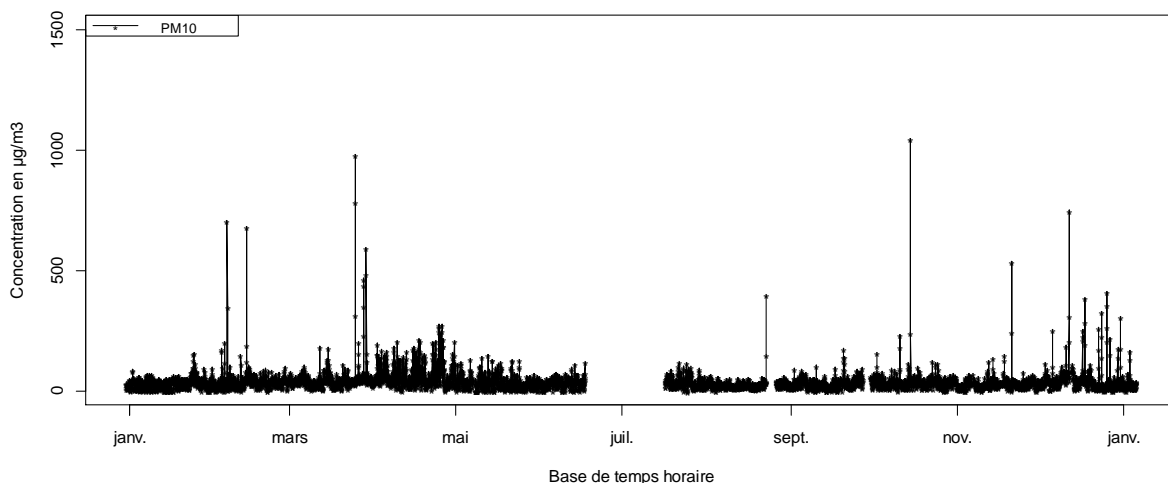


Figure 23 : Concentrations horaires en PM10 mesurées sur la ligne 1 à la station Roosevelt par le réseau SQUALES sur 2013

Les concentrations maximales horaires ont atteint plus de $1500 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ dans le métro et plus de $2380 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ dans le RER.

De manière générale, pendant la période de la fermeture du réseau au public (entre 2h00 et 5h00), les concentrations retombent à des niveaux modérés : inférieur à $30 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$.

Cependant les pics de concentrations en PM10 observés sont survenus pendant cette période, ce qui laisse supposer le passage de trains diesel ou la réalisation de travaux dans les stations correspondantes.

Les concentrations en PM10 mesurées par le réseau SQUALES pendant des phases de travaux sont identifiées sur les relevés hebdomadaires publiés par la RATP. Il est donc possible de différencier ces concentrations liées à des travaux.

La Figure 24 présente la distribution des concentrations horaires en PM10 pendant les phases de travaux pour l'année 2013, et la Figure 25 présente le profil hebdomadaire des concentrations médianes de PM10 pendant les périodes de travaux issues du réseau SQUALES au cours de cette même année.

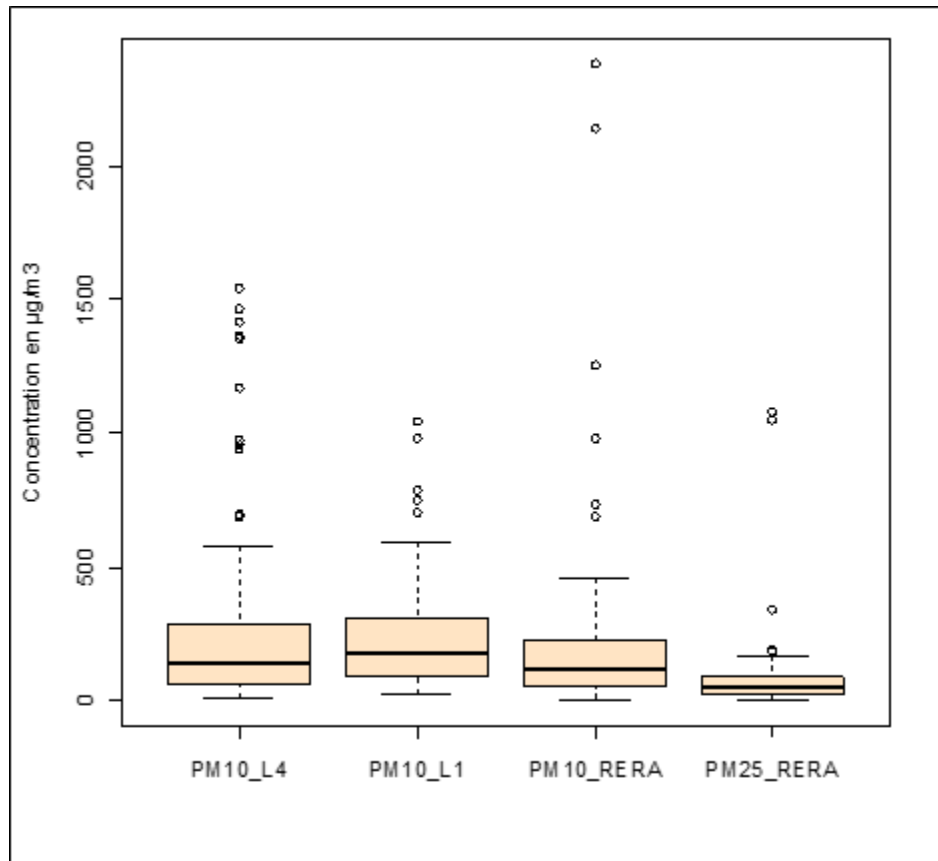


Figure 24 : Distribution des concentrations moyennes horaires durant les phases de travaux issues du réseau SQUALES (année 2013)

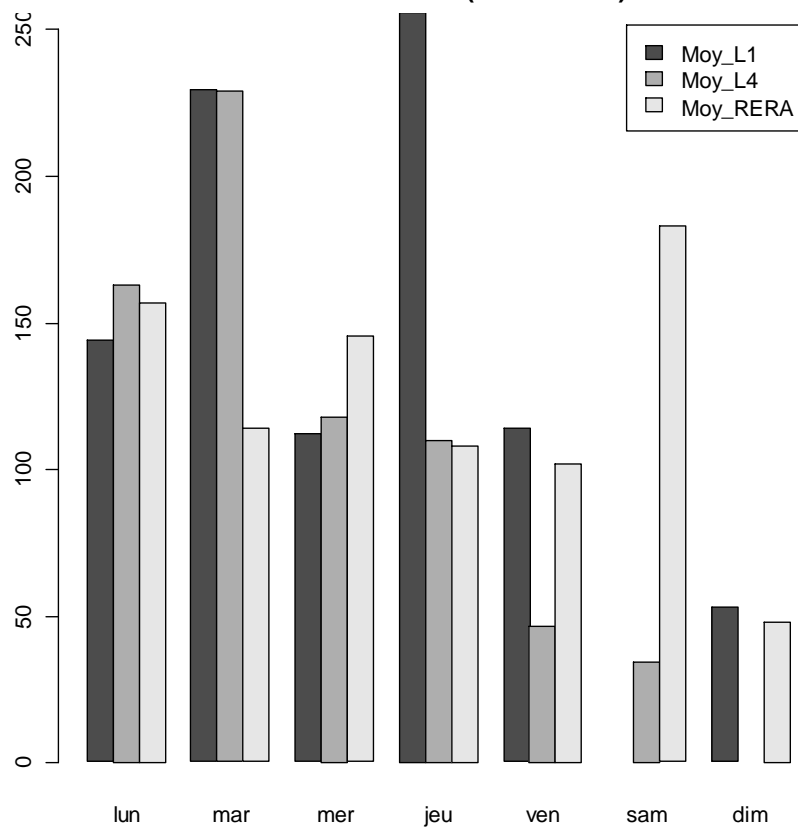


Figure 25 : Profil hebdomadaire des concentrations médianes de PM10 ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) pendant les périodes de travaux issues du réseau SQUALES (année 2013)

Les travaux sont réalisés principalement du lundi au vendredi, n'excluant pas les fins de semaines. Les concentrations médianes sont supérieures à 100 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$.

Note : Durant ces opérations nocturnes de maintenance, la concentration en nombre de particules dans ces enceintes peut augmenter de manière significative en lien notamment avec l'utilisation de moteurs thermiques. Une étude française non publiée (Garrigou *et al.*, 2013) rapporte par exemple des pics à 550 000 particules/cm³ (10-1000 nm) sur le quai à chaque passage d'un train meuleur motorisé au diesel, des pics à 500 000 particules/cm³ dans la cabine du train meuleur en lien avec les ouvertures de porte, ainsi que des concentrations moyennes entre les pics à plus de 100 000 particules/cm³.

En complément du suivi des paramètres de qualité de l'air sur le réseau souterrain assuré par les 3 sites de mesure du réseau « SQUALES », deux stations supplémentaires permettent à la RATP une surveillance mobile sur le réseau ou une instrumentation ponctuelle afin de répondre à des objectifs particuliers d'études. Ces dernières années la RATP a participé à différents projets en lien avec la qualité de l'air des EFS :

- Projet Primequal (2008-2010) : Cette étude (Delaunay *et al.*, 2010), menée par la RATP, le Laboratoire d'Hygiène de la Ville de Paris (LHVP) et le Laboratoire Central de la Préfecture de Police (LCP) avait pour objectif de documenter les niveaux d'exposition aux polluants atmosphériques auxquels sont soumis les franciliens au cours de leurs trajets quotidiens entre leur domicile et leur lieu de travail. Elle est détaillée dans la partie 2.5.6.
- Convention Airparif : Dans le cadre d'une convention de collaboration, la qualité de l'air de la station de Faidherbe-Chaligny située sur la ligne 8 du métro (Airparif-RATP, 2009) et de la salle d'échange de la station Auber (Airparif-RATP, 2009) a été caractérisée à l'aide de matériel de mesure en continu TEOM.

Pour la station de Faidherbe-Chaligny (Airparif-RATP, 2009), l'objectif principal fut l'étude des transferts air extérieur / air intérieur dans une station ayant une configuration simple : un seul tunnel, sans correspondance et des entrées/sorties proches de l'extérieur. Les mesures de PM₁₀, PM_{2,5}, NO et NO₂ ont été réalisées du 1er au 15 décembre 2008. Deux points de mesures intérieurs ont été disposés de part et d'autre des voies sur chaque quai de la station et deux points de mesures à l'extérieur ont été disposés l'un sur la grille d'extraction d'air de la station, l'autre au niveau d'une entrée de la station.

Les mesures de PM₁₀ et PM_{2,5} ont été réalisées à l'aide de TEOM avec un pas de temps d'acquisition horaire.

Que ce soit pour les PM₁₀ ou les PM_{2,5}, les profils journaliers ont une bi-modalité avec un « pic » aux heures de pointe du matin et du soir, et avec des valeurs ponctuellement fortes (travaux nocturnes).

Les niveaux mesurés en PM₁₀ en intérieur sont significativement supérieurs à ceux déterminés en air extérieur, sur les deux configurations étudiées : entrée du métro et sur la grille d'extraction à l'extérieur. Les niveaux mesurés en extérieur au niveau de la grille d'extraction sont plus importants que ceux mesurés en entrée de station, ce qui peut s'expliquer par un transfert des particules de l'intérieur de la station vers l'extérieur par le biais de la grille de ventilation. Le même constat peut être établi à partir des concentrations en PM_{2,5} (Tableau 25).

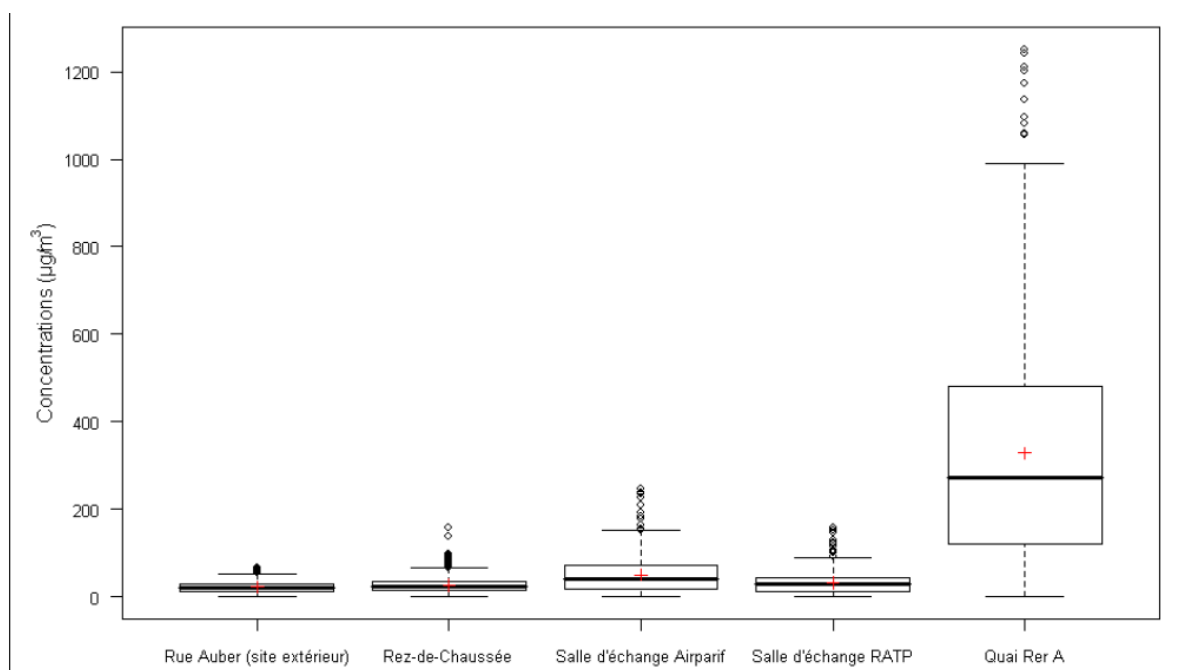
Tableau 25 : Concentrations en PM10 et PM2,5 déterminées sur le quai et à l'extérieur de la station Faidherbe Chaligny (Airparif-RATP, 2009)

(µg.m ⁻³)	Site intérieur 1		Site intérieur 2		Site extérieur grille de ventilation		Site extérieur entrée station	
	PM10	PM2,5	PM10	PM2,5	PM10	PM2,5	PM10	PM2,5
Min (horaire)	1	1	2	1	1	1	1	1
P25	39	17	35	17	17	9	15	10
Médiane	61	25	57	25	28	13	21	13
Moyenne	61	25	58	26	29	14	22	15
P75	81	32	77	33	40	19	27	18
Max (horaire)	249	72	233	75	72	48	70	41

Pour la station AUBER, la campagne de mesure avait pour objectif la caractérisation de l'air en fonction de différents niveaux souterrains. Les mesures de PM10 et PM2,5 ont été réalisées avec des matériels automatiques de type TEOM avec un pas de temps d'acquisition horaire, du 10 novembre au 8 décembre 2009, à l'extérieur de la station, dans la station : au niveau rez de chaussée, au niveau mezzanine (niveau -1), dans la salle d'échange de la station (niveau -2) et sur le quai du RER A (niveau -3).

La Figure 26 présente la distribution des concentrations en PM10 mesurées sur les différents sites lors de cette campagne. Les résultats montrent que plus on se rapproche du quai du RER, plus les concentrations en PM10 augmentent.

Le même constat peut être établi pour les PM2,5, les concentrations moyennes en PM2,5 allant de 12 µg.m⁻³ au niveau du rez de chaussée à 117 µg.m⁻³ sur le quai du RER A. Au niveau de la salle d'échange (niveau situé entre le rez de chaussée et le quai), la concentration moyenne en PM2,5 est de 24 µg.m⁻³ (Airparif-RATP, 2010).

**Figure 26 : Distribution des concentrations en PM10 mesurées sur les différents sites de la station AUBER (source Airparif-RATP, 2010).**

D'autres travaux de recherche tels qu'une étude sur la compréhension des mécanismes d'aérocontamination croisés (gaz et aérosols) dans les espaces d'une station du métro parisien (Fischer, 2003) ont également été réalisés.

2.5.2.1.1.2 Les données SNCF

La SNCF ne dispose pas d'un réseau de surveillance permanent. Cependant, une caractérisation de la pollution de l'air au sein de gares franciliennes a été réalisée entre 2000 et 2010. A plusieurs reprises, l'objectif principal de caractérisation de la pollution de l'air a été élargi à une évaluation de l'impact des travaux de maintenance et à des recherches de solutions de réduction des niveaux de particules.

Plusieurs études non publiées ont été portées à la connaissance du groupe de travail par la SNCF (SNCF, 2013 et 2011 ; AEF, 2003a-d, 2005a-f, 2007, 2008a-e, 2009a-c, 2010, 2012 et 2013 ; Fortain, 2008).

Entre 2004 et 2010, neuf stations représentant 75% des usagers des transiliens ont été investiguées : la Défense, gare de Lyon, gare du Nord, porte de Clichy, Invalides, musée d'Orsay, Saint Michel-Notre Dame, Haussmann, Saint Lazare et Magenta. Parmi ces 9 gares, la gare du Nord, la gare Saint Michel Notre Dame et la gare de Lyon sont des gares dites mixtes, c'est-à-dire en partie souterraine. Les 6 autres gares sont entièrement souterraines.

Au cours de cette campagne, des mesures de PM10 ont été effectuées à l'aide de préleveurs de type TEOM 1400 sur des périodes de 15 jours, au niveau des quais, des couloirs et des salles d'échange des gares. Des analyses de certains métaux ont également été réalisées sur des particules prélevées sur le quai à l'aide de Partisol Plus ou Accu.

La Figure 27 présente les concentrations moyennes en PM10 déterminées sur chaque site de mesure pour les 9 gares et la Figure 28 présente le profil des concentrations en PM10 sur une semaine mesurées en différents points de la station Magenta.

Quelle que soit la gare, les concentrations en PM10 sont plus importantes au niveau du quai et diminuent au fur et à mesure que l'on s'éloigne du quai, ce qui est cohérent avec les observations faites sur les mesures réalisées par la RATP (Cf. chapitre précédent).

De même, les ordres de grandeurs et les variations temporelles de ces concentrations sont similaires : les concentrations diminuent le week-end par rapport aux autres jours de la semaine et la nuit par rapport à la période de circulation des rames.

Les variations des concentrations en PM10 sont également corrélées au trafic des rames (cf. Figure 29).

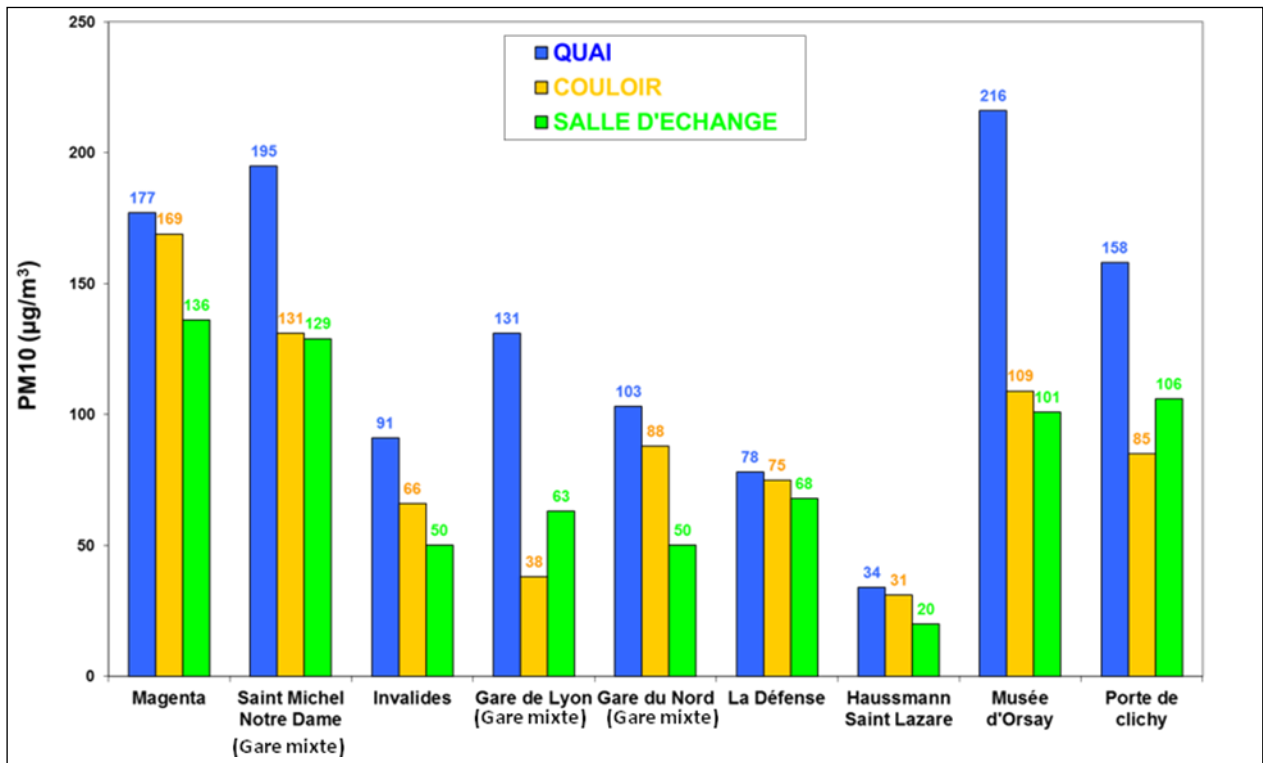


Figure 27 : Concentration moyenne en PM10 dans les 9 gares SNCF parisiennes (Source : AEF, 2013).

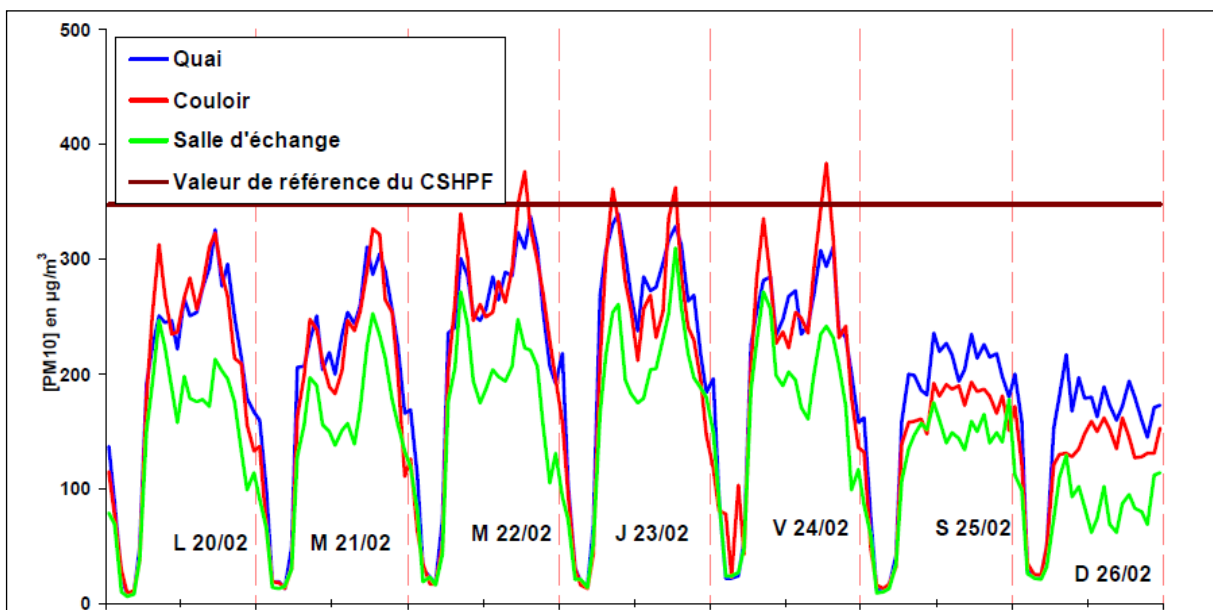


Figure 28 : Concentrations en PM10 en différents points de la station MAGENTA (Source : AEF, 2012)

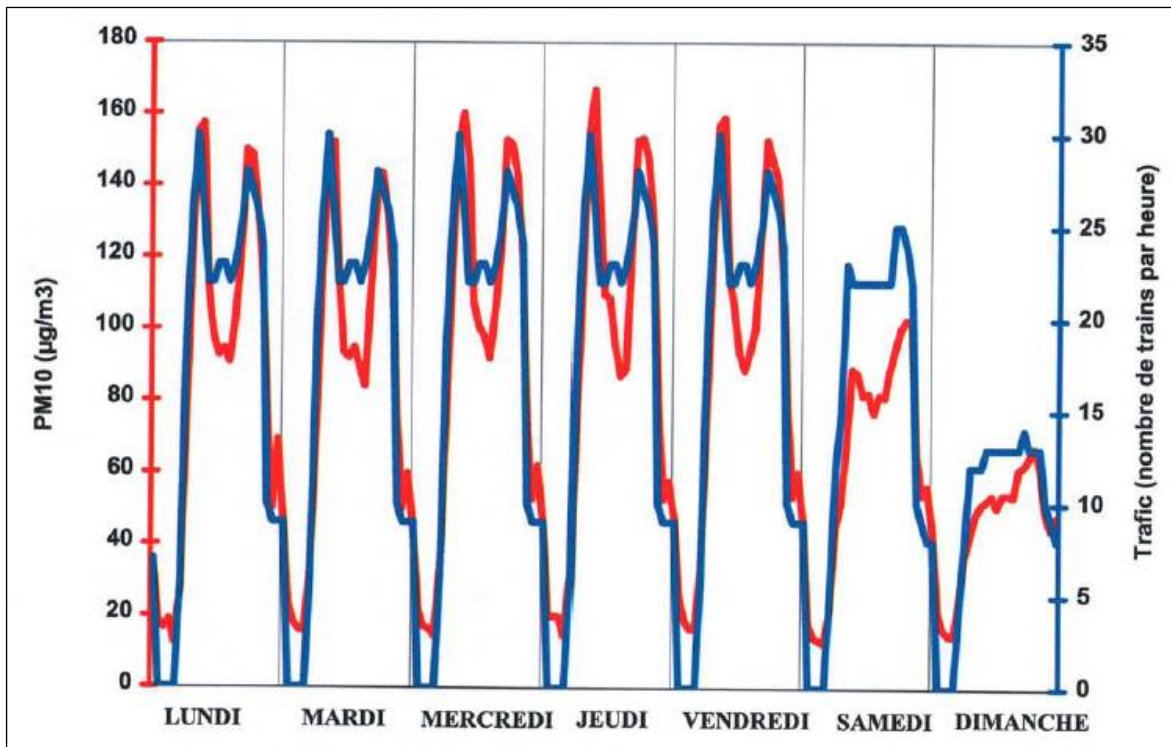


Figure 29 : Comparaison entre le trafic des rames (en bleu) et les concentrations en PM10 en gare de la Défense (en rouge) (Source : AEF, 2013)

2.5.2.1.2 Le métro marseillais

La Régie des Transports de Marseille (RTM) ne dispose pas d'un réseau de surveillance permanent.

Une étude a été réalisée par ATMOPACA et le CEREGE en 2010 au sein de deux stations les plus fréquentées du réseau marseillais : la station Saint Charles et la station Castellane (ATMOPACA, 2011). Des mesures de concentration en PM10 en continu par TEOM ont été réalisées sur le quai de la station de métro Saint Charles pendant 7 mois (janvier à août), sur le quai de la ligne 1 de la station de métro Castellane pendant 12 jours en janvier et 8 jours en juin, et sur le quai de la ligne 2 de la station Castellane pendant 20 jours en janvier/février et 32 jours en juin/juillet. Des mesures embarquées dans les rames par néphélographie (PDR) ont également été réalisées.

Les principales conclusions de cette étude sont :

- Pour les trois quais, les concentrations en PM10 dans le métro marseillais sont inférieures à celles mesurées en Ile-de-France par le réseau SQUALES, et leurs variations temporelles sont comparables (Cf. Tableau 26 et Figure 30).
- Là aussi, les concentrations en air extérieur pendant la journée sont inférieures à celles mesurées dans l'enceinte du métro.
- Dans le métro, certains métaux et éléments sont observés en quantités bien supérieures à celles présentes en environnement extérieur ; c'est le cas pour le fer, le cuivre, le zinc, le calcium et le manganèse. Les concentrations totales de ces éléments métalliques représentent en moyenne 38 % des teneurs en PM10 mesurées dans le métro.
- Il n'a pas été détecté durant ces campagnes de fibre d'amiante ni de silice cristalline.
- Les particules relevées dans l'enceinte du métro de Marseille proviennent majoritairement de sources internes : roulement des rames en circulation, usure des freins, usure des frotteurs, des pneumatiques, remises en suspension,
- D'après les mesures embarquées dans les rames, lorsque le métro est aérien, les concentrations en particules dans les rames sont du même ordre de grandeur que celles relevées par les stations de l'AASQA AIR PACA en extérieur. Dès que les rames s'engouffrent dans les tunnels, les concentrations doublent, voire triplent pour les stations de métro en centre-ville (ATMOPACA, 2011).

Le Tableau 26 ci-dessous présente une synthèse des concentrations mesurées.

Tableau 26 : Niveaux de concentration en PM10 mesurés au sein du réseau souterrain de la RTM – Ville de Marseille

	PM10 µg/m³	Moyenne	Max journalier	Max horaire	Max horaire entre 5h et 21h
Quai de la station de métro Saint Charles	Du 14 janvier au 9 août 2010 (7 mois)	78	119	371	285
Quai de la station de métro Castellane Ligne 1	Du 14 au 26 janvier 2010 (12 jours) et du 01 au 8 juin (8 jours)	74	93	150	150
Quai de la station de métro Castellane Ligne 2	Du 27 janvier au 15 février 2010 (20 jours) et du 9 juin au 13 juillet (32 jours)	90	117	190	190
Site en air extérieur trafic	Du 14 janvier au 9 août 2010 (7 mois)	33	70	304	304
Site en air extérieur fond	Du 14 janvier au 9 août 2010 (7 mois)	21	47	98	98

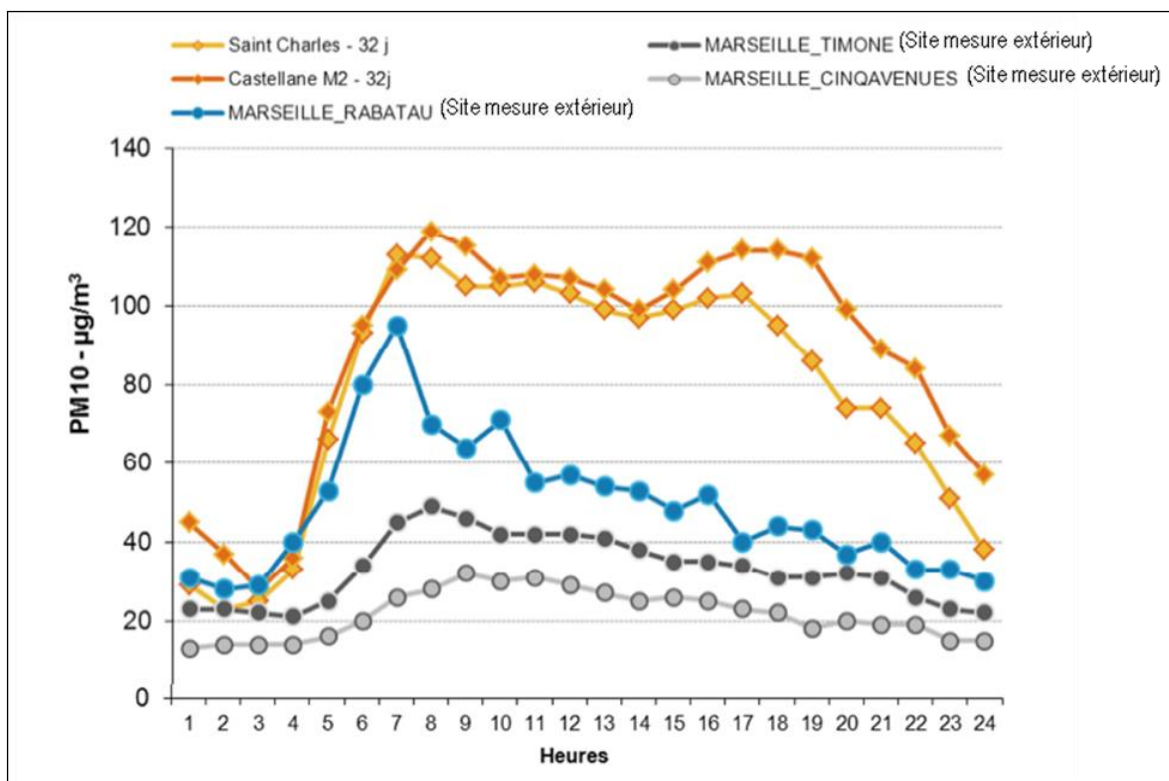


Figure 30 : Profil journalier moyen des concentrations en PM10 : période estivale du 9/06/2010 au 13/07/2010 (Source : ATMOPACA, 2011)

2.5.2.1.3 Le métro lillois

Suite à la circulaire DGS/SD 7B N°2003-314 du 30 Juin 2003, dans laquelle le ministère chargé de la santé a demandé aux exploitants de transports collectifs ferroviaires souterrains de réaliser une surveillance de la qualité de l'air et de définir une stratégie de réduction des émissions, la Communauté Urbaine de Lille et l'exploitant Transpole ont défini un plan de surveillance de la qualité de l'air visant à connaître l'exposition aux polluants atmosphériques des usagers, à identifier les sources de polluants et à définir une stratégie de réduction des émissions.

Une première campagne de mesure a été réalisée en 2007-2008 dans les stations de métro République et Eurotéléport par Atmo Nord-Pas de Calais (Atmo NPDC, 2008). L'objectif de cette étude était de caractériser la qualité de l'air au sein du métro lillois en fonction du type de ligne, des sources potentielles de particules, des facteurs susceptibles d'influencer les concentrations particulières et de comparer les résultats de différents sites de mesure (hall, quai, tunnel).

Des concentrations en PM10 dans le hall, sur le quai et dans un tunnel de chaque station et des concentrations de PM2,5 sur le quai de chaque station ont été déterminées à l'aide d'analyseur TEOM (pas de temps d'acquisition de 15min) lors de deux phases de mesures, l'une en période estivale du 18 Juin au 16 Juillet 2007, et l'autre en période hivernale, du 14 Janvier au 11 Février 2008.

En 2010, Atmo Nord – Pas-de-Calais a conduit une nouvelle série de mesures au sein de la station de métro Lille Flandres (Atmo NPDC, 2010). Trois sites ont été choisis dans le hall, sur le quai et dans le tunnel. Cette station présente des typologies de voies similaires à celles de la station République mais la fréquentation y est nettement plus élevée. Les mesures de concentration en PM10 et PM2,5 par TEOM ont eu lieu sur une période de 10 semaines, en parallèle sur les deux stations, du 14 janvier au 29 mars 2010.

Le Tableau 27 présente une synthèse des résultats des concentrations en PM10 et PM2,5 mesurées lors de ces deux campagnes.

Tableau 27 : Synthèse des concentration en PM10 et PM2,5 déterminées à Lille (Atmo Nord-Pas-de-Calais, 2008 et 2010)

SITES		Concentrations en PM10 ($\mu\text{g.m}^{-3}$)			Concentrations en PM2,5 ($\mu\text{g.m}^{-3}$)		
		Concentration moyenne	Valeur horaire maximale	Valeur journalière maximale	Concentration moyenne	Valeur horaire maximale	Valeur journalière maximale
Lille Flandres (2010)	Hall	101	794 (le 21/01/2010 à 03h00)	236	-	-	-
	Quai	108	370 (le 21/01/2010 à 04h00)	176	68	257 (le 25/02/2010 à 20h00)	119
	Tunnel	120	356 (le 18/03/2010 à 20h00)	194	-	-	-
République (2007-2008)	Hall	68	271 (le 18/01/2008 à 09h00)	107	-	-	-
	Quai	115	542 (le 22/01/2008 à 13h00)	190	-	-	-
	Tunnel	137	357 (le 18 à 17h00 et le 19/06/2007 à 08h00)	232	86	244 (le 19/06/2007 à 02h00)	147
Roubaix Eurotéléport (2007-2008)	Hall	39	314 (le 16/07/2007 à 20h00)	66	-	-	-
	Quai	44	180 (le 24/01/2008 à 09h00)	76	-	-	-
	Tunnel	61	268 (le 21/06/2007 à 18h00)	104	-	-	-
Stations air ambiant							
Marcq-en-Baroeul (2010)		35	135 (le 27/01/2010 à 13h00)	100	-	-	-
Lille Fives (2010)		33	154 (le 27/01/2010 à 11h00)	98	27	117	86

Les conclusions des résultats des mesures par prélèvements automatiques des particules en suspension ont mis en évidence des concentrations en particules présentes dans les stations du métro supérieures à celles relevées sur les sites extérieurs. La comparaison des valeurs mesurées en 2007-2008, notamment pour les sites de même typologie indique que les teneurs les plus importantes ont été enregistrées dans le hall de Lille Flandres, puis, loin derrière, dans les tunnels de Lille Flandres et de République et sur le quai de République. Selon Atmo Nord-Pas-de-Calais, ceci s'explique par la fréquentation plus importante dans le hall de Lille Flandres, un confinement plus important dans le tunnel de République (ATMO Nord Pas de Calais, 2010).

2.5.2.1.4 *Le métro toulousain*

L'Autorité Organisatrice des Transports de l'agglomération toulousaine TISSO-SMTC a mis en place en 2004 un plan de surveillance de la qualité de l'air dans l'enceinte de son réseau métro. Depuis 2004, l'ORAMIP réalise en partenariat avec TISSEO-SMTC, cette évaluation de la qualité de l'air intérieur sur l'ensemble de l'infrastructure du réseau métro (ORAMIP 2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010, 2011, 2012).

Chaque année ont été réalisées des campagnes de mesure en continu de concentrations en PM10 et PM2,5 à l'aide d'analyseur TEOM (pas de temps d'acquisition 15min) sur les quais de différentes stations du métro, pendant des périodes de 15 jours hivernales ou estivales.

Des mesures de concentrations en PM10 et PM2,5 ont également été réalisées dans les rames de métro.

Ces années de mesures ont ainsi permis de caractériser l'évolution des niveaux de concentrations en particules PM10 et PM2,5, en dioxyde d'azote et benzène rencontrés dans le métro toulousain (Figure 31 et Figure 32).

Les principales conclusions de ces études sont que les concentrations en PM10 mesurées dans les stations de métro et dans les rames sont plus élevées que celles mesurées dans l'air ambiant. Aux particules en provenance de l'extérieur et amenées dans le métro par la ventilation s'ajoutent celles, plus nombreuses, émises par l'activité du métro. Elles sont essentiellement produites par le roulement et le freinage des rames en circulation, ainsi que par la remise en suspension dans l'air des particules déjà présentes.

Les concentrations en PM10 sont, pour les deux périodes de mesures en 2012, en baisse par rapport à 2010 et 2011. Les auteurs n'expliquent pas cette baisse. Les niveaux de concentration rencontrés sont du même ordre de grandeur que ceux mesurés en proximité trafic.

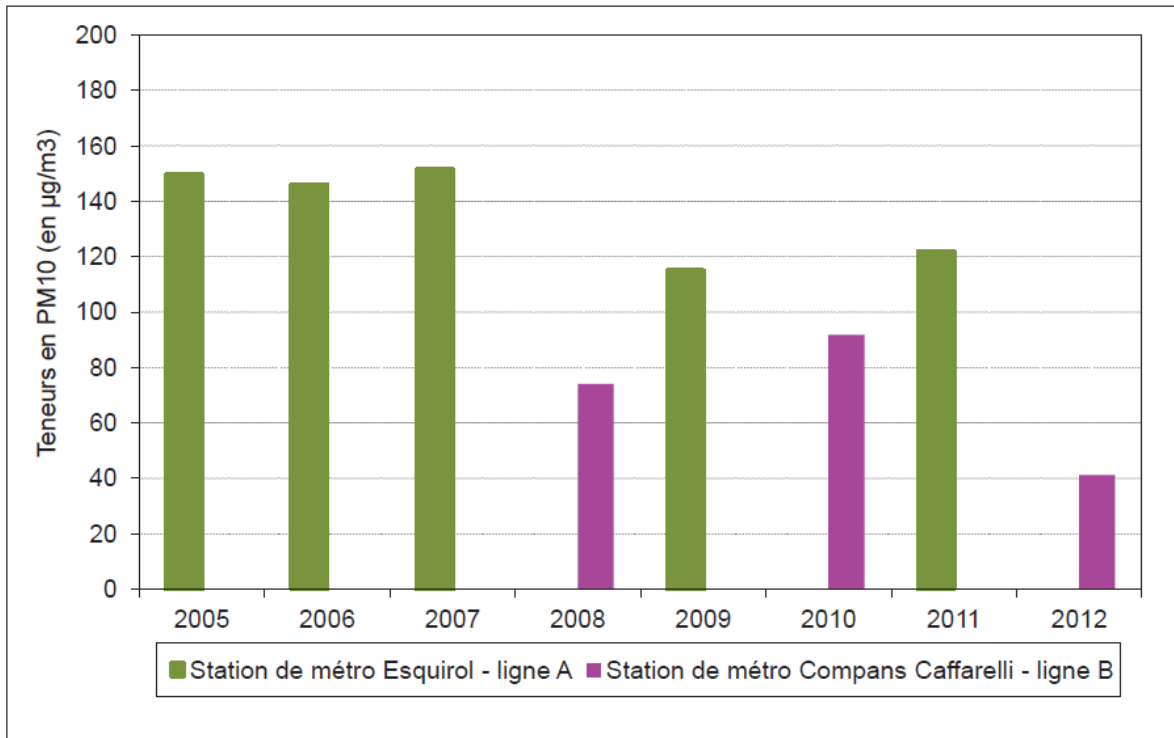


Figure 31 : Concentrations moyennes en PM10 dans deux stations toulousaines entre 2005 et 2012 (source ORAMIP, 2013)

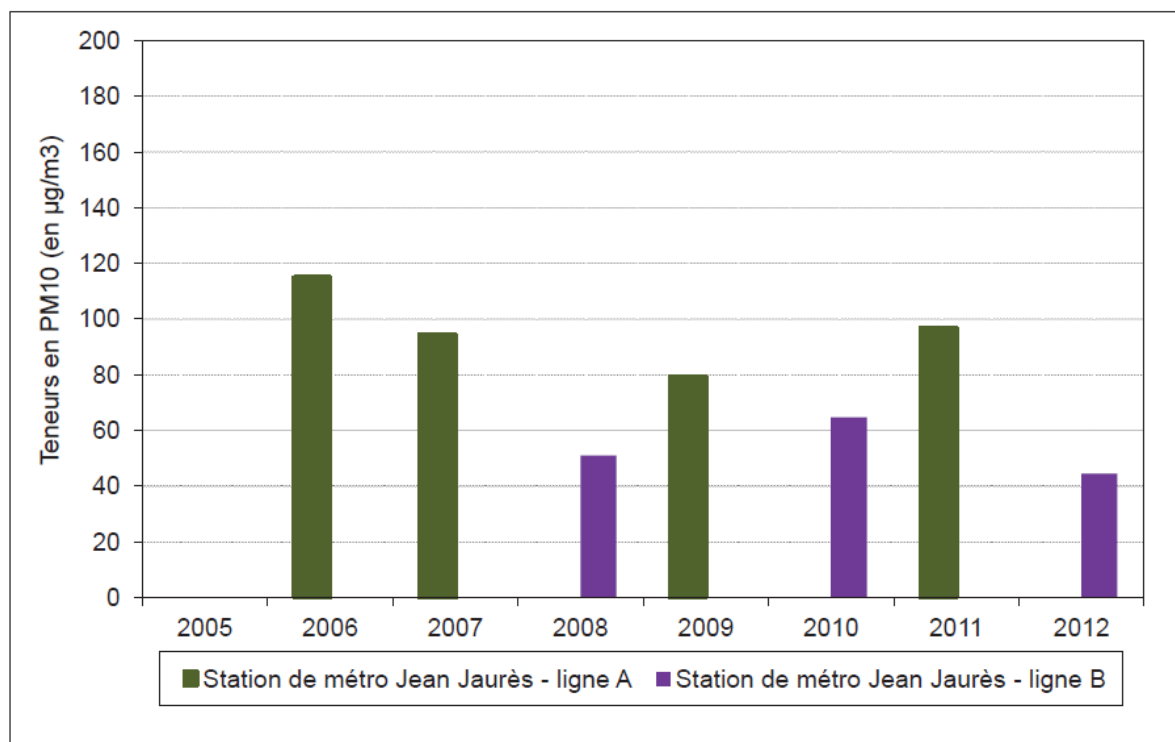


Figure 32 : Concentrations moyennes en PM10 dans une station toulousaine au niveau de 2 lignes de métro entre 2005 et 2012 (source ORAMIP, 2013)

En 2012, les concentrations moyennes en PM10 rencontrées sur les deux périodes de mesures estivales et hivernales sur les quais des stations Compans Caffarelli et Jean Jaurès, sont inférieures à celles relevées par la station de mesure Franklin D. Roosevelt du métro parisien, qui enregistre les concentrations parisiennes les plus faibles du réseau de surveillance SQUALES (ORAMIP, 2013).

La concentration moyenne en PM2,5 mesurée en 2012 sur le quai de la station Compans Caffarelli est inférieure, que la période soit estivale ou hivernale, à la concentration moyenne en PM2,5 déterminée dans les rames de métro (Tableau 28). Ceci peut s'expliquer par la présence de portes palières qui isolent en partie le quai de la source de pollution particulaire.

Tableau 28 : Concentrations moyennes en PM2,5 mesurées à Toulouse (source : ORAMIP, 2013)

Site de mesures	Concentration moyenne PM2,5 – en $\mu\text{g}/\text{m}^3$	
	Hiver 2011 – 2012	Été 2012
Quai station Compans Caffarelli	40	16
Rames de métro	76	31
Moyenne des stations urbaines de l'agglomération toulousaine sur la période	27	13

$\mu\text{g}/\text{m}^3$ = microgramme par mètre cube

La campagne de mesure réalisée en 2012 s'est aussi intéressée à l'impact de la ventilation sur les concentrations en PM10 et PM2,5. En hiver la ventilation est mise en route pendant 1h le matin et 1h l'après-midi alors qu'en période estivale elle est mise en route en continu. Les mesures réalisées en continu sur le quai de la station de métro Compans Caffarelli, permettent donc d'apprécier l'impact de la mise en route et de l'arrêt de la ventilation pour la période hivernale, et l'impact d'une ventilation en continu pour la période estivale :

- La mise en route et l'arrêt de la ventilation semblent ne pas avoir d'impact sur les concentrations en PM10 et PM2,5 (Cf. Figure 33).
- Cependant, la ventilation en continu en période estivale permet d'abaisser les niveaux de concentrations en PM10 et PM2,5 (Cf. Tableau 29).

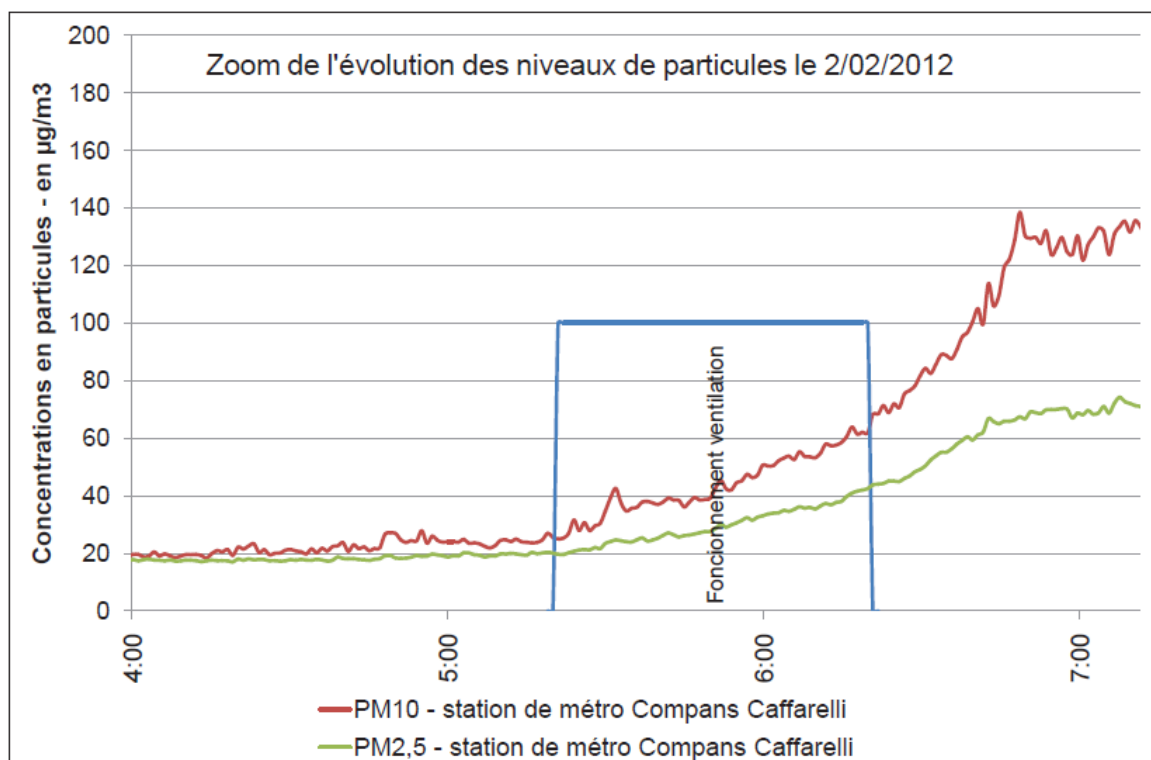


Figure 33 : Evolution des concentrations en PM10 et PM2,5 lors de la phase de ventilation matinale en période hivernale

Tableau 29 : Différence des concentrations moyennes de PM10, PM2,5 et PM1 entre les périodes estivales et hivernales (ORAMIP, 2013)

	Concentration moyenne – en µg/m ³								
	PM10			PM2,5			PM1*		
	Hiver	Eté	Evolution	Hiver	Eté	Evolution	Hiver	Eté	Evolution
Quai station Compans Caffarelli	54	29	-46%	40	16	-60%	12	4	-66%
Rames de métro	105	56	-47%	87	36	-59%	30	10	-66%
Moyenne des stations urbaines de l'agglomération toulousaine	31	18	-42%	27	13	-52%	-	-	-

µg/m³ = microgramme par mètre cube

* Concentration des PM1 estimée avec un compteur à particules

2.5.2.1.5 Le métro lyonnais

Afin de mieux connaître la qualité de l'air respiré par ses usagers, la SLTC, Société Lyonnaise de Transports en Commun a fait appel à COPARLY¹⁶ association agréée de surveillance de la qualité de l'air pour réaliser en 2002 une campagne de mesure dans l'enceinte du métro lyonnais.

Cette étude préliminaire avait pour objectif d'évaluer les niveaux de concentration des particules fines dans l'atmosphère du métro lyonnais et d'étudier leur évolution journalière (COPARLY, 2003).

Des mesures de concentrations en PM₁₀ ont été réalisées à l'aide d'analyseur en continu TEOM, du 21/10/02 au 6/11/02 sur le quai de 4 stations de 2 lignes du métro lyonnais :

- Ligne A : station Foch et Gare de Perrache
- Ligne D : station Bellecour et Gare de Venissieux

Des mesures de PM_{2,5} ont également été réalisées sur le quai des stations Bellecour et gare de Venissieux à l'aide de TEOM.

Les concentrations en PM₁₀ et PM_{2,5} sont comparées aux concentrations mesurées sur un site de fond urbain et un site à proximité de trafic autoroutier.

Sur l'ensemble de la période d'étude, les taux de particules PM₁₀ dans le métro lyonnais ont été en moyenne de 2,5 à 7 fois plus importants que les niveaux de fond urbain, et entre 1,5 et 4 fois plus élevés que les niveaux enregistrés en proximité du trafic autoroutier, ce qui est tout à fait comparable avec d'autres études réalisées dans le métro, en France ou à l'étranger (Cf. Figure 34).

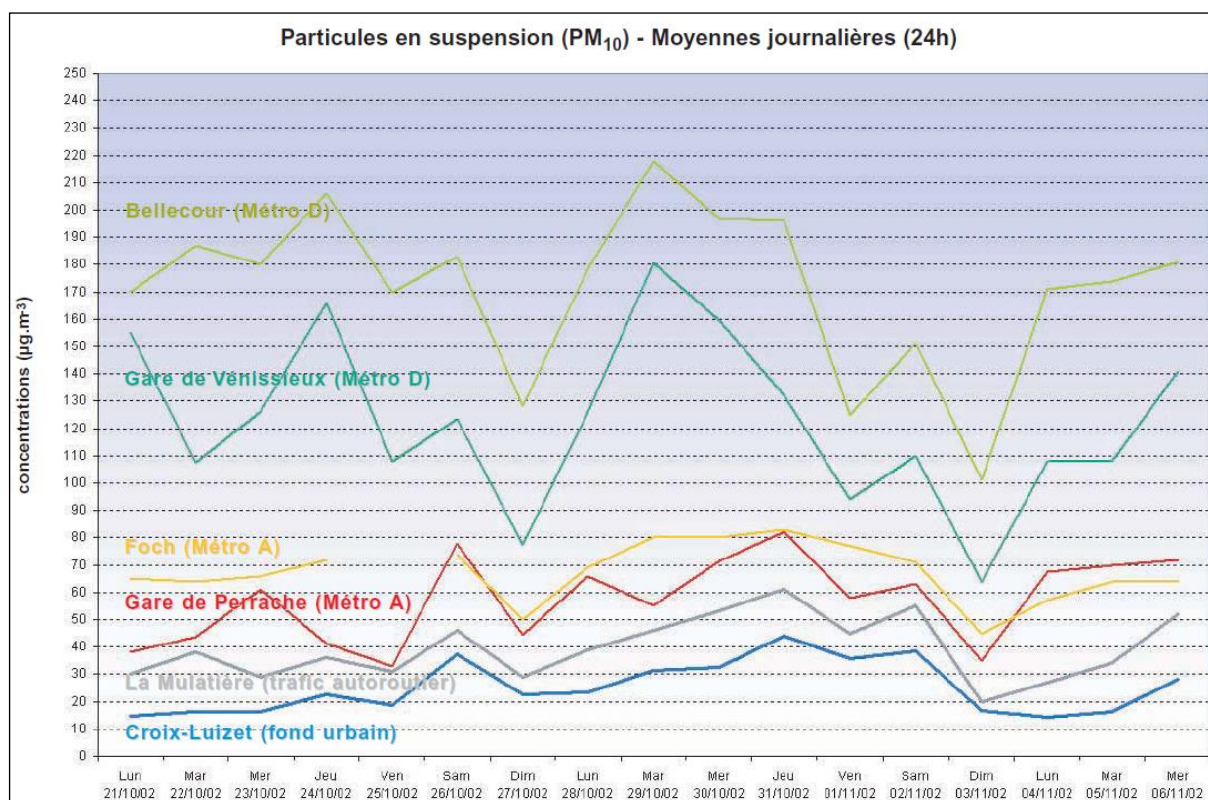


Figure 34 : Concentrations en PM₁₀ (moyennes journalières) mesurées sur les quais de 4 stations de métros lyonnais et 2 sites de mesure de fond de pollution (COPARLY, 2003)

¹⁶Depuis le 1^{er} janvier 2012, COPARLY et les autres Associations Agréées de Surveillance de la Qualité de l'Air de la région Rhône-Alpes Air-APS, AMPASEL, ASCOPARG, ATMO DrômeArdèche, SUP'AIR forment un seul et même observatoire régional : Air Rhône-Alpes.

Il en a été pratiquement de même pour les particules PM_{2,5} qui représentent environ 55% de la masse totale des particules PM₁₀.

Cette étude a permis d'établir que les niveaux d'empoussièrément sont liés à l'augmentation de la fréquence du nombre de rames en circulation, plutôt qu'à celle du nombre de voyageurs et des émissions localisées telles que les travaux et le tabagisme.

2.5.2.1.6 Le métro rennais

Une étude de la qualité de l'air a été réalisée par Air Breizh dans le métro de Rennes, à la demande de Rennes Métropole, suite à la circulaire n°2003-314 du 30 juin 2003 demandant notamment aux exploitants de transports collectifs ferroviaires souterrains de définir un plan de surveillance de la qualité de l'air visant à connaître l'exposition aux polluants atmosphériques des usagers.

Des campagnes de mesure de PM₁₀, à l'aide d'analyseur en continu, ont été menées du 21 juillet au 19 août 2004 et du 20 janvier au 17 février 2005, sur le quai de deux stations du métro de profondeur différente : la station Triangle (semi-profonde) et la station République (station profonde), ainsi que dans un tunnel du métro (Quineleu). Les mesures sont comparées aux mesures de PM₁₀ enregistrées par une station en proximité du trafic automobile (station Laënnec) (Air Breizh, 2005).

Les concentrations en PM₁₀ mesurées à la station de métro Triangle sont plus basses en hiver (35 µg.m⁻³) qu'en été (56 µg.m⁻³) contrairement à la station trafic Laënnec pour laquelle les concentrations en PM₁₀ varient peu (19 µg.m⁻³ en hiver et 15 µg.m⁻³ en été). Les concentrations mesurées dans les stations du métro sont nettement supérieures à celles mesurées au niveau des stations de mesure trafic et urbaine pendant les deux campagnes (3,7 fois plus élevée que la station trafic en été et 1,8 fois plus élevée en hiver). De même, le niveau moyen mesuré à la station République en hiver 2005 est 2,5 fois plus élevé que celui de la station trafic Laënnec et 2,9 fois plus élevé que celui de la station urbaine Triangle (Cf. Tableau 30).

Tableau 30 : concentrations moyennes et maxima horaires en PM₁₀ déterminés en différents sites du métro Rennais et site de fond urbain (Source Airbreizh, 2005)

Concentrations moyennes (µg/m ³)				
	Campagne Eté		Campagne Hiver	
	Analyseurs		Analyseurs	
Rennes - Station trafic Laënnec	15		19	
Rennes - Station urbaine Triangle			16	
Métro - Station profonde République			47	
Métro - Station semi-profonde Triangle	56		35	
Métro - Tunnel Quineleu	82			
Maxima horaires (en µg/m ³)				
	Campagne Eté		Campagne Hiver	
	Analyseurs	Date	Analyseurs	Date
Rennes - Station trafic Laënnec	118	29/07 à 15h TU (17h, h locale)	149	9/02 à 12h TU (13h, h locale)
Rennes - Station urbaine Triangle			77	9/02 à 11h TU (12h, h locale)
Métro - Station profonde République			188	9/02 à 18h TU (19h, h locale)
Métro - Station semi-profonde Triangle	153	28/07 à 22h TU (0h, h locale)	133	17/02 à 23h TU (0h, h locale)
Métro - Tunnel Quineleu	239	31/07 à 16h TU (18h, h locale)		

Les variations quotidiennes et hebdomadaires des concentrations en PM10 sont similaires à celles observées dans les différents réseaux de métro français, à savoir qu'une augmentation des concentrations de PM10 est observée aux heures de pointe et une baisse des concentrations est observée le week-end (plus marquée ici le dimanche) par rapport au reste de la semaine (Figure 35).

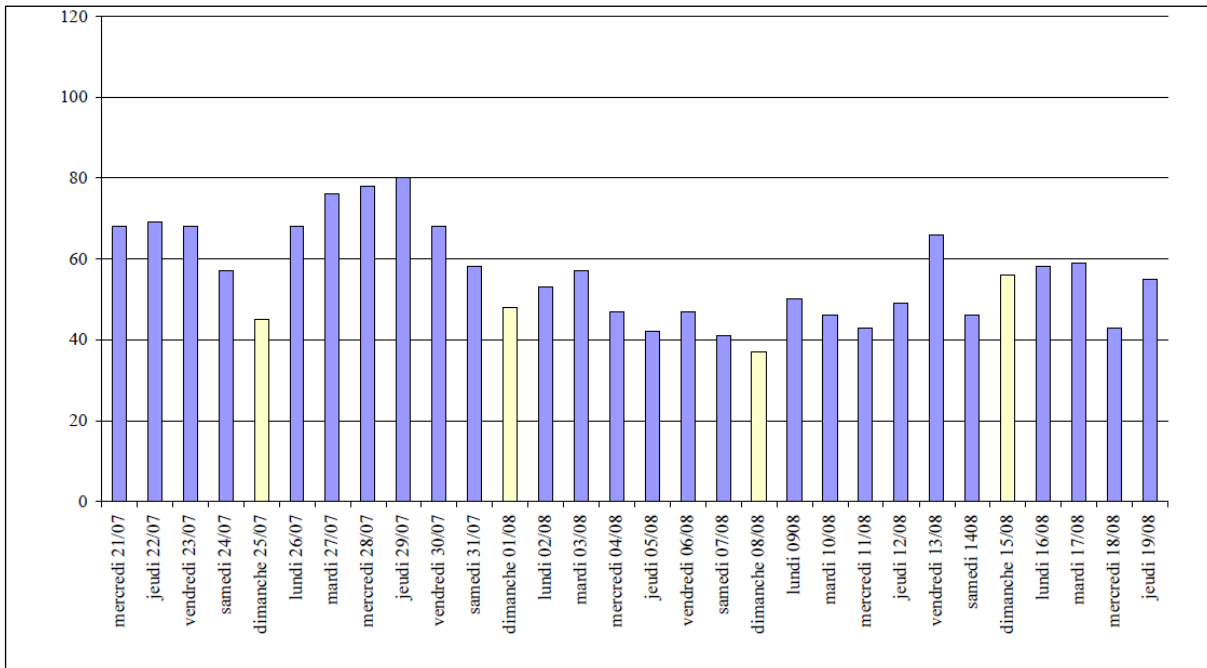


Figure 35 : Concentrations journalières en PM10 sur le quai de la station Triangle à Rennes- période estivale (Source : Airbreizh 2005).

2.5.2.2 Composition des particules

2.5.2.2.1 *Transport ferroviaire souterrain en Ile-de-France*

2.5.2.2.1.1 Réseau RATP

Une campagne de mesures individuelles de différents polluants a été réalisée par la RATP entre 2003 et 2005 sur l'ensemble des lignes du métro ainsi que sur les lignes A et B du RER, pour quatre catégories de personnel : « agent de contrôle », « agent de maintenance », « agent de recette » et « conducteur » (RATP, 2010a et 2013a). Cette étude est décrite au chapitre 3.3.2 du présent rapport.

Lors de cette campagne de mesure, des prélèvements et analyses de différents métaux ont été effectués.

Dans cette partie, seule la composition des particules, est traitée indépendamment du poste de travail, l'exposition individuelle des travailleurs étant étudiée au chapitre 3.3.2.

L'analyse porte sur les données de compositions disponibles pour trois catégories de personnel : « agent de contrôle », « agent de maintenance » et « conducteur ». La catégorie « agent de recette » n'a pas été prise en compte à cause, d'une part d'une moins bonne connaissance de cette fonction (affectation à la ligne plus incertaine, ...), et d'autre part d'une influence moindre des

particules dont la source est interne à l'EFS (cf chapitre 3.3.2) caractérisée par une très grande variabilité des résultats analytiques, des concentrations en PM10 et des fractions massiques en éléments métalliques plus faibles.

Au total, 198 prélèvements sont pris en compte tant pour les PM10 que pour les PM2,5, dont 16 pour les deux lignes de RER (A et B). Les métaux analysés par sonde PIXE sont : Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, As, Sr, Cd, Zr, Mo, Sn, Sb, Ba et Pb.

La surface explorée par le spot d'analyse forme un carré de 4x4 mm, et le filtre se déplace devant le faisceau de façon à ce que 3 points soient analysés suivant un diamètre de la membrane, le spectre final obtenu étant la somme de ces points de mesure, en supposant que la distribution des particules est uniforme sur le filtre. Le résultat ainsi obtenu sera exprimé en quantité de matière présente par unité de surface de filtre. Connaissant le volume prélevé ou la quantité de matière recueillie, les résultats finaux sont exprimés en concentration volumique (ng.m^{-3}) ou en fraction massique (ng/g).

Du fait des faibles volumes pompés (entre 1,5 et 2 m^3), les limites de détection sont relativement élevées et, pour certains éléments, de nombreuses valeurs sont inférieures à la limite de détection (LD) concernée. Par exemple pour l'analyse des métaux sur les PM10 prélevées sur les lignes de métro : 100% des mesures de concentration en cadmium, 72% des mesures de concentration en antimoine, 58% des mesures de concentration en étain, 41% des mesures de concentration en arsenic et en baryum, 32% des mesures de concentration en molybdène sont inférieures à la LD. La démarche utilisée a été de remplacer les valeurs inférieures à la LD par la LD/2 si moins de 60% des valeurs sont manquantes ou par la LD si plus de 60% des valeurs sont manquantes (OMS, 1995).

Des analyses de Carbone Élémentaire (EC) et de Carbone Organique (OC) ont également été réalisées pour les PM10.

Compositions élémentaires des PM10

Sur l'ensemble des prélèvements pour les lignes de métro, ce sont les concentrations en fer qui sont les plus élevées ($33 \mu\text{g.m}^{-3}$ en moyenne), très supérieures à celle du cuivre (un peu plus de $0,7 \mu\text{g.m}^{-3}$) ou du baryum ($0,5 \mu\text{g.m}^{-3}$). Par ordre décroissant, avec des concentrations moyennes inférieures à 350ng.m^{-3} , on trouve ensuite Zn, Mn, Cr, Pb, Sb, Pb, Ni, Mo, Sr, Zr et As. Cependant, quelle que soit la ligne ou le métier, les analyses présentent une grande dispersion avec des rapports maximum/minimum variant entre 18 pour le fer et 200 pour le plomb (Cf Tableau 31).

Tableau 31 : Caractéristiques des concentrations élémentaires dans les PM10 mesurées dans le cadre de la campagne RATP 2003 – 2005 (RATP, 2013a)

en ng.m^{-3}	Cr	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	As	Sr	Zr	Mo	Sn	Sb	Ba	Pb	EC($\mu\text{g.m}^{-3}$)	OC($\mu\text{g.m}^{-3}$)
Nb. d'obs.	164	181	181	180	181	181	116	179	141	134	83	54	116	179	173	173
Minimum	8	41	5820	3	50	34	1	2	1	2	10	10	30	3	10	10
Médiane	104	231	27412	31	285	248	6	15	10	14	10	10	317	62	21	25
Moyenne	128	334	33242	35	760	326	8	16	10	18	59	71	475	93	23	27
Maximum	732	3889	102180	103	6260	1299	59	63	51	69	490	791	2779	605	62	74

(Nb. d'obs. = nb d'observation supérieures à la LD)

L'examen des concentrations et rapports entre éléments pour chaque ligne permet de distinguer 4 groupes (Tableau 32) :

- Les lignes à pneus (L1, 4, 6, 11 et 14) se distinguent par des concentrations élevées en cuivre (près de $2 \mu\text{g.m}^{-3}$ en moyenne) et également en étain et antimoine. Pour ces lignes, la moyenne est environ 2 à 2,5 fois plus élevée que la moyenne générale. Elles présentent aussi les plus fortes concentrations en carbone organique.
- La ligne 7b avec des concentrations élevées en fer ($60 \mu\text{g.m}^{-3}$ soit 2 fois la moyenne générale), en arsenic (relié selon la RATP à la présence de roue en fer) et en étain mais faible en baryum (0,5 fois la moyenne générale).
- La ligne 3 avec des concentrations faibles en chrome, cuivre (0,25 fois la moyenne générale), mais élevées en plomb (3 fois la moyenne générale).
- Les autres lignes (2, 3b, 5, 7, 8, 9, 10, 12 et 13) pour lesquelles les concentrations sont voisines de la moyenne générale sauf pour le cuivre (2 fois moins), l'étain (2 fois moins) et l'antimoine (3 fois moins).

Tableau 32 : Concentrations élémentaires moyennes des PM10 en fonction du type de ligne (RATP, 2013a)

en $\mu\text{g.m}^{-3}$	Cr	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	As	Sr	Zr	Mo	Sn	Sb	Ba	Pb	EC($\mu\text{g.m}^{-3}$)	OC($\mu\text{g.m}^{-3}$)
Total metro	128	334	33242	35	760	326	8	16	10	18	59	71	475	93	23	27
Pneus	116	498	34509	43	1993	195	10	20	13	16	114	190	509	67	22	31
L3	66	164	22531	28	185	502	1	13	7	9	34	10	589	280	22	27
L7b	156	505	61641	47	845	453	19	13	7	24	134	133	218	80	16	27
Autres	137	161	30573	31	255	350	6	16	9	20	28	17	480	86	24	26
RER A	378	7409	82398	74	397	161	6	21	42	36	21	199	1292	45	21	21
RER B	369	360	29573	36	486	268	2	22	224	58	82	71	1504	29	15	19

En gras : les valeurs significativement élevées par rapport à la valeur moyenne sur l'ensemble des lignes du métro

La ligne A du RER présente des concentrations en manganèse très élevées ($7 \mu\text{g.m}^{-3}$ en moyenne, 25 fois plus élevée que la moyenne des lignes de métro), mais également en fer ($82 \mu\text{g.m}^{-3}$), en chrome, en nickel et en baryum ($1,3 \mu\text{g.m}^{-3}$). Les concentrations sont par contre plus faibles que dans le métro pour le cuivre, le zinc, l'étain et le plomb. La présence de manganèse dans les aiguillages du RER pourrait expliquer les concentrations élevées mesurées.

Pour le RER B, les concentrations sont élevées pour le chrome, le zirconium et le baryum.

Sur l'ensemble du réseau, les mesures de EC et OC sont beaucoup plus homogènes, avec un rapport max/min de l'ordre de 6 à 7 indiquant une influence de sources différentes de celles associées au fer. Le rapport moyen EC/C total est en moyenne générale de 0,46, un peu plus élevé sur le RER A (0,49) et plus faible sur la ligne 7b (0,37).

Compositions élémentaires des PM2,5

Du fait des masses collectées encore plus faibles, le nombre de valeurs de concentrations inférieures aux limites de détection est encore plus élevé pour les PM2,5 : par exemple pour les lignes métro, 85% des concentrations en zirconium déterminées sur les PM2,5 sont inférieures à la LD, 83% pour l'antimoine, 79% pour l'étain, 58% pour le baryum. De ce fait, les valeurs moyennes obtenues pour As, Sr, Zr, Mo, Sn, Sb et Ba n'ont pas grande signification.

Le Tableau 33 présente les caractéristiques des concentrations élémentaires en métaux dans les PM_{2,5}. L'ordre décroissant des concentrations (Fe, Ba, Cu, Zn, Sb, Mn, Cr, ...) est identique à celui des PM₁₀. La dispersion est équivalente à celle des PM₁₀.

Tableau 33 : Caractéristiques des concentrations élémentaires dans les PM_{2,5} (RATP, 2013a)

en ng.m ⁻³	Cr	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	As	Sr	Zr	Mo	Sn	Sb	Ba	Pb
Nb. d'obs.	108	168	180	180	180	180	86	106	29	76	43	31	76	172
Minimum	8	6	713	9	42	22	1	1	1	1	10	10	10	2
Médiane	55	97	10494	20	192	140	1	4	1	1	10	10	10	32
Moyenne	56	141	13522	22	363	173	3	4	2	6	25	34	185	43
Maximum	264	2622	39306	61	2479	1130	44	23	26	28	180	352	1203	252

(Nb. d'obs. = nb d'observation supérieures à la LD)

Les 4 groupes de lignes présentent les mêmes caractéristiques pour les PM_{2,5} que pour les PM₁₀ (Cf. Tableau 34) :

- Lignes à pneus : riches en cuivre (2,5 fois la moyenne générale) ;
- Ligne 3 : riche en plomb (2 fois la moyenne générale) et pauvre en fer (la moitié de la moyenne générale) ;
- L7b : riche en zinc (2 fois la moyenne générale) et en Fer ;
- RER A : très riche en fer, en manganèse (30 fois la moyenne), en chrome et en baryum ;
- RER B : riche en chrome, zirconium et baryum.

Tableau 34 : Concentrations élémentaires moyennes des PM_{2,5} en fonction du type de ligne (RATP, 2013a)

en ng.m ⁻³	Cr	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	As	Sr	Zr	Mo	Sn	Sb	Ba	Pb
Total metro	56	141	13522	22	363	173	3	4	2	6	25	34	185	43
Pneus	54	236	14874	28	836	104	5	5	3	6	42	85	226	33
L3	<i>18</i>	<i>48</i>	<i>6265</i>	<i>15</i>	<i>92</i>	<i>195</i>	<i>1</i>	<i>4</i>	<i>1</i>	<i>2</i>	<i>13</i>	<i>10</i>	<i>181</i>	97
L7b	75	178	24107	26	448	251	7	3	1	8	59	57	54	43
Autres	60	104	12421	20	166	193	3	4	2	6	15	10	182	41
RER A	200	3573	41876	28	244	99	3	11	24	20	4	115	785	26
RER B	196	194	15053	24	286	154	2	11	118	31	21	26	884	16

En gras : les valeurs significativement élevées par rapport à la valeur moyenne sur l'ensemble des lignes du métro
en italique : les moyennes pour lesquelles plus de la moitié des observations est inférieure à la LD

Les rapports PM_{2,5}/PM₁₀

Pour les métaux pour lesquels il y a suffisamment de valeurs valides (Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Ba et Pb), le rapport de concentration PM_{2,5}/PM₁₀ permet d'avoir une idée de la distribution des métaux entre la fraction fine (PM_{2,5}) et la fraction grossière (PM_{2,5-10}) : si le rapport est supérieur à 0,5, l'élément est plutôt dans la fraction fine ; s'il est inférieur à 0,5, l'élément est plutôt dans la fraction grossière.

En fonction des métaux, les résultats sont les suivants :

- le chrome est préférentiellement dans la fraction fine pour les lignes de métro et distribué plus uniformément pour les lignes RER ; il n'y a pas assez de valeurs pour déterminer une tendance pour les lignes 3 et 7b ;
- le manganèse et le fer sont préférentiellement dans la fraction grossière pour l'ensemble des lignes du métro, alors qu'ils sont soit également distribués soit dans la fraction fine pour les lignes RER ;
- le nickel est toujours majoritairement dans la fraction fine ;
- le cuivre et le zinc sont plutôt dans la fraction grossière pour les lignes à pneus et la L3 ;
- les résultats sont plus confus pour le baryum (peut-être préférentiellement dans la fraction grossière pour le métro et dans la fraction fine pour le RER) et le plomb (fraction grossière pour la L3 et fine pour les autres lignes).

Ces différences de distribution laissent supposer des différences de sources et/ou de mode de formation.

Fractions massiques dans les PM10

La fraction massique (FM) est la quantité d'un élément par unité de masse de particules. Elle s'obtient en divisant la concentration élémentaire par la quantité de particules et peut s'exprimer en %, en mg/g, en µg/g (ou ppm, partie par million), en ng/g (ou ppb, partie par billion). La connaissance de la fraction massique permet de comparer les prélèvements les uns aux autres, en s'affranchissant du biais introduit par les différences de quantités de particules prélevées et d'avoir une approche des associations entre éléments et sources d'émissions.

Pour l'ensemble des lignes de métro (Tableau 35), la fraction massique du fer est de très loin la plus importante (22% en moyenne) et représente 93% des éléments métalliques analysés. Viennent ensuite le cuivre (0,52%) et le baryum (0,31%). L'ensemble des éléments métalliques analysés ne représente que 24% de la masse de PM10 prélevées. La masse « manquante » est composée des éléments minéraux non analysés (essentiellement Si, Al, Ca, K, Mg, Na, Ti) mais également du carbone, de l'oxygène, de l'hydrogène, du soufre, du chlore, ... Si l'on rajoute les FM du carbone élémentaire et du carbone organique, la fraction massique moyenne des éléments analysés monte à 60 %.

Tableau 35 : Fraction massique des éléments analysés dans les PM10 (RATP, 2013a)

en %	Cr	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	As	Sr	Zr	Mo	Sn	Sb	Ba	Pb	EC	OC
Minimum	0,00	0,04	5,57	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	5,61	7,18
Médiane	0,07	0,18	21,83	0,02	0,20	0,21	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,26	0,04	16,35	18,9
Moyenne	0,09	0,22	22,34	0,02	0,52	0,22	0,00	0,01	0,01	0,01	0,04	0,05	0,31	0,06	16,87	19,6
Maximum	0,29	2,62	46,03	0,06	3,89	1,00	0,02	0,03	0,05	0,05	0,32	0,47	1,26	0,37	40,16	39,93

En fonction du type de ligne (Tableau 36) :

- les lignes à pneus présentent les fractions massiques les plus élevées en cuivre (près de 3 fois la moyenne), en étain et en antimoine ;
- la ligne L3 présente les fractions massiques les plus élevées en zinc et en plomb ;
- la fraction massique du manganèse pour le RER A est environ 10 fois plus élevée que pour la moyenne des lignes de métro ou que pour le RER B ;

- le RER A et la ligne 7b présentent les FM du fer les plus importantes ;
- le RER B a une fraction massique du baryum environ 3 fois plus élevée que les lignes de métro ou le RER A.

Tableau 36 : Fractions massiques moyennes des PM10 en fonction du type de ligne (RATP, 2013a)

en %	Cr	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	As	Sr	Zr	Mo	Sn	Sb	Ba	Pb	EC	OC
Total metro	0,09	0,22	22,34	0,02	0,52	0,22	0,00	0,01	0,01	0,01	0,04	0,05	0,31	0,06	16,87	19,60
Pneus	0,08	0,31	22,63	0,03	1,33	0,13	0,01	0,01	0,01	0,01	0,08	0,13	0,34	0,04	14,62	19,93
L3	0,06	0,13	17,69	0,02	0,15	0,39	0,00	0,01	0,01	0,01	0,03	0,01	0,44	0,21	17,53	21,88
L7b	0,09	28,00	34,15	0,03	0,49	0,25	0,01	0,01	0,00	0,01	0,07	0,07	0,13	0,05	9,77	16,02
Autres	0,09	0,18	21,29	0,02	0,19	0,24	0,00	0,01	0,01	0,01	0,02	0,01	0,31	0,06	17,79	19,26
RER A	0,19	3,79	42,13	0,04	0,22	0,08	0,00	0,01	0,02	0,02	0,01	0,10	0,65	0,02	20,91	21,67
RER B	0,40	0,38	32,59	0,04	0,50	0,27	0,00	0,02	0,26	0,06	0,08	0,07	1,56	0,03	15,34	18,46

En gras : les valeurs significativement élevées par rapport à la valeur moyenne sur l'ensemble des lignes du métro

La somme des éléments métalliques analysés, fortement influencée par la FM du fer, varie de 19% pour la Ligne 3 à 45% pour le RER A, en passant par 25% pour les lignes à pneus. Si l'on prend en compte le carbone élémentaire et le carbone organique, la somme varie de 53% pour le RER B à 87% pour le RER A, avec une somme moyenne entre 58 et 61% pour les différents types de lignes de métro.

Fractions massiques dans les PM2,5

On retrouve, dans les PM2,5, des fractions massiques du même ordre de grandeur que dans les PM10 (Cf. Tableau 37).

L'ensemble des éléments métalliques analysés dans la fraction PM2,5 représente, en moyenne, 19% de la masse de PM2,5 prélevées, soit environ 20% de moins que pour les PM10.

Tableau 37 : Fraction massique des éléments analysés dans les PM2,5 (RATP, 2013a)

en %	Cr	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	As	Sr	Zr	Mo	Sn	Sb	Ba	Pb
Minimum	0,00	0,01	0,74	0,00	0,03	0,00	<i>0,00</i>	<i>0,00</i>	<i>0,00</i>	<i>0,00</i>	<i>0,00</i>	<i>0,00</i>	<i>0,00</i>	0,00
Médiane	0,06	0,13	16,06	0,03	0,25	0,19	<i>0,00</i>	<i>0,01</i>	<i>0,00</i>	<i>0,00</i>	<i>0,02</i>	<i>0,02</i>	<i>0,02</i>	0,04
Moyenne	0,07	0,18	17,95	0,03	0,47	0,23	<i>0,00</i>	<i>0,01</i>	<i>0,00</i>	<i>0,01</i>	<i>0,03</i>	<i>0,04</i>	<i>0,23</i>	0,06
Maximum	0,29	2,05	46,45	0,08	2,80	1,43	<i>0,03</i>	<i>0,02</i>	<i>0,04</i>	<i>0,06</i>	<i>0,23</i>	<i>0,43</i>	<i>1,30</i>	0,26

(en italique, fractions massiques pour lesquelles plus de la moitié des observations est inférieures à la LD)

Par type de ligne, les caractéristiques sont les mêmes que pour les PM10. La somme des éléments analysés varie de 10 % (Ligne 3) à 48 % (RER A) (Cf. Tableau 38). Pour la Ligne 3, c'est essentiellement la différence de fraction massique du Fer (10% au lieu de 18%) qui est en cause.

En l'absence de données sur le Carbone ou d'autres éléments, il n'est pas possible de déterminer de quoi est composée la masse manquante.

Tableau 38 : Fractions massiques moyennes des PM2,5 en fonction du type de ligne (RATP, 2013a)

en %	Cr	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	As	Sr	Zr	Mo	Sn	Sb	Ba	Pb
Total metro	0,07	0,19	17,95	0,03	0,47	0,23	0,00	0,01	0,00	0,01	0,03	0,04	0,23	0,06
Pneus	0,06	0,27	18,21	0,03	1,04	0,13	0,01	0,01	0,00	0,01	0,05	0,10	0,28	0,04
L3	0,03	0,08	9,89	0,02	0,14	0,31	0,00	0,01	0,00	0,00	0,02	0,02	0,29	0,15
L7b	0,09	0,21	29,00	0,03	0,53	0,30	0,01	0,00	0,00	0,01	0,04	0,04	0,06	0,05
Autres	0,08	0,15	17,39	0,03	0,24	0,26	0,00	0,01	0,00	0,01	0,02	0,02	0,23	0,06
RER A	0,20	3,63	42,72	0,03	0,27	0,10	0,00	0,01	0,02	0,02	0,00	0,11	0,77	0,03
RER B	0,39	0,38	29,71	0,05	0,56	0,30	0,00	0,02	0,24	0,06	0,04	0,05	1,76	0,03

(en italique, fractions massiques pour lesquelles plus de la moitié des observations est inférieures à la LD)

2.5.2.2.1.2 Réseau SNCF

L'étude de la composition des particules dans le réseau SNCF souterrain se base sur les données provenant de différentes campagnes de mesures réalisées par la SNCF, non publiées : campagnes de mesure en 2002-2003 d'une part sur le RERC (AEF, 2003d) et d'autre part dans trois gares (AEF, 2003a), et la campagne de mesures de 2004 à 2010 dans neuf gares souterraines (AEF, 2008a-e, 2009a-c, 2010, 2012 et 2013).

Campagnes 2002-2003

Des mesures ont été faites en novembre et décembre 2002 dans des rames du RER C entre la gare d'Austerlitz et la gare de St Ouen (83% du trajet est en souterrain). Les prélèvements de PM10 ont été faits par mini-Partisol sur deux périodes (19 Nov – 4 Déc et 5 Déc – 18 Déc 2002) sur trois tranches horaires : pointe du matin de 7h à 10h (PM), heures creuses de 10h à 17h (HC), pointes du soir de 17 h à 20 h (PS). Les analyses ont été faites par sonde PIXE.

Une autre campagne a été faite dans trois gares : La Défense (2002 et 2003), St Lazare (2003) et Cergy-Préfecture (2003). La gare de La Défense est une gare faiblement enterrée (6m). La gare de Cergy-Préfecture est également à faible profondeur, encadrée par 2 tunnels. La gare St Lazare est une gare aérienne, partiellement couverte. Les mesures ont été faites de 7h à 21h et concernent la fraction thoracique.

Concentrations volumiques

Comme dans tous les réseaux souterrains, c'est le fer qui est l'élément le plus présent avec des concentrations entre 40 et 80 $\mu\text{g.m}^{-3}$ (Tableau 39). Viennent ensuite le silicium et le calcium (entre 1 et 2 $\mu\text{g.m}^{-3}$), puis un groupe formé par le chrome, le manganèse, le cuivre, le zinc et le baryum (de 0,2 à 0,7 $\mu\text{g.m}^{-3}$) et enfin le nickel, le vanadium et le titane (de 12 à 60 ng.m^{-3}). Toutes les concentrations en plomb sont en-dessous de la limite de détection.

En règle générale, les concentrations sont plus faibles aux heures creuses (hormis pour K et Ti sur la deuxième période) et celles relevées lors des pointes du soir sont plus élevées que celles relevées le matin. Les concentrations mesurées en décembre sont plus élevées que celles mesurées en novembre pour les périodes équivalentes.

Par rapport aux données RATP sur les lignes du RER A et B, les concentrations mesurées dans le RER C sont généralement intermédiaires entre les deux lignes ou voisines de celles du RER B, sauf pour le baryum, nettement plus faible.

Tableau 39 : Concentrations moyennes en éléments métalliques mesurées dans les PM10 ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$), lors de la campagne de Novembre - Décembre 2002 dans le RER C (AEF, 2003d).

Élément métallique	PM1	PM2	HC1	HC2	PS1	PS2
Al	<LD	0,292	0,197	0,205	0,362	0,326
Si	0,974	1,638	0,958	0,900	1,101	1,264
P	<LD	0,35	0,199	0,219	<LD	0,286
Si	0,757	1,553	0,706	1,115	0,75	1,232
Cl	0,365	0,270	0,177	0,215	<LD	0,233
K	0,230	0,232	0,311	0,406	0,286	0,407
Ca	1,167	2,051	1,176	1,518	1,239	1,984
Ti	0,032	0,030	0,036	0,056	0,040	0,056
V	0,016	0,021	0,012	0,012	<LD	0,016
Cr	0,323	0,620	0,357	0,353	0,372	0,492
Mn	0,360	0,673	0,327	0,420	0,394	0,508
Fe	43,9	82,4	39,7	50,3	48,8	60,9
Ni	0,026	0,048	0,024	0,044	0,032	0,042
Cu	0,323	0,466	0,280	0,305	0,426	0,418
Zn	0,238	0,36	0,244	0,243	0,261	0,275
As	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
Br	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
Zr	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
Ba	0,323	0,451	0,274	0,293	0,346	0,333
Pb	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD

(PM : pointe du matin de 7h à 10h ; HC : heures creuses de 10h à 17h ; PS : pointes du soir de 17 h à 20 h ;
1 : Novembre 2002 ; 2 : décembre 2002)

Pour la campagne 3 gares (Tableau 40), les concentrations en fer, plomb, zinc et baryum sont très élevées dans les deux gares souterraines et généralement supérieures à celles mesurées pour le RER C. Les concentrations en métaux sont par contre très faibles pour la gare St Lazare aérienne et partiellement couverte. Pour la SNCF, les très fortes concentrations en plomb sont directement dues aux matériaux de freinage, très riches en ce métal.

Tableau 40 : Concentrations moyennes en éléments métalliques mesurées dans la fraction thoracique ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$), lors de la campagne des 3 gares (AEF, 2003a)

	La Défense (sept. 2002)	La Défense (juin 2003)	Saint Lazare (juillet 2003)	Cergy Prefecture (juin 2003)
Fe	52,5	48,04	7,852	139,7
Pb	6,97	7,752	0,160	7,801
Cr	0,261	0,204	0,046	1,395
Mn	0,54	0,561	0,068	1,424
Ni	0,052	0,054	0,026	0,163
Si	2,175	3,375	2,728	14,272
S	2,924	3,548	1,556	6,231
K	0,675	0,821	0,792	2,098
Ca	3,610	4,839	4,004	3,991
Cu	0,250	0,322	0,091	0,643
Zn	2,033	2,049	0,241	2,793
Ba	3,241	1,640	0,266	7,308
Al	<LD	<LD	0,461	3,786
Cl	0,652	n.a.	n.a.	n.a.
Ti	0,081	n.a.	n.a.	n.a.

Fractions massiques

Pour le RER C, le fer représente l'essentiel de la masse (entre 50 et 70 %) (Tableau 41), avec une moyenne de 59 %, nettement plus élevée que celle mesurée par la RATP sur le RER A (42%). Pour les autres métaux, la fraction massique moyenne est également légèrement plus élevée que sur les autres lignes RER.

La somme des éléments analysés est nettement plus élevée pour le RER C que pour les RER A et B. Par voie de conséquence, la fraction massique du carbone est probablement plus faible.

Pour la campagne 3 gares (Tableau 42), les fractions massiques du fer sont beaucoup plus faibles (inférieures à 35%) alors que celles en plomb (jusqu'à 5%), zinc et baryum sont nettement plus élevées que pour le RER C. La fraction massique élevée du plomb est attribuée, selon la SNCF, au système de freinage (voir plus bas).

Tableau 41 : Fractions massiques moyennes des éléments métalliques mesurés dans les PM10, lors de la campagne de Novembre - Décembre 2002 dans le RERC (AEF, 2003d)

En %	Fe	Cr	Mn	Ni	Si	S	K	Ca	Cu	Zn	Ba	Al
PM1	55,50	0,41	0,45	0,03	1,23	0,96	0,29	1,47	0,41	0,30	0,41	
HC1	63,40	0,57	0,52	0,04	1,53	1,13	0,37	3,27	0,45	0,39	0,44	0,31
PS1	58,30	0,44	0,47	0,04	1,31	0,90	0,34	1,48	0,51	0,31	0,41	0,43
PM2	70,20	0,53	0,58	0,04	1,40	1,33	0,35	1,70	0,40	0,31	0,39	0,25
HC2	50,00	0,35	0,42	0,04	0,89	1,11	0,31	1,17	0,30	0,24	0,29	0,20
PS2	55,10	0,45	0,46	0,04	1,14	1,12	0,37	1,37	0,38	0,25	0,30	0,30

(PM : pointe du matin de 7h à 10h ; HC : heures creuses de 10h à 17h ; PS : pointes du soir de 17 h à 20 h ;
1 : Novembre 2002 ; 2 : décembre 2002)

Tableau 42 : Fractions massique moyennes des éléments métalliques mesurés dans la fraction thoracique, lors de la campagne des 3 gares (AEF, 2003a)

	Fe	Pb	Cr	Mn	Ni	Si	S	K	Ca	Cu	Zn	Ba
La Defense 2002	31,67	4,20	0,16	0,33	0,03	1,31	1,76	0,40	2,18	0,15	1,23	1,96
La Defense 2003	29,56	4,77	0,13	0,34	0,03	2,08	2,18	0,51	2,98	0,20	1,26	1,01
St Lazare 2003	22,59	0,46	0,13	0,20	0,08	7,85	4,48	2,28	11,52	0,27	0,69	0,76
Cergy 2003	34,23	1,91	0,34	0,35	0,04	3,50	1,53	0,51	0,98	0,16	0,68	1,79

Campagne 9 gares

Entre 2004 et 2010, AEF a entrepris, pour le compte de la SNCF des campagnes de prélèvements de PM10 pour analyses de métaux sur les quais de 9 gares souterraines du réseau RER géré par la SNCF. Les prélèvements étaient réalisés de 7h00 à 21h00, sur des périodes de 2 à 5 jours. Dans certaines gares (St Lazare et Orsay), des prélèvements sur filtre pour analyse ont également été réalisés dans un couloir et une salle d'échange. Les analyses ont été réalisées soit par sonde PIXE sur 23 éléments, soit par ICP-MS sur 7 éléments (As, Cd, Cr, Fe, Mn, Ni et Pb). Dans tous les cas, les concentrations mesurées pour le cadmium sont en dessous des limites de détection des méthodes utilisées. Pour les analyses PIXE, beaucoup de valeurs sont également en dessous des LD, en particulier pour l'aluminium, l'arsenic, le brome, le molybdène, le phosphore, le plomb ; la méthode de remplacement des valeurs inférieures à la LD est la même que pour la RATP. Des prélèvements spécifiques pour la détermination du degré d'oxydation du fer et le rapport Cr^{3+}/Cr^{6+} ont été effectués. Pour le chrome, aucun résultat n'a été obtenu, toutes les concentrations étant en dessous de la limite de quantification. Pour le fer, les résultats sont présentés en 2.5.2.3.

Les caractéristiques des prélèvements figurent dans le Tableau 24.

Concentrations volumiques

Les résultats de l'ensemble des prélèvements figurent dans le Tableau 43. De manière similaire aux résultats RATP, les métaux les plus concentrés sont le Fer, le Baryum, le Cuivre, le Manganèse et le Zinc.

Tableau 43 : Concentrations en éléments métalliques pour les prélèvements PM10 de la campagne 9 Gares SNCF (AEF, 2008a-e, 2009a-c et 2010)

	PIXE ($\mu\text{g.m}^{-3}$)						ICP-MS ($\mu\text{g.m}^{-3}$)					
	Nb Obs	Nb Obs <LD	Min	Médiane	Moyenne	Max	Nb Obs	Nb Obs <LD	Min	Médiane	Moyenne	Max
Al	40	29	0,050	0,172	0,437	1,821						
As	38	25	0,001	0,017	0,021	0,068	35	15	3.10^{-4}	0,004	0,006	0,023
Ba	40	2	0,005	1,192	1,928	6,166						
Br	40	23	0,004	0,020	0,020	0,068						
Ca	40	0	0,238	1,537	2,180	6,103						
Cl	40	2	0,002	0,461	0,619	2,975						
Cr	40	0	0,004	0,500	0,503	1,325	35	2	5.10^{-4}	0,118	0,171	0,764
Cu	40	0	0,018	0,624	0,991	3,924						
Sn	40	26	0,013	0,081	0,260	1,377						
Fe	40	0	0,418	59,57	63,60	125,0	35	0	0,380	30,48	42,74	172,10
Mn	40	2	0,001	0,502	0,912	4,249	35	0	0,006	0,282	0,390	1,589
Mo	40	31	0,003	0,018	0,068	0,816						
Ni	40	5	0,003	0,052	0,057	0,230	35	13	0,002	0,019	0,026	0,104
P	35	27	0,008	0,111	0,246	1,378						
Pb	40	38	0,005	0,018	0,049	0,308	35	1	0,003	0,034	0,037	0,093
K	40	0	0,069	0,294	0,267	0,545						
Si	40	0	0,365	2,819	3,441	7,394						
S	40	0	0,707	1,959	2,032	3,129						
Sr	40	12	0,002	0,035	0,066	0,816						
Ti	40	12	0,005	0,049	0,054	0,153						
V	40	1	0,002	0,028	0,053	0,170						
Zn	40	0	0,034	0,448	0,815	3,213						
Zr	40	17	0,004	0,056	0,142	1,071						

Nb. Obs.<LD = nb de concentration inférieur à la LD Cellule vide = donnée non disponible
Valeurs < LD remplacées par LD/2

L'examen des concentrations moyennes, ligne par ligne, montre que les valeurs les plus élevées sont mesurées (Tableau 44) :

- à la station Magenta pour As, Ba, Ca, Cu, Zn, Mo, Si, S, Sr, Ti, Zn et Zr;
- à la gare de Lyon, pour Al, Cr, Mn et V;
- à la gare du Nord pour K;
- à la Défense pour Cl et Pb;
- à la gare d'Orsay pour Fe et P

Les concentrations en fer sont également très élevées pour les gares St Michel et Lyon, celles en baryum, calcium, Cuivre, silicium et zinc le sont à la gare d'Orsay. La concentration en plomb assez élevée mesurée à La Défense pourrait être une pollution résiduelle liée aux fortes concentrations mesurées en 2002-2003 dans cette même gare. On constate également que les concentrations peuvent être très différentes d'une gare à l'autre sur une même ligne (par exemple la concentration en fer est supérieure de 90 % aux Invalides par rapport à Orsay pour le RER C).

A la gare St Lazare, les concentrations diminuent du quai à la salle d'échange en passant par le couloir. Ce n'est pas le cas à la gare d'Orsay où les concentrations sont plus faibles dans le couloir que dans la salle d'échange, ce couloir étant, d'après la SNCF, exposé à de forts courants d'air.

Tableau 44 : Concentrations volumiques ligne par ligne pour les prélèvements PM10 de la campagne 9 Gares SNCF (AEF, 2008a-e, 2009a-c et 2010)

($\mu\text{g.m}^{-3}$)	Invalides	Magenta	Lyon	St Michel	Nord	Defense	St Lazare					Orsay					Clichy	
Ligne	C	E	D	C	B+D	A	E	E	E	C	C	C	C	C	C	C		
Situation	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	S	C	Q	C	S	Q	S	Q			
Analyse	PIXE						PIXE	ICP-MS	PIXE	ICP-MS	ICP-MS	PIXE	ICP-MS	PIXE	ICP-MS	PIXE	ICP-MS	ICP-MS
Al	0,1	1,1	1,4	0,1	0,1	0,1	0,2		0,1			0,1		0,1		0,1		
As	0,013	0,028	0,002	0,009	0,016	0,002	0,002	0,002	0,002	0,002	0,002	0,002	0,015	0,002	0,004	0,002	0,007	0,014
Ba	0,3	5,8	2,5	1,3	0,9	0,9	0,7		0,01			4,8		1,5		2,3		
Br	0,02	0,017	0,008	0,008	0,026	0,008	0,018		0,012			0,008		0,008		0,008		
Ca	1,2	6	1,9	2,3	1,5	0,8	1,2		0,3			3,8		1,3		2,8		
Cl	0,8	0,7	1	0,4	0,1	1,3	0,1		0,02			0,5		0,3		0,8		
Cr	0,6	0,4	1,2	0,8	0,5	0,03	0,02	0,02	0,005	0,002	0,01	0,8	0,4	0,1	0,1	0,2	0,2	0,4
Cu	0,5	3,6	0,9	1	0,5	0,1	0,4		0,02			1,6		0,6		0,8		
Sn	0,04	0,9	0,3	0,04	0,04	0,6	0,1		0,04			0,04		0,04		0,04		
Fe	62	76	116	109	42	17	8	7	0,5	0	4	118	106	37	31	55	53	99
Mn	0,5	0,7	3,8	1	0,4	0,1	0,1	0,1	0,002	0,01	0,04	1	1	0,3	0,3	0,5	0,5	0,9
Mo	0,02	0,4	0,01	0,01	0,01	0,01	0,03		0,01			0,01		0,01		0,01		
Ni	0,1	0,04	0,1	0,1	0,04	0,01	0,02	0,01	0,005	0,01	0,01	0,2	0,05	0,1	0,02	0,1	0,03	0,1
P	0,02	0,02	0,6	0,02		0,1	0,2		0,02			1,2		0,02		0,3		
Pb	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,1	0,01	0,05	0,01	0,02	0,03	0,01	0,1	0,01	0,02	0,01	0,04	0,04
K	0,2	0,4	0,4	0,3	0,4	0,1	0,1		0,1			0,3		0,1		0,3		
Si	1,6	7,1	5,1	3	2,3	2,6	2		0,5			5,9		2,2		3,9		
S	1,7	3	1,8	1,1	2	2,3	1,5		2			2,8		2,7		1,7		
Sr	0,02	0,2	0,1	0,1	0,03	0,004	0,01		0,004			0,1		0,004		0,004		
Ti	0,1	0,1	0,01	0,1	0,1	0,01	0,04		0,02			0,01		0,03		0,05		
V	0,02	0,1	0,2	0,04	0,02	0,02	0,02		0,005			0,1		0,03		0,04		
Zn	0,3	3,1	0,8	0,05	0,3	1	0,4		0,05			1,2		0,4		0,6		
Zr	0,03	0,7	0,1	0,1	0,2	0,01	0,1		0,01			0,01		0,01		0,01		

Q = Quai C = Couloir S = Salle Cellule vide = donnée non disponible

Fractions massiques

Les concentrations en PM10 variant très fortement (entre 17 et 400 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$), les comparaisons directes des concentrations des différents éléments peuvent être faussées. Il est alors plus intéressant d'utiliser des fractions massiques. Les résultats globaux et ligne par ligne sont présentés respectivement dans le Tableau 45 et le Tableau 46.

Le fer représente en moyenne 43 % de la masse des particules. Seul, parmi les métaux, le baryum (1,4 %) dépasse le seuil de 1 %. Viennent ensuite le zinc, le cuivre et le manganèse.

Tableau 45 : Fractions massiques des éléments métalliques pour les prélèvements PM10 de la campagne 9 gares SNCF (AEF, 2008a-e, 2009a-c et 2010)

(%)	PIXE					ICP-MS				
	n	Min	Mediane	Moyenne	Max	n	Min	Mediane	Moyenne	Max
Al	11	0,04	0,1	0,3	1,2					
As	13	0,001	0,004	0,01	0,03	35	0,002	0,01	0,01	0,01
Ba	38	0,03	1,4	1,4	3,5					
Br	17	0,004	0,01	0,02	0,1					
Ca	40	0,8	1,3	1,8	5,9					
Cl	38	0,02	0,3	0,7	7,6					
Cr	40	0,02	0,4	0,3	0,6	33	0,003	0,1	0,1	0,2
Cu	40	0,1	0,5	0,7	2,2					
Sn	14	0,02	0,04	0,3	1,7					
Fe	40	2	42	43	62	35	1	24	24	46
Mn	38	0,01	0,4	0,6	2,2	35	0,02	0,2	0,2	0,4
Mo	9	0,004	0,01	0,04	0,4					
Ni	35	0,01	0,04	0,05	0,1	22	0,003	0,03	0,03	0,1
P	8	0,007	0,01	0,2	1,4					
Pb	2	0,004	0,01	0,1	0,5	34	0,01	0,02	0,1	0,3
K	40	0,1	0,2	0,2	0,7					
Si	40	1	3	3	10					
S	40	0,5	2	3	15					
Sr	28	0,003	0,03	0,04	0,4					
Ti	28	0,004	0,04	0,05	0,2					
V	39	0,01	0,04	0,04	0,1					
Zn	40	0,02	0,4	0,7	2,1					
Zr	23	0,004	0,03	0,1	0,5					

n = nb de valeurs de concentration > à la LD

nd / cellule vide = donnée non disponible

L'examen des concentrations massiques moyennes, ligne par ligne, montre que les valeurs les plus élevées sont mesurées (Tableau 46):

- à la station Magenta pour As, Mo, Sr et Zr;
- à la gare de Lyon, pour Cr, Fe, Mn et V;
- à St Lazare pour Al, Br, Ca, Cu, Ni, P, K, Si, S, Ti et Zr;
- à la Défense pour Cl, Sn, Pb et Zn;
- à la gare d'Orsay pour Fe et P.

Cette distribution est assez différente de celle observée pour les concentrations volumiques.

Les fractions en fer sont plus homogènes que les concentrations volumiques. Elles sont corrélées avec celles du manganèse, du chrome et du cuivre sauf :

- à la gare de Lyon (RER D) où les fractions massiques du Manganèse sont très élevées, similaires à celles enregistrées sur le RER A par la RATP (3,8 % en moyenne);
- à la gare du Nord (RER B et D), pour le Chrome ;
- à Magenta (RER E), pour le Cuivre.

La fraction massique en plomb reste assez élevée à la gare de La Défense.

Si la gare St Lazare est celle qui présente les plus faibles concentrations en PM10, cela n'entraîne pas de différences notables avec les autres gares en ce qui concerne les fractions massiques. On ne voit pas non plus de différence entre les gares uniquement desservies par le RER et les gares telles que Lyon et St Lazare desservies également par d'autres trains SNCF que le RER.

On constate également que les variations des fractions d'une gare à l'autre sur une même ligne (par exemple la FM du fer est supérieure seulement de 14 % aux Invalides par rapport à Orsay pour le RER C) sont souvent assez faibles (hormis pour le baryum).

Pour les gares St Lazare et Orsay, en fonction des emplacements, les fractions massiques varient de la même façon que les concentrations volumiques. Seule la fraction massique du soufre augmente du quai à la salle d'échange, en passant par le couloir.

Tableau 46 : Fraction massique des éléments métalliques ligne par ligne pour les prélèvements PM10 de la campagne 9 gares SNCF (AEF, 2008a-e, 2009a-c et 2010)

(%)	Invalides	Magenta	Lyon	St Michel	Nord	Defense	St Lazare					Orsay					Clichy	
Ligne	C	E	D	C	B+D	A	E		E	E	C		C		C		C	
Situation	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q			S	C	Q			C		S	Q
analyse	PIXE						PIXE	ICP-MS	PIXE	ICP-MS	ICP-MS	PIXE	ICP-MS	PIXE	ICP-MS	PIXE	ICP-MS	ICP-MS
Al	0,1	0,6	0,7	0,1	0,1	0,2	0,8		0,7			0,05		0,1		0,1		
As	0,01	0,01	0,001	0,003	0,01	0,004	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,001	0,01	0,002	0	0,002	0	0,01
Ba	0,3	2,9	1,3	0,7	0,8	1,8	3,3		0,03			2,2		1,8		2,1		
Br	0,02	0,01	0,004	0,004	0,02	0,02	0,1		0,1			0,004		0,01		0,01		
Ca	0,9	3	1	1,1	1,3	1,7	5,5		1,8			1,8		1,5		2,6		
Cl	0,6	0,3	0,5	0,2	0,1	3,1	0,4		0,1			0,2		0,4		0,7		
Cr	0,5	0,2	0,6	0,4	0,4	0,1	0,1	0,05	0,03	0,01	0,02	0,4	0,14	0,2	0,1	0,2	0,12	0,19
Cu	0,4	1,8	0,5	0,5	0,4	0,3	2,1		0,1			0,7		0,7		0,7		
Sn	0,03	0,4	0,2	0,02	0,03	1,3	0,4		0,3			0,02		0,05		0,04		
Fe	48	38	60	54	35	36	39	17	3	2	10	54	38	44	23	51	31	43
Mn	0,4	0,3	2	0,5	0,3	0,3	0,4	0,2	0,01	0,02	0,1	0,5	0,3	0,4	0,2	0,4	0,3	0,4
Mo	0,01	0,2	0,01	0,01	0,01	0,02	0,2		0,1			0		0,01		0,01		
Ni	0,04	0,02	0,04	0,04	0,03	0,02	0,1	0,02	0,03	0,05	0,03	0,1	0,02	0,1	0,02	0,1	0,02	0,03
P	0,01	0,01	0,3	0,01		0,2	1,2		0,1			0,5		0,02		0,3		
Pb	0,01	0,005	0,01	0,01	0,01	0,3	0,05	0,1	0,1	0,1	0,1	0,005	0,02	0,01	0,02	0,01	0,02	0,02
K	0,1	0,2	0,2	0,1	0,4	0,2	0,6		0,5			0,1		0,2		0,3		
Si	1,3	3,6	2,6	1,5	1,9	5,3	9,7		3,2			2,7		2,6		3,6		
S	1,3	1,5	0,9	0,5	1,7	4,9	7		13			1,3		3,2		1,7		
Sr	0,02	0,1	0,1	0,03	0,03	0,01	0,1		0,03			0,1		0,005		0,004		
Ti	0,04	0,1	0,01	0,04	0,1	0,02	0,2		0,1			0,005		0,04		0,05		
V	0,01	0,1	0,1	0,02	0,02	0,04	0,1		0,03			0,04		0,03		0,03		
Zn	0,2	1,5	0,4	0,02	0,2	2	1,9		0,3			0,6		0,5		0,6		
Zr	0,02	0,3	0,03	0,03	0,2	0,02	0,3		0,1			0,005		0,01		0,01		

Q = Quai C = Couloir S = Salle Cellule vide = donnée non disponible

2.5.2.2.2 Transport ferroviaire souterrain dans les autres régions

Des données de composition des particules, toujours des PM10, existent pour les réseaux de Lille, Marseille, Toulouse, Rennes et Rouen (Atmo Nord Pas de Calais 2008, Atmo Paca 2011, ORAMIP 2013, Airbreizh 2005, AirNormand 2006). A Lyon, les mesures ne sont pas exploitables puisqu'exprimées en facteurs de la limite de quantification (COPARLY, 2003).

D'une façon générale, la durée des campagnes est courte (2 à 3 semaines) et le nombre d'éléments analysés faible (hormis à Toulouse). De plus, dans certains cas, l'absence de données sur les concentrations en PM ne permet pas de calculer les fractions massiques.

A Lille, deux campagnes ont eu lieu en 2007-2008 et 2010 et concernent trois stations : République, Flandres et Eurotéléport. Neuf métaux (As, Cd, Fe, Cu, Cr, Mn, Ni, Pb et Zn) ont été analysés.

A Marseille, les campagnes ont eu lieu en février et juin 2010 et concernent les deux plus importantes stations du réseau. Dix métaux ont été analysés : As, Cd, Fe, Cu, Ba, Cr, Mn, Ni, Pb, et Zn.

A Toulouse, des données sont disponibles pour 2 stations concernant des campagnes faites en 2004-2005 et en 2012.

A Rennes, deux campagnes en 2004-2005 ont été réalisées au cours desquelles fer, chrome, manganèse, nickel et plomb ont été analysés.

A Rouen, une campagne sur la partie souterraine du tramway a eu lieu en 2005.

L'ensemble de ces réseaux sont des réseaux à pneus, ceux de Lille, Rennes et Toulouse étant de type Val¹⁷, avec portes de sécurité.

En moyenne, après le fer, c'est le cuivre qui montre les concentrations et les fractions massiques les plus élevées, en accord avec ce qui a pu être vu à Paris pour les lignes à pneus (Tableau 47).

Tableau 47 : Moyennes des concentrations en éléments pour les PM10 des réseaux de province et comparaison avec les lignes à pneus à Paris

($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)	Al	As	Ba	Ca	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Sb	Zn	EC	OC
n	5	18	11	10	18	20	18	21	21	21	21	5	17	4	4
Min	0,2	0,0002	0,01	0,6	0,0001	0,004	0,1	1	0,02	0,003	0,003	0,01	0,1	1,6	1,8
Mediane	0,8	0,004	0,1	2,4	0,0004	0,05	2,4	19	0,2	0,02	0,02	0,3	0,3	5,6	7,4
Moyenne	0,9	0,004	0,1	2,4	0,001	0,1	2,5	25	0,2	0,03	0,03	0,3	0,8	7,3	6,6
Max	1,8	0,01	0,5	4,9	0,01	0,3	5,6	74	1	0,1	0,1	0,4	3,6	16,3	9,9
Paris pneus	nd	0,01	0,9	nd	<LD	0,1	2,0	34	0,4	0,04	0,1	0,3	0,2	22	31

n = nb de valeurs de concentration > à la LD

nd = donnée non disponible

Hormis pour le cuivre et le zinc, toutes les concentrations moyennes sont inférieures à celles des lignes à pneus de Paris, en particulier pour le carbone élémentaire et le carbone organique.

Les moyennes des fractions massiques sont par contre beaucoup plus proches de celles des lignes à pneus de Paris, sauf pour le cuivre et le zinc (Tableau 48).

En 2010, à Lille, Atmo Nord-Pas de Calais a fait des prélèvements dans une suite tunnel-quai-hall. Pour tous les éléments analysés, les concentrations diminuent du tunnel vers le hall.

¹⁷Val : métro automatique de marque Matra

Tableau 48 : Moyennes des fractions massiques des éléments pour les PM10 des réseaux de province et comparaison avec les lignes à pneus à Paris

(%)	Al	As	Ba	Ca	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Sb	Zn	EC	OC
n	3	14	9	8	14	16	15	17	17	17	17	3	14	2	2
Min	0,7	0,001	0,01	1,9	0,0001	0,01	0,4	4	0,07	0,01	0,01	0,0	0,1	13,2	15,7
Mediane	0,8	0,005	0,1	3,7	0,0005	0,1	2,6	27	0,22	0,03	0,02	0,3	0,4	13,9	19,0
Moyenne	0,9	0,01	0,1	3,7	0,001	0,1	2,8	24	0,21	0,03	0,02	0,2	0,9	13,9	19,0
Max	1,2	0,02	0,7	5,9	0,01	0,2	6,1	36	0,32	0,10	0,07	0,3	3,0	14,5	22,4
Paris pneus	nd	0,01	0,3	nd	<LD	0,1	1,3	23	0,31	0,03	0,04	0,1	0,1	14,62	19,9

n = nb de valeurs de concentration > à la LD

nd = donnée non disponible

Comparaison Province – Paris

Les concentrations en fer et nickel sont équivalentes dans les réseaux de province et dans les lignes de métro à Paris (Figure 36). Il en est de même pour l'arsenic si on excepte la ligne 7b. Les concentrations en cuivre à Marseille et Toulouse sont supérieures à celles des lignes à pneus parisiennes. Le chrome est globalement inférieur de même que le plomb, sauf à Toulouse.

Les observations sont un peu différentes en ce qui concerne les fractions massiques (Figure 37). Marseille se distingue par des fractions très élevées en cuivre, arsenic (équivalente à la ligne 7b) et en nickel. Pour le chrome, l'ensemble des réseaux présentent des fractions massiques similaires.

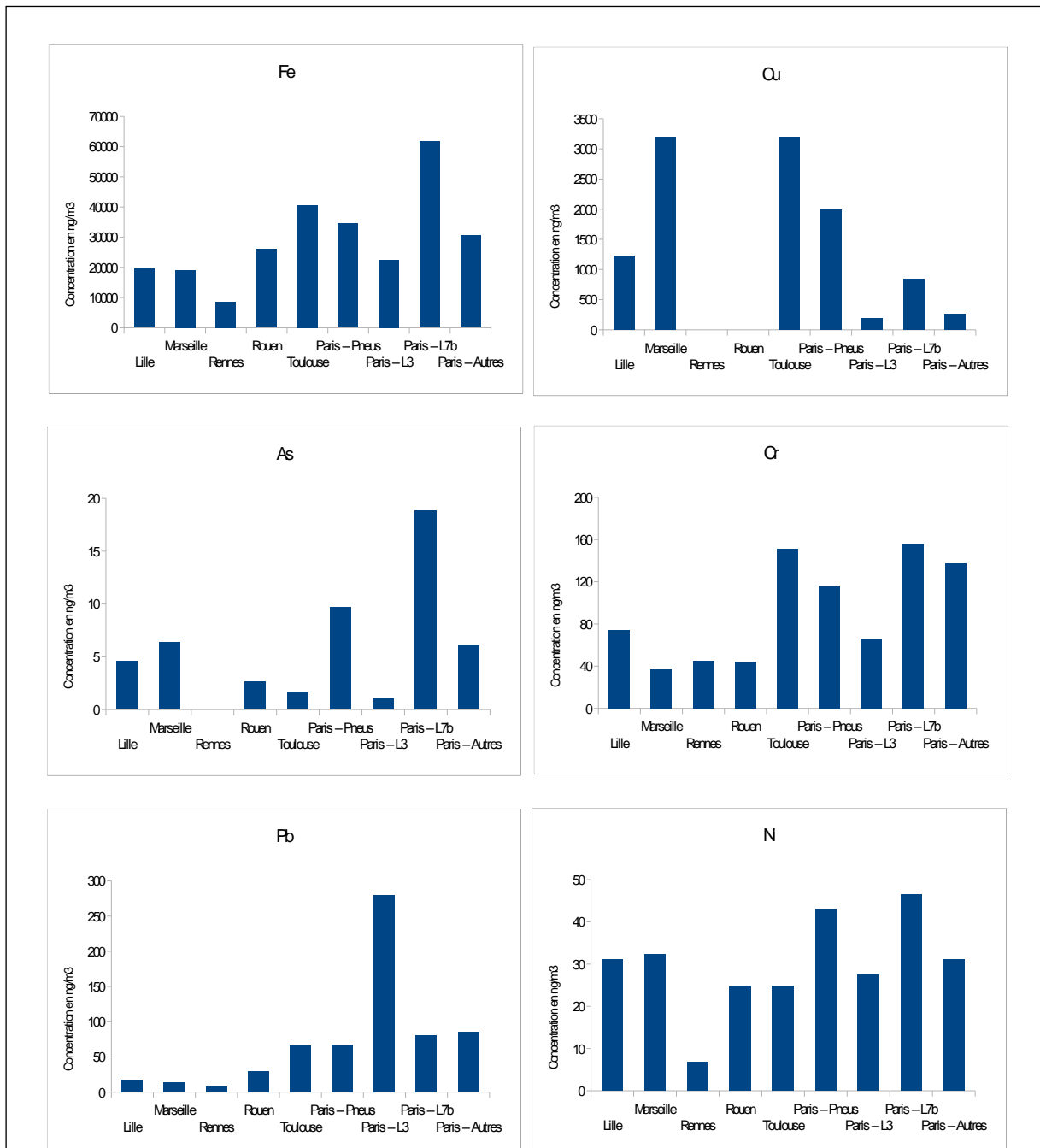


Figure 36 : Concentrations moyennes en certains éléments métalliques pour les réseaux de province et les lignes parisiennes.

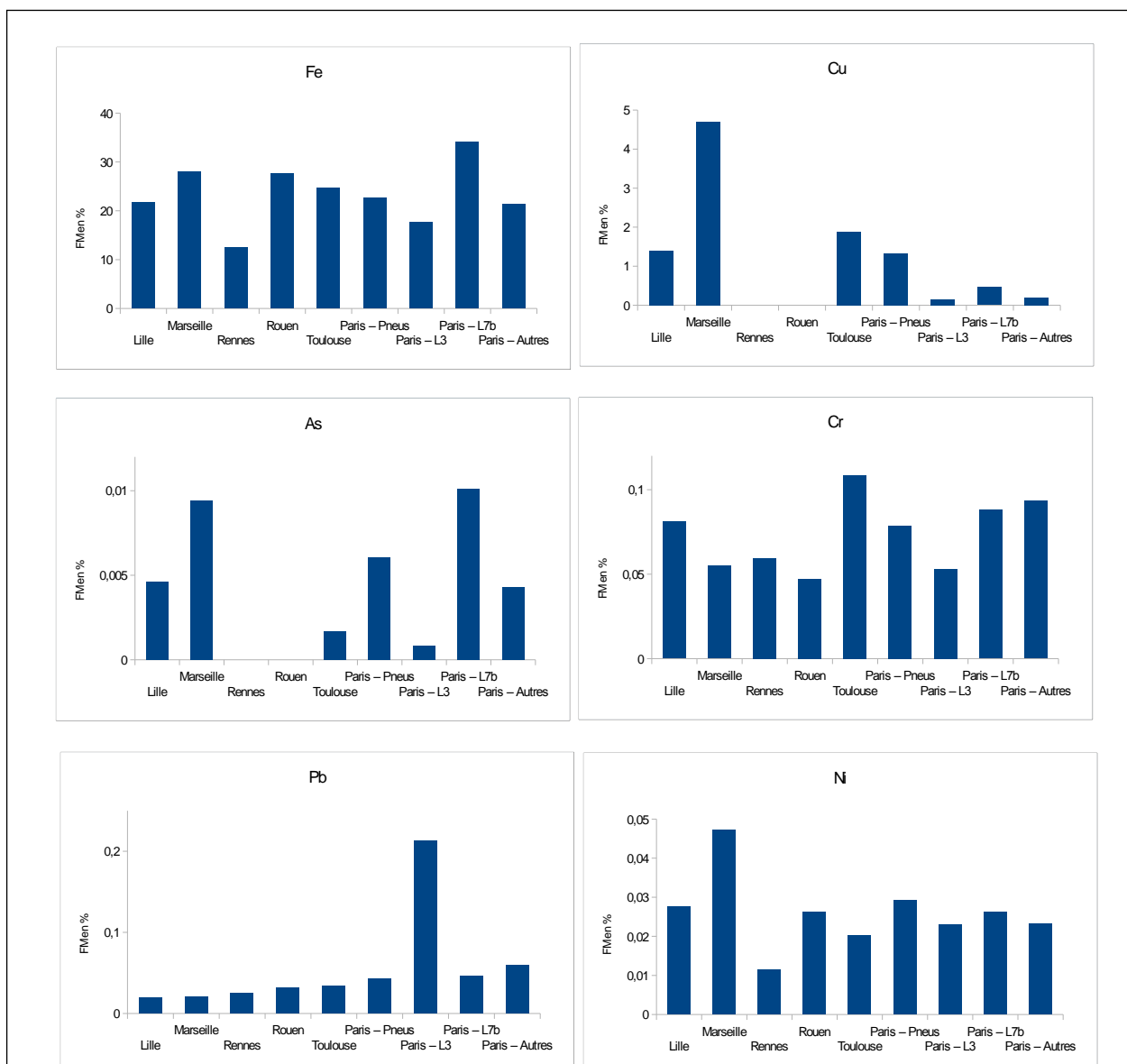


Figure 37 : Fractions massiques moyennes de certains éléments métalliques pour les réseaux de province et les lignes parisiennes

2.5.2.3 Données physico-chimiques

Il n'existe que très peu de données sur la physico-chimie des particules (spéciation, solubilité, degré d'oxydation, ...) en ce qui concerne les réseaux français. Elle ne porte que sur deux métaux : le fer et le chrome.

A partir des prélèvements de PM10 réalisés sur les quais aux stations Haussmann-St Lazare et Musée d'Orsay lors de la campagne 9 gares, la SNCF a fait faire des déterminations de l'état d'oxydation du fer par XANES (CNAB, 2009). Pour l'ensemble des échantillons, le fer apparaît sous forme de Fe³⁺, sans doute dans une structure de type hématite (Fe₂O₃). La présence de Fe (0) ou de Fe²⁺ n'a pas été détectée.

Au moment de la rédaction du présent rapport, une étude est en cours par la RATP sur la ligne 2 concernant le degré d'oxydation du fer, ainsi que celui du nickel.

A Marseille (AtmoPaca, 2010), une étude par diffraction des rayons X montre la présence de wustite (FeO) et de magnétite/maghémite (Fe₃O₄). La présence de magnétite/maghémite est confirmée par une étude des paramètres magnétiques. Il n'a pas été détecté d'hématite.

Pour le chrome, la RATP a effectué une étude du degré d'oxydation sur des prélèvements de granulométrie inconnue sur la ligne 2 en Novembre 2013 (ARCANE, 2014). Le dosage du chrome 6+ a été fait par HPLC couplée à une ICP-MS. Pour une fraction massique totale de chrome d'environ 0,15%, la proportion de Cr⁶⁺ dans le chrome est de l'ordre de 0,1%, en accord avec les rares données de la littérature.

2.5.2.4 Silice

Dans l'étude RATP de 2003-2005, la silice cristalline n'a été mesurée que pendant la phase pilote, soit sur 4 lignes de métro (1, 4, 5, 8) et le RER A (RATP, 2010a et 2013a). Les mesures ont été faites par l'INERIS par spectrométrie Infra Rouge à Transformée de Fourier conformément à la norme AFNOR NFX 43 243, de décembre 2003 à avril 2004, pour 14 agents de recette, 8 contrôleurs, 17 conducteurs et 10 agents de manœuvre. Toutes les concentrations en quartz mesurées sont inférieures à 0,1 mg.m⁻³. Au vu de ces résultats, la RATP a décidé de ne pas reconduire ces mesures dans l'étude complète.

Dans la campagne 9 gare SNCF (AEF, 2005b), des mesures de concentration en silice cristalline ont été effectuées dans 8 gares. Les prélèvements ont été effectués à l'aide d'un CIP10 pendant 14 heures. L'analyse a été réalisée par spectrométrie Infra Rouge à Transformée de Fourier conformément à la norme AFNOR NFX 43 243. Les concentrations en poussières alvéolaires à l'intérieur de ces gares sont supérieures à celles mesurées à l'extérieur, mais les teneurs en quartz et en cristobalite sont proches ou inférieures des limites de détection qui sont de 1 à 2 µg.m⁻³.

A Lille, en 2008, le taux de silice (quartz et cristobalite) est inférieur à 30% de la valeur limite d'exposition professionnelle (0,1 mg.m⁻³ pour le quartz et 0,05 mg.m⁻³ pour la cristobalite) (Atmo Nord-Pas de Calais, 2008).

A Marseille, il n'a pas été détecté de silice cristalline (AtmoPaca, 2011).

Aucune donnée n'a été identifiée pour les autres réseaux (Lyon, Rennes, Toulouse).

2.5.2.5 Amiante

Dans l'étude RATP (RATP, 2010a et 2013a), l'amiante et les fibres n'ont été mesurées que pendant la phase pilote, soit sur 4 lignes de métro (1, 4, 5, 8) et le RER A. Les mesures ont été faites par le LEPI suivant la norme XP X 43-269, d'octobre 2003 à avril 2004, pour 53 agents (15 agents de recette, 12 contrôleurs, 17 conducteurs et 9 agents de manœuvre). Toutes les mesures effectuées en microscopie optique à contraste de phase sont inférieures à 0,1 fibre par cm³ (donc inférieures à la valeur limite réglementaire alors en vigueur), sauf une. Sur ce prélèvement, la microscopie électronique n'a pas révélé la présence d'amiante. Au vu de ces résultats, la RATP a décidé de ne pas reconduire ces mesures dans l'étude complète.

Dans la campagne 9 gares de la SNCF (AEF, 2005b), des mesures de la concentration en fibres d'amiante ont été effectuées dans les 9 gares. Les prélèvements d'air ont été réalisés sur deux jours consécutifs en deux périodes de 124 heures, à un débit de 7L/min et une tête Cathia prélevant la fraction thoracique. Les analyses ont été effectuées en META conformément à la norme NF X 43-050. Il n'a pas été détecté de fibres d'amiante dans l'air intérieur des gares, sauf dans une gare mixte où deux fibres de chrysotile ont été dénombrées. Cette concentration est comparable à celle déterminée en extérieur.

A Marseille, il n'a pas été détecté de fibres d'amiante (AtmoPaca, 2010).

Aucune donnée n'a été identifiée pour les autres réseaux.

2.5.3 Mesures d'autres polluants dans l'air

Des mesures d'autres polluants que les PM10 et PM2,5 dans les EFS ont été réalisées au cours d'études présentées dans la partie précédente :

- Réseau parisien :
 - o Etude RATP 2003-2005 sur l'exposition de 4 catégories de travailleurs (RATP, 2010a)
 - o Campagne 9 gares de la SNCF (AEF, 2005b, 2008a-e, 2009a-c, 2010, 2012 et 2013).
- Réseaux de province :
 - o Campagnes d'évaluation de la qualité de l'air de ces EFS réalisées par les différentes AASQA :
 - Lille (ATMO Nord Pas de Calais, 2008)
 - Marseille (ATMO PACA, 2011)
 - Lyon (COPARLY, 2003)
 - Toulouse (ORAMIP, 2013)
 - Rennes (AirBreizh, 2005)

Une synthèse des données relatives aux différents polluants investigués sur la base de ces études est présentée dans les paragraphes qui suivent.

2.5.3.1 HAP.....	147
2.5.3.2 Composés organiques volatils.....	149
2.5.3.2.1 Hydrocarbures aromatiques monocycliques.....	149
2.5.3.2.2 Composés carbonylés.....	149
2.5.3.3 Autres polluants.....	150
2.5.3.3.1 Polluants particulaires BC, EC, OC.....	150
2.5.3.3.2 Polluants gazeux.....	150

2.5.3.1 HAP

Dans l'étude de la RATP 2003-2005 (RATP, 2010a et 2013a), les HAP particuliers sont collectés sur filtre à l'aide de dispositif portatif afin de suivre les employés de la RATP dans leurs différents métiers. Les auteurs annoncent pour la majorité des échantillons des concentrations inférieures aux limites de quantifications, par exemple 73% pour le B(a)P. Pour cette raison, ils n'indiquent que les données du B(g)P. Cette faiblesse du nombre de données n'empêche pas les auteurs d'observer une forte corrélation entre les concentrations en HAP et la nicotine.

Cette quantité importante d'échantillons inférieurs aux niveaux de quantification est expliquée par la méthode de mesure des HAP qui ne permet pas l'échantillonnage d'un volume suffisant d'air au regard des concentrations dans les EFS.

10% des échantillons ont une concentration supérieure à 1 ng.m⁻³ en B(a)P avec un maximum à 3,3 ng.m⁻³.

Dans la campagne 9 gares de la SNCF (AEF, 2005b), des mesures de la concentration en HAP ont été effectuées lors de 3 périodes de 14 heures dans 9 gares de la région parisiennes : juin et septembre 2002 et septembre 2003. Les mesures sont effectuées par pompage sur un filtre associé à un adsorbant, ce qui laisse supposer la mesure des HAP en phase particulaire et en phase gazeuse. Les résultats sont présentés sans distinction des 2 phases.

Les ratios HAP totaux intérieur / extérieur sont extrêmement élevés, la concentration en HAP est par exemple 26 fois plus élevée dans l'air intérieur de la gare Invalides ou dans celle de la Défense qu'à l'extérieur de ces gares. Ces différences intérieur/extérieur sont essentiellement dues aux HAP semi-volatils (phénanthrène, anthracène, fluoranthène, pyrène, benzo(a)anthracène et chrysène) qui représentent environ 99,8% des HAP mesurés aux Invalides et à la Défense. Par exemple pour le benzo(a)pyrène, le ratio intérieur/extérieur est de 1,75 à Invalides et de 2,7 à la Défense.

Les auteurs supposent que les HAP présents dans ces gares pourraient être liés à la « persistance d'HAP produits dans le passé », l'accumulation de pollution extérieure, la production par la dégradation thermique de matériaux internes à l'EFS (ex : matériaux de freinage) ou par des engins diesel de travaux.

Dans le cadre de l'étude sur la qualité de l'air dans le métro de Marseille, 20 prélèvements ont été effectués lors de 2 campagnes de mesure de 1 semaine en janvier et juin 2010 (ATMO-PACA, 2010). En hiver les HAP étaient prélevés sur 1 filtre par jour, en été sur 2 filtres par jour.

Les concentrations en Benzo(a)pyrène sont de 0,52 ng.m⁻³ en moyenne en hiver et 0,10 ng.m⁻³ en moyenne en été. La variation saisonnière et les concentrations sont du même niveau que les concentrations observées dans l'air extérieur à une station de référence lors de l'hiver et de l'été 2010 avec respectivement 0,48 et 0,11 ng.m⁻³.

Ces résultats indiquent une origine extérieure des HAP. Un pic nocturne de B(a)P à 0,66 ng.m⁻³ a été enregistré et a pu être relié au passage d'un véhicule d'entretien diesel.

A Lille (Atmo Nord Pas de Calais, 2008), les auteurs ont également constaté une variation saisonnière ainsi que des concentrations d'un niveau équivalent avec des concentrations observées en air extérieur dans une station de trafic. On pourra noter que les prélèvements ont été effectués sur une période d'une semaine, ce qui peut potentiellement générer des artefacts de prélèvements.

A Toulouse (ORAMIP, 2013), les concentrations en 14 HAP ont été mesurées sur 2 stations en période hivernale et période estivale. L'étude ne précise ni la méthode de prélèvement ni d'analyse.

Les concentrations en B(a)P sont respectivement de 0,2 ng.m⁻³ et 0,3 ng.m⁻³ en hiver et 0,07 ng.m⁻³ et 0,02 ng.m⁻³ en été légèrement supérieures aux concentrations mesurées sur une station de fond urbain (0,1 ng.m⁻³ en hiver et 0,04 ng.m⁻³ en été).

Le Tableau 49 présente une synthèse des concentrations moyennes mesurées dans les EFS françaises.

Tableau 49 : Concentrations moyennes en B(a)P mesurées dans les EFS françaises

Ville	Etude	Nombre de prélèvements	Benzo(a)pyrène en ng.m ⁻³
Paris	AEF, 2005b	9	0,20-0,86
Marseille	ATMO PACA 2011	20	0,10 (été) 0,52 (m hiv)
Paris	CSHPF 2003	21	0,28- 0,34
Paris	RATP 2010	336	Valeur < LD
Lille	ATMO Nord Pas de Calais 2008	4	0,05 et 0,5

2.5.3.2 Composés organiques volatils

2.5.3.2.1 *Hydrocarbures aromatiques monocycliques*

Dans l'étude de la RATP 2003-2005 (RATP 2010), les concentrations en benzène étaient comprises entre $0,4 \mu\text{g.m}^{-3}$ et $9,9 \mu\text{g.m}^{-3}$ ($3,3 \mu\text{g.m}^{-3}$ en moyenne) et les concentrations en toluène variaient de 2,2 à $239 \mu\text{g.m}^{-3}$ ($23,1 \mu\text{g.m}^{-3}$ en moyenne).

LeMoullec *et al.* (1998) et Delaunay *et al.* (2012) ont réalisé des campagnes de comparaisons de l'exposition à différents agents chimiques dont les BTEX selon le mode de transport : métro, automobile, vélo... Entre ces deux études, est observée une baisse importante des niveaux de concentrations de ces polluants pour tous les moyens de transports, dûe essentiellement à la baisse des émissions automobiles. L'exposition au benzène est toujours plus faible lors d'un trajet en métro qu'en voiture particulière ou en bus. Les concentrations moyennes en benzène observées dans les métros étaient comprises entre 10 et $27 \mu\text{g.m}^{-3}$ en 1998 et entre 1,7 et $3,1 \mu\text{g.m}^{-3}$ en 2012.

Dans l'étude d'Atmo PACA dans le métro de Marseille (ATMO PACA, 2011), les hydrocarbures aromatiques monocycliques (HAM) étaient prélevés sur préleveur passif pendant 1 semaine. Les campagnes de prélèvement duraient 4 semaines en été et en hiver. En moyenne, les concentrations en benzène étaient comprises entre 2,6 et $3,5 \mu\text{g.m}^{-3}$ au niveau des quais. Selon les auteurs « le benzène, en provenance des émissions du trafic routier pénètre de l'extérieur vers l'intérieur, puis, a tendance à se concentrer dans les espaces clos, peu aérés ». Les concentrations en benzène et toluène dans les EFS sont équivalentes à celles mesurées à l'extérieur des stations.

Dans l'étude sur le métro de Rennes (Air Breizh, 2005), les BTEX sont prélevés par des tubes à diffusion passive pendant 1 semaine. Les campagnes de prélèvement duraient 4 semaines en été et en hiver. Les concentrations en benzène observées sont comprises entre 0,8 et $1,4 \mu\text{g.m}^{-3}$.

A Toulouse (ORAMIP, 2013), le benzène était mesuré sur les quais de 2 stations et dans les rames du métro en été et hiver. Les concentrations sur les quais étaient équivalentes en été et en hiver entre 2,0 et $2,4 \mu\text{g.m}^{-3}$. Les concentrations sont légèrement supérieures dans le métro par rapport à l'air extérieur, ceci pourrait être dû à une source interne, par exemple des produits d'entretien ou de maintenance, selon les auteurs.

A Lille (ANPC, 2008), les BTEX ont été prélevés à l'aide de tubes passifs sur une semaine pendant 8 semaines. Les mesures ont été effectuées au niveau des quais, couloirs et tunnels de deux stations. Les concentrations en benzène sur le quai étaient les mêmes en été et en hiver pour la première station à $1,5 \mu\text{g.m}^{-3}$ et de $1,8 \mu\text{g.m}^{-3}$ et $2,0 \mu\text{g.m}^{-3}$ pour la deuxième station. Comme dans le cas d'autres études, les BTEX sont légèrement plus concentrés à l'intérieur qu'à l'extérieur de l'EFS. Selon les auteurs, cela pourrait être expliqué par une source interne de pollution, en complément des sources externes, par exemple la fumée de tabac. En revanche ils écartent les produits d'entretien et de nettoyage car ceux-ci ne contiennent pas de BTEX.

2.5.3.2.2 *Composés carbonylés*

Seules 2 études françaises mesurant des composés carbonylés ont été recensées : celle d'Airparif dans la station parisienne Auber (Airparif, 2010) qui mesure uniquement les concentrations en formaldéhyde avec des valeurs comprises entre $3,5 \mu\text{g.m}^{-3}$ (min) et $6,4 \mu\text{g.m}^{-3}$ (max) et celle de Delaunay (Delaunay *et al.*, 2012) également dans le réseau parisien avec des concentrations en formaldéhyde comprises entre 7 et $10 \mu\text{g.m}^{-3}$. Dans cette dernière étude, les concentrations en acétone sont également déterminées et sont comprises entre 19 et $29 \mu\text{g.m}^{-3}$.

Les usagers du métro semblent moins exposés à ces composés que les usagers des autres modes de transport au cœur ou en proximité du trafic routier (Delaunay *et al.*, 2012).

2.5.3.3 Autres polluants

2.5.3.3.1 *Polluants particulaires BC, EC, OC*

Lors de la campagne 9 gares de la SNCF (AEF, 2005b), des mesures de carbone élémentaire et organique (EC et OC) ont été effectuées en gare du Nord. Les concentrations observées sont 4 fois supérieures en EC et OC à l'intérieur de l'EFS par rapport à l'air extérieur. Les concentrations en EC sont de $8,7 \mu\text{g.m}^{-3}$ à l'intérieur et de $2,5 \mu\text{g.m}^{-3}$ à l'extérieur et les concentrations en OC sont de $9,2 \mu\text{g.m}^{-3}$ à l'intérieur et de $2,0 \mu\text{g.m}^{-3}$ à l'extérieur.

A Toulouse (ORAMIP, 2013), les concentrations en EC et OC ont été mesurées sur 2 stations. Les prélèvements étaient de 24 h. Les concentrations en EC sont respectivement de $7 \mu\text{g.m}^{-3}$ et $16,3 \mu\text{g.m}^{-3}$ en hiver et $4,2 \mu\text{g.m}^{-3}$ et $13,1 \mu\text{g.m}^{-3}$ en été. Les concentrations en OC sont de $8,3 \mu\text{g.m}^{-3}$ et $9,9 \mu\text{g.m}^{-3}$ en hiver et $6,5 \mu\text{g.m}^{-3}$ et $7,3 \mu\text{g.m}^{-3}$ en été. Selon les auteurs, les concentrations sont liées à l'air extérieur auquel s'ajoute une source interne, l'usure des pneus. La différence de concentration entre les 2 stations serait liée à une ventilation plus faible sur une des lignes.

Des mesures de *black carbon* (BC) ont été réalisées dans une station du réseau parisien (Raut *et al.*, 2008) en continu pendant 10 jours au printemps. Les concentrations moyennes sont comprises entre $2 \mu\text{g.m}^{-3}$ pendant les périodes d'arrêt des métros et $5 \mu\text{g.m}^{-3}$ pendant les heures de fonctionnement du métro. Selon les auteurs le BC n'a pas qu'une origine extérieure à la station, une des sources pourrait être la dégradation de composés carbonés des freins.

2.5.3.3.2 *Polluants gazeux*

Monoxyde de carbone (CO)

Les concentrations en CO mesurées dans les métros sont comprises entre 0,2 et $1,15 \text{ mg.m}^{-3}$ pour les données françaises (Delaunay *et al.*, 2012 ; ANPC, 2008 ; Atmo PACA, 2011).

Dans l'étude du métro de Lille (ANPC, 2008), les résultats ont été obtenus en mesurant en continu pendant 2 périodes de 1 mois, en été et en hiver. La moyenne pour la campagne estivale était de $0,52 \text{ mg.m}^{-3}$ et pour la campagne hivernale de $0,97 \text{ mg.m}^{-3}$. Pour les auteurs cette pollution est liée à l'air extérieur. Durant cette période, il a été observé des pics correspondant aux interventions de la motrice diesel pour les travaux de nuit, avec une valeur horaire maximale de $14,2 \text{ mg.m}^{-3}$.

Dans une étude de comparaison de l'exposition lors de trajet par différents moyens de transport sur Paris, Le Moullec *et al.* 1998 mesurent dans les trajets en métro des concentrations en CO comprises entre 1 et $2,3 \text{ mg.m}^{-3}$. Celles-ci sont inférieures à celles observées par d'autres moyens de transport. Delaunay *et al.* (2012) ont réalisé une réactualisation de l'étude de LeMoullec *et al.* (1998). Ils ont effectué 3 trajets en métro et 2 en RER en comparaison avec d'autres moyens de transports. Les concentrations moyennes en CO selon les lignes étaient comprises entre 0,4 et $1,1 \text{ mg.m}^{-3}$ et donc plus faibles que lors de la campagne précédente. Celles-ci sont également inférieures à celles observées pour d'autres moyens de transport.

NO et NO₂

L'étude de la SNCF effectuée en 2003 (AEF, 2005e et 2005f) porte sur la pollution par les NO_x durant les travaux d'entretien. L'étude d'impact (AEF, 2005f) a été effectuée sur 2 nuits et 2 jours. Les travaux de meulage des voies sont réalisés la première nuit et les NO_x sont mesurés sur le quai, en salle d'échange et à l'extérieur de la station. Durant les travaux, les moyennes horaires en NO₂ sont comprises entre $65 \mu\text{g.m}^{-3}$ et $247 \mu\text{g.m}^{-3}$ et en l'absence de travaux, les concentrations horaires sont comprises entre $24 \mu\text{g.m}^{-3}$ et $65 \mu\text{g.m}^{-3}$. Selon les auteurs, en dehors des périodes de travaux, les concentrations en NO_x sont directement liées à l'air extérieur. L'étude (AEF, 2005e) propose simplement la mise en place d'un indicateur de pollution au NO_x suivant la puissance des véhicules utilisés et de ce fait apporte peu d'information sur les concentrations en NO_x durant les travaux.

A Paris, le réseau de surveillance de la RATP SQUALES mesure les concentrations en NO et NO₂ sur le quai des 3 stations Chatelet, Roosevelt et Auber. Le profil horaire de ces concentrations met en évidence, comme pour les particules (Cf. chapitre 2.5.2.1.1.1), des pics nocturnes de NO₂ liés à des travaux dans les EFS.

A Marseille (Atmo PACA, 2011), des mesures ont été effectuées dans une station en continu pendant 5 mois et dans une autre station lors de 2 campagnes, en hiver et en été. Les concentrations moyennes étaient comprises entre 36 et 38 µg.m⁻³. Ces concentrations sont supérieures à celle d'un site de fond urbain et inférieures à la station « trafic ». Pour les auteurs, le NO₂ provient essentiellement de l'air extérieur par les puits de ventilation. Ils remarquent, comme sources ponctuelles nocturnes, les passages des trains de travaux responsables des concentrations horaires les plus importantes.

A Lille, les concentrations en NO et NO₂ ont été mesurées. Pour le NO, les concentrations observées sont de 22 µg.m⁻³ en été, 14 µg.m⁻³ en hiver et pour le NO₂ de 13 µg.m⁻³ en été et 24 µg.m⁻³ en hiver.

Dans l'étude sur le métro Faïdherbe – Chaligny (Airparif-RATP, 2009), le NO et le NO₂ ont été mesurés à l'intérieur et à l'extérieur de la station. Sur le quai, les concentrations en NO sont comprises entre 60 et 56 µg.m⁻³ et pour le NO₂ entre 59 et 64 µg.m⁻³.

A Paris (Delaunay *et al.*, 2012) les mesures sont effectuées dans 3 lignes de métro et 2 lignes de RER, les concentrations moyennes en NO₂ sont comprises entre 35 à 65 µg.m⁻³.

A Toulouse (ORAMIP, 2012 et 2013) le NO₂ est mesuré sur 2 lignes différentes. Les concentrations mesurées sont de 25 µg.m⁻³ en hiver et 28 µg.m⁻³ en été sur la 1^{ère} ligne et de 39 µg.m⁻³ en hiver et 65 µg.m⁻³ en été sur la deuxième ligne.

L'ensemble des études réalisées corréle la concentration en NO₂ dans les EFS à l'air extérieur, hormis dans le cas de travaux ponctuels.

CO₂

A Paris, le réseau de surveillance de la RATP SQUALES mesure les concentrations en CO₂ sur le quai des 3 stations Chatelet, Roosevelt et Auber. Le CO₂ est suivi comme un indicateur du renouvellement de l'air des stations. Dans l'atmosphère extérieure aux EFS, la concentration en CO₂ varie généralement entre 300 et 600 ppm (ANSES, 2013) et avoisine les 400 ppm (source : Laboratoire d'Hygiène de la Ville de Paris).

Dans les 3 stations EFS du réseau SQUALES, les concentrations moyennes annuelles varient peu entre 2004 et 2013 et oscillent entre 450 et 600 ppm, témoignant d'une bonne qualité du renouvellement de l'air sur le quai de ces 3 stations (RATP, 2014).

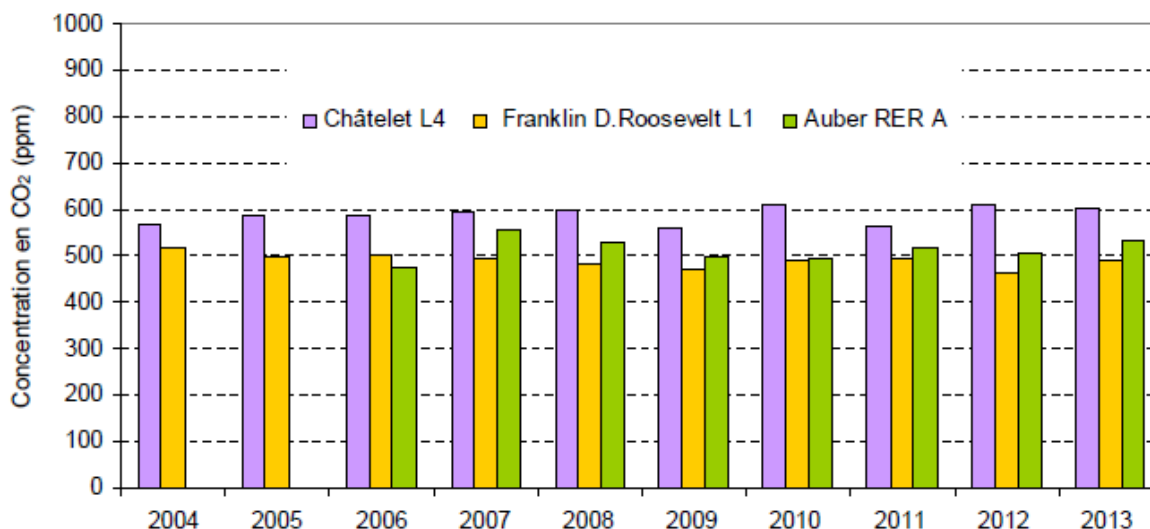


Figure 38 : Concentrations moyennes annuelles en CO₂ issues du réseau SQUALES sur 2004-2013 (RATP, 2014)

En résumé :

Contrairement aux métaux, à la silice ou aux fibres, la contribution de sources internes aux EFS à la concentration en HAP, COV, carbone élément/organique, CO et NO_x est moins évidente.

HAP :

Dans les études concernant des EFS situées en France les concentrations moyennes en BaP sont globalement inférieures à la valeur cible pour l'air ambiant de 1 ng.m⁻³.

En général, le milieu souterrain semble légèrement plus contaminé en HAP par rapport à l'extérieur de la station. Néanmoins cet aspect peut varier selon le HAP considéré et est à relativiser aussi en raison de l'absence de « scrubber » sur les préleveurs (épuration de gaz tel que l'O₃) qui engendre une grande incertitude sur la mesure du BaP en extérieur. En comparaison avec d'autres modes de transport en proximité ou au cœur du trafic routier (ex : automobile), l'environnement des EFS expose les usagers à des concentrations plus faibles en HAP.

COV - HAM :

Les composés mono-aromatiques les plus souvent mesurés sont le benzène, le toluène, l'éthylbenzène et les xylènes (BTEX).

Sur les études récentes recensées, les concentrations moyennes de benzène sont comprises entre 0,8 et 8 µg.m⁻³, souvent inférieures à 4 µg.m⁻³. Ces valeurs plus faibles que celles obtenues lors de l'étude de Le Moullec en 1998, sont vraisemblablement liées aux plus faibles émissions du trafic routier du fait de la diffusion des catalyseurs pour les véhicules essence d'une part, à l'augmentation du parc des véhicules diesel d'autre part ainsi qu'à l'interdiction de fumer dans les EFS.

La comparaison avec d'autres environnements intérieurs et d'autres moyens de transports montre une concentration plus faible de benzène dans les EFS. En comparaison avec l'extérieur de la station, le niveau de benzène est par contre légèrement supérieur dans les EFS.

COV – composés carbonylés :

Les concentrations en formaldéhyde mesurées dans les EFS françaises sont inférieures à 10 µg.m⁻³.

Les usagers du métro semblent moins exposés à ces composés que les usagers des autres modes de transport au cœur ou en proximité du trafic routier.

EC/OC, BC, CO, NO_x :

Les rares mesures de BC et EC montrent que ces composés sont présents dans les EFS à des concentrations supérieures à l'air extérieur des stations, ils pourraient donc avoir une source intérieure et leur étude pourrait être complétée.

Les autres polluants (NO_x, CO) sont issus de l'air extérieur en dehors de travaux ponctuels utilisant des moteurs thermiques.

2.5.4 Identification des sources de pollution

Dans l'annexe 3 du rapport de l'AEF (AEF, 2003b) concernant une étude sur 9 gares souterraines en Île de France, la SNCF propose un inventaire des sources de particules dans ces enceintes. Elle prend en compte l'air extérieur, le mouvement des voyageurs, les travaux de maintenance de l'infrastructure et la circulation du matériel roulant qui génère des particules par friction et usure ainsi que par remise en suspension de particules déposées. « *Les éléments mobiles du matériel roulant soumis à usure et générateurs de particules sont principalement les roues et le système de freinage, dont les matériaux de freinage, mais également, de façon moindre, les moteurs de traction, la barre de frottement du pantographe et divers éléments, à préciser (joints des portes, matériaux d'aménagement intérieur)* ».

Très peu de données existent sur les phénomènes d'usure et le type de particules qu'ils génèrent. Dans son étude 9 gares, la SNCF n'indique des valeurs que pour les émissions de cuivre liées à l'usure des caténaires (de 10 à 55 g de cuivre par mètre linéaire et par an en fonction du type de câble).

Dans une étude expérimentale d'usure de matériaux de freinage, Mazoue et Parfait (2000) mettent en évidence la présence prépondérante de fer (entre 50 et 80 % de la masse des poussières) mais également de cuivre, baryum, manganèse, silicium, calcium et soufre. 90 à 95% des poussières sont de taille inférieure à 2,5 µm.

Les informations fournies par la SNCF et la RATP sur les matériaux de freinage actuels indiquent que ceux-ci sont constitués essentiellement de caoutchouc, de résines, de fibres minérales ou organiques et qu'ils ne contiennent ni amiante ni plomb. Les métaux présents dans ces matériaux sont essentiellement du fer, du cuivre, du baryum, du zinc, de l'étain et de l'antimoine.

En 2013, la RATP a réalisé, dans une station de la ligne 2, une étude comparative de freinage avec ou sans appoint de freinage électrodynamique (ARCANE, 2014). Les principaux résultats sont les suivants :

- le freinage mécanique seul génère une concentration volumique de particules ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) plus élevée que le couple mécanique + électrodynamique, en particulier pour la fraction PM_{2,5-10} ;
- en terme de concentration volumique ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$), l'effet du freinage électrodynamique concerne surtout la fraction grossière (PM_{2,5-10}), avec une baisse importante des concentrations en métaux et très peu la fraction fine (PM_{2,5}) ;
- par contre, en terme de fraction massique (%), les contributions des différents éléments analysés (25 au total) sont plus élevés en présence de freinage électrodynamique qu'en absence : c'est particulièrement le cas pour le fer dans la fraction PM_{2,5} (37% avec, 27% sans) ; cela laisse supposer que dans le cas du freinage mécanique seul, d'autres éléments non analysés (carbone ?) sont émis en plus grande proportion.

2.5.5 Mesures techniques mises en œuvre pour limiter le niveau de particules

Afin de diminuer les concentrations en particules et autres polluants dans les EFS, les opérateurs français, essentiellement la SNCF et la RATP, ont testé différentes solutions en agissant directement sur la source (matériaux de freinage, matériel roulant...) ou en agissant sur différents facteurs d'influence non liés à la source d'émission (optimisation de la ventilation, mise en place de portes de quai..).

2.5.5.1	<i>Systèmes et matériaux de freinage</i>	154
2.5.5.1.1	<i>Systèmes de freinage</i>	154
2.5.5.1.2	<i>Matériaux de freinage</i>	155
2.5.5.2	<i>Actions sur différents facteurs d'influence non liés à la source d'émission</i>	156
2.5.5.2.1	<i>Optimisation de la ventilation</i>	156
2.5.5.2.2	<i>Train aspirateur</i>	157
2.5.5.2.3	<i>Chaulage</i>	157
2.5.5.2.4	<i>Précipitateur électrostatique</i>	158
2.5.5.2.5	<i>Mur végétal</i>	158
2.5.5.2.6	<i>Portes palières</i>	158
2.5.5.2.7	<i>Autres</i>	158

2.5.5.1 Systèmes et matériaux de freinage

2.5.5.1.1 *Systèmes de freinage*

Depuis longtemps, la RATP a cherché à réduire le freinage mécanique, émetteur de particules par friction et usure des matériaux, par le développement du freinage électrodynamique. A la différence des rames les plus anciennes qui n'en disposent pas, avec ce freinage électrique, les moteurs fonctionnent en génératrices et transforment l'énergie mécanique cinétique transmise par les roues en énergie électrique. L'électro-aimant constitué au niveau du moteur permet alors d'obtenir un couple retardateur. Initialement, cette énergie électrique était dissipée sous forme d'énergie calorifique dans des résistances (rhéostat), mais ce freinage rhéostatique est encombrant et entraîne une chauffe du tunnel et donc une perte d'énergie. Depuis 1977, l'énergie électrique n'est plus perdue mais est redistribuée en ligne pour alimenter d'autres trains en circulation. Le moteur initialement à courant continu est alimenté depuis la fin des années 80 en courant alternatif triphasé, à fréquence variable (piloté par ordinateur embarqué) ce qui crée un champ électromagnétique tournant qui accélère ou ralentit le rotor lors des phases respectivement de démarrage ou de freinage. Au début ou en fin de journée (pendant environ 30 minutes), le freinage électrique est pas ou peu disponible à cause d'un trop faible nombre de consommateurs (rames) sur la ligne.

Les rames sont toujours équipées d'un système mixte de freinage (électrique et mécanique), les arrêts d'urgence ne pouvant être assurés en sécurité que par freinage mécanique. En pratique, le freinage est mixé électrique / mécanique lors d'une phase de freinage, un freinage à 100 % électrique n'étant pas toujours possible à des vitesses relativement élevées (RER) ni tout à la fin du freinage au moment de l'immobilisation de la rame. Des recherches sont toutefois effectuées pour que le freinage électrique soit utilisable jusqu'à la fin d'arrêt afin de réduire le bruit et les émissions de particules lors des arrivées en stations.

Des essais ont été réalisés d'octobre à novembre 2013 par la RATP à la station Colonel Fabien de la ligne 2 afin d'étudier l'efficacité du matériel roulant équipé de freinage électrodynamique (ARCANE, 2014).

Les prélèvements ont été effectués avec un appareillage de type Partisol Plus pour les classes PM_{2,5} et PM_{2,5-10} sur des périodes de 24 heures sachant que le volume d'air total prélevé est représenté par 90% de PM_{2,5} et 10% de PM_{2,5-10}. Les quantités de matière recueillies variaient entre 1,4 et 12,2 mg par filtre et la période de prélèvement s'est étalée sur 5 jours : du 3 octobre au 14 octobre 2013 (matériel équipé de freinage électrodynamique) puis du 7 novembre au 13 novembre 2013 (matériel non équipé de freinage électrodynamique). Les analyses ont été réalisées par méthode PIXE (Particle Induced X-ray Emission) reposant sur l'étude du rayonnement X émis par l'échantillon, sous l'effet du bombardement de celui-ci par un faisceau d'ions de haute énergie. Les résultats de cette étude montrent que le freinage électrodynamique entraîne bien une diminution globale de la masse totale des particules émises. Quelle que soit la granulométrie considérée, il est observé une plus grande quantité de matière sur les prélèvements de la phase 2 (sans système de freinage électrodynamique) que sur ceux de la phase 1 (avec

freinage électrodynamique). Le rapport (sans freinage / avec freinage) en masse est plus élevé pour les PM_{2,5-10} (2,71) que pour les PM_{2,5} (1,50), ce qui tendrait à démontrer que le système est plus « efficace » pour la diminution de la fraction la plus grosse des particules.

De la même façon, la baisse de la teneur relative en éléments métalliques liée à la mise en œuvre du freinage électrodynamique, s'observe préférentiellement sur la fraction grossière des particules. Dans le même temps, le freinage n'a que peu d'effet sur la diminution du taux de métaux dans les particules les plus fines.

Moins fréquent que les systèmes de freinage décrits précédemment, on peut citer le système de patin électromagnétique qui peut compléter le freinage et qui consiste à appliquer un patin de friction sur le rail, générant ainsi un effort de freinage complémentaire et un nettoyage du rail (réduction de l'enrayement). Le freinage électromagnétique n'est à ce jour utilisé que pour certains RER. Il a été envisagé pour le métro (nouvelles générations de métro arrivant sur les lignes 2 et 5), mais non retenu, au final. Il n'est pas envisageable qu'il remplace les systèmes de freinage mécanique en raison de coûts prohibitifs et de performances de freinage réduites.

Le freinage par courants de Foucault est utilisé sur les trains à grande vitesse allemands et n'est pas utilisable pour les métros et RER car il n'est pas efficace à des vitesses inférieures à 160 km/h environ. De plus il chauffe le rail et n'est donc pas utilisable en souterrain. Un des objectifs pour les générations de métro en cours de livraison (RER A, lignes 2, 5 et 9) a été d'obtenir un freinage électrique efficace à la vitesse la plus élevée possible.

Pour réduire les émissions de particules dans les EFS par le matériel roulant, l'idée de mettre des systèmes de récupérateurs (tuyauterie ...) n'est actuellement pas concevable compte tenu du manque d'espace dans l'environnement compact constitué par le bogie et la roue.

A ce jour, 100% du parc RER est équipé de freinage électrodynamique, avec une efficacité variable. Pour le métro, il n'existe plus que 2 lignes équipées seulement de freinage par friction (lignes 6 et 11 avec semelles en bois). Le renouvellement du matériel roulant de ces lignes est prévu à l'horizon 2019-2020 par un mixage de matériel neuf et de matériel récent issu des lignes 4, et 14.

2.5.5.1.2 Matériaux de freinage

Concernant la composition chimique des matériaux de freinage, sa connaissance et son suivi sont déterminés par les informations confidentielles transmises par les fournisseurs. Ces matériaux sont garantis par les fournisseurs ne contenir ni amiante, ni fibres céramiques, ni plomb, ni tout autre produit/substance interdit par la réglementation. Du chrome a été mis en évidence dans les semelles en matériaux frittés (ex : RER A) qui vont disparaître à l'horizon 2016, mais pas de CrVI d'après le fournisseur. Une équipe de Bordeaux a réalisé des mesures de différents éléments et de leur degré d'oxydation et ont mis en évidence du fer, du chrome et du nickel. L'absence de Zn, Cd et Ni a par ailleurs été certifiée dans certains matériaux, ainsi que la présence de sulfate de baryum, de silice cristalline/quartz et de CrIII. Les seuls additifs des sabots en bois sont l'huile d'arachide et d'ignifugeants sans précision supplémentaire.

Dans le cadre d'actions entreprises par la SNCF pour caractériser la nature chimique des particules dans l'air des gares souterraines de l'Île-de-France, des analyses avaient mis en évidence en juin et septembre 2002 des concentrations élevées en plomb dans différentes gares (La Défense, gare de Lyon, Invalides, Saint Michel Notre Dame et Musée d'Orsay) (AEF, 2005b et 2005d). La concentration maximale avait été mesurée dans la gare de La Défense avec 6,97 µg/m³. Pour l'ensemble de ces gares, une différence nette était observée par rapport aux concentrations en plomb mesurées à l'extérieur.

Des études complémentaires avec notamment des analyses isotopiques avaient permis d'établir une relation entre ces concentrations élevées en plomb dans l'atmosphère des gares et la présence de plomb dans le matériau de freinage du matériel roulant (rames Z 5300 et Z 6400) (AEF, 2003a et 2004).

Suite au retrait des rames Z 5300 depuis 2003 sur la ligne C du RER et à leur remplacement par des rames Z2N équipées d'un matériau de freinage ne contenant pas de plomb, une étude de 2004 a montré une nette diminution des concentrations en plomb dans les gares de Saint Michel Notre Dame et Musée d'Orsay (AEF, 2005c). Les concentrations étaient désormais inférieures à la limite de détection de la technique analytique (méthode PIXE) (Tableau 50)

Tableau 50 : Concentrations en plomb ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) dans l'air de deux gares SNCF (AEF, 2005c)

Gare prélèvement de la fraction thoracique, en milieu de quai sur des durées de 14h (période de 7h00 à 21h00)	2002	2004
Saint Michel Notre Dame	0,153	< 0,095
Musée d'Orsay	0,460	< 0,152

La SNCF a également décidé de remplacer le matériau de freinage des rames Z 6400 par des matériaux sans plomb. Ce remplacement était conditionné par l'homologation d'un matériau aux performances équivalentes, indispensables à la sécurité des circulations ferroviaires.

Il est à noter l'absence d'autres études disponibles mesurant l'efficacité du renouvellement ou de la rénovation du matériel roulant et de la ligne.

2.5.5.2 Actions sur différents facteurs d'influence non liés à la source d'émission

2.5.5.2.1 *Optimisation de la ventilation*

Une étude préliminaire effectuée par la SNCF en gare de Magenta en octobre 2000 avait montré que le passage du mode « été » en mode « hiver » de la ventilation conduisait à un accroissement des niveaux de particules en gare (SNCF, 2011). Ces constatations ont conduit la SNCF à des essais de modélisation de l'aérodynamique d'une gare, y compris l'effet piston des trains (les poussières générées et soulevées par les circulations des trains étant déplacées des tunnels vers les quais des gares) (Fortain, 2008). L'objectif de cette modélisation était d'étudier des solutions de réduction des PM10, et plus particulièrement l'effet de la ventilation sur ces concentrations. Le modèle développé ne permettait pas de reproduire les niveaux de particules mesurés en gare, en raison de la difficulté à mettre en place un modèle pour calculer les écoulements d'air à l'intérieur d'une gare et des connaissances limitées sur l'importance des différents phénomènes physiques mis en jeu.

En 2010, il a été décidé d'étudier l'optimisation de la ventilation de la gare Magenta par des mesures de longue durée des concentrations en PM10 et PM2,5 (SNCF, 2011 et 2013). Plusieurs scénarios de ventilation ont été expérimentés, visant à évaluer la contribution de l'apport des particules par le tunnel entre les gares Magenta et Haussmann Saint Lazare et à moduler les débits des ventilateurs, principalement ceux situés en tunnel et ceux des quais de gare. Les résultats montrent une réduction sensible des niveaux mais cette réduction est liée à une augmentation de l'inconfort thermique en période hivernale. L'amélioration de la ventilation est une des solutions optimales pour réduire les niveaux de particules. Il ressort de cette étude que la mise en œuvre de scénarios de ventilation optimisée dans les gares doit également prendre en compte le confort des voyageurs, en limitant les vitesses d'air et l'introduction d'air froid en hiver et être compatible avec les exigences de la sécurité incendie liée au désenfumage. La SNCF conclue que si ces optimisations sont envisageables pour les gares à typologie favorable, principalement celles récentes équipées de ventilation mécanique, elles sont plus délicates pour les gares anciennes qui nécessitent la création d'ouvrages de ventilation, coûteux et difficiles à implanter en région parisienne. De nombreuses stations ne sont en effet équipées que de systèmes de désenfumage qui ne sont pas dimensionnés pour assurer la ventilation en routine.

Dans ses projets de conception de nouvelles gares, la SNCF souhaite limiter l'effet piston qui est l'une des principales contributions à l'empoussièremement des gares. Pour le limiter, les gares récentes intègrent déjà dans leur conception des puits anti-pistonement, sans ventilateur, destiné à réduire la surpression donc le déplacement de l'air chargé en poussières des tunnels vers les gares. L'objectif des nouvelles gares est de mettre les quais en surpression par rapport aux voies. Les dimensionnements des ventilateurs seront ainsi calculés pour que la surpression limite l'enrichissement des gares en particules mais également l'inconfort thermique ou tympanique.

2.5.5.2.2 *Train aspirateur*

Pour répondre aux recommandations formulées par le Conseil Supérieur d'Hygiène Public de France en avril et mai 2001, la SNCF a réalisé en 2002 une étude afin d'évaluer l'efficacité de la réduction de l'empoussièremement d'une gare souterraine à l'aide d'un train aspirateur laveur (AEF, 2003c ; SNCF, 2011).

Ce train dispose à chaque extrémité de 4 modules d'aspiration. Deux modules aspirent à l'intérieur de la voie et les deux autres à l'extérieur. Cette aspiration a été conçue pour le nettoyage de l'entrevoie et des voies montées sur ballast.

La gare sélectionnée est la gare Sevrans-Beaudottes située sur la ligne B3 du RER où l'ensemble des voies est monté sur traverses béton posées sur longrines, ce qui peut constituer un facteur de réduction de l'efficacité d'aspiration. En effet, le train est conçu pour voies sur ballast ; le positionnement des modules est réglé pour affleurer le ballast alors que le fond des traverses béton est situé 15 à 20 cm plus bas.

Pendant l'utilisation du train laveur, la concentration en particules PM10 a été mesurée à l'aide d'un analyseur TEOM et le nombre de particules a été déterminé avec un compteur optique GRIMM en un point fixe sur le quai. L'étude s'est déroulée du 14 au 31 mai 2002 avec deux passages du train. Ces essais ont montré une réduction significative des concentrations en PM10, sans modifier la répartition granulométrique. Le nettoyage partiel de la gare (une seule des deux voies) a permis une diminution de 13% en PM10. Le nettoyage des deux voies a permis une réduction de 24%. Les résultats montrent également que le train, conçu à l'origine pour aspirer les déchets de taille importante, se révèle également efficace sur les particules de faible dimension sur dalles béton.

Des essais similaires ont été réalisés du 15 mai au 3 juillet 2006 dans la même gare avec trois nettoyages des deux voies planifiés avec le train (AEF, 2007 ; SNCF, 2011). Les résultats montrent qu'il n'y a pas de différence significative des niveaux de concentrations en PM10 après chaque passage du train aspirateur. Les essais de 2006 sont donc en contradiction avec ceux de 2002.

Pour expliquer cette différence, la SNCF indique qu'en 2002, aucun nettoyage n'avait été effectué précédemment dans la gare. Les 2 nettoyages réalisés ont donc éliminé le cumul des particules accumulées depuis la création du réseau, soit 20 années.

Il est à noter que l'utilisation de trains laveurs cause des risques de défaillances électriques.

2.5.5.2.3 *Chaulage*

La RATP a réalisé une étude de février à août 2004 afin de vérifier l'efficacité du lavage et du chaulage du tunnel de la ligne 10 sur les concentrations en particules (RATP, 2004). Le chaulage est mis en place afin de stabiliser les surfaces.

Les concentrations en particules PM10 ont été mesurées en continu avec un analyseur TEOM, avant, pendant et après chaulage du tunnel. Des prélèvements sur filtres ont également été réalisés en vue d'analyses qualitatives des particules. Deux stations ont été instrumentées (avenue Émile Zola et Maubert Mutualité).

Il ressort des essais que le lavage et le chaulage du tunnel de la ligne 10 n'entraînent pas de réduction des concentrations en PM10 mesurées en station. Les analyses ont mis en évidence une augmentation de la concentration en calcium (composé élémentaire de la chaux) sur les particules prélevées.

L'efficacité du chaulage n'a donc pas été mise en évidence.

2.5.5.2.4 *Précipitateur électrostatique*

La mise en place d'un précipitateur électrostatique a été testée dans une station fermée au public de la ligne 5 du métro parisien (Tokarek et Bernis, 2006). L'efficacité déterminée varie de 56% pour les particules de 0,3 µm à 92% pour les particules de 2,5 µm. Une perte d'efficacité de 15% sur un an est estimée. Néanmoins, des essais dans une station en fonctionnement sont nécessaires avant de pouvoir formuler des conclusions définitives compte tenu de l'impact de la conception des stations et de l'importance des flux d'air. Selon les auteurs, une vingtaine de filtres seraient nécessaires pour abaisser de 230 à 135 µg.m⁻³ la concentration en particules. D'après la RATP, il semble toutefois, que les filtres électrostatiques, bien qu'individuellement efficaces en comparant l'air en aval avec l'air en amont, ne peuvent garantir une efficacité à l'échelle d'une station même lourdement équipées avec de nombreux filtres.

2.5.5.2.5 *Mur végétal*

Parmi les pistes de réduction des polluants dans les EFS, la SNCF a également expérimenté un mur végétal équipé d'un système actif de dépollution, en gare de Magenta (SNCF, 2011). Sur ce mur, deux pompes situées de part et d'autre du mur, aspirent l'air de la salle d'échange de la gare et l'envoient à travers un réseau de tuyaux parcourant le mur, dans le substrat des plantes. Ce substrat joue alors un rôle de filtre mécanique en stoppant les particules puis certaines molécules polluantes comme les composés organiques volatils ou les oxydes d'azote sont en partie dégradées par les micro-organismes du substrat et par les plantes. Les mesures avant et après installation ont montré une efficacité limitée de ce mur végétal.

2.5.5.2.6 *Portes palières*

La mise en place de portes palières est une solution de sécurité pour les usagers, diminuant par ailleurs les concentrations en particules PM10 sur les quais. Par exemple, les mesures du réseau SQUALES montrent une diminution notable des concentrations en PM10 suite aux travaux de rénovation de la ligne 1, comprenant notamment l'installation de portes palières sur les quais de la station Franklin D. Roosevelt. Il est à noter que ces façades, mises en place sur certaines lignes RATP (lignes 1, 13 et 14), ne sont cependant pas entières et n'atteignent pas le plafond des stations comme c'est le cas sur la ligne OrlyVal. La RATP indique que la mise en place de portes sur la hauteur totale de la station pourrait entraîner une accumulation de particules du côté rail et donc une augmentation de l'exposition des conducteurs. Pour la RATP, une généralisation de façades de quai, techniquement difficile à mettre en œuvre, n'est pas envisagée et la cible principale pour l'amélioration de la qualité de l'air des EFS est le renouvellement du matériel roulant et l'amélioration de la ventilation.

2.5.5.2.7 *Autres*

Dans le cadre de l'étude de la qualité de l'air du métro toulousain menée par ORAMIP en 2012 (ORAMIP, 2013), une évaluation de l'impact du nettoyage en profondeur de la station de métro Compans Caffarelli sur les concentrations en PM10 a été menée. Les concentrations en PM10 ont été mesurées sur une période de 15 jours, avant le nettoyage et une période de 15 jours après le

nettoyage. La concentration moyenne en PM10 diminue de 23% après nettoyage. A titre de comparaison, les mesures de PM10 réalisées sur les mêmes périodes sur une autre station toulousaine, sans nettoyage, diminuent également, de près de 16% ce qui relativise l'efficacité du nettoyage de la station.

Il est à noter l'absence d'études disponibles mesurant l'efficacité du renouvellement ou de la rénovation du matériel roulant et de la ligne, en dehors des essais récemment réalisés par la RATP à la station Colonel Fabien afin d'étudier l'efficacité du matériel roulant équipé de freinage électrodynamique (ARCANE, 2014).

L'existence d'autres types de mesure de gestion mises en place à l'étranger comme par exemple l'utilisation d'un rideau d'air chaud en Asie ou la brumisation de l'air à Madrid a été rapportée par les opérateurs français. Ces dispositifs et leur efficacité ne semblent pas avoir été évalués en France.

2.5.6 Comparaison des différents moyens de transport

2.5.6.1 Etude Primequal.....	159
2.5.6.2 Etude Intermodal.....	161

2.5.6.1 Etude Primequal

Une étude (Delaunay *et al.*, 2010) menée par la RATP, le Laboratoire d'Hygiène de la Ville de Paris (LHVP) et le Laboratoire Central de la Préfecture de Police (LCPP) sur la période 2007-2008 avait pour objectif de documenter les niveaux d'exposition aux polluants atmosphériques auxquels sont soumis les franciliens au cours de leurs trajets quotidiens entre leur domicile et leur lieu de travail (Programme PRIMEQUAL 2 / PREDIT).

L'étude comprend ainsi une évaluation de l'exposition des franciliens pendant leurs déplacements domicile-travail et également une comparaison avec les niveaux d'exposition enregistrés 10 ans auparavant dans une étude similaire.

Stratégie d'échantillonnage

Vingt trajets domicile-travail différents ont été choisis parmi les principaux modes de locomotion : véhicule particulier, bus, métro, tramway, vélo et marche.

Concernant les trajets en enceintes ferroviaires souterraines, trois trajets dans le métro parisien (Ligne 1, Ligne 6 et Ligne 14) et deux trajets en RER (RERA et RERB) ont été sélectionnés.

Les mesures d'exposition ont été réalisées en période hivernale aux heures de pointe du matin et du soir. La durée des trajets a été fixée à une heure dans chaque sens afin de simuler de façon réaliste l'exposition des franciliens.

Les polluants gazeux mesurés sont le monoxyde de carbone (CO), le dioxyde d'azote (NO₂), les hydrocarbures aromatiques monocycliques (HAM), le formaldéhyde et l'acétone. Pour la phase particulaire, les indicateurs retenus ont été la concentration massique des particules de diamètre aérodynamique inférieur à 2,5 µm (PM_{2,5}) et le coefficient d'absorption de ces particules qui reflète leur charge en carbone suie. En complément, sur un nombre réduit de trajets, la distribution granulométrique en nombre de particules de diamètre optique supérieur à 0,3 µm a été déterminée.

Résultats

Le tableau suivant regroupe les valeurs médianes obtenues pour les différents trajets dont les cinq trajets correspondant aux enceintes ferroviaires souterraines.

Tableau 51 : Concentrations médianes pour différents trajets (Delaunay *et al.*, 2010)

Description trajets		CO mg.m ⁻³	NO ₂ µg.m ⁻³	Benzene µg.m ⁻³	Toluène µg.m ⁻³	Formaldéhyde µg.m ⁻³	Acétone µg.m ⁻³	PM _{2,5} µg.m ⁻³	Coefficient d'absorption 10 ⁶ .m ⁻¹
Métro et RER	Ligne 1	<1,0	68	3,1	15	9,3	25	119	181
	Ligne 6	<1,0	68	2,9	11	7,3	22	50	92
	Ligne 14	<1,0	63	2,0	11	8,4	23	128	160
	RER A	<1,0	41	1,4	8,0	8,7	19	155	149
	RER B	<1,0	36	1,5	12	8,3	28	< 40	48
Véhicules particuliers	Bd circulaire	1,7	120	6,6	35	12	8,8	< 40	240
	Bd périphérique	3,3	218	10,5	39	18	8,5	52	377
	Autoroute	2,4	150	8,0	34	13	15	< 40	233
	Paris Est	1,8	148	7,4	39	12	11	< 40	232
	Paris Ouest	2,4	93	6,1	28	9,0	21	< 40	165
Bus	Ligne 56	<1,0	113	4,5	27	11	24	40	120
	Ligne 91	<1,0	155	3,3	14	10	20	55	91
Tramway	Sud	<1,0	61	2,3	8,0	8,0	22	< 40	60
Vélos	Paris	<1,0	36	2,6	16	7,4	6,6	58	107
	Paris piste cyclable	<1,0	58	2,4	14	8,0	9,7	63	99
	Boulevard circulaire	<1,0	87	3,0	12	5,5	< 5,0	< 40	117
Piétons	Trajet 91	<1,0	89	2,6	12	5,6	5,2	< 40	84
	Boulevard circulaire	<1,0	61	2,3	11	5,4	< 5,0	< 40	88
	Zone piétonne	<1,0	56	1,4	6,0	3,8	< 5,0	< 40	43
	Dans Paris	<1,0	75	2,7	12	5,6	< 5,0	< 40	78

L'exposition dans le métro et le RER est caractérisée par l'existence d'une source spécifique de pollution particulaire liée à l'émission de particules fines des matériels roulants. Les concentrations massique en PM_{2,5} y sont les plus élevées parmi les différents modes de transport étudiés avec une médiane de 155 µg.m⁻³ dans le RERA, 128 µg.m⁻³ sur la ligne 14 et 119 µg.m⁻³ sur la ligne 1. Le niveau de l'indicateur de carbone suie est intermédiaire entre celui mesuré dans les voitures et les autres modes de transport. Sur un nombre plus limité de trajets, les mesures de comptage de particules de diamètre optique supérieur à 0,3 µm montrent que les concentrations sont les plus élevées dans les rames de métros et de RER, ce résultat étant cependant difficilement interprétable¹⁸.

Les niveaux d'exposition en PM_{2,5} sont globalement similaires sur les lignes 1 et 14 qui s'effectuent à plus de 90% dans des ouvrages souterrains. Les indicateurs particuliers sont nettement supérieurs à ceux obtenus sur la ligne 6 où les rames circulent environ 50% du temps à ciel ouvert en surplombant les voies de circulation.

L'exposition aux particules dans le RER A est du même ordre de grandeur que pour les lignes 1 et 14 du métro, alors que sur la ligne B du RER en parcours aérien, la contamination particulaire est la plus faible de tous les trajets effectués.

Pour les polluants gazeux, qui sont issus du trafic routier, les niveaux en métro et RER sont parmi les plus bas des différents types de locomotion. L'exposition au benzène et au NO₂ est plus faible sur les deux lignes du RER que sur les lignes du métro.

Les niveaux de formaldéhyde sont du même ordre de grandeur que ceux trouvés dans tous les transports en commun.

L'importante densité de voyageurs dans les rames de métro et RER en périodes de pointe expliquent que les niveaux d'acétone y sont les plus élevés.

2.5.6.2 Etude Intermodal

Lors de l'étude INTER'MODAL menée par l'INERIS en 2008 (INERIS, 2009), des mesures en continu des concentrations en PM₁₀ et PM_{2,5} ont été réalisées en parallèle par deux systèmes individuels embarqués (indicateurs optiques Grimm) par des opérateurs dans des sacs à dos réalisant simultanément des parcours reliant un même point de départ et d'arrivée mais empruntant différents modes de transport.

Neuf parcours ont été sélectionnés permettant d'étudier les comparaisons suivantes :

Dans Paris intra muros :

- Vélo sur piste cyclable / Métro
- vélo sur piste cyclable / vélo hors piste cyclable
- marche à pied à l'extérieur / marche dans les couloirs souterrains du métro

Au niveau du boulevard périphérique :

- deux roues motorisées
- voiture

En banlieue parisienne :

- Voiture / RER
- voiture / bus

Lors de la réalisation de ces mesures, ont également été distinguées les différentes phases de transfert (couloirs souterrains et quais / extérieur à pied).

Au total, 120 déplacements ont été réalisés sur des tranches horaires intégrant des heures de pointes et de plus faible fréquentation.

¹⁸ La fraction comptabilisée (particules de diamètre supérieur à 0,3 µm) ne constitue qu'une partie très faible des particules submicroniques en suspension dans l'air des différents micro-environnements étudiés (1/100^{ème} à 1/1000^{ème} du nombre de particules de diamètre supérieur à 0,02 µm d'après quelques mesures ponctuelles).

Pour chaque parcours, les données collectées ont permis de réaliser différentes exploitations :

- un suivi temporel par trajet permettant de visualiser en parallèle les concentrations en particules pour les deux alternatives de transport testées
- une représentation spatio-temporelle qui permet grâce à des acquisitions GPS de proposer une cartographie des concentrations en particules sur chacun des trajets
- des budgets espace-temps qui représentent pour chaque trajet la concentration mesurée dans chaque micro-environnement traversé et le pourcentage de temps d'exposition par inhalation qu'il représente
- des calculs de quantités inhalées en prenant compte pour chaque mode de transport les temps d'exposition et des taux d'inhalation propres.

Les concentrations moyennes en PM10 par mode de transport varient entre 28 et 366 $\mu\text{g.m}^{-3}$, obtenues respectivement pour les trajets en voiture et les trajets en métro. La concentration en PM10 lors de la marche à pied dans les couloirs souterrains est également élevée, égale à 328 $\mu\text{g.m}^{-3}$. Pour les trajets en RER, la concentration moyenne en PM10 est de 118 $\mu\text{g.m}^{-3}$ (Tableau 52).

Pour les particules PM2,5, les concentrations moyennes les plus élevées correspondent également aux trajets en métro (226 $\mu\text{g.m}^{-3}$) suivi de la marche à pied dans les couloirs souterrains (196 $\mu\text{g.m}^{-3}$).

Tableau 52 : Principaux résultats de l'étude Intermodal (INERIS, 2009)

	voiture	scooter	vélo	train	À pied à l'extérieur	bus	RER	À pied dans les couloirs souterrains	métro
Nombre de trajets	20	2	28	6	52	12	28	42	30
Concentration moyenne PM10 en $\mu\text{g.m}^{-3}$	28	31	48	49	77	107	118	328	366
Concentration moyenne PM2,5 en $\mu\text{g.m}^{-3}$	23	20	28	23	55	38	65	196	226
Ratio PM2,5/PM10 en %	88	66	59	50	66	38	59	60	63

Pour le métro, le ratio moyen PM2,5/PM10 est de 63%. La voiture se dénote avec un ratio PM2,5/PM10 moyen de 88 %. Cette différence est expliquée par le système de filtration de l'entrée d'air dans l'habitacle.

Cette étude montre également que la prise en compte de la quantité de particules inhalées peut modifier la hiérarchisation des modes de transport dans leur contribution à l'exposition par inhalation des populations.

Par exemple, il est montré que bien que les concentrations moyennes en particules dans la rame du RER peuvent être plus faibles que celles mesurées dans les couloirs et quais du RER, le calcul des quantités inhalées de particules, du fait de l'influence du temps d'occupation, inverse les tendances (expositions par inhalation plus forte dans les rames que dans couloirs et quais).

Autre exemple, les concentrations moyennes en particules mesurées en vélo sont nettement plus faibles que celles mesurées en métro mais cette différence s'atténue lors du calcul de la quantité de particules inhalées du fait de l'utilisation d'un taux d'inhalation environ 3 fois plus important pour le vélo (cf. Tableau 53).

Cette étude montre que les concentrations moyennes et les quantités inhalées sont donc deux paramètres importants et complémentaires. Leur prise en compte permet de mieux appréhender l'exposition par inhalation aux particules.

Tableau 53 : Quantité de particules inhalées sur 2 trajets de l'étude Intermodal (INERIS, 2009)

trajets		Temps de séjours (min)	Concentrations mesurée Moyenne (min, max)		Taux d'inhalation (L.min ⁻¹)	Quantité inhalée (µg)	
			PM10 (µg.m ⁻³)	PM2,5 (µg.m ⁻³)	Taux d'inhalation (L.min ⁻¹)	PM10 (µg)	PM2,5 (µg)
Trajet A1	Vélo	27	55 (12, 344)	29 (9, 139)	30	44,5	23,5
	RER	5	150 (64, 652)	63 (18, 304)	9,83	7,4	3,1
Trajet F2	RER A rame	26,5	137 (30, 611)	97 (20, 387)	9,83	35,7	25,3
	RER B rame	19	93 (33, 159)	62 (22, 140)	9,83	17,4	11,6
	Transfert RER A/B	1,5	633 (421, 1012)	458 (257, 865)	13	12,3	8,9
	À pied extérieur	60	55 (17, 154)	35 (13, 108)	13	42,5	27,3

2.5.7 Eléments de comparaison des concentrations en PM des EFS françaises avec les concentrations en PM de l'air ambiant et de l'air intérieur.

Quel que soit le microenvironnement considéré au sein des EFS, les concentrations moyennes en PM10 et PM2,5 mesurées sont globalement supérieures aux concentrations mesurées dans les environnements intérieurs tels que des logements. En effet les concentrations médianes en PM10 et PM2,5 rapportées par l'Observatoire de la qualité de l'air intérieur (OQAI) dans sa campagne nationale logement (OQAI, 2007) sont respectivement de 31,3 et 19,2 µg.m⁻³ avec des percentiles 75 à 56,7 et 39,4 µg.m⁻³, alors que les concentrations moyennes en PM10 mesurées sur l'année 2013 par le réseau SQUALES sont de 43 µg.m⁻³ pour la station F.D. Roosevelt (ligne1), 124 µg.m⁻³ pour la station Chatelet et 212 pour la station Auber. La concentration moyenne en PM2,5 enregistrée par le réseau SQUALES en 2013 au niveau de la station Auber est de 80 µg.m⁻³.

Les deux graphes ci-dessous mettent en perspective, sur l'année 2013, les concentrations en PM10 et PM2,5 mesurées par le réseau de surveillance SQUALES sur le quai de la station Auber avec les concentrations en PM10 et PM2,5 mesurées par la station urbaine de surveillance de la qualité de l'air située dans le 4^{ème} arrondissement de Paris. Les concentrations en PM10 et PM2,5 dans les EFS sont nettement supérieures aux concentrations mesurées en air extérieur par une station de fond urbain.

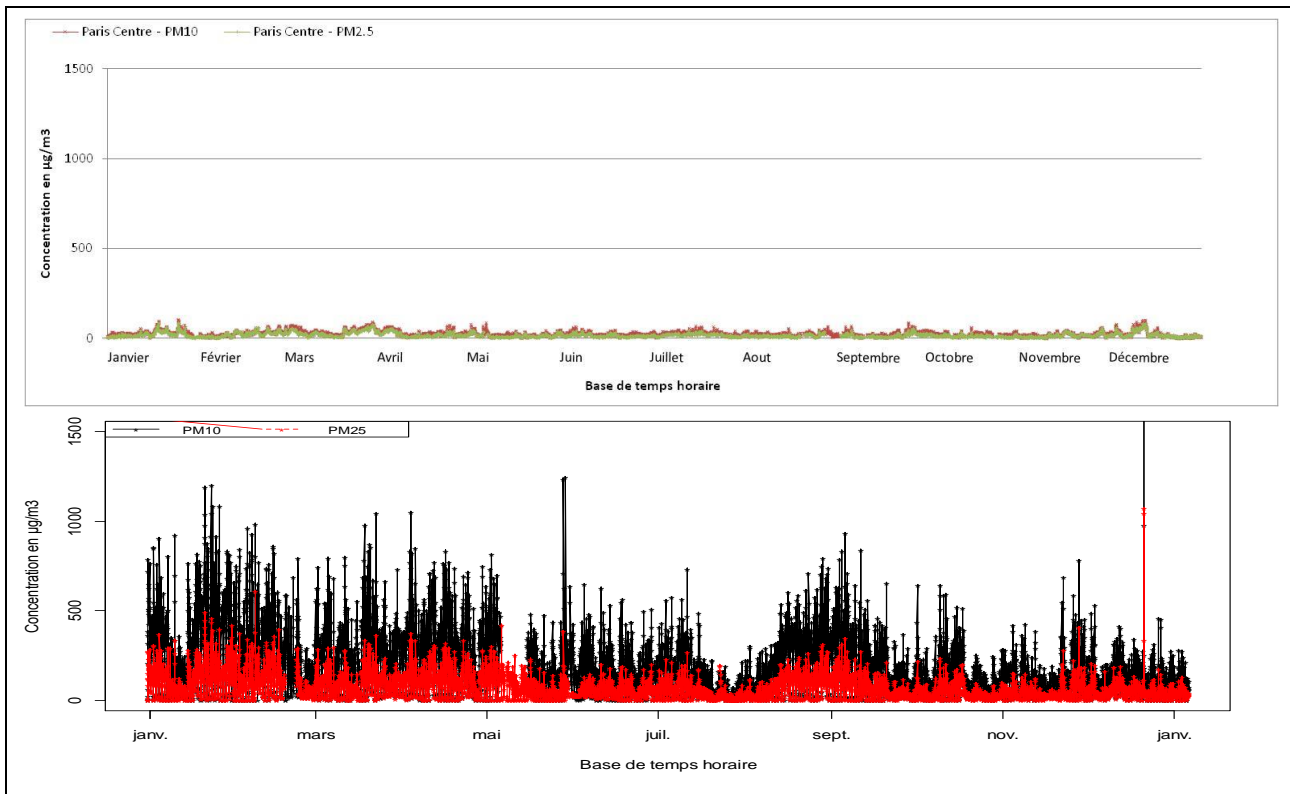


Figure 39 : Concentrations en PM10 et PM2,5 mesurées en 2013 sur le quai de la station Auber RER A – SQUALES (en bas) et par la station urbaine de surveillance de la qualité de l’air du 4^{ème} arrondissement de Paris – Airparif (en haut)

2.5.8 Eléments de comparaison de la composition des PM des EFS françaises avec la composition des PM de l'air ambiant

La composition des particules des EFS françaises, exprimée en fraction massique, diffère de la composition des particules de l'air ambiant essentiellement par sa forte teneur en éléments métalliques, et plus particulièrement en fer. Les figures suivantes mettent en perspective ces différences de composition.

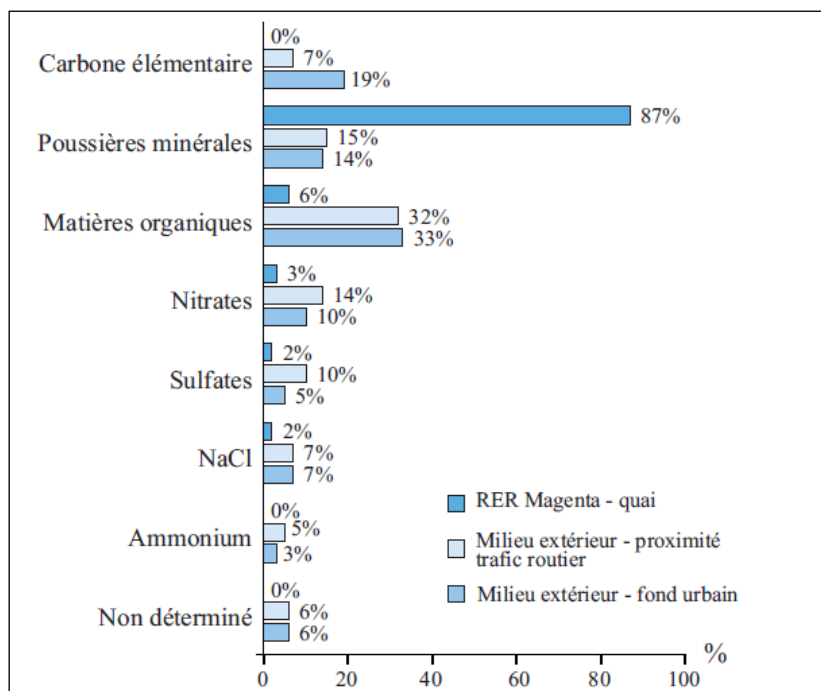


Figure 40 : Composition des PM10 selon le milieu (ORS, 2012)

La part d'éléments non déterminés dans les PM2,5 du métro (Figure 41) est beaucoup plus importante que dans les PM10 du fait que les teneurs en carbone élémentaire et organiques n'ont pas été mesurées.

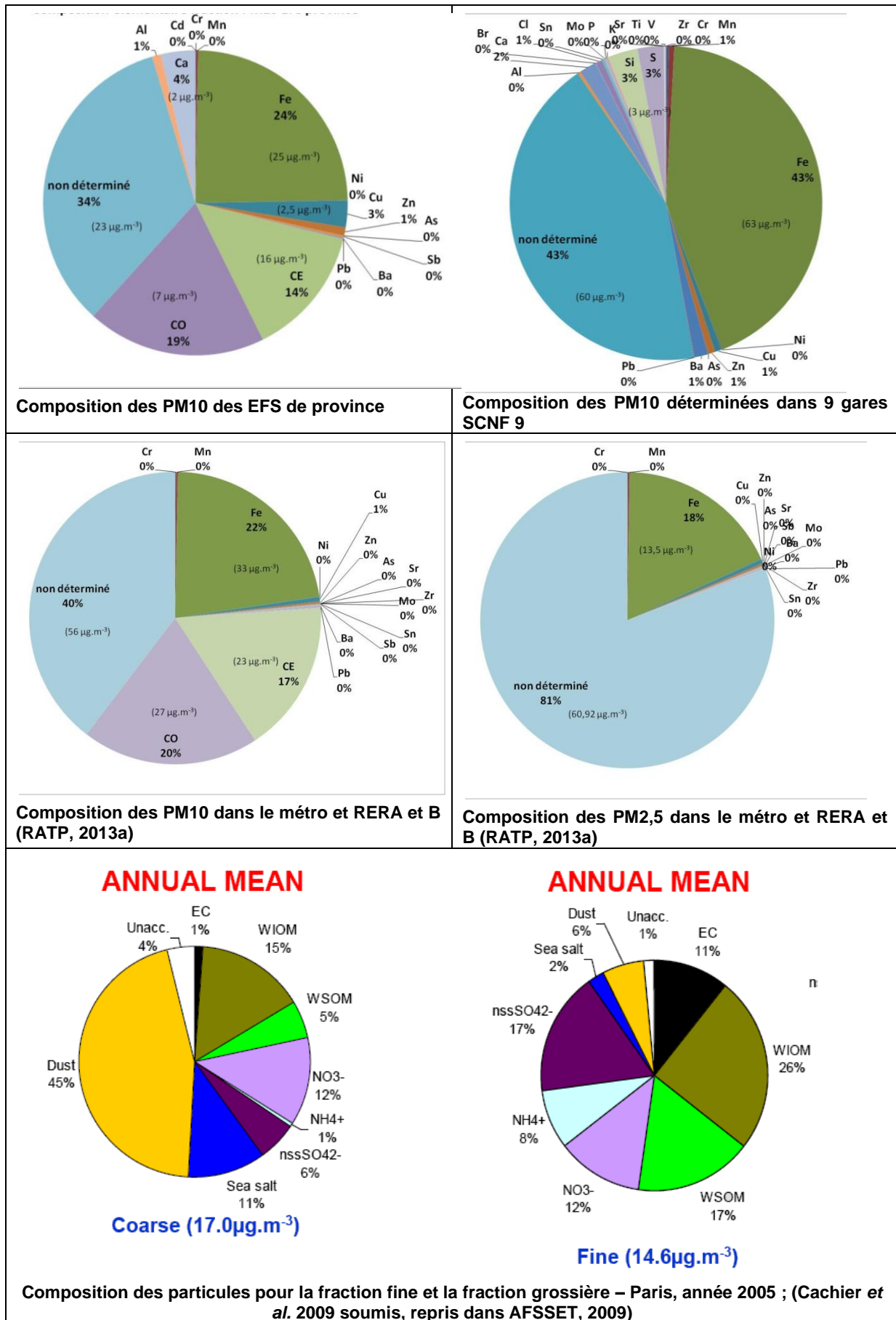


Figure 41 : Compositions des PM10 et PM2,5 des EFS et de l'air ambiant

3 État des connaissances sur l'exposition des travailleurs à la pollution de l'air des enceintes ferroviaires souterraines

3.1 Introduction

Les données et informations décrites dans ce volet relatif à l'exposition des travailleurs proviennent :

- de la littérature scientifique publiée jusqu'à décembre 2014 et rapportant des études d'exposition de travailleurs à tout type de pollution atmosphérique émises et présente dans les EFS. La recherche sous Scopus® a été réalisée avec les mots clés suivants : « subway » OU « underground railway » OU « underground train » ET « exposure » OU « air pollution » OU « concentration ». Au total, 14 publications ont été identifiées, 6 ont été exclues en raison de l'absence de données se rapportant *stricto sensu* à l'exposition des travailleurs à la pollution de l'air des EFS,
- de la bibliographie identifiée dans les revues et synthèses bibliographiques portant sur le sujet,
- de la recherche sur Google® pour la littérature grise,
- de la consultation en 2013 des exploitants de moyens de transports ferroviaires souterrains et en particulier la RATP pour son étude sur la qualité de l'air inhalé par les salariés dans les EFS transmise à l'Anses,
- des auditions de représentants du personnel RATP, CHSCT et délégués du personnel,
- de données extraites des bases de données d'exposition COLCHIC et SCOLA.

Les principales caractéristiques de la pollution de l'air des enceintes ferroviaires souterraines décrites au chapitre 2 précédent de ce rapport illustrent les nombreux obstacles qui se dressent devant une évaluation exhaustive et précise des expositions professionnelles.

Le premier de ces obstacles réside dans la particularité de la composition des particules. En effet, la forte teneur en fer et en autres métaux sous différentes formes, ainsi qu'en carbone élémentaire et organique, ne permet pas d'affirmer que les fractions particulaires sont totalement sans effet spécifique sur la santé. En ce sens, toute comparaison directe entre les valeurs de concentration PM intérieures aux EFS et les VLEP déterminées pour les poussières sans effet spécifique est à entreprendre avec prudence, ainsi que les comparaisons avec les PM extérieures.

La diversité des lieux de travail et de leur environnement constitue un second obstacle de taille. En effet, certains métiers sont exercés dans les gares, les couloirs, sur les quais ou dans les rames, comme les métiers d'agent de recette ou bien d'agent de contrôle. Dans ce cas, les études d'exposition disponibles et les mesures en station fixe sur les quais peuvent être utilisées pour une évaluation de leur exposition. Pour les conducteurs de rames, le lieu de travail est principalement la cabine de conduite du train, les études d'exposition disponibles pouvant là aussi être utilisées pour une évaluation de leur exposition.

En revanche, un grand nombre d'activités parmi lesquelles la maintenance du réseau ou du matériel roulant se font dans des endroits spécifiques comme les tunnels ou les centres de dépannage des trains. Ces opérations spécifiques de maintenance n'ont fait l'objet que de rares études publiées tant au niveau international qu'au niveau français. Ces opérations sont toujours réalisées dans des conditions particulières, dans des zones de travail interdites au public et le travail se fait très souvent de nuit dans des conditions de pollution atmosphérique très différentes

de celles observées le jour sur des quais, en station ou dans les rames. Par ailleurs, ces opérations peuvent être réalisées par les entreprises exploitant les EFS, mais elles peuvent également être sous traitées à des entreprises externes peu ou pas informées de ces spécificités. C'est sur ce point d'ailleurs que les représentants syndicaux et des CHSCT auditionnés ont attiré l'attention du groupe de travail, ainsi que le problème de l'amiante encore présent, selon eux, sur des matériels roulants relativement anciens mais toujours en circulation et dans de nombreux endroits en station ou en tunnel.

La plupart des études recensées dans la revue de Nieuwenhuijsen *et al.* (2007) font état de niveaux d'exposition à la pollution particulaire significativement plus élevés en enceintes souterraines qu'en surface, certaines concluent d'ailleurs à une contribution significative de l'exposition quotidienne des usagers au regard du temps passé dans ces enceintes. Il paraît donc évident que les travailleurs présents dans ces enceintes souterraines sont soumis à une contribution au minimum aussi importante que les usagers.

3.2 Revue de la littérature internationale

Yu *et al.* (2004) ont réalisé une étude sur l'exposition des travailleurs à l'amiante lors de la rénovation du système de climatisation du métro à Séoul. Même si tous les métros ne sont pas équipés de systèmes de climatisation, cette étude est intéressante du point de vue de la connaissance des expositions aux fibres d'amiante. Des prélèvements de matériaux tels que les conduites, les joints, les écrans de soudure, dalles de plafond ont été réalisés pour une identification de fibres d'amiante. Douze des dix huit matériaux prélevés contiennent de l'amiante, dix sous forme de chrysotile et deux sous forme de trémolite. Neuf des soixante douze prélèvements atmosphériques ont mis en évidence des fibres d'amiante, majoritairement du chrysotile. Les teneurs sont comprises entre 0,003 et 0,02 fibre/cm³ soit 3 à 20 fibres par litre. Cette étude confirme la présence potentielle d'amiante dans les EFS sans pour autant donner d'information sur ses origines.

L'exposition des travailleurs dans les commerces des galeries souterraines du métro à Séoul a été abordée dans l'étude de Maskey *et al.* (2011). Huit séries d'aérosols prélevés dans les galeries marchandes ont fait l'objet d'une micro analyse par sonde électronique (EPMA), 7900 particules ont été ainsi caractérisées. Dans tous les échantillons, les particules majoritaires sont des dérivés primaires ou secondaires des sols, riches en aluminosilicates et carbonates et de structures irrégulières. Puis, viennent ensuite les particules riches en carbone issues de combustion et les particules riches en fer. Des quantités significatives de particules avec des compositions chimiques riches en carbone, azote et oxygène, issues de textiles sont présentes à proximité des magasins de vêtements et d'articles en cuir. Selon les auteurs, la nature et la quantité de ces substances ne sont pas différentes de celles observées dans les mêmes environnements en surface et par conséquent, ne font pas craindre de risques spécifiques dus au fait d'être situé en EFS.

Dans une étude sur le métro romain, Ripanucci *et al.* (2006) ont mis en œuvre des prélèvements orientés « usagers » avec la mesure de PM10 et leur caractérisation minérale mais également des prélèvements orientés santé au travail avec des prélèvements des fractions inhalable et alvéolaire. Ces prélèvements ont été complétés par des prélèvements de poussières sédimentées dans les tunnels et sur les quais en vue d'une caractérisation complète. Les prélèvements atmosphériques sont tous des prélèvements d'ambiance et ils ne peuvent donc pas être directement reliés à des activités particulières. Les paramètres mesurés sont les concentrations massiques en PM10, les fractions inhalables et alvéolaires, la composition en métaux des poussières sédimentées et atmosphériques, la présence d'amiante dans ces mêmes fractions, la teneur en carbone organique et en silice dans la fraction alvéolaire. Les résultats confirment des concentrations en PM10 et une fraction alvéolaire plus élevées en souterrain qu'en surface, alors que la quantité de carbone organique est approximativement constante. Ces résultats indiquent que la pollution en carbone organique provient moins de sources de pollution souterraines que la pollution minérale et métallique. Les mesures de silice dans les fractions inhalable et alvéolaire montrent une part importante de pollution, la silice étant présente dans le sable utilisé lors des freinages d'urgence ou des manœuvres en pente pour augmenter l'adhérence des roues sur les rails. Ces opérations

de sablage sont à l'origine de la consommation de 400 tonnes annuelles de sable pour les deux lignes du métro romain. La pollution en silice varie très peu dans la fraction alvéolaire d'un lieu de prélèvement à l'autre, ce qui démontre que la silice est facilement aéroportée. Comme pour d'autres études, les prélèvements de poussières montrent des concentrations en fer 12 fois plus élevées, en manganèse 17 fois plus élevées et en cuivre 7 fois plus élevées que dans l'air extérieur. Les concentrations en PM10 sont environ trois fois et demie plus importantes en EFS qu'à l'extérieur. En pondérant par le temps passé dans les cabines et sur les quais, les auteurs (Ripanucci *et al.* 2006) concluent que l'augmentation de l'exposition des usagers sur 24 heures en PM10 est de $3 \mu\text{g.m}^{-3}$, alors que pour les agents de quai et les conducteurs cette augmentation est de 10 et $11 \mu\text{g.m}^{-3}$ respectivement.

L'objectif de l'étude de Seaton *et al.* (2005) est d'évaluer les risques associés à l'inhalation des particules dans les atmosphères du métro londonien et d'apporter de l'information sur les expositions des usagers et des travailleurs. Dans cette étude, des prélèvements d'ambiance de la fraction PM2,5 ont été réalisés pendant trois jours sur les quais et dans les cabines de conduite. Les résultats des mesures atmosphériques sont mis en relation avec des indicateurs biologiques d'effets. Les conducteurs passent la grande majorité de leur temps dans la cabine de conduite, leur exposition peut donc être directement calculée à partir des mesures d'ambiance réalisées en cabine. En ce qui concerne les agents en station leur temps de présence sur quai est évalué à 5 heures par poste. Par conséquent, le calcul de leur exposition à partir de la concentration particulaire mesurée sur les quais doit tenir compte de cette pondération. A partir de ces budgets temps, l'exposition moyenne des conducteurs est estimée entre 0,13 et $0,2 \text{ mg.m}^{-3}$ et celle des agents de station, entre 0,07 et $0,17 \text{ mg.m}^{-3}$. La valeur limite d'exposition au Royaume Uni est de 5 mg.m^{-3} exprimée en oxyde de fer pour les fumées de soudage. Ces résultats sont très inférieurs à cette valeur limite, de plus les particules sont de plus grosse taille dans les phénomènes de friction et d'abrasion que dans les fumées de soudage. Les auteurs concluent donc que le risque de maladies pulmonaire ou cardiaque graves dues aux particules est extrêmement faible. Ils encouragent néanmoins à poursuivre les efforts de réduction des expositions aux particules car ces dernières ne peuvent pas être considérées comme non toxiques.

Une seule étude s'est véritablement attachée à étudier l'exposition professionnelle de tous les métiers exercés en EFS, il s'agit de l'étude menée dans le métro newyorkais dans les années 2000 (Chillrud *et al.* 2005; Grass *et al.* 2010). L'objectif de cette étude est plus de corrélérer les concentrations atmosphériques avec des indicateurs biologiques d'exposition ou d'effet que de réaliser une véritable évaluation des expositions professionnelles aux poussières métalliques. Elle porte donc sur un nombre réduit de sujets, environ 40, mais balaye aussi bien les tâches habituellement étudiées comme les conducteurs, contrôleurs dans les rames, qu'un grand nombre de tâches de maintenance des voies, des stations et des matériels roulants, de travail sur le ballast et les rails, et ce de jour comme de nuit. Les salariés ont été équipés de manière individuelle pour une mesure des PM2,5 et la composition élémentaire de cette fraction en fer, nickel et chrome a été déterminée par ICP MS. Les auteurs classent les salariés en trois classes d'exposition qui pourraient être apparentées à des groupes d'exposition homogènes (GEH). La classe de faible exposition concerne les conducteurs, les contrôleurs et les agents de service en station. Dans la classe d'exposition moyenne se retrouvent les signaleurs de train sur les chantiers de voirie, les travailleurs sur le train à déchets et les opérateurs en charge de la révision des matériels roulants. Enfin, les travaux de construction et de maintenance de la voirie font partie de la classe des fortes expositions. Il est intéressant de constater que les activités habituellement étudiées, c'est-à-dire celles en lien avec les usagers, sont relativement peu exposées et que les concentrations particulières dans les autres groupes de métiers sont beaucoup plus élevées (Tableau 54). Globalement, les travailleurs en souterrain sont exposés à des concentrations en PM2,5 2 à 3 fois plus élevées qu'en surface et à des concentrations en fer 70 fois plus élevées. Les concentrations mesurées lors des travaux de maintenance sur les voies sont 4 à 5 fois plus élevées en PM2,5 et 160 fois plus élevées en fer que les concentrations en surface. Si la représentativité de cette étude est relativement limitée du fait du faible nombre de mesures et du nombre insuffisant des paramètres mesurés, soit les PM2,5 et les concentration en Fe, Mn et Cr, elle est la seule à

apporter des informations sur les niveaux d'exposition liés spécifiquement aux activités de maintenance des voies et du matériel roulant toujours ignorées dans les études de terrain.

Une autre étude d'une équipe suédoise dans le métro de Stockholm avait des objectifs assez similaires (Bigert *et al.* 2008; Bigert *et al.* 2011) sans être aussi complète du point de vue des activités suivies. Dans cette étude, les effets à court terme sur la fonction ventilatoire et sur le risque cardiovasculaire ont été évalués en corrélant des indicateurs biologiques d'effet avec les expositions aux particules métalliques des EFS mesurées entre novembre 2004 et mars 2005. Les mesures individuelles de PM_{2,5} ont également été réalisées sur un faible nombre de sujets : 44 salariés dont 11 agents d'entretien, 12 contrôleurs, 13 conducteurs et 8 agents de vente. Elles permettent de classer les activités en quatre GEH, qui sont des sous divisions du GEH de faible exposition de l'étude sur le métro de New York. Les résultats des mesures réalisées dans cette étude, présentés dans le Tableau 54, indiquent une relative cohérence de l'exposition aux concentrations en PM_{2,5} des conducteurs et des agents de nettoyage des quais avec celle observée dans d'autres métros. Il est donc légitime de penser que les situations de fortes expositions mises en évidence pour les travaux sur les voies dans le métro newyorkais pourraient être identiques dans d'autres métros. Les expositions de conducteurs à la fraction PM_{2,5} dans le métro londonien mesurées par Seaton *et al.* (2005) sont environ dix fois plus élevées que dans les études à New York et à Stockholm, avec des médianes par lignes comprises entre 130 et 200 µg.m⁻³. Il est à noter que le métro de Londres est plus ancien que les métros de New York et Stockholm et qu'il est considéré comme l'un des métros les plus pollués.

Tableau 54 : Niveaux d'exposition aux PM_{2,5} des travailleurs en souterrain mesurés dans les métros de New York (Chillrud *et al.* 2005 ; Grass *et al.* 2009) et estimées à Stockholm (Bigert *et al.* 2008 et 2011) et à Londres (Seaton *et al.* 2005)

Activité concernée	PM _{2,5} (µg.m ⁻³)						
	New york			Stockholm			Londres
	n	Médiane	Etend. 5-95%	n	Moyenne	Etend. 5-95%	Estimation
Maintenance des voies	6	61	38-439	-	-	-	-
Construction des voies	6	53	40-80	-	-	-	-
Train à déchets	3	27	27-40	-	-	-	-
Signaleurs sur chantiers	6	21	17-70	-	-	-	-
Conducteurs et contrôleurs en rame	6	15	7-18	13	19	14-23	130-200
Atelier de révision	6	20	8-75	-	-	-	-
Agent de nettoyage ou de contrôle sur quai	6	19	8-27	11	63	43-83	75-170
Totalité	39	27	8-112	-	-	-	-
Prélèvement en surface ou groupe de référence	36	13	7-21	8	10	5-15	

3.3 Données françaises

Le réseau souterrain du métro et du RER francilien est de loin le plus important sur le territoire français. Il est également le plus ancien, ce qui implique une gestion de la maintenance des infrastructures et des matériels roulants spécifique.

3.3.1 Description de la population de travailleurs et typologie des activités

D'après les données mises à disposition par la RATP, le nombre de salariés travaillant plus ou moins régulièrement dans les EFS du réseau RATP est d'environ 13000 en 2013. Cette population est répartie entre les métiers de l'exploitation du transport et de la maintenance, que ce soit de l'équipement roulant ou bien des infrastructures, de la sécurité et de la prévention. Le nombre de travailleurs sous traitants, ou dont l'activité est hébergée, dans les EFS de la RATP est d'environ 2330 pour les commerces, 1500 pour l'entretien, 250 pour le gardiennage et 2150 pour les travaux sur les infrastructures (voies, caténaires, etc.). La préfecture de police donne le chiffre de 1275 intervenants pour la brigade ferrée qui intervient également en surface dans les gares SNCF.

L'exploitation du transport comprend environ 5000 travailleurs, essentiellement composés de conducteurs : 3117 conducteurs de passagers de métro généralement affectés à une ligne, 781 conducteurs de RER et 98 conducteurs affectés au transport pour les travaux et au transport de personnel en charge de la régulation du trafic et de la signalisation. Les conducteurs passent la plupart de leur temps de travail dans la cabine de la rame. Les agents et responsables de manœuvre et de départ des trains sont environ 800 et travaillent généralement dans des postes de manœuvres locaux (PML) situés aux terminus des lignes ou dans des stations importantes. Ces postes se situent au niveau des quais et des voies ou les surplombent.

L'organisation du transport et des services emploie environ 4900 personnes qui sont essentiellement basées dans les gares et couloirs, il s'agit des agents de recette, de contrôle et de propreté des stations, répartis sur toutes les lignes.

Les opérations de maintenance de l'infrastructure sont constituées de deux grands secteurs :

- la maintenance des infrastructures comprend environ 1300 travailleurs salariés de la RATP, répartis en 600 travailleurs qui réalisent la pose et la réparation de voies essentiellement en tunnel, 500 travailleurs à la transformation et la distribution de l'énergie, essentiellement en tunnel également, 220 travailleurs à la maintenance des équipements, stations et ouvrages d'art toujours en tunnel et galeries,
- la maintenance des équipements et des espaces, avec un peu plus de 1000 travailleurs dont 480 dans les métiers de l'électricité et l'électromécanique exerçant plutôt dans les stations et sur les quais, 222 à la gestion des bâtiments et du génie civil, travaillant en station, sur les quais et en tunnel, et 322 travailleurs en charge de l'informatique industrielle en station, sur les quais et en tunnel.

La maintenance des trains est assurée selon une organisation géographique et fonctionnelle à plusieurs niveaux :

- la maintenance corrective sur les trains et les interventions de courtes durées sur les trains se font dans l'un des 23 centres de dépannage des trains (CDT) placés sur chaque ligne près d'un terminus. Sur ces 23 CDT, 14 sont entièrement souterrains et par conséquent seuls 140 travailleurs sur les 3200 du département du Matériel roulant ferré (MRF) sont directement concernés par le travail en EFS,
- la maintenance préventive ou les opérations correctives plus complexes se fait dans des Ateliers de maintenance des trains (AMT),
- les révisions des différents organes et les réparations de la caisse des rames se font dans les Ateliers de maintenance patrimoniale (AMP).

Les AMT, les AMP et 9 CDT sont aériens et les opérateurs intervenant dans ces ateliers ne peuvent pas être considérés comme travaillant dans les EFS. Cependant, ils peuvent être en contact avec la pollution particulaire spécifique des EFS lors des tâches de maintenance des systèmes de freinage ou de sablage par exemple.

Enfin, la sécurité, la prévention et l'action sociale concerne 730 travailleurs de la RATP qui interviennent dans les stations, sur les quais et dans les rames.

La répartition de cette population de travailleurs est détaillée dans le Tableau 55. Après étude des métiers et des postes, le groupe de travail a défini 5 zones de travail différentes que sont :

- la station et les couloirs de la station
- les quais
- les trains
- les tunnels
- les centres techniques souterrains.

Si la plupart des métiers sont bien identifiés et localisés, certains métiers évoqués lors des auditions des représentants du personnel n'ont pas pu être clairement identifiés dans les fiches métiers renseignées par la RATP. Il s'agit notamment des activités de relevage de voitures déraillées lors des mouvements de trains sans passagers, soit environ une trentaine de déraillements estimés par an. Cette activité concernerait une quarantaine de travailleurs et se déroulerait plutôt en tunnel. Les représentants ont également évoqué 500 agents se trouvant en journée dans les tunnels, comme les « parcoureurs à pied », des agents de maintenance de la voie, qui ne sont pas clairement identifiés dans les métiers de la maintenance ou de l'exploitation.

Le réseau ferroviaire souterrain de la SNCF comprend d'une part quelques 1800 tunnels répartis sur le territoire français, et d'autre part une concentration d'installations souterraines majeure en Ile de France (RER) et dans Paris intramuros en particulier.

Parmi les travaux réalisés dans les tunnels, les travaux de régénération des ouvrages (ex : confortement, réfection, amélioration de l'assainissement, reconstruction) ont représenté 10 chantiers recensés en 2012. Les autres travaux incluent notamment les visites d'ouvrage, la rénovation et le renouvellement de la voie et du ballast et sont réalisés par un agent à plusieurs dizaines selon l'intervention. Les périodes d'intervention vont de quelques heures à plusieurs jours par an. 3295 agents SNCF ont travaillé, en 2012, au moins une journée dans des tunnels pour une durée cumulée de 67984 jours (soit une moyenne annuelle de 20 jours par an et par agent). Journallement, ces travaux sont d'une durée variant de 3h à 8h. Durant cette même période, 2185 agents ont travaillé au moins 20 jours en continu dans un tunnel.

Les installations souterraines en région parisienne concernent 32 gares ayant des espaces souterrains dont 6 sont entièrement souterraines. D'après les données communiquées par la SNCF en 2013, les catégories de travailleurs exerçant dans ces gares et circulant sur ce réseau francilien comprenaient :

- 781 conducteurs de rame RER circulant sur le réseau RATP, sachant qu'il n'existe pas de ligne souterraine sur le réseau francilien SNCF de RER¹⁹,
- 300 agents SNCF de maintenance des gares, leur temps passé dans les EFS étant très variable et ne constituant souvent pas l'essentiel de leur activité exercée dans les parties aériennes des gares,
- 1084 agents de maintenance des infrastructures (voies, caténaires, etc.) qui sont intervenus dans un tunnel en 2012 pour un nombre de jours cumulés de 9700 jours. A titre indicatif, en 2003, le nombre de nuits de travaux sur une gare souterraine pouvait atteindre 120 sans utilisation de moteurs thermiques, 36 en lien avec l'utilisation de petit outillage thermique, 53 en lien avec l'utilisation de petits engins thermiques (draisive pouvant tracter un wagon ou plus) et 190 en lien avec l'utilisation d'engins de traction lourds dédiés aux infrastructures,

¹⁹ Une ligne souterraine est définie ici comme une ligne où plus de 50% du linéaire est souterrain.

- 1500 agents commerciaux SNCF passant la quasi-totalité de leur service en gare souterraine,
- et un nombre inconnu de prestataires pour le gardiennage, le nettoyage et maintenance des ascenseurs et escalators, de commerçants, ainsi que d'agents de la police des transports disposant de locaux de travail en souterrain.

Au total, au moins 2880 travailleurs ont pu être recensés comme travaillant dans le réseau ferroviaire souterrain de la SNCF. Ce nombre qui n'inclut pas les travailleurs prestataires de la SNCF et les entreprises hébergées dans le réseau d'EFS de la SNCF est en deçà de la réalité.

En province, les nombres de travailleurs recensés sur les différents réseaux de transport ferroviaire souterrain étaient beaucoup plus faibles, soit : 545 à Lille, 346 à Lyon, 326 à Marseille et 101 à Rennes. A Toulouse et Rouen, ce nombre n'a pu être déterminé.

Au total, le nombre de travailleurs exerçant régulièrement dans les 7 réseaux de transport ferroviaire souterrain en France (métro, RER) est estimé à plus de 28000 individus dont plus de 26000 individus en Ile-de-France, incluant 13000 salariés de la RATP et 2880 salariés de la SNCF. Par ailleurs, environ 3300 agents SNCF travaillent plus ou moins ponctuellement à la maintenance des tunnels répartis sur le réseau national SNCF.

3.3.2 Mesures d'expositions individuelles issues de l'étude RATP en 2005

Si les entreprises exploitant les autres systèmes de métro en France comme à Lyon, Marseille, Lille, Toulouse, Rennes et Rouen peuvent réaliser des mesures d'exposition individuelle dans le cadre de l'évaluation des risques professionnels, elles ne sont pas en mesure de réaliser des études à grande échelle comme peut le faire la RATP. Cependant, un certain nombre des résultats obtenus et des conclusions de l'étude RATP présentée ici peuvent être extrapolés aux autres métros français.

Cette étude de grande envergure sur l'évaluation de l'exposition de salariés (RATP, 2010a et 2013a) s'inscrit dans le contexte suivant :

- Le CSHPF a recommandé pour les usagers une valeur de référence de $347 \mu\text{g.m}^{-3}$ pour les PM10 sur la base d'une présence quotidienne de deux heures en EFS. Or, les agents travaillant dans les EFS passent trois à quatre fois plus de temps dans ces enceintes,
- il ne peut pas être exclu que la pollution particulaire des EFS puisse avoir un impact sur la santé des travailleurs exposés.

Par conséquent, le service de santé au travail de la RATP a mis en place une étude d'évaluation de l'exposition pour quatre métiers exercés dans les EFS : les conducteurs (métro et RER), les agents de manœuvre, les agents de recette et les agents de contrôle. Ces quatre métiers ont été choisis car ils regroupent un grand nombre d'agents travaillant en EFS et pratiquant des activités non génératrices de poussières. Ce choix exclut donc tous les métiers de la maintenance et réduit l'évaluation des expositions professionnelles aux lieux essentiellement fréquentés par les usagers, c'est-à-dire stations, couloirs, quais et rames. Les personnes exerçant ces métiers ont été sélectionnées par tirage au sort avec une stratification sur l'horaire de travail (matin ou mixte), et la participation à l'étude a ensuite été volontaire. Les métiers investigués dans cette étude sont surlignés en bleu dans le Tableau 55, les agents de recette et les agents de contrôle étant inclus dans la catégorie « Agents de station et de gares ».

Cette étude a été menée sur toutes les lignes de métro et de RER et dimensionnée en trois phases : une étape de faisabilité sur une ligne en 2003, une enquête pilote sur cinq lignes en 2003-2004 afin de déterminer les indicateurs de la pollution les plus pertinents, et la campagne finale en 2005 sur l'ensemble des lignes du réseau ferré de la RATP. L'ordre de prise en compte des différentes lignes de métro ou de RER a été déterminé par tirage au sort avec une stratification selon la période de l'année (saison chaude de mai à octobre et saison froide de novembre à avril). La répartition des prélèvements par ligne et par métier réalisés dans l'enquête pilote et la campagne finale est indiquée dans le Tableau 56.

Tableau 55 : Typologie des métiers et tâches des travailleurs intervenant sur le réseau des EFS de la RATP (d'après les données communiquées par la RATP en 2013).

Surlignés en bleu, les métiers directement concernés par la campagne de mesures RATP (RATP, 2010a).

	Métiers, activités	Population	Stations & couloirs	Quais	Rames	Tunnels	CDT
Salariés RATP	Poseurs de voies, caténaires, etc.	1200	-	+	-	+++	+
	Electricité électromécanique	480	+++	++	-	+	-
	Bâtiment génie civil	222	++	++	-	+	-
	Informatique industrielle	322	+++	+	-	+	-
	Agent de manœuvre/départ	252	-	+++	-	-	-
	Agent de manœuvre au GMT	29	-	-	+	+++	-
	Conducteurs de métro	3117	-	-	+++	-	-
	Conducteur au GMT	98	-	-	+++	+	-
	Relevé de charges à H&T	50		+++	+	-	-
	AMP chargé d'exploitation en UO	366	-	+	+	+	++
	AMP chargé d'exploitation au GMT	12	-	++	+	++	+
	AMP formateur et chargé de réglementation de l'USFRT	44	-	+	++	+	++
	Maîtrise chef de départs segmentés	78	-	+++	-	-	+
	Maîtrise chef de transport au GMT	31	-	-	+++	+	+
	Maîtrise Superviseur conduite	9	-	-	++	+	+
	Autres maîtrises	11	-	-	-	-	+++
	Cadre responsable d'exploitation en terminus	35	-	-	-	-	+++
	Cadre responsable d'atelier	15	-	-	-	-	+++
	Autres cadres	5	-	-	-	-	+++
	Aide à la régularité	326	+	+++	-	-	-
	Conducteur RER*	781	-	-	+++	-	-
	Opérateur / assistants	18	+	+++	-	-	-
Agents et encadrement GPSR et prévention	730	++	++	+	-	-	
Agents de station et de gare	4898	+++	+	-	-	-	
Dépanneur de rame en CDT	140	-	-	-	-	+++	
Sous-traitance/ Activité hébergée	Maintenance des infrastructures**	2146	?	?	?	?	?
	Entretien	1500	?	?	?	?	?
	Gardiennage	250	?	?	?	?	?
	Commerces	2330	+++	-	-	-	-
	Police***	1275	++	+	+	-	-

* Conducteurs SNCF circulant sur le réseau RATP

** Estimation de la RATP correspondant au nombre de cartes d'accès aux réseaux délivrées en 2014 (travaux sur voie, caténaires, etc.)

*** Données communiquées en 2013 par la préfecture de police

Légende

-	pas de présence régulière
+	moins de 25% du temps de travail
++	entre 25 et 70% du temps de travail
+++	Plus de 70% du temps de travail

Tableau 56 : Répartition des prélèvements réalisés par ligne et par métier dans l'enquête pilote (5 lignes en 2003-2004) et la campagne finale (toutes les lignes en 2005) (RATP, 2010a)

	Conducteurs	Agents de manœuvre	Agents de recette	Agents de contrôle	Total
Lignes de métro et de RER					
1	10	8	6	6	30
2	4	4	4	4	16
3	4	4	4	7 ^a	19
3 bis	4	4	3	0 ^a	11
4	12	—	7	7	26
5	10	7	6	5	28
6	4	4	4	3	15
7	4	4	4	8 ^a	20
7 bis	4	4	4	0 ^a	12
8	10	7	6	6	29
9	4	4	4	4	16
10	4	4	4	4	16
11	4	4	4	4	16
12	4	4	4	4	16
13	4	4	4	4	16
14	—	—	3	7	10
A	12	—	9	7	28
B	4	—	4	4	12
Horaires					
Matin	54	32	45	43	174
Mixte	48	34	39	41	162
Saisons					
Chaude	52	39	44	46	181
Froide	50	27	40	38	155
Total	102	66	84	84	336

--- Métier inexistant sur cette ligne

^aCinq des sept agents de contrôle de la ligne 3 ont aussi travaillé sur la ligne 3bis et trois des huit agents de contrôle de la ligne 7 ont aussi travaillé sur la ligne 7bis.

(Source : RATP, 2010a)

Les prélèvements d'air ont été réalisés par des techniciens RATP préalablement formés et confiés pour analyse à des laboratoires extérieurs. Les prélèvements ont été effectués en semaine et à deux moments de la journée centrés sur les deux périodes de pointe d'activités : en matinée, généralement de 5h30 à 12h30 et en mixte, généralement de 12h30 à 19h30, soit des périodes de prélèvement d'environ 7 heures. Les prélèvements individuels ont été privilégiés et réalisés à l'aide d'appareils portés par un technicien accompagnant le personnel. Les techniciens de mesure ont reporté l'ensemble des événements lors du prélèvement sur un journal d'activités. Les indicateurs de pollution chimique utilisés sont les concentrations en particules PM_{2,5} et PM₁₀ ainsi que la composition en éléments métalliques, en carbone et en HAP de la fraction PM₁₀, en fibres amiante et fibres minérales artificielles, en HAM et en nicotine.

Les fractions PM_{2,5} et PM₁₀ ont été collectées à l'aide d'un échantillonneur ChemPass® et déterminées par gravimétrie des filtres de prélèvement sur une microbalance électronique ayant une sensibilité de 1 µg. Après la mesure gravimétrique, les filtres en polycarbonate ayant collecté les fractions PM₁₀ et PM_{2,5} ont été utilisés pour l'analyse de composition en éléments métalliques à l'aide d'une sonde PIXE. D'autres prélèvements de la fraction PM₁₀ ont été réalisés sur filtre en fibres de quartz de manière à doser sur une moitié de filtre le carbone organique et le carbone élémentaire, et des HAP sur l'autre moitié de filtre. Les HAP ont été dosés par extraction au solvant et dosage par HPLC. Le carbone (organique, total et par déduction élémentaire) a été dosé par pyrolyse et dosage du CO₂ pyrolytique.

Les concentrations en endotoxines, en fibres, en silice cristalline et certains métaux relevées lors de l'enquête pilote ont été jugées suffisamment négligeables pour ne pas être mesurées sur la totalité de la campagne.

Les résultats présentés dans cette étude mettent en évidence, sur la période 2003-2005, des teneurs plus élevées en PM_{2,5} pour les agents de contrôle des lignes 1, 5, 9, 11 et RER A ainsi que pour les agents de manœuvre des lignes 7, 7bis et 12 : entre 100 et 150 µg.m⁻³ et en moindre mesure pour les conducteurs de RER A et de la ligne 5 et les agents de recette des lignes 9 et RER B : entre 100 et 110 µg.m⁻³. Ces concentrations en PM_{2,5} sont comparables à celles mesurées dans le métro londonien, mais environ 10 fois supérieures à celles observées dans les métros de New York et de Stockholm.

En ce qui concerne l'indicateur PM₁₀, les teneurs les plus élevées correspondaient aux conducteurs des lignes 1, 5, 7, 7bis, 11, 12 et RER A, aux agents de contrôle des lignes 1, 7, 7bis, 12, 13 et en moindre mesure des agents de contrôle des lignes 1, 5, 7, 11 et RER A.

Les fractions PM₁₀ et PM_{2,5} sont variables selon les métiers, avec des concentrations en PM₁₀ et PM_{2,5} élevées chez les conducteurs, agents de manœuvres et agents de contrôle par rapport aux agents de recette (Figure 42). Par rapport aux agents de manœuvre et aux agents de contrôle, la composition des PM en éléments carbonés est plus faible pour les conducteurs dont l'exposition à la fumée de tabac environnementale (nicotine) est faible. Elle est relativement riche pour les agents de recette dont l'exposition est davantage influencée par l'apport d'air extérieur à l'EFS. Les teneurs en fer et plusieurs autres métaux sont toujours plus élevées chez les conducteurs qui sont en proximité permanente des voies et des tunnels.

Les concentrations d'exposition aux métaux se distribuent de la même manière dans les fractions PM₁₀ et PM_{2,5}, indiquant des sources de métaux identiques entre les PM₁₀ et PM_{2,5} (Figure 43). L'analyse paramétrique de la composition en métaux des fractions particulières a été longuement détaillée dans le chapitre 2.

Les concentrations en HAP particuliers sont souvent faibles, quelque soit le métier, même s'il existe certaines variations selon les lignes. Les teneurs en hydrocarbures aromatiques monocycliques, comme par exemple le benzène, sont quant à elles, comparables à celles observées sur la même période en extérieur.

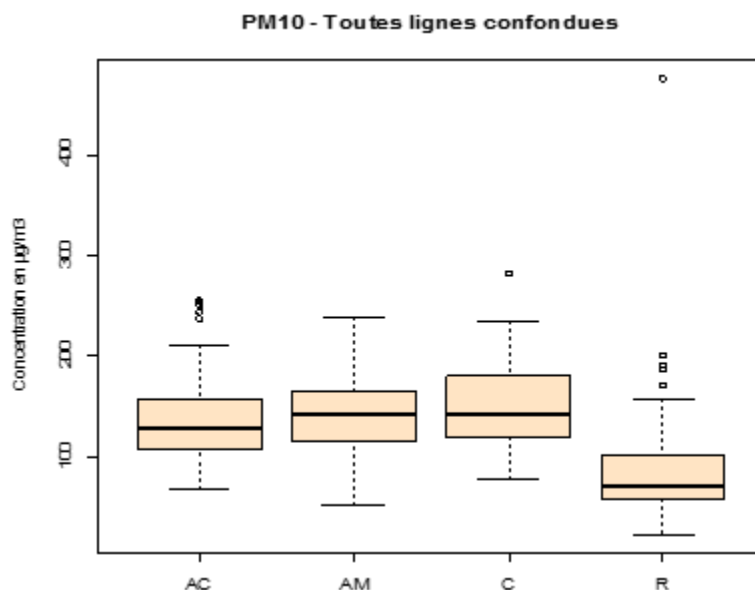
Il est difficile de conclure sur les résultats des prélèvements d'amiante et de silice limités à quelques lignes dans l'enquête pilote. Concernant les fibres d'amiante, à l'exception d'une mesure, toutes les concentrations d'exposition disponibles, mesurées en MOCP étaient inférieures à la VME 1h contraignante alors en vigueur (0,1 fibre.cm⁻³ sur une heure), la META ne révélant pas la présence d'amiante. Concernant la silice, toutes les concentrations d'exposition mesurées étaient inférieures à la VLEP 8h (0,1 mg.m⁻³ pour quartz, 0,05 mg.m⁻³ pour cristobalite).

Cette campagne est très riche en termes de mesures d'exposition. Cependant elle présente un certain nombre de limites dans le cadre de la présente expertise. La première limite est son ancienneté. En effet, si les résultats ont été documentés dans un rapport en 2010, les mesures ont été effectuées entre 2003 et 2005, ce qui ne permet pas d'inclure les évolutions les plus récentes de matériel roulant ou de système d'aération mais également toutes les évolutions dans l'organisation des métiers à la RATP. A titre d'exemple, les agents de contrôle ne sont plus aujourd'hui affectés exclusivement en EFS mais interviennent également pour le contrôle des bus en surface. L'impact de l'application de la loi anti-tabac dans les EFS n'est également pas visible

dans les données puisqu'elle est postérieure aux différentes campagnes de mesures. Mais la plus importante des limites concerne l'absence de données d'exposition pour les métiers de la maintenance et de l'entretien du matériel et des infrastructures. D'après les chiffres fournis par la RATP, la population concernée par ces activités est de l'ordre de 4500 travailleurs. L'absence de données pour une telle proportion de la population salariée est incontestablement une limite pour la réalisation exhaustive d'une évaluation quantitative du risque sanitaire chez les travailleurs des enceintes ferroviaires souterraines.

L'exploitation des données de cette étude réduite à la seule influence des métiers permet de mettre en évidence ou de confirmer les ordres de grandeurs et hiérarchies des expositions (Figure 42).

Le métier de conducteur est celui exposé aux plus fortes concentrations en PM10, avec une médiane à $155 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Cette exposition est due à la situation des conducteurs en tête de train dans le tunnel, dans des cabines non filtrées, non climatisées, qui peuvent circuler fenêtre ouverte. Ces valeurs dans le métro parisien sont comparativement plus élevées que celles mesurées dans le métro de Tokyo par Furuya *et al.* (2001) mais beaucoup moins élevées que celles mesurées dans le métro londonien par Seaton *et al.* (2005). En l'absence de comparabilité directe entre la fraction PM10 et les fractions inhalable ou alvéolaire, il n'est pas possible de quantifier ces expositions en pourcentage des valeurs limites d'expositions professionnelles en vigueur en France. Les valeurs médianes de l'exposition des agents de manœuvre et de contrôle sont également supérieures à $100 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, ce qui s'explique par une proximité directe avec les voies et les quais où les concentrations particulières sont plus élevées. La valeur moyenne de l'exposition des agents de recette, plutôt présents dans les gares, est significativement plus faible ($75 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$).



Concentrations médianes en $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$

Métier	PM10	PM2,5	Carb. total	Nicotine	Benzène
Conducteur	155.2	69.1	44	0.7	2.86
Ag. Contrôle	133.8	77.4	51.5	2.5	4.13
Ag. Manœuvre	146.7	83	49.7	2.71	3.6
Ag.Recette	74.8	48.8	42.2	2	3.65
Population totale	128.4	68.4	44.1	1	3.1

Figure 42 : Exploitation de données d'exposition (7h) par métier, toutes lignes confondues, issues de la campagne de mesures en 2005 (RATP, 2013a)

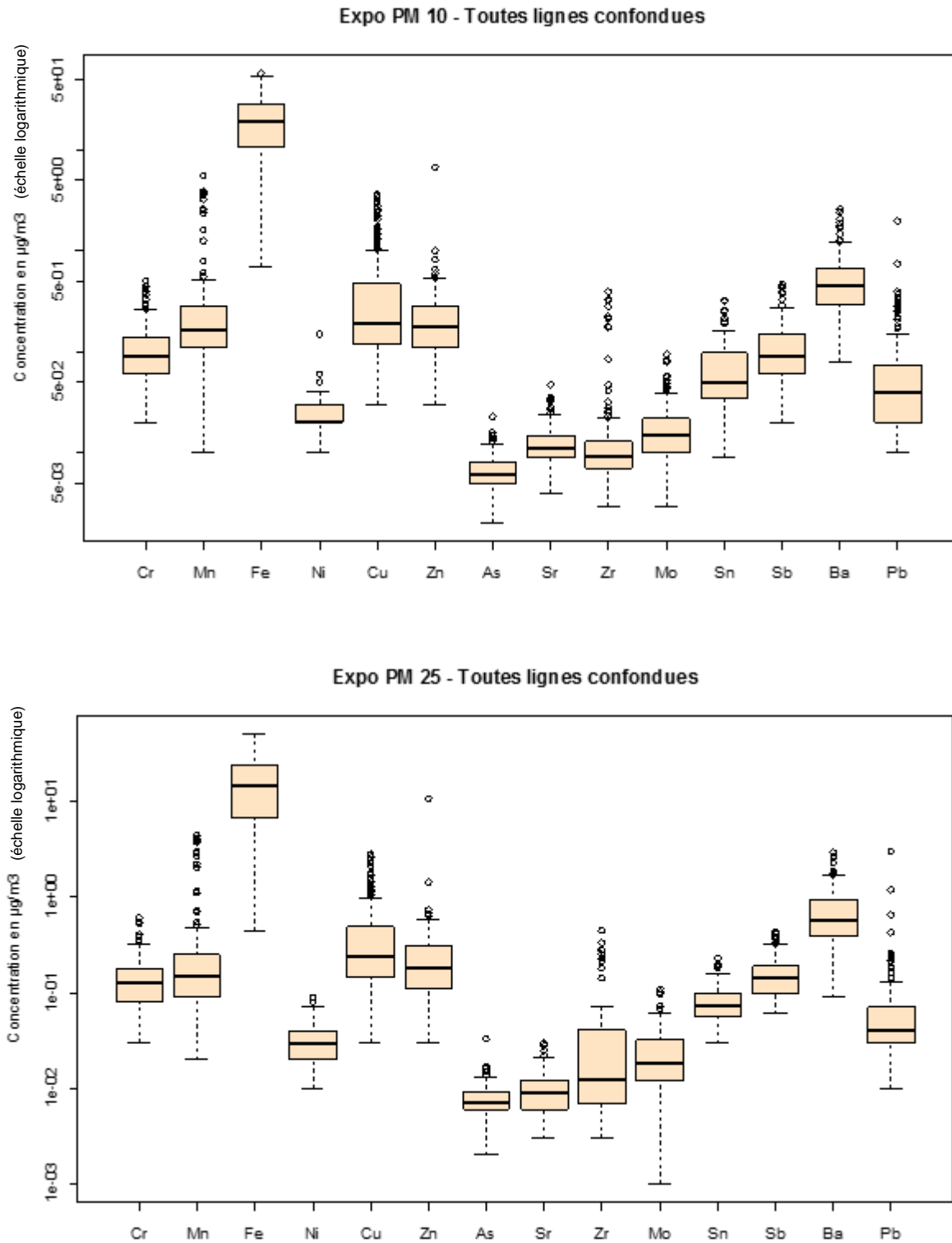


Figure 43 : Distribution des concentrations d'exposition (7h) par métaux, tous métiers et toutes lignes confondues, issues de la campagne de mesures en 2005 (RATP, 2013a)

3.3.3 Résultats de mesures extraits de COLCHIC et Scola

L'INRS a mis en place et exploite des bases de données d'expositions professionnelles. Ces bases de données sont alimentées par les laboratoires interrégionaux de chimie des CARSAT pour COLCHIC (COLlecte des données CHImiques des Carsat) et par les laboratoires accrédités lors de la mesure réglementaire en vue de l'évaluation du respect des valeurs limites réglementaires contraignantes pour SCOLA (Système de COLlecte des informations des Laboratoires Accrédités). Les données d'expositions, dans ces deux bases, sont accompagnées de paramètres descriptifs des activités et des postes de travail. Il est ainsi possible d'extraire les données accumulées sur une activité ou un poste de travail. Une interrogation de ces deux bases a été réalisée à partir des critères suivants :

- Code affecté au lieu de travail : Galerie et tunnels souterrains
- Code NAF : 49.31Z transport urbain et suburbain de passagers et 49.10Z transport ferroviaire interurbain de passagers

En ce qui concerne les dossiers COLCHIC, 7 dossiers ont été identifiés au cours des 20 dernières années. Les interventions des CARSAT se font toujours dans un contexte précis concernant des situations présentant *a priori* un risque d'exposition et pour lesquelles les solutions conventionnelles de prévention ne sont d'aucun apport. Il faut donc être vigilant lors de l'exploitation de ces données car elles ne sont pas forcément représentatives de toutes les activités décrites. Cependant, les dossiers rapportés ici présentent l'avantage de décrire les expositions pour un certain nombre d'opérations de maintenance peu documentées.

Parmi les sept dossiers, trois sont parfaitement identifiés comme concernant des activités se déroulant en souterrains. Les quatre autres sont des opérations de maintenance sur du matériel roulant en souterrain, mais les opérations de maintenance ne sont pas forcément faites en souterrain. Deux de ces quatre dossiers ont été exclus de l'analyse car les travaux concernés ne sont pas réalisés en EFS. Les évaluations concernent le taux d'empoussièrement, les métaux, les émissions des engins diesel et l'amiante.

Trois dossiers concernent la maintenance du système de freinage. Les opérations pour lesquelles les évaluations ont été réalisées sont la dépose et la pose de garnitures de frein, le nettoyage de garnitures ou le nettoyage du système de freinage. A Lille en 1996, les mesures étaient orientées spécifiquement sur les fibres d'amiante (Carsat Nord Picardie, 1996). En effet, les anciennes garnitures contenaient de l'amiante et l'objectif de l'intervention était de vérifier l'absence d'amiante résiduelle. Les mesures font état de concentrations faibles de 0,01 à 0,03 fibre/cm³ dont la nature est indéterminée pour des prélèvements d'une heure. Cette intervention a fait l'objet d'aménagements des postes de travail et de nouvelles mesures ont été réalisées en 2010 en ciblant également d'autres polluants : les poussières inhalables et le benzo(a)pyrène (Carsat Nord Picardie, 2010). Les prélèvements atmosphériques mettent en évidence une exposition professionnelle faible à des fibres (<0,03 à 0,05 fibres/cm³ sur 1h) et modérée à des particules (0,2 à 3,1 mg.m⁻³ de particules inhalables sur 1h). La nature des fibres n'est pas déterminée, mais l'absence d'amiante dans les matériaux laisse plutôt penser qu'il s'agit de fibres de carbone. Quant à l'exposition aux poussières inhalables, si elle est relativement faible par rapport à la VLEP-8h de 10 mg.m⁻³ lors de l'entretien du système de freinage, entre 0,2 et 1 mg.m⁻³, elle devient plus importante pour les opérations de nettoyage des groupes de filtration des rames avec 3,1 mg.m⁻³.

Les mêmes opérations de nettoyage et d'entretien du système de freinage ont fait l'objet d'une intervention à Paris qui a mis en évidence de fortes concentrations en particules inhalables égales à 10 mg.m⁻³ de poussières, dont la teneur est à 88% du fer (Cramif, 2002). Les prélèvements de fibres ne font, en revanche, pas apparaître de concentrations notables.

Dans toutes les interventions concernant la maintenance des systèmes de freinage, les opérateurs portaient des équipements de protections individuelles : masques FP3. Ces opérations de nettoyage et d'entretien n'ont pas eu lieu dans des EFS mais elles ont été réalisées sur du matériel pouvant rouler dans des EFS.

Une intervention réalisée dans un atelier d'entretien de tram lillois montre des résultats intéressants en ce qui concerne les opérations d'entretien des sablières équipant les systèmes de freinage d'urgence (Carsat Nord Picardie 2011). En effet, de tels systèmes sont utilisés sur les rames de métro et en l'absence de données sur l'entretien de ces rames, l'exploitation des résultats obtenus dans cet atelier retiennent l'attention du GT. Les prélèvements individuels réalisés lors des opérations de vidange et de remplissage des sablières présentent des concentrations supérieures aux valeurs limites professionnelles en poussières alvéolaires : 11,6 mg.m⁻³ de poussières alvéolaires et 5,3 mg.m⁻³ de quartz ont été mesurés. Ces opérations sont donc à l'origine d'expositions importantes et en l'absence de toute mesure de prévention au poste de travail, une évaluation de l'exposition est indispensable.

Une intervention a été réalisée lors d'une opération de nuit dans une EFS lors du changement d'un moteur d'aiguillage dans le métro lyonnais (Carsat Rhône-Alpes, 2009). Pour cette opération de maintenance, un camion à moteur diesel roulant sur rail, de type UNIMOG a été utilisé. La mesure des concentrations en gaz d'échappements, en métaux et en fibres montre que la maîtrise des conditions de ventilation permet de réduire les expositions aux émissions diesel.

Les mêmes critères de sélection appliqués à la base de données SCOLA ont permis d'identifier 16 mesures en poussières inhalables et 16 mesures en poussières alvéolaires. Ces deux paramètres ont une valeur limite contraignante fixée dans le décret N°84-1093 du 7 décembre 1984 dans le cadre des règles d'aération/assainissement des lieux de travail, mais ne nécessitent pas de contrôle annuel obligatoire, ce qui explique le faible nombre de résultats. En revanche, l'amiante et la silice possèdent des valeurs limites contraignantes et à ce titre, doivent faire l'objet d'un contrôle annuel obligatoire. Or, aucune donnée n'est renseignée dans la base SCOLA, du moins pas avec suffisamment de précision pour les relier directement à des activités dans les EFS. En effet, la base de données SCOLA est un outil relativement récent, que les laboratoires accrédités ne maîtrisent pas de la même manière que les laboratoires de CARSAT peuvent maîtriser la base COLCHIC.

Concernant les deux paramètres amiantes et silice, il est donc impossible de conclure sur l'absence de données dans la base SCOLA. Elle peut être due à l'absence de mesures mais également à un mauvais paramétrage des laboratoires intervenant. Lors des auditions, la RATP et la SNCF ont été sollicitées par le GT sur la mesure de ces polluants, mais en dehors des données de l'étude RATP en 2003-2005 (RATP, 2010a), aucun résultat récent de mesure n'a été mis à disposition du groupe de travail.

3.3.4 Résultats d'une étude d'ergotoxicologie

Il a été porté à la connaissance du groupe de travail, les résultats d'une étude d'ergotoxicologie réalisée en EFS, lors des opérations de meulage des rails de nuit. Ces résultats, non publiés dans une revue à comité de lecture, mais disponibles en ligne sous la forme d'un support de présentation, ont fait l'objet d'une communication orale en 2013 lors d'un congrès de médecine du travail à Vannes (Garrigou *et al.* 2013). L'objectif de cette étude est de comparer les facteurs de pénibilité perçus par le personnel à la mesure de facteurs réels : métrologie de l'effort par la charge physique, des nuisances chimiques et physiques. La présentation de cette étude réalisée lors d'un congrès de médecine du travail fait apparaître un niveau important d'exposition aux émissions diesel, aux poussières riches en fer et aux particules ultrafines en plus d'une charge physique très importante. Les postes de travail observés dans cette étude sont la conduite de train diesel, le suivi du train (contrôle qualité de meulage, ramassage des scories, résolution des incidents) et la supervision du chantier.

La métrologie associée à cette étude a été orientée pour évaluer les expositions aux particules de meulage, aux échappements de la locomotive diesel et à la pollution atmosphérique globale. Elle incluait des mesures instantanées de la concentration en COV, en poussières, alvéolaires et nanométriques caractérisant la variabilité dans le temps des expositions en fonction des opérations et des paramètres d'environnement, des mesures quantitatives et qualitatives indicatives du niveau des principaux polluants générés par les opérations observées et des mesures de la charge physique (activité physique et contraintethermique) par relevé continu de la fréquence cardiaque.

Les résultats présentés montrent une exposition ponctuelle supérieure à 20% de la VLEP-8h de la fraction inhalable pour certains postes, ce qui représente une probabilité importante de dépassement de la VLEP pour ces activités. L'exposition aux particules diesel sur 8h n'est pas présentée sous forme de résultats numériques mais d'indicateurs d'exposition et les trois postes suivis font état d'expositions moyenne et forte. Les mesures de particules ultrafines réalisées sur un quai de station et dans la cabine de la locomotive mettent en évidence des pics de concentration de l'ordre de 500000 particules/cm³ pour une concentration moyenne de l'ordre de 100000 particules/cm³ entre les pics, valeurs particulièrement élevées pour ce type d'environnement. Le groupe de travail n'a pas eu accès à l'ensemble des données chiffrées ni au rapport de cette étude réalisée en collaboration avec des médecins du travail d'une entreprise de transport de voyageurs.

Les quelques résultats de cette étude collectés confirment la spécificité de la pollution et de l'exposition des salariés lors de ces opérations de maintenance du réseau de nuit et méritent que des études complémentaires soient conduites pour une évaluation approfondie des risques et des mesures de prévention et de protection.

4 Etat des connaissances sur la toxicité des particules de l'air des enceintes ferroviaires souterraines

4.1 Introduction

La présente synthèse bibliographique intègre les données des études expérimentales *in vitro* et *in vivo* relatives à la toxicité des particules prélevées dans des enceintes ferroviaires souterraines (EFS), et ayant fait l'objet de publications scientifiques.

Les études publiées dans des revues à comité de lecture ont été identifiées par une recherche systématique des termes suivants dans l'intitulé, le résumé ou les mots-clés avec le moteur de recherche Scopus®, selon l'équation : «subway» OU «underground railway» OU «underground train» ET «toxicity» OU «risk assessment» OU «health» OU «health effect» OU «epidemiology».

La bibliographie de revues ou synthèses de la littérature (Donaldson *et al.* 1991 ; Hawkins, 2001 ; Hurley *et al.* 2003 ; Knibbs *et al.* 2011 ; Sehlstedt, 2011 ; ORS Ile-de-France, 2012) a été examinée afin d'identifier d'éventuelles études manquantes.

Au final, onze études *in vitro* et deux études *in vivo* ont été incluses et analysées. Certaines de ces études se sont concentrées sur la capacité des particules prélevées dans les EFS à produire des espèces réactives de l'oxygène (ERO), un stress oxydant ou encore une réponse inflammatoire, tandis que d'autres ont étudié leur potentiel génotoxique.

Ces études ont fait appel aussi bien à des approches acellulaires pour évaluer le potentiel intrinsèque de ces particules à générer des ERO et provoquer des lésions oxydatives de l'ADN, qu'à des études *in vitro* en utilisant des modèles de cellules cibles potentielles de ces particules à savoir des macrophages alvéolaires et des cellules épithéliales bronchiques ou encore des pneumocytes de type II. Une étude *in vivo* a évalué chez des rats exposés à ces particules des marqueurs de l'inflammation dans le lavage broncho-alvéolaire, la clairance pulmonaire et des effets histologiques (Cullen *et al.* 1995). Ce rapport d'étude n'a pas été publié dans une revue à comité de lecture.

Une seule étude française a été identifiée concernant des particules prélevées dans des EFS de la RATP (Bachoual *et al.* 2007). Elle a associé une étude *in vitro* à une étude *in vivo* chez la souris. Elle sera présentée séparément à la fin de ce chapitre.

4.2 Revue de la littérature

4.2.1 Potentiel et stress oxydants *in vitro*

Neuf publications traitent des effets pro-oxydants de l'exposition *in vitro* aux particules présentes dans les EFS (Jung MH *et al.* 2012 ; Kam *et al.* 2011a ; Lindbom *et al.* 2007 ; Seaton *et al.* 2005 ; Steenhoff *et al.* 2011, Janssen *et al.* 2014, Karlsson *et al.* 2005, 2008, Loxham *et al.* 2013) dont les principaux résultats sont résumés dans le Tableau 57, ainsi que l'étude française (Bachoual *et al.* 2007) décrite séparément au 4.3.

Seaton *et al.* (2005) ont réalisé des prélèvements de particules fines (PM_{2,5}) dans trois stations souterraines du métro de Londres. En utilisant un système acellulaire basé sur la capacité des radicaux libres à induire des scissions dans un ADN plasmidique, le potentiel pro-oxydant de ces trois échantillons de PM_{2,5} a été évalué et comparé à celui d'un échantillon de PM₁₀ prélevées

dans une station souterraine du métro de Manchester. Les auteurs ont rapporté un potentiel très marqué des échantillons de PM_{2,5} à induire des cassures de l'ADN, en comparaison avec celui de l'échantillon de PM₁₀ prélevées à Manchester ou encore de particules de titane (TiO₂). D'après leur rapport de recherche initial (Hurley *et al.* 2003), ces résultats étaient à mettre en relation avec la richesse des PM_{2,5} émises dans les trois stations souterraines du métro de Londres en plusieurs métaux (*i.e.* Cr, Cu, Mn), et surtout en oxydes de Fer, élément redox, de même qu'avec la présence de quartz. Non reprises dans la publication de Seaton *et al.* (2005), des données issues de ce rapport ont mis en évidence par des mesures en résonance paramagnétique électronique (RPE) que ces particules produisent du radical hydroxyl lorsqu'elles sont en présence de peroxyde d'hydrogène.

Karlsson *et al.* (2005) ont utilisé des PM₁₀ prélevées dans le métro de Stockholm. En condition acellulaire, ces particules sont capables d'induire des lésions oxydatives de la 2'-désoxyguanosine (dG) qui sont amplifiées si l'incubation des particules est réalisée en présence de H₂O₂ suggérant l'implication du radical hydroxyl généré par la réaction de Fenton dans l'exacerbation de cette lésion oxydative. Par contre, ces lésions sont réduites de 80 % si les particules sont prétraitées avec un chélateur de fer (*i.e.* deferoxamine) et ne s'observent plus si l'expérience est faite avec un extrait aqueux des particules (Karlsson *et al.* 2005). Ils concluent de ces résultats que le fer à la surface des particules est le contributeur aux réactions redox, le fer étant dans ces particules sous forme de magnétite (Fe₃O₄). Ce même groupe a en 2008, montré que les PM₁₀ du métro de Stockholm provoquaient une élévation rapide de la production d'ERO dans des cellules alvéolaires humaines (lignée A549), dès 2 heures d'exposition alors que des particules diesel, des PM₁₀ urbaines, des PM₁₀ issues de l'usure de pneus ou encore des particules issues de la combustion de biomasse étaient sans effet. Cette élévation d'ERO est suivie 6 heures plus tard par une dépolarisation mitochondriale, signe d'une perte de viabilité cellulaire qui alors s'observe aussi pour les particules diesel, les PM₁₀ urbaines et les particules issues de la combustion de biomasse (Karlsson *et al.* 2008). Ce résultat pourrait s'expliquer par une élévation des ERO plus tardive pour les particules plus carbonées liée à la métabolisation des composés organiques.

Lindbom *et al.* (2007) ont réalisé une étude sur les effets pro-oxydants de particules émises lors de l'abrasion de pneus sur différents types de revêtements routiers selon différents types d'usage, en utilisant comme élément de comparaison des particules PM₁₀ prélevées dans une station souterraine du métro de Stockholm (Suède). Les auteurs ont utilisé le test acellulaire de déplétion du dithiothréitol (DTT) basé sur la capacité des composés redox actifs à transférer un électron du DTT à l'oxygène. Ils ont montré que, à concentrations équivalentes, les particules générées dans la station souterraine du métro de Stockholm présentaient un potentiel pro-oxydant plus important que les particules générées en milieu urbain ou encore celles issues de l'abrasion de pneus sur granite ou sur quartz. Toutefois, l'absence d'une caractérisation physicochimique quantitative des particules testées n'a pas permis de corréliser cet effet à un élément constitutif en particulier. Ces différentes PM ne sont pas cytotoxiques pour les macrophages murins (lignée RAW 264.7). Cependant, seules les particules prélevées dans la station souterraine du métro de Stockholm ont montré une très forte capacité à provoquer une dégradation oxydative des phospholipides membranaires avec pour conséquence directe une libération d'acide arachidonique soulignant leur potentiel oxydant.

Steenhof *et al.* (2011) ont mené leur étude expérimentale *in vitro* dans le cadre du programme Risk of Airborne Particles- a hybrid Toxicological and Epidemiological Study (RAPTES) financée par le Centre national hollandais de santé publique et de l'environnement (RIVM). Des prélèvements de particules grossières (PM_{10-2,5}), fines (PM_{2,5}) et pseudo-ultrafines (PM_{0,18}) ont été réalisés avec un concentrateur de particules (VACES : versatile aerosol concentration and enrichment system) sur sept sites à influences contrastées (*i.e.* bruit de fond urbain, rurale, routière continue, routière discontinue, routière diesel, portuaire, métallurgique) et un site ferroviaire souterrain situé sous le plus grand aéroport européen. Le potentiel pro-oxydant

intrinsèque de ces particules a été évalué par le test acellulaire de déplétion du DTT. Les auteurs ont rapporté que les différentes fractions granulométriques des particules prélevées sur le site ferroviaire souterrain provoquaient une déplétion du DTT proche entre les différentes fractions et très nettement supérieure à celle induite par les PM d'autres sources. Cette déplétion était corrélée à la cytotoxicité de ces particules pour des macrophages murins (lignée RAW 264.7).

Une publication récente (Janssen *et al.* 2014), issue du programme RAPTES comme la publication de Steenhof *et al.* (2011), a approfondi la caractérisation du potentiel oxydant intrinsèque de PM10 et PM2,5 prélevées par impaction sur filtres au cours de 14 journées distinctes. Ces particules issues du même site ferroviaire souterrain ont été comparées à des particules d'autres sources similaires à celles étudiées par Steenhof *et al.* (2011) sur la base de plusieurs tests acellulaires : test de déplétion du DTT ; mesure de radicaux hydroxyl par RPE et test de déplétion de l'acide ascorbique. Quel que soit le test considéré, les particules du site ferroviaire se distinguent très nettement des autres particules par leur potentiel oxydant. En particulier la production de radicaux hydroxyl est corrélée à la teneur en fer et cuivre des particules.

Une autre étude sur des particules grossières (PM10-2,5), fines (PM2,5) et pseudo-ultrafines (PM0,18) prélevées sur le même site ferroviaire souterrain (Loxham *et al.* 2013) a montré que la production d'ERO dans des cellules épithéliales bronchiques humaines (cultures primaires non différenciées) après 3 heures d'exposition, était d'autant plus importante que les particules étaient fines. Les proportions en métaux n'étant pas statistiquement différentes entre les fractions granulométriques, les auteurs attribuent l'effet supérieur des particules ultrafines à leur plus grand rapport surface/volume. Néanmoins, la caractérisation chimique des particules n'ayant portée que sur la fraction inorganique, ils s'interrogent sur le rôle de la composante organique qui pourrait ne pas être négligeable dans cette station ferroviaire d'un site aéroportuaire située sous un parking.

En utilisant un modèle de macrophages humains, Kam *et al.* (2011a) ont comparé des échantillons de PM10-2,5 et de PM2,5 prélevés en situation souterraine ou, au contraire, aérienne dans le métro de Los Angeles (Etats-Unis d'Amérique) pour leur capacité à induire la production intracellulaire d'ERO. Des échantillons de PM10-2,5 et de PM2,5 ont aussi été prélevés sur le site de l'Université de Californie du Sud (UCS), comme indicateur du bruit de fond urbain de la pollution atmosphérique particulaire. Quel que soit le site de prélèvement considéré, les auteurs ont rapporté que les PM2,5 induisaient une production plus marquée d'ERO par les macrophages humains que les particules grossières (PM10-2,5). Une production comparable d'ERO a été observée pour les particules de même granulométrie indépendamment de leur site de prélèvement à concentration massique équivalente. Néanmoins, les auteurs ont indiqué des corrélations positives entre la production d'ERO, d'une part, et les concentrations en éléments hydrosolubles (e.g. Fe, Ni, Cr et Cd). De plus, ils ont suggéré un rôle clef du carbone organique (C_{org}) présent dans ces particules dans la production des ERO et ont alors proposé, après réalisation d'une analyse de régression linéaire multiple, la relation ci-après : $[ERO] = -16,624 + 0,663 [Fe_{soluble}] + 0,0318 [C_{org}]$. Leurs résultats étaient cohérents avec la composition en métaux des PM10-2,5 et PM2,5 qui montrait la présence de divers éléments (e.g. Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Mo, Ba, Cd, Eu) et en particulier la très forte proportion en Fe, comme déjà souligné par Seaton *et al.* (2005) et Steenhoff *et al.* (2011). De plus, ils indiquaient la présence au sein de ces particules de composés organiques (e.g. hydrocarbures aromatiques polycycliques, hopanes, stéranes). Néanmoins, d'après leurs travaux, Kam *et al.* (2011a) considèrent que les concentrations en Fe soluble et en C_{org} suffiraient à prédire près de 94% de la production d'ERO induites par ces particules. Les auteurs ont souligné la très faible hydrosolubilité du Fe eu égard à d'autres éléments (e.g. Mn, Co, Ni, Cu, Zn, Ba, Cd, Eu) mais qui compte-tenu de ses concentrations initiales élevées, reste parmi les métaux hydrosolubles les plus représentés avec le cuivre, le zinc et le baryum.

Enfin, la dernière étude expérimentale ayant trait aux effets pro-oxydants des particules émises dans les EFS a été réalisée par Jung MH *et al.* (2012). Toutefois, cette dernière n'a pas directement étudié le rôle des particules (PM10) prélevées dans le métro de Séoul (Corée) mais celui d'Extraits Organiques (EO) réalisés à partir de l'extraction solide/liquide de ces dernières. Les auteurs ont montré que l'exposition de cellules épithéliales bronchiques humaines (lignée BEAS-2B) à des concentrations croissantes d'EO induisait une production d'ERO dose-dépendante et significative pour les plus fortes doses. Leurs résultats étaient à mettre en perspectives avec les différents Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP : benzo(a)anthracène, benzo(b)fluoranthrène, benzo(k)fluoranthrène, anthracène, chrysène, fluoranthrène, fluorène, phénanthrène, pyrène, acénaphthylène) détectés dans les EO issus des PM10.

En résumé, les résultats de ces études sont cohérents et démontrent le potentiel oxydant très important des particules émises spécifiquement dans les EFS.

Tous les tests acellulaires mis en œuvre soulignent le fort potentiel des particules des EFS à produire des ERO et/ou à provoquer des oxydations à un niveau généralement très supérieur à celui induit par des particules d'autres sources telles que l'air urbain ou le trafic routier.

Les approches cellulaires, moins nombreuses, montrent la capacité des particules des EFS à induire la production intracellulaire d'ERO et/ou une peroxydation lipidique à un niveau généralement supérieur à celui induit par des particules d'autres sources. Cette situation de stress oxydant explique probablement la cytotoxicité plus marquée provoquée par les particules des EFS. Aucune donnée n'a été identifiée concernant une cytotoxicité par dommages mécaniques.

Les auteurs interprètent leurs résultats par la richesse caractéristique de ces particules en divers éléments métalliques et notamment en fer. Certaines études soulignent la contribution de la fraction soluble du fer dans les effets observés alors que d'autres privilégient le rôle du fer en surface des particules. De plus quelques études suggèrent un rôle de la fraction carbonée, élémentaire et organique.

4.2.2 Réponse inflammatoire *in vitro*

Plusieurs études *in vitro* ont été réalisées dans différents pays afin d'évaluer les effets pro-inflammatoires de particules prélevées dans les EFS (Lindbom *et al.* 2006, 2007 ; Seaton *et al.* 2005 ; Steenhoff *et al.* 2011) dont les principaux résultats sont résumés dans le Tableau 58, ainsi que l'étude française (Bachoual *et al.* 2007) décrite séparément au chapitre 4.3. Ce potentiel pro-inflammatoire a été apprécié par la mesure de la sécrétion de médiateurs pro-inflammatoires qui peuvent être différents selon les études et le modèle cellulaire utilisé. Il peut être relié au potentiel oxydant des particules. En effet, la sécrétion de médiateurs pro-inflammatoires résulte d'une cascade d'événements moléculaires qui peuvent être activés par les ERO. Ainsi de nombreux travaux menés avec différents types de particules, ont montré que l'activation du facteur de transcription impliqué dans la régulation de l'expression des gènes de cytokines et chimiokines pro-inflammatoires était dépendante d'un stress oxydant (Li *et al.* 2002).

Seaton *et al.* (2005), dans leur étude dédiée à l'étude de prélèvements de particules fines (PM2,5) réalisés en parallèle dans trois stations souterraines du métro de Londres (Angleterre), ont montré que l'exposition de pneumocytes de type II humains (lignée A549) à des concentrations croissantes (de 1 à 100 µg/mL) de PM2,5 induisait une sécrétion dose-dépendante de l'IL-8 accompagnée d'une cytotoxicité à la plus forte dose. L'exposition des cellules à la fraction aqueuse des particules et qui contient donc des métaux solubles, provoque une sécrétion 2 fois moins importante que celles induite par les particules et cette sécrétion est de nouveau réduite de moitié si les métaux de la fraction soluble sont éliminés (Seaton *et al.* 2005 ; Hurley *et al.*, 2003). Ces travaux soulignent donc la contribution du fer ionique des particules qui se solubilise.

Deux études ont été publiées par la même équipe suédoise (Lindbom *et al.* 2006, 2007) qui a effectué ses prélèvements de particules représentatives des EFS dans une station de métro à Stockholm. L'effet des particules des EFS a été comparé à celui induit par des particules émises lors de l'abrasion de pneus sur différents types de revêtements routiers selon différents types d'usage ou bien par des particules diesel ou des PM10 urbaines.

Dans la première étude (Lindbom *et al.* 2006), l'exposition des cultures primaires de macrophages humains issus de monocytes différenciés, d'une part, et de cultures de cellules épithéliales bronchiques humaines (BEAS-2B) d'autre part, pendant 18 heures à des concentrations croissantes (*i.e.* de 10 à 500 µg/mL) de particules issues de l'EFS a provoqué une sécrétion significative de TNF α et d'IL-8, mais pas d'IL-6 ni d'IL-10. A dose d'exposition équivalente, les réponses observées en TNF α et IL-8 dans les cultures primaires de macrophages étaient très inférieures à celles des autres types de particules (*i.e.* granite, quartz, PM10 urbaines, particules diesel) alors que celles en TNF α dans les cultures de BEAS-2B étaient supérieures à celles des autres types de particules (*i.e.* granite, quartz, PM10 urbaines, particules diesel). De plus les particules issues de l'EFS étaient les plus cytotoxiques pour les macrophages. A noter toutefois que dans cette étude, les particules du métro ayant été prélevées sur des filtres en fibres de verre, leur mise en suspension préalable à l'exposition des cultures a provoqué une contamination par des fibres de verre, qui induisent une certaine production de TNF α mais pas des autres cytokines par les macrophages et qui n'a pas été évaluée sur les cellules BEAS-2B.

Dans une seconde étude, Lindbom *et al.* (2007) ont appliqué la même approche que celle préalablement décrite mais en utilisant un autre modèle cellulaire, à savoir des cultures de macrophages murins (lignée RAW 264.7) exposées à des concentrations croissantes (*i.e.* de 1 à 100 µg/mL) de particules. Les auteurs ont rapporté que l'exposition des macrophages à des concentrations croissantes de PM10 issues du métro de Stockholm provoquait une sécrétion significative de TNF α et d'IL-6, inférieure à celles observées avec des PM10 urbaines mais supérieures ou égales à celles des autres types de particules (*i.e.* granit, quartz). De nouveau la présence de fibres de verre dans la suspension des particules du métro a contribué à une certaine production de TNF α mais pas d'IL6 par les RAW 264.7. L'utilisation d'un chélateur de fer (*i.e.* deferoxamine) ou d'un anti-oxydant (*i.e.* n-acétyl L-cystéine) a provoqué une réduction de la sécrétion de TNF α et surtout de l'IL-6 par les macrophages murins exposés aux particules du métro, soulignant le rôle joué par le fer et le potentiel pro-oxydant des particules dans la genèse de la réponse inflammatoire. Les auteurs ont également rapporté l'augmentation d'un autre médiateur de l'inflammation, l'acide arachidonique, par les cellules en présence des concentrations croissantes en particules. Mais *a contrario* cette exposition n'a pas entraîné de production significative de monoxyde d'azote (NO).

Ces deux études révèlent une certaine hétérogénéité des résultats probablement liée à l'utilisation de modèles cellulaires très différents. En outre, la présence d'endotoxine n'a pas toujours été recherchée. Toutefois, ces résultats convergent vers une implication majeure du fer, probablement au travers de son fort potentiel pro-oxydant.

Enfin, dans leur étude expérimentale réalisée dans le cadre du programme Risk of Airborne Particles - a hybrid Toxicological and Epidemiological Study (RAPTES), Steenhof *et al.* (2011) ont utilisé des cultures de macrophages murins (lignée RAW 264.7) exposées à des concentrations croissantes (*i.e.* de 6,25 à 100 µg/mL; 3,68 à 58,8 µg/cm²) de particules prélevées dans une EFS pour montrer la capacité de ces dernières à induire la sécrétion de TNF α , d'IL-6 et de la Macrophage Inflammatory Protein 2 (MIP-2). La sécrétion de TNF α et de MIP-2 était significative, dose-dépendante et équivalente pour les trois fractions granulométriques prélevées dans les EFS (*i.e.* PM10, PM2,5 et PM0,18). Par contre elle était inférieure pour les 3 fractions granulométriques des autres sites, notamment d'influence urbaine. Il n'a pas été observé de sécrétion d'IL-6. Une corrélation positive n'a pu être trouvée entre le potentiel oxydant des particules évalué par le test DTT et les sécrétions de cytokines qu'en excluant les particules de l'EFS.

En résumé, les particules générées dans des EFS induisent la sécrétion de certains médiateurs inflammatoires aussi bien par des macrophages que des cellules épithéliales respiratoires. Toutefois, les résultats des études *in vitro* montrent une certaine hétérogénéité notamment liée aux différences entre les caractéristiques physiologiques des modèles cellulaires utilisés.

Compte tenu du potentiel pro-oxydant très marqué, on aurait pu s'attendre à une réponse pro-inflammatoire importante. Cependant, la sécrétion des médiateurs pro-inflammatoires par les cellules exposées aux particules prélevées dans les EFS apparaît comme très modérée, généralement inférieure à celle induite par les particules prélevées dans d'autres environnements (*i.e.* granite, quartz, PM10 urbaines, particules diesel, particules d'abrasion de pneus).

4.2.3 Génotoxicité *in vitro*

Seules deux séries d'études *in vitro* se sont intéressées aux effets génotoxiques de particules issues des EFS dont l'une, coréenne, s'est focalisée uniquement sur la fraction organique de ces particules.

Trois articles ont été publiés par une équipe suédoise (Karlsson *et al.* 2005, 2006, 2008) qui a caractérisé l'effet génotoxique de particules PM10 prélevées dans le métro de Stockholm. Ces articles souffrent d'un manque de caractérisation des particules testées et de mise en évidence de la reproductibilité des résultats entre les prélèvements quotidiens. Une analyse de la composition atomique a révélé la richesse de l'échantillon en fer sous forme de magnétite (Fe_3O_4). Une lignée de pneumocytes de type II (A549) a été choisie comme modèle d'étude. Après 4 heures d'exposition, un accroissement des cassures de l'ADN, dépendant de la concentration en particules, a été rapporté. Ce dernier est significatif même pour des concentrations en particules relativement modérées, à savoir $10 \mu\text{g}/\text{cm}^2$ ($50 \mu\text{g}/\text{mL}$). A cette concentration, une augmentation de la formation de 8-oxodesoxyGuanosine (8-oxodG), signe de lésions oxydatives de l'ADN, a aussi été observée. Les dommages à l'ADN et les lésions oxydatives induites par les particules issues de ces EFS sont plus importants (*i.e.* 8 et 4 fois, respectivement) que ceux induits par les particules atmosphériques urbaines prélevées dans une rue proche de la station de métro (Karlsson *et al.* 2005, 2006). Les dommages à l'ADN sont également supérieurs à ceux induits par des particules issues de l'usure de pneus, des particules issues de la combustion de biomasse (Karlsson *et al.* 2006), des particules d'hématite (Fe_2O_3) et des particules d'oxyde de cuivre, alors que celles de magnétite (Fe_3O_4) ou de Cu/Zn aux mêmes concentrations sont sans effet (Karlsson *et al.* 2008). Ces effets génotoxiques sont associés à une élévation rapide de la production d'ERO dans les cellules, dès 2 heures d'exposition. Il n'est plus observé de dommages à l'ADN des cellules A549 si elles sont traitées avec un extrait aqueux de particules effectué ou non en présence de citrate pour favoriser la solubilisation du fer. De plus, comme déjà indiqué précédemment, ces particules sont capables en condition acellulaire d'induire des lésions oxydatives de la 2'-désoxyguanosine (dG) qui sont amplifiées si l'incubation des particules est réalisée en présence de H_2O_2 mais par contre réduites si les particules sont prétraitées avec un chélateur de fer (*i.e.* deferroxamine) et ne s'observent plus si l'expérience est faite avec un extrait aqueux des particules (Karlsson *et al.* 2005). Les auteurs concluent de l'ensemble de ces résultats que la génotoxicité implique une réactivité de surface de ces particules riches en fer. Il est regrettable que des dosages de fer soluble et insoluble n'aient pas été effectués pour conforter leurs conclusions.

En plus des trois articles publiés par l'équipe de Karlsson *et al.* (2005, 2006, 2008), seul l'article récemment publié par Jung MH *et al.* (2012) rapporte une approche expérimentale cherchant à caractériser l'effet génotoxique de particules PM10 prélevées dans le métro de Séoul (Corée). Toutefois, Jung MH *et al.* (2012) n'ont pas directement étudié le rôle des particules (PM10) mais celui d'extraits organiques (EO). Les auteurs ont caractérisé ces EO et ont rapporté la présence de plusieurs HAP. Ils ont recherché le potentiel génotoxique de ces EO dans deux modèles cellulaires, des cellules ovariennes d'Hamster chinois (CHO-k1), d'une part, et des cellules épithéliales bronchiques humaines (BEAS-2B), d'autre part. Les concentrations d'EO testées, de 1,6 à 100 µg/mL, se sont révélées cytotoxiques, avec une relation dose-dépendante, dans le modèle de cellules CHO-k1, contrairement au modèle de cellules BEAS-2B. Une formation significative, dose-dépendante, de micronoyaux et des cassures simple et double brins à l'ADN a été rapportée dans les deux modèles cellulaires exposés aux concentrations croissantes d'EO. Bien que réalisée à partir d'EO, et non de particules, l'étude de Jung MH *et al.* (2012) indique par conséquent le potentiel génotoxique de la fraction organique des particules émises dans les EFS et incrimine notamment la formation de métabolites électrophiles très réactifs des HAP et la production d'ERO. Toutefois, l'étude publiée par Jung MH *et al.* (2012) ne rapporte que très peu de données sur les caractéristiques des EFS au sein desquelles les prélèvements de particules ont été réalisés, les modalités de prélèvements de ces dernières, les caractéristiques physico-chimiques des particules prélevées, de même que sur la représentativité des doses d'EO capables de provoquer les lésions génotoxiques.

En résumé, en dépit des limites inhérentes à ces expérimentations *in vitro*, ces deux séries d'études supportent le potentiel génotoxique des particules prélevées dans les EFS, ce dernier apparaissant plus marqué que celui des particules issues de combustion ou de processus d'usure.

Cette génotoxicité serait à mettre en relation avec le potentiel pro-oxydant très important des particules émises dans les EFS et leur capacité à générer un stress oxydant. Les auteurs concluent que cette génotoxicité implique une réactivité de surface de ces particules riches en divers éléments métalliques, et notamment en fer, la fraction carbonée riche en HAP présentant également un potentiel génotoxique comme attendu.

4.2.4 Réponse inflammatoire, clairance et histologie pulmonaires *in vivo*

L'étude française (Bachoual *et al.* 2007) est présentée séparément au 4.3. Les données *in vivo* sur les effets des particules issues des EFS étant très peu nombreuses, des données extraites d'un rapport de l'Institute of Occupational Medicine (Cullen *et al.* 1995) qui n'ont pas fait l'objet d'une publication dans une revue à comité de lecture sont rapportées ici.

Les particules étudiées (diamètre médian 1,1 µm) provenaient d'un prélèvement effectué dans le métro de Londres (station Holland Park) et leurs effets après instillation intratrachéale chez des rats Wistar mâles ont été comparés à ceux induits par le quartz utilisé à la concentration à laquelle il est présent dans ces EFS (7,8%), par du fer particulaire et par un mélange quartz-fer particulaire. Leur hypothèse de travail était que le quartz dont les concentrations dans les EFS pouvaient dépasser les concentrations limites, soit impliqué dans des effets sanitaires. Il semble que les expériences aient été reproduites 4 fois en impliquant chaque fois trois rats par condition qui recevaient 1, 10 ou 50 mg de particules. Des lavages broncho-alvéolaires (LBA) ont été réalisés 7, 32 et 60 jours plus tard afin de dénombrer les cellules et en particulier les macrophages et les neutrophiles.

Aux doses les plus élevées, les particules de l'EFS induisent une augmentation de la cellularité du LBA supérieure aux particules de fer seules, égale aux particules de fer associées au quartz mais inférieure au quartz seul, et qui est liée à une augmentation du nombre de macrophages. L'augmentation du nombre de neutrophiles par les particules de l'EFS est moins importante que celle induite par l'association des particules de fer au quartz suggérant un effet inflammatoire plus

faible des particules de l'EFS. Les macrophages mis en culture à partir des LBA, produisent davantage de TNF α en présence de LPS s'ils proviennent de LBA d'animaux exposés aux particules de l'EFS ou aux particules de fer mais moins que ceux exposés au mélange particules de fer – quartz. Leur capacité à produire de l'anion superoxyde spontanément ou après stimulation est réduite quels que soient les traitements particuliers subis. Aux fortes doses, les particules quelle que soit leur origine ne sont pas éliminées. Par contre à 1 mg, il y a une clairance partielle : 58 % des particules de l'EFS sont toujours présentes dans les poumons 32 jours après l'exposition. Les observations histologiques montrent pour les fortes doses, une présence de macrophages très chargés en particules dans les alvéoles pulmonaires avec chez les animaux exposés à 50 mg un épaississement des septa alvéolaires et des lésions tissulaires sans évidence de fibrose. A l'inverse le quartz dès les concentrations les plus faibles, modifie la structure des macrophages et provoque de la fibrose.

Bien que des concentrations élevées aient été utilisées, les particules de l'EFS londonienne ont un effet inflammatoire et pathogénique beaucoup plus faible que le quartz seul. Les auteurs de l'étude suppose une atténuation de l'effet du quartz dans les EFS due à la présence du fer sans explication mécanistique.

4.3 Données françaises

Une étude a investigué la toxicité des particules issues d'enceintes ferroviaires souterraines françaises (Bachoual *et al.* 2007). Cette étude présente un double intérêt. D'une part, elle a été réalisée avec des particules issues d'EFS françaises, à savoir le RER et le métro parisiens, et, d'autre part, ces particules ont été testées à la fois *in vitro* sur des macrophages et *in vivo* chez la souris.

La fraction PM10 des particules a été prélevée en novembre 2003 avec un appareil Partisol Plus® à bas débit (1m³/h) au niveau des quais dans deux types d'EFS qui se distinguent notamment par les caractéristiques de leur matériel roulant ; ce afin d'avoir des particules présentant des compositions chimiques contrastées. Ainsi, à la station Nation du RER A, les trains se caractérisent par des roues métalliques et des freins en composite alors qu'à la station Chatelet de la ligne 11 du métro, ils roulent sur pneumatiques et les freins sont des sabots en bois. La concentration en particules est nettement plus élevée à la station RER (360,9 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) qu'à la station de métro (41,8 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) mais les distributions granulométriques sont sensiblement les mêmes à savoir une majorité de particules au diamètre inférieur à 0,5 μm (*i.e.* 78,8 et 88,5%, respectivement) et une proportion de particules comprises entre 0,5 et 1 μm supérieure dans le RER (*i.e.* 19,8% versus 11%). L'analyse élémentaire des particules révèle une proportion massique plus importante de Fe, de Mn et de Si dans le RER que dans le métro (*i.e.* 61, 7 et 1,8% dans le RER contre 41,8, <1 et 1,45 % dans le métro). Ces valeurs sont donc dans la fourchette haute de ce qui a été observé lors des mesures d'exposition professionnelles individuelles sur l'ensemble des lignes de métro (*i.e.* Fe : moy=17% ; max=41,7%, Mn : moy=0,2% ; P95=0,4 % ; max=2.6%, RATP, 2013a).

L'étude menée *in vitro* sur une lignée de macrophages murins (RAW 264,7) a permis de comparer ces deux types de particules entre elles ainsi qu'à des particules diesel de référence (DEP, SRM1650²⁰) pour mimer la pollution automobile urbaine, des noirs de carbone de 95 nm de diamètre, un témoin négatif de la composante carbonée des particules et des particules de TiO₂. Dans la gamme de concentrations testées (0,01, 0,1, 1 et 10 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$), il n'a pas été mis en évidence d'atteinte de la viabilité cellulaire dans les 24 heures suivant le traitement quelles que

²⁰ SRM1650 : particules diesel de référence "Standard reference material" du NIST National Institute of Standards and Technology (Gaithersburg, MD).

soient les particules considérées. Par contre l'exposition aux particules provenant du métro et du RER a provoqué une augmentation significative de la libération de TNF- α et de MIP-2 de façon temps-dépendante mais pas de KC et GM-CSF. Cette augmentation de la sécrétion de ces deux cytokines, le TNF- α et le MIP-2, était de même importance (x4 environ par rapport au témoin) avec les PM RER et métro mais uniquement à la concentration la plus élevée (10 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$). Les autres particules étudiées n'ont aucun effet quels que soient la concentration et le temps d'exposition. La réponse pro-inflammatoire induite par les particules prélevées dans le RER et le métro est associée à une augmentation de l'immunoréactivité des macrophages pour un anticorps anti-hème-oxygénase-1 (anti-HO-1). HO-1 est une enzyme anti-oxydante, marqueur d'une situation de stress oxydant. Les sécrétions de médiateurs pro-inflammatoires induites par les particules prélevées dans le RER et le métro ne sont pas modifiées si elles sont prétraitées par de la polymyxine B ce qui signifie que les endotoxines ne sont pas responsables de cette réponse inflammatoire. Par contre, un prétraitement avec un chélateur de fer (*i.e.* deferoxamine) réduit significativement mais seulement partiellement la sécrétion de TNF α induite par les particules prélevées dans le RER, alors qu'il est sans effet sur les particules prélevées dans le métro et sur l'induction de MIP-2 par ces deux types de particules. Ce résultat suggérerait que le fer ne soit pas le contributeur principal de cette réponse pro-inflammatoire. Enfin a également été étudiée l'expression de différentes métalloprotéases (MMP-2, -9, -12), enzymes qui en détruisant l'élastine et le collagène de la matrice, contribuent à une altération structurale des poumons et de leur inhibiteurs (TIMP-1,2). Seule l'expression de MMP-12 a été significativement induite non seulement par les deux types de particules issues des EFS mais aussi par tous les autres types de particules testées.

L'étude *in vivo* a été réalisée par instillation intratrachéale chez la souris (mâle, C57Bl6, 7 semaines, n= 6 à 12) de 5, 50 ou 100 $\mu\text{g}/\text{souris}$ (soit de 0,22 à 4,48 mg/kg) de particules prélevées dans le RER ou de particules de noir de carbone ou encore de particules diesel. La réalisation de lavages broncho-alvéolaires (LBA) 8 et 24 heures après l'exposition a révélé (i) une augmentation transitoire (à 8h seulement) de la teneur en protéines du LBA, marqueur d'une atteinte de la perméabilité épithéliale, uniquement chez les animaux exposés aux particules prélevées dans le RER à la plus forte dose, (ii) une augmentation transitoire de la cellularité du LBA et en particulier des neutrophiles chez les animaux exposés aux particules prélevées dans le RER mais aussi chez ceux exposés aux particules diesel à la plus forte dose (iii) une augmentation de la sécrétion de TNF α et MIP-2 dans le LBA uniquement chez les animaux exposés aux particules prélevées dans le RER à la plus forte dose et à 8h. Au niveau du tissu pulmonaire, il est constaté une augmentation de l'expression de MMP-12 et de HO-1 uniquement chez les animaux exposés 8h aux particules prélevées dans le RER. Les résultats obtenus dans cette étude avec les particules diesel sont en accord avec ceux obtenus par Stoeger *et al.* (2006) en réalisant des instillations intratrachéales de ces mêmes particules diesel de référence chez des souris femelles (BALB/cJ de 8 semaines). Il a en effet observé 24h après l'exposition une augmentation du nombre de neutrophiles dans le LBA à la plus forte dose (50 $\mu\text{g}/\text{souris}$) et l'absence d'augmentation de la sécrétion des cytokines MIP-2 et IL-1b dans le LBA (Stoeger *et al.* 2006).

En résumé cette étude a montré que les particules prélevées dans le RER et dans le métro produisent une réponse pro-inflammatoire équivalente chez des macrophages exposés *in vitro* à des concentrations élevées. Par contre, aucun effet n'est observé *in vitro* pour des particules diesel de référence prises comme particules modèles de la pollution atmosphérique et leurs effets *in vivo* sont faibles en comparaison des particules du RER. Ce résultat diffère des autres études de la littérature *in vitro* qui montrent une réponse inflammatoire aux particules EFS très modérée, généralement inférieure à celle aux particules urbaines ou diesel.

L'étude comparative des effets induits *in vitro* et *in vivo* menée uniquement avec les particules prélevées dans le RER, révèle une cohérence dans les effets pro-oxydants et pro-inflammatoires et permet de souligner leur caractère transitoire. Si la composition métallique apparaît comme un déterminant majeur des effets observés, la contribution du fer ne semble que partielle.

4.4 Conclusion

En premier lieu, il convient de souligner que la toxicité des particules des EFS est peu documentée et que les études existantes portent uniquement sur des effets à court terme.

L'ensemble des études sur la toxicité des particules des EFS comprenant onze études *in vitro* et seulement deux études *in vivo* a montré que les particules des EFS présentaient :

- un potentiel oxydant intrinsèque élevé et supérieur aux particules urbaines, en condition acellulaire ;
- une capacité à induire un stress oxydant généralement plus élevé dans les cellules exposées par rapport aux particules urbaines ;
- une cytotoxicité plus marquée que des particules urbaines ou issues de processus abrasifs ;
- une génotoxicité plus marquée que des particules issues de combustion ou de processus d'usure ;
- un effet pro-inflammatoire moins important que les particules urbaines *in vitro* ;
- une capacité à induire une inflammation transitoire chez la souris révélée par l'étude française et qui s'observe dans une moindre mesure pour un modèle de particules diesel de référence. L'inflammation est persistante et non associée à de la fibrose dans le cas de l'étude anglaise réalisée à très forte dose.

Communément, les auteurs ont interprété les effets observés par la forte teneur en métaux des particules soulignant une contribution plus ou moins partielle du fer. Les contributions respectives de la fraction soluble et non soluble restent à préciser.

Selon le GT, le potentiel oxydant, la génotoxicité et la cytotoxicité plus marqués des particules des EFS sont vraisemblablement à mettre en relation avec les formes d'ERO produites. En effet, la forte composante métallique de ces particules est favorable à la formation de radicaux libres tels que le radical hydroxyl par réaction de Fenton. Ces radicaux provoquent des lésions oxydatives au niveau des lipides, protéines et acides nucléiques responsables de la génotoxicité et de la cytotoxicité. A l'inverse l'induction d'une sécrétion de cytokines, marqueur de la réponse pro-inflammatoire, nécessite l'activation de voies de signalisation et de facteurs de transcription généralement liée à l'oxydation modérée et réversible de fonctions thiols de protéines sensibles au stress oxydant par des ERO comme H₂O₂. Dans les particules issues des processus de combustion, l'importance de la fraction organique dont la métabolisation peut générer ce type d'ERO est plus favorable à l'induction de la réponse pro-inflammatoire.

Néanmoins, d'autres mécanismes provoquent aussi une inflammation *in vivo* comme l'induction d'une mort cellulaire par nécrose. Aussi, l'observation *in vitro* d'un potentiel pro-inflammatoire faible des particules des EFS n'est pas contradictoire avec les observations *in vivo* du développement d'une inflammation.

Ces études présentent un certain nombre de lacunes pouvant limiter la portée des conclusions fournies par leurs auteurs. Ainsi généralement ces études fournissent très peu d'informations (i) sur les caractéristiques des EFS au sein desquelles les particules ont été prélevées, (ii) sur les modalités et conditions de prélèvements des particules et (iii) sur les caractéristiques physicochimiques des particules, notamment en terme de spéciation chimique. La représentativité des doses de particules et/ou d'EO utilisés était rarement argumentée. Enfin la vérification de l'état de viabilité des cellules pour lesquelles était étudiée la production d'ERO ou de cytokines, n'était pas systématiquement réalisée. Il est à rappeler également que les données disponibles sur la toxicité des particules des EFS présentées dans ce chapitre concernent uniquement des effets à court terme. La toxicité à long terme de ces particules n'est, en l'état actuel des connaissances, pas documentée.

Tableau 57 : Résumé des études sur le potentiel/stress oxydant de l'exposition *in vitro* aux particules d'enceintes ferroviaires souterraines

Potentiel oxydant /stress oxydant

	Seaton, 2005 Hurley, 2003	Karlsson, 2005, 2008	Lindbom, 2007	Steenhof, 2011/ Janssen 2014	Loxham, 2013	Kam, 2011	Jung, 2012	Bachoual, 2007
particules	PM _{2,5} métro Londres 3 stations (PM ₁₀ métro Manchester)	PM ₁₀ métro Stockholm (bcp Fe ₃ O ₄) (/ Diesel, PM urbaines, PM usure, PM biomasse) 20 µg/cm ² = 35 µg/mL	PM ₁₀ métro Stockholm (PM trafic, PM pneus usés sur 2 types de revêtements (granite, quartzite) 1, 10, 100 µg/mL	PM _{10-2,5} , PM _{2,5} et PM _{1,8} métro (Pays-Bas) (/,,,,,, PM de fond urbain, rural, trafic routier 6,25 à 100 µg/mL	PM _{10-2,5} , PM _{2,5} et PM _{1,8} métro (Pays-Bas) 6,3 et 12,5 µg/cm ² (=25 et 50 µg/mL)	PM _{10-2,5} et PM _{2,5} métro de Los Angeles (expo voyageurs): red line/ gold line en partie aérienne /PM fond urbain (USC) Durée expo?, doses?	Extraits Organiques de PM10 métro Séoul	PM10 métro ligne 11 (Chatelet) PM10 RER A (Nation) (/ Diesel (SRM 1650), noir de carbone et TiO ₂) 0,01, 0,1, 1 et 10 µg/cm ² 10µg/cm ² = 50 µg/ml
Test acellulaire	<u>Scission ADN plasmidique</u> PM _{2,5} >>PM ₁₀ = TiO ₂ RPE: production ·OH	↗ <u>oxydation de 2'- désoxyguanosine</u> PM métro>PM urbaines • ++ si H ₂ O ₂ • réduit de 80% si prétraitement deferoxamine • 0 si extrait aqueux	<u>Test DTT:</u> PM métro> PM trafic (faible pour autres PM)	<u>Test DTT:</u> PM métro toutes tailles>>>autres PM <u>DTT, RPE, déplétion acide ascorbique:</u> PM métro toutes tailles>>>autres PM ·OH corrélé Fe et Cu				
Test cellulaire		<u>A 549:</u> ↗ ERO à 2h, (slt PM métro) ↗ Dépolarisation mitochondriale à 8h (PM métro, urbaines, Diesel, biomasse)	<u>Macrophages murins RAW264.7</u> pas de cytotoxicité Peroxydation lipidique (1 dose testée: 100 µg/ml, 18h) PM métro>PM trafic >quartzite>granite, Peroxydation non inhibée par deferoxamine	<u>Macrophages RAW264.7</u> cytotoxicité ∇ classe de taille	<u>Cultures primaires cellules épithéliales bronchiques humaines</u> Production ERO à 3h ∇ classe de taille mais UF>F>G	<u>Macrophages humains</u> ↗ ERO PM _{2,5} >>PM _{10-2,5} pour les 3 sites (red line, gold line, USC) Par taille idem ∇ site [Fe _{so}] et [C _{org}], prédiction de 94% ERO	<u>BEAS-2B</u> ↗ ERO si [OE] > 25 µg/mL	<u>Macrophages RAW264.7</u> immunomarquage positif pour Hème Oxygénase-1 (enzyme anti-oxydante) du cytoplasme des cellules exposées aux PM métro et RER à 24 h, 10 µg/cm ² rien avec les autres particules

Tableau 58 : Résumé des études sur le potentiel inflammatoire de l'exposition *in vitro* aux particules d'enceintes ferroviaires souterraines

INFLAMMATION: études in vitro

	Seaton, 2005	Lindbom, 2006	Lindbom, 2007	Steenhof, 2011	Bachoual, 2007
particules	PM _{2,5} métro Londres 3 stations (/PM ₁₀ métro Manchester/ quartz, PM urbaines)	PM ₁₀ métro Stockholm (/Diesel, PM trafic, PM pneus usés sur 2 types de revêtements (quartzite, granite))	PM ₁₀ métro Stockholm (/PM trafic, PM pneus usés sur 2 types de revêtements (quartzite, granite))	PM _{10-2,5} , PM _{2,5} et PM _{1,8} métro (/BF urbain, rural, trafic routier ,,,,,,	PM10 métro ligne 11 (Chatelet) PM10 RER A (Nation) (/Diesel (SRM 1650), noir de carbone et TiO ₂)
Modèles cellulaires	A 549 1 à 100 µg/mL	- macrophages humains - C. épithéliales bronchiques BEAS-2B 18h, de 10 à 500 µg/mL	Macrophages RAW 264,7 1, 10, 100 µg/mL	Macrophages RAW 264,7 6,25 à 100 µg/mL	Macrophages RAW 264,7 0,01, 0,1, 1 et 10 µg/cm ² 10µg/cm ² = 50 µg/ml 3, 8 et 24h
effets	cytotoxicité à 100 µg/mL (24h) - ↗ sécrétion IL-8 x3,2 à 4,6/te) > PM urbaines de fond (x2,4/te), TiO ₂ <<<< au quartz (x14,6/te) (8h) ↗ sécrétion IL-8 avec fraction soluble (2 x – importante) perdue par chélation des métaux	cytotoxicité des PM métro dès 100µg/ml pour macrophages > autres PM 250 µg/mL pour BEAS-2B - sur macrophages: ↗ sécrétion IL8 et TNF PM métro< PM urbaines et usure -sur BEAS-2B ↗ sécrétion TNF PM métro > autres PM (⊗ pas d'évaluation de l'effet fibres de verre)	pas de cytotoxicité - ↗ sécrétion TNF et IL6 PM trafic >> PM métro=> autres PM - en présence de deferoxamine ou NAC, réduction sécrétion TNF et IL-6 induite par PM métro - Pas d'augmentation du NO - ↗ libération acide arachidonique par PM métro	cytotoxicité ∇ classe de taille pour PM métro> autres PM - pas de sécrétion de IL-6 - ↗ dose-dépendante de sécrétion TNF et MIP-2 , identique ∇ classe de taille mais peu élevée / PM du trafic (F et UF)	pas de cytotox (test LDH et Bleu Trypan) - sécrétion de TNF et MIP-2 avec les PM RER et Métro (rien avec les autres particules) à 10µg/cm ² slt, x4, effet temps (* dès 3h) non diminué par polymixine B (endotoxines) ∇ avec deferoxamine pour TNF des PM RER slt, pas pour MIP - Pas de sécrétion de KC et GM- CSF - ↗ ARNm de MMP -12 avec toutes les particules

Tableau 59 : Résumé des études sur la toxicité de l'exposition *in vivo* aux particules d'enceintes ferroviaires souterraines

Etudes in vivo

	Bachoual et coll., 2007	Cullen et coll., 1995 (rapport)
particules	PM10 RER A (Nation) comparaison avec Diesel (SRM 1650), CB	particules (diamètre médian 1.1µm) métro de Londres (station Holland Park) comparaison avec particules aux mêmes concentrations de quartz, fer, et mélange quartz-fer
Modèle animal	souris mâles C57Bl6 7 semaines, n= 6 à 12 instillation intratrachéale 8 et 24h 5, 50 ou 100 µg/souris (soit de 0,22 à 4,48 mg/kg)	rats mâles Wistar 7 semaines, n= 3 ? 4 réplicats ? instillation intratrachéale 7, 32 et 60 jours 1, 10 ou 50 mg/rat
Biomarqueurs	Sur LBA: TNF α , MIP-2, protéines, neutrophiles, cellularité totale Sur poumon: MMP-2, MMP-9, MMP-12, HO-1	Sur LBA: MIP-2, neutrophiles, cellularité totale Sur macrophages du LBA: TNF α , production d'anion superoxyde + clairance et histologie pulmonaire
effets	Sur LBA: ↗ teneur protéines, transitoire, 8h slt, PM RER slt ↗ cellularité (neutrophiles), transitoire, PM RER et Diesel forte dose ↗ TNF α et MIP-2, PM RER slt, à forte dose, à 8h, Sur poumon: ↗ expression de HO-1 et MMP-12 slt avec PM RER à 8h	Sur LBA: ↗ cellularité par particules métro aux doses + élevées (> particules de fer seules, = particules de fer+quartz, < quartz seul) liée à ↗ des macrophages ↗ des neutrophiles: particules de métro < particules de fer+quartz ↗ TNF α des macrophages en présence de LPS (particules métro = particules de fer < particules fer+quartz ↗ Capacité réduite des macrophages à produire de l'anion superoxyde √ les particules Aux fortes doses, particules quelle que soit origine ne sont pas éliminées. Mais à 1 mg, clairance partielle : 58 % particules métro dans poumons 32j post-exposition. Aux fortes doses: - macrophages très chargés en particules dans alvéoles pulmonaires - épaissement des septa alvéolaires et atteintes cellulaires sans évidence de fibrose. A l'inverse quartz aux concentrations les plus faibles: modification de la structure des macrophages et fibrose.

5 Etat des connaissances sur les effets sanitaires associés à la pollution de l'air des enceintes ferroviaires souterraines chez les travailleurs

5.1 Introduction

Ce chapitre constitue une synthèse de toutes les études épidémiologiques documentant des effets sur la santé en lien avec la fréquentation d'enceintes ferroviaires souterraines.

La première partie du chapitre concerne les études non françaises publiées dans des revues à comité de lecture. Ces études ont été identifiées par une recherche systématique des termes suivants dans l'intitulé, le résumé ou les mots-clés avec le moteur de recherche Scopus®, selon l'équation : «subway» OU «underground railway» OU «underground train» ET «toxicity» OU «risk assessment» OU «health» OU «health effect» OU «epidemiology».

La bibliographie de revues ou synthèses de la littérature (Donaldson *et al.* 1991 ; Hawkins, 2001 ; Hurley *et al.* 2003 ; Knibbs *et al.* 2011 ; Sehlstedt, 2011 ; ORS Ile-de-France, 2012) a été examinée afin d'identifier d'éventuelles études manquantes.

La seconde partie du chapitre concerne les études françaises publiées ou non, identifiées par la requête ci-dessus et par la consultation en 2013 des gérants ou exploitants de moyens de transport ferroviaire souterrain présents sur le territoire national.

Dans chacune des parties, les études sont organisées suivant la population cible (travailleurs exerçant dans les enceintes ferroviaires souterraines, usagers), puis suivant le type d'étude (quasi-expérimentale, cohorte, cas-témoins, transversale). Il est classiquement admis que la capacité à montrer la nature causale des associations est meilleure dans les études expérimentales ou quasi-expérimentales que dans les études d'observation et parmi ces dernières, cette capacité est meilleure dans les études de cohorte que dans les études cas-témoins et plus faible dans les études transversales.

Les principaux résultats des études analysées sont résumés dans le Tableau 60 à la fin du chapitre.

5.2 Revue de la littérature

5.2.1 Etudes chez des travailleurs dans les enceintes ferroviaires souterraines

5.2.1.1 Etudes quasi-expérimentales

Aucune étude quasi-expérimentale n'a été identifiée dans la littérature scientifique.

5.2.1.2 Etudes de cohorte

Trois études de cohorte ont été identifiées dans la littérature scientifique et concernent les travailleurs du métro de Stockholm. Deux études de cohorte prospectives ont investigué les effets respiratoires et cardiovasculaires à court terme de l'exposition des travailleurs à la pollution de l'air du métro. Une étude de cohorte historique a investigué le risque de cancers broncho-pulmonaires chez les conducteurs du métro de Stockholm.

Les deux études de cohorte prospectives ont été publiées à partir d'une même cohorte de travailleurs du réseau ferré souterrain de Stockholm, âgés de 25 à 50 ans, tous non fumeurs (40 % d'ex-fumeurs), et qui ont fait l'objet d'une consultation médicale entre novembre 2004 et mars 2005.

La première étude (Bigert *et al.* 2008), s'est intéressée aux éventuels effets cardiovasculaires de l'exposition des travailleurs aux particules dans les réseaux ferrés souterrains de Stockholm. Il s'agit d'une étude à court terme principalement dédiée à la comparaison interindividuelle avant et après 2 jours de travail. Dans cette étude, 79 travailleurs, 54 hommes et 25 femmes, ont été inclus et classés en 3 groupes d'exposition : 29 travailleurs sur quais avec une exposition élevée aux particules (le niveau moyen d'exposition individuelle aux PM_{2,5} est de 79 µg.m⁻³ pour les agents de nettoyage et de 50 µg.m⁻³ pour les percepteurs de tickets), 29 conducteurs de métro avec une exposition intermédiaire (19 µg.m⁻³) et 21 vendeurs de tickets avec une exposition faible (10 µg.m⁻³) (groupe témoin). Les personnes prenant des médicaments susceptibles d'influencer l'équilibre hémostatique (comme les anticoagulants) ont été exclus de l'étude. Des prélèvements de sang ont été réalisés chez 44 sujets, après 2 jours de repos puis un deuxième prélèvement sanguin après 2 jours de travail. Les auteurs ont analysé des taux de marqueurs impliqués dans l'inflammation et/ou la coagulation : l'inhibiteur d'activation du plasminogène (PAI-1), la protéine C-réactive (hs-CRP), l'interleukine- 6 (IL-6), le fibrinogène, le facteur von Willebrand et le facteur VII.

Aucune différence significative entre les deux prélèvements sanguins pouvant être attribuée à l'exposition à des particules, n'a été mise en évidence suggérant une absence d'effet à court terme sur l'inflammation systémique et la coagulation.

Toutefois, l'ensemble des concentrations plasmatiques en PAI-1 et hs-CRP mesurées avant et après le travail étaient plus élevées chez les travailleurs sur quais, plus exposés, que chez les deux autres groupes. Après ajustement sur l'indice de masse corporel, et également après exclusion des individus diabétiques et hypertendus, les concentrations de PAI-1 étaient significativement plus élevées chez le groupe le plus exposé par rapport au groupe le moins exposé, ainsi que les concentrations de hs-CRP, IL-6 et fibrinogène mais de manière non significative. Selon les auteurs, ces résultats suggèrent un effet inflammatoire systémique à long terme des particules inhalées par les travailleurs dans le réseau ferré souterrain de Stockholm. Il s'agit là d'une hypothèse de leur part, l'étude ayant été conduite sur le court terme.

Cette étude présente une puissance relativement faible pouvant masquer des effets (79 sujets). Il est en outre possible qu'une période de repos de seulement 2 jours et une période de travail de seulement 2 jours ne soient pas suffisantes pour mettre en évidence un éventuel effet inflammatoire à court terme des particules inhalées dans les réseaux ferrés souterrains. Enfin, il ne peut être exclu que les particules aient des effets à court-terme sur des marqueurs autres que ceux investigués.

Les données de cette étude sont en faveur d'une augmentation de la concentration de marqueurs de l'inflammation systémique chez les travailleurs plus exposés aux particules dans le réseau ferré souterrain. Par ailleurs, le protocole de cette étude à court terme principalement dédiée à la comparaison interindividuelle avant et après 2 jours de travail ne permet pas d'évaluer les effets à long terme d'une exposition chronique.

La seconde étude de cohorte prospective réalisée par la même équipe (Bigert *et al.* 2011) s'est intéressée aux éventuels effets respiratoires de l'exposition de ces travailleurs aux particules dans les réseaux ferrés souterrains de Stockholm. Les auteurs ont analysé la mesure du NO exhalé (FENO) au début et à la fin d'une journée de travail consécutive à 2 jours chômés, ainsi que le débit expiratoire de pointe (DEP) et le VEMS (volume expiratoire maximum à la 1^{ère} seconde) explorés 5 fois par jour pendant 2 semaines, parmi 81 travailleurs non fumeurs : 55 hommes et 26 femmes, 91 % non-asthmatiques et 94 % sans prescription d'anti-inflammatoires inhalés. Cette population a été classée en 3 groupes d'exposition comme décrit précédemment pour l'étude de Bigert *et al.* (2008). Les résultats de cette étude ne montrent pas d'effet respiratoire à court terme des particules inhalées par les employés de

ce réseau ferré durant leur travail. En effet, quel que soit le groupe d'exposition étudié, les résultats ne montrent pas d'inflammation des voies respiratoires (pas d'augmentation du FENO après la journée de travail), ni de dégradation de la fonction pulmonaire (DEP et VEMS) durant les temps de travail.

Cette étude présente néanmoins une puissance relativement faible pour la mesure de l'effet sur le FENO et des facteurs de confusion, comme le sexe (Jilma *et al.*, 1996), ne sont pas pris en compte. Par ailleurs, des effets sur le FENO ont pu être masqués par le fait qu'une période de deux jours chômés soit insuffisante pour permettre un retour au niveau basal du FENO avant le travail et par la non prise en compte d'une éventuelle variation diurne du FENO.

Selon les auteurs, des effets inflammatoires ont pu être masqués par le fait que la mesure FENO, marqueur plus spécifique de l'inflammation éosinophilique des voies respiratoires associée à l'asthme, est une technique plus limitée en tant que marqueur de l'inflammation non-éosinophilique des voies respiratoires. Des effets inflammatoires au niveau alvéolaire ont également pu être masqués compte tenu du débit de mesure du FENO de 50 mL/s qui est un indicateur supposé de l'inflammation des voies respiratoires de conduction, de la trachée aux bronchioles terminales.

La population d'étude est composée en majorité de sujets sains, ne permettant pas d'étudier les effets sur des populations éventuellement plus sensibles, telles que les asthmatiques. Les auteurs n'ont par ailleurs pas investigué les effets de l'exposition à long terme aux particules inhalées dans les réseaux ferrés souterrains, par exemple l'exposition cumulée dans le temps.

Dans le cadre de cette étude, les auteurs ont étudié si la variabilité de la fréquence cardiaque était associée aux expositions aux particules chez 29 conducteurs de métro de l'étude (18 hommes et 11 femmes ; non-fumeurs). Ces résultats ont été à ce jour présentés uniquement sous la forme d'un résumé peu détaillé au congrès EPICOH 2014 (Bigert *et al.* 2014). Des mesures individuelles des PM_{2,5} (DataRAM 33 µg.m⁻³) ont été effectuées. Une mesure continue de l'ECG sur 24 heures était disponible et la variabilité de la fréquence cardiaque était évaluée par la fréquence cardiaque instantanée (HR), par la déviation standard de l'intervalle R-R sur toute la période d'enregistrement (SDNN) renseignant sur la variabilité globale, par l'analyse spectrale du tracé ECG pour déceler les oscillations selon des composantes fréquentielles HF (haute fréquence, indicateur de l'activité parasympathique) et LF (basse fréquence traduisant plutôt l'activité sympathique), ainsi que par le rapport LF/HF. Il n'a pas été mis en évidence d'effet significatif au niveau clinique sur la fonction cardiaque en comparant les mesures durant les heures de travail à celles durant le temps libre. Les résultats indiquent une légère diminution de la variabilité globale de la fréquence cardiaque (SDNN²¹).

L'étude de cohorte historique (Gustavsson *et al.* 2008) a évalué le risque de cancer broncho-pulmonaire chez les conducteurs du métro de Stockholm. Cette étude épidémiologique fait suite à une étude sur cellules pulmonaires humaines en culture qui a montré une génotoxicité des PM₁₀ du métro de Stockholm plus élevée que les PM₁₀ de l'air en proximité du trafic (Karlsson *et al.* 2005). Dans l'étude de cohorte, 319 979 hommes, employés, habitants à Stockholm et âgés de plus de 24 ans au 1^{er} janvier 1971 ont été suivis jusqu'en 1989 (plus de 6 millions de personnes-années), et les cas de cancers broncho-pulmonaires ont été identifiés à partir des données du registre national des cancers. Des analyses stratifiées par groupes d'âges de 5 ans (de 25–29 à 75–79) et selon 4 périodes (1971–1975, 1976–1980, 1981–1985, et 1986–1989) ont été menées et des calculs des ratios standardisés d'incidence (SIR) ont été effectués. La population « conducteurs de métro » était constituée des sujets dont la

²¹La SDNN est une mesure recommandée pour étudier la variabilité de la fréquence cardiaque. Après un infarctus du myocarde par exemple, la diminution de la variabilité cardiaque calculée par cette variable est un facteur prédictif de mortalité et d'arythmie grave indépendant des autres facteurs.

profession répondait aux deux codes « métier conducteur de locomotive » et « branche industrielle du trafic des bus et tram » d'après les données du recensement national. La population de référence, pour laquelle le nombre de cas attendus était calculé, était constituée de tous les sujets employés de Stockholm en 1970. Une deuxième population de référence était constituée de tous les sujets employés dans les transports et le secteur de la communication, afin de réduire les facteurs de confusion d'ordre socio-économique.

Neuf cas de cancers broncho-pulmonaires ont été retrouvés parmi les conducteurs de métro de 1971 à 1989 pour un nombre de cas attendus de 8,56 parmi tous les travailleurs de Stockholm (SIR de 1,05 (95% CI 0.48-2.00)), et de 10,94 parmi les travailleurs des transports et de la communication (SIR de 0.82 (95% CI 0.38–1.56)). Les résultats de cette étude ne montrent donc pas d'augmentation du risque de cancer broncho-pulmonaire chez les conducteurs de métro.

L'étude menée sur des effectifs importants de la population de Stockholm présente une puissance satisfaisante, bien qu'elle soit limitée par le faible nombre de cas chez les conducteurs de métro (9 cas). Une des limites de l'étude est l'absence de données sur le tabagisme des sujets, facteur de confusion majeur du risque de cancer broncho-pulmonaire. La comparaison par rapport aux sujets employés dans les transports et le secteur de la communication permet de réduire les facteurs de confusion d'ordre socio-économique. Par ailleurs, l'exposition à la pollution de l'air est évaluée grossièrement en se basant sur des classifications métier, et ne s'appuie pas sur des concentrations d'exposition individuelle ni sur des données de durée d'exposition professionnelle. Cette étude de cohorte historique est donc sujette à des risques notables de biais de confusion et de biais de classement de l'exposition.

Cette étude ne confirme pas l'hypothèse avancée par l'étude *in vitro* de génotoxicité (Karlsson *et al.* 2005) selon laquelle les particules du métro de Stockholm seraient plus carcinogènes que les particules de l'air ambiant urbain. Les résultats de l'étude ne sont cependant pas transposables à d'autres catégories de travailleurs plus exposées que les conducteurs de métro aux particules des enceintes ferroviaires souterraines comme les travailleurs sur quais.

5.2.1.3 Etudes cas-témoins

La même équipe (Bigert *et al.* 2007) a étudié le risque d'infarctus du myocarde chez ces mêmes conducteurs du métro de Stockholm. Entre 1976 et 1996, chez les hommes de 40 à 69 ans résidant à Stockholm, 22 311 premiers cas d'infarctus du myocarde (IDM) ont été inclus à partir des registres des sorties de l'hôpital et des décès. La population témoin a été tirée au sort dans la population générale à partir des registres de la population totale de Stockholm, en excluant les personnes ayant des antécédents d'IDM ou sans activité professionnelle renseignée, soit 131 496 témoins appariés sur l'âge, le sexe et l'année calendaire. Parmi les cas et les témoins, respectivement 54 et 250 sujets ont été identifiés comme « conducteurs de métro ». Comme dans l'étude de Gustavsson *et al.* (2008), les sujets étaient identifiés « conducteurs de métro » lorsque leur profession répondait aux deux codes « métier conducteur de locomotive » et « branche industrielle du trafic des bus et tram » d'après les données du recensement national. Les auteurs ont divisé la population d'étude en sous-groupes afin de déterminer si le risque d'infarctus du myocarde était plus important parmi les sujets ayant travaillé plus de 5 ans ou parmi ceux pour lesquels le temps de latence était d'au moins 10 ans après l'embauche, ou si le risque était associé à une exposition en cours ou récente. Vingt-trois cas d'infarctus du myocarde ont été rapportés parmi les conducteurs de métro ayant travaillé plus de 5 ans, et il n'a pas été observé d'augmentation du risque d'infarctus dans ce sous-groupe. L'analyse menée en fonction du temps de latence après le début de l'exposition n'a pas non plus montré d'augmentation du risque d'infarctus du myocarde. Au total, aucune augmentation du risque d'infarctus du myocarde n'a été observée chez les conducteurs de métro par rapport aux autres travailleurs (1.06 [95% CI: 0.78–1.43]) ou par rapport aux autres travailleurs manuels (0.92 [95% CI: 0.68–1.25]).

L'étude menée sur des effectifs importants de la population de Stockholm présente une puissance satisfaisante. Une des principales limites de cette étude est l'absence de données sur des facteurs de risque extra-professionnels de maladies cardio-vasculaires (tabagisme, dyslipidémie, hypertension artérielle...). Par ailleurs, comme pour l'étude de Gustavsson *et al.* (2008), l'exposition à la pollution de l'air du métro est évaluée grossièrement en se basant sur des classifications de métier et ne s'appuie pas sur des concentrations d'exposition individuelle. Cette étude cas-témoins est donc sujette à des risques notables de biais de confusion et de biais de classement de l'exposition.

Cette étude ne met pas en évidence d'augmentation du risque d'infarctus du myocarde chez les conducteurs du métro de Stockholm. Ces résultats ne sont cependant pas transposables à d'autres catégories de travailleurs plus exposés que les conducteurs de métro aux particules des enceintes ferroviaires souterraines comme les travailleurs sur quais.

5.2.1.4 Etudes transversales – exposés-non exposés

Une étude pilote sur 39 travailleurs du métro de New York (Grass *et al.* 2010) a comparé des expositions individuelles aux particules (PM_{2,5} et composition en Fe, Mn, Cr) avec des bio-marqueurs urinaires et sanguins d'exposition métallique (Mn, Cr, Pb), un bio-marqueur urinaire d'exposition aux HAPs (benzo(a)pyrène diol époxyde – BPDE), des bio-marqueurs de stress oxydant urinaires (isoprostanes, 8-oxodésoxyguanosine) et plasmatiques (protéines carbonylées) et des bio-marqueurs d'altération de l'ADN urinaire (8-oxodésoxyguanosine) et lymphocytaire (liaisons transversales protéines-ADN – DPC). Les concentrations en biomarqueurs des travailleurs du métro ont été comparées à celles de 11 chauffeurs de bus, et de 25 employés de bureau, ces deux populations étant considérées comme faiblement exposées au Fe, Mn et Cr. Les sujets majoritairement âgés de 40 à 50 ans (intervalle interquartile) occupaient la même fonction depuis au moins 2 ans et étaient non fumeurs (sauf 3 % de fumeurs actuels chez les travailleurs du métro).

Parmi tous les travailleurs du métro (n=39) exposés à 27 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ de PM_{2,5} en valeur médiane (P5-P95 : 8-112 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$), les ouvriers de construction des voies (n=6) et de maintenance des voies (n=6) sont les plus exposés avec des concentrations médianes de 53 et 61 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ respectivement.

Les travailleurs du métro ont des concentrations de Cr dans le plasma et de DPC dans les lymphocytes significativement plus élevées que les chauffeurs de bus (n=10), mais aucune différence n'a été mise en évidence avec les employés de bureau (n=25). Ces deux bio-marqueurs sont corrélés positivement. Une faible augmentation de la concentration en isoprostanes urinaires est également observée chez les travailleurs du métro par rapport aux deux autres populations, mais non significative après ajustement sur la créatinine. Une corrélation positive et significative est observée entre la concentration en isoprostanes urinaires et le nombre d'années travaillées dans le métro, même après ajustement sur la créatinine, l'indice de masse corporel et l'âge ($r_s = 0,43$, $p=0,024$). Néanmoins, la concentration en isoprostanes n'est pas corrélée à l'exposition aux poussières d'acier (PM_{2,5}, Fe, Mn, Cr).

Comme attendu, les concentrations du métabolite de HAP (BPDE) sont plus élevées chez les chauffeurs de bus que chez les travailleurs du métro ou de bureau.

Aucune association n'a *in fine* été mise en évidence entre l'exposition aux particules chez les travailleurs du métro de New York et les marqueurs biologiques. Les valeurs de ces bio-marqueurs chez les travailleurs du métro exposés semblent similaires à celles des deux populations de référence considérées comme faiblement exposées. Néanmoins, il est possible que ces résultats soient liés à un mauvais choix des marqueurs biologiques ou à un manque de puissance statistique. Par ailleurs ces résultats ne concernent pas spécifiquement les travailleurs du métro de New York les plus exposés (ouvriers de construction et de maintenance des voies).

Une étude coréenne (Heo *et al.*, 2010) a comparé des marqueurs de la sensibilisation aux pneumallergènes et de pathologies allergologiques respiratoires chez 52 employés d'établissements accueillant du public, dont 11 employés de 3 stations du métro de Séoul, *versus* 17 employés de bureau appariés sur l'âge et le sexe.

Une hypersensibilité immédiate ou une réponse Th2 peuvent éventuellement se manifester par des troubles allergiques incluant l'asthme et la rhinite allergique. Dans cette étude, la sensibilisation immédiate a été évaluée par des pricks tests positifs (tests allergiques cutanés) associés à l'augmentation du taux d'IgE, et un risque augmenté de réponse immunitaire médiée par les lymphocytes Th2 évalué par une augmentation du ratio Interleukine 4/ Interféron gamma.

Chez les 6 employés du métro ayant des pricks tests positifs, le taux d'IgE moyen était supérieur à celui des employés de bureau ayant des pricks tests positifs (3,93 ng/ml *versus* 1,33 ng/ml). Chez les 5 employés du métro ayant des pricks tests négatifs, le ratio Interleukine 4/ Interféron gamma était significativement élevé par rapport aux employés de bureau ayant des pricks tests négatifs (13,0 *versus* 4,3). Néanmoins, ce ratio chez les employés du métro n'était pas différent lorsqu'il était comparé à celui de l'ensemble des employés d'établissements accueillant du public (13,0 *versus* 14,4). Les différences observées ne peuvent être attribuées à l'exposition à la pollution de l'air et ne peuvent être traduites en termes de symptomatologie clinique. Par ailleurs, les auteurs ne retrouvent pas de différence significative concernant les paramètres fonctionnels respiratoires entre les employés de différents types d'établissements (employés du métro, de crèche, de maisons de retraite, de supermarchés et employés de bureau).

Cette étude dont la population cible principale n'était pas les salariés des enceintes ferroviaires souterraines, qui porte sur un très faible nombre de sujets, et dans laquelle il n'existe aucun élément de caractérisation des expositions des salariés du métro (hormis l'ancienneté moyenne de 214,7 mois +/-66,9) est donc très peu contributive. L'absence d'information sur d'éventuels facteurs de confusion tels que le tabagisme pour la fonction ventilatoire ou les antécédents familiaux d'atopie pour la sensibilisation limite davantage l'interprétation de ces résultats.

5.2.2 Etudes chez des usagers des enceintes ferroviaires souterraines

5.2.2.1 Etudes quasi-expérimentales

Une équipe suédoise a mené une étude portant sur 20 volontaires sains et 16 volontaires présentant un asthme léger, tous non-fumeurs. Les volontaires ont été exposés successivement durant 2 heures (de 16 heures à 18 heures entre octobre 2006 à mars 2007) à l'air du métro et à l'air de bureau selon un schéma en cross-over randomisé²² à 3 semaines d'intervalle, la première exposition étant déterminée par tirage au sort. Durant les deux périodes d'expositions les sujets ont alterné toutes les 15 minutes les phases de repos et les phases d'activité physique modérée sur un vélo. A noter que les volontaires n'étaient pas des usagers habituels du métro et n'avaient pas pris le métro au cours des 3 mois précédent l'étude. Durant cette étude semi-expérimentale, les niveaux d'expositions aux PM10 et PM2,5 observés sont similaires dans le métro et un tunnel routier alors que les concentrations de particules ultrafines, de monoxyde et dioxyde d'azote sont inférieures dans le métro par rapport aux mesures faites précédemment dans un tunnel routier dans la même ville.

²² Cette étude est dite en « cross-over » car il s'agit d'une analyse appariée où le cas est son propre témoin, puisque chez un même sujet elle compare l'évènement étudié immédiatement après la période à risque (période d'exposition à l'air du métro) et immédiatement après une période témoin (période d'exposition à l'air de bureau). Elle est randomisée car l'ordre des périodes est tiré au sort pour chaque sujet. Ce protocole est utilisé pour étudier l'effet d'exposition brève sur la survenue d'un évènement aigu.

Cette étude a fait l'objet de 3 publications. Deux publications comparent successivement chez les sujets sains (Klepczynska-Nyström *et al.*, 2010) puis chez les sujets asthmatiques (Klepczynska-Nyström *et al.*, 2012), les impacts de l'exposition à l'air du métro et de l'exposition à l'air des bureaux sur les symptômes d'irritations oculaires et les symptômes des voies aériennes (avant et pendant les expositions), la fonction ventilatoire (avant et 1, 2 et 14 h après expositions), divers marqueurs dans le lavage broncho-alvéolaire (LBA, 14 h après expositions) et divers marqueurs biologiques plasmatiques (fibrinogène, marqueurs des cellules T régulatrice, 14 heures après expositions).

Chez les sujets sains, aucune modification des paramètres de la fonction ventilatoire n'a été mise en évidence après l'exposition à l'environnement de métro, alors qu'au niveau plasmatique, une augmentation statistiquement significative du fibrinogène et des cellules T-régulatrices a été observée (Klepczynska-Nyström *et al.*, 2010). A l'inverse chez les sujets asthmatiques, aucune augmentation des cellules T-régulatrices n'a été mise en évidence dans le sang, mais une augmentation statistiquement significative de marqueurs des cellules T-régulatrices a été observée dans le lavage broncho-alvéolaire (Klepczynska-Nyström *et al.*, 2012).

Ces résultats suggèrent une exacerbation de l'inflammation localisée au niveau pulmonaire chez les asthmatiques après une exposition de 2 heures dans l'environnement de métro, non observée chez les sujets sains. Ils montrent par ailleurs que la réponse médiée par les cellules T-régulatrices diffère entre les sujets asthmatiques dont la réponse est uniquement localisée au niveau pulmonaire, et les sujets sains dont la réponse est uniquement systémique. Cette différence reste encore à confirmer et étayer, ainsi que son influence en termes de risques pour la santé.

Dans la troisième publication (Lundström *et al.*, 2011), les auteurs étudient les profils de 64 oxylipines dans le LBA, provenant de trois voies métaboliques : la cyclo-oxygénase, la lipooxygénase et le cytochrome P450. Certaines oxylipines ont des effets bronchoprotecteurs ou anti-inflammatoires connus ou suspectés. Il apparaît que les profils des oxylipines dans le LBA après exposition à l'air du métro de Stockholm divergent entre les 18 volontaires sains et les 15 volontaires asthmatiques légers pour 8 métabolites de l'acide linoléique et de l'acide α -linoléique *via* la voie de la lipooxygénase et pour la prostaglandine E2. Globalement, les concentrations en oxylipines augmentent chez les volontaires sains après exposition à l'air du métro alors qu'elles diminuent ou restent stables chez les asthmatiques. Les auteurs suggèrent ainsi une possible réduction de la réponse anti-inflammatoire chez les asthmatiques suite à l'exposition à l'air du métro.

En conclusion, les résultats de ces trois publications restent difficiles à interpréter du fait du faible nombre de sujets étudiés, les divergences observées entre sujets sains et sujets asthmatiques devant être interprétées avec précaution, ainsi que les auteurs eux-même le signalent, notamment dans la publication sur les oxylipines.

Aux Pays-Bas, l'étude semi-expérimentale RAPTES (Risk of Airborne Particles: a Toxicological–Epidemiological hybrid Study) a été menée, entre mars et octobre 2009, sur 31 volontaires sains âgés de 19 à 26 ans (21 femmes et 10 hommes). Les volontaires ont été exposés durant 5 heures sur l'un des 5 sites (station de train souterraine ; rue à grande circulation au trafic continu (45000 véhicules/jour); rue à grande circulation avec stop et démarrage (34000 véhicules/jour) ; ferme avec des animaux ; site urbain - pollution de fond) situé à moins de 70 km de l'université d'Utrecht, et à au moins 14 jours d'intervalle avec les mesures sur un autre site, pour un total de 30 jours de mesures. Durant ces expositions, les sujets ont alterné 20 minutes à pédaler sur un vélo fixe à un rythme modéré pour avoir un taux de ventilation par minute de 20L/min/m² versus 40 minutes de repos toutes les heures. Au total 170 observations ont été réalisées sur 3 à 7 jours par participant, et 13 participants ont été au moins une fois sur les 5 sites.

Des mesures biologiques ou examens médicaux ont été réalisés à différents temps sur le campus universitaire pris en référence ou sur l'un des 5 sites : t0: avant exposition, sur le campus ; t2: avant exposition, sur un site ; t7 : après 5 heures d'exposition sur site ; t9 : 2 heures après fin de l'exposition, sur le campus ; t25 : 18 heures après fin de l'exposition, sur le campus.

Cette étude a fait l'objet de 6 publications. Cette étude avait pour objectif d'évaluer pour quelles caractéristiques des particules de l'air, des associations étaient observées entre l'exposition à court-terme des volontaires sains et des marqueurs d'effets. Les caractéristiques physico-chimiques des particules telles que la masse, le nombre, EC, OC, les endotoxines, les métaux et les espèces inorganiques secondaires ont été mesurées. Le potentiel oxydant des particules (OP) a également été caractérisé par la mesure de la déplétion en 2 anti-oxydants, l'acide ascorbique et le GSH, dans un fluide synthétique mimant celui présent dans les voies respiratoires.

Deux publications ont ainsi évalué les associations avec une modification aiguë de paramètres de la santé respiratoire (fonction ventilatoire, FeNO mesurés à tous les temps avant et après l'exposition ; Strak *et al.* 2012) et des marqueurs de l'inflammation aiguë des voies aériennes nasales (lavage nasal et prise de sang effectués sur le campus avant et après l'exposition à t0, t9 et t25; biomarqueurs : IL6, IL8, lactoferrine, protéine totale ; Steenhof *et al.* 2011). Deux publications ont évalué les associations avec la production de thrombine (Strak *et al.*, 2013b) et avec d'autres marqueurs biologiques de l'inflammation et de la coagulation pouvant jouer un rôle dans l'effet des particules sur la santé cardiovasculaire (Strak *et al.*, Plos One 2013a). Une publication récente a évalué les associations avec le nombre de leucocytes totaux et différenciés dans le sang, également considérés comme des marqueurs de l'inflammation systémique et comme des marqueurs précoces d'effet sur la santé cardiovasculaire (Steenhof *et al.*, 2014). Enfin, une autre publication (Janssen *et al.*, 2014) a évalué si le potentiel oxydant (OP) des particules mesuré par diverses méthodes était différent selon les 5 sites et corrélé avec la composition et la masse des PM. Les études de Steenhof *et al.* (2011) et de Janssen *et al.* (2014) qui ont évalué le potentiel oxydant des particules d'EFS ont déjà été abordées au chapitre 4.2.

Pour rappel (chapitre 4.2.1), Steenhof *et al.* (2011) ont rapporté que les différentes fractions granulométriques des particules prélevées dans l'EFS avaient un OP mesuré par la déplétion du DTT proche entre les différentes fractions, et très nettement supérieur à celui induit par les particules des autres sites, et qu'en condition cellulaire cette déplétion était corrélée à la cytotoxicité de ces particules. Le OP des particules d'EFS a été évalué et précisé par Janssen *et al.* (2014) qui ont aussi montré que ces particules ont un OP très nettement supérieur aux autres particules, mais sur la base de plusieurs tests acellulaires : test de déplétion du DTT ; mesure de radicaux hydroxyl par RPE et test de déplétion de l'acide ascorbique. En particulier la production de radicaux hydroxyl impliqué dans l'OP était corrélée à la teneur en fer et cuivre des particules.

Concernant les autres résultats de ces études portant sur l'exposition au site de la station de train souterraine, les biomarqueurs augmentés de manière significative avec les caractéristiques des particules principalement élevées en EFS (PM10, PM2,5, PM2,5-10, EC, Fe, Cu, Ni (tot), V(tot), OP) étaient :

- des marqueurs de l'inflammation systémique, à savoir le nombre de leucocytes totaux (2 heures et 18 heures après exposition), de neutrophiles (2 heures après exposition), de monocytes (18 heures après exposition) (Steenhof *et al.*, 2014) et l'hs-CRP dans le sang (Strak *et al.*, 2013a), sans que les caractéristiques des particules ou polluants gouvernant l'augmentation de ces marqueurs n'aient pu être isolées ;
- et la lactoferrine dans le lavage nasal (Steenhof *et al.*, 2011).

Concernant les résultats de ces études portant sur la cohérence entre les sites des associations entre caractéristiques des particules, autres polluants et des (bio)marqueurs d'effets :

- Des associations cohérentes ont été mises en évidence entre des marqueurs biologiques de l'inflammation au niveau nasal et notamment l'augmentation d'OC, endotoxines et NO₂, contrairement aux PM totales et au OP (Steenhof *et al.*, 2011) ;
- Des associations cohérentes ont été mises en évidence entre des marqueurs de l'inflammation aiguë des voies aériennes (FeNO), d'une dégradation de la fonction pulmonaire (FVC, FEV1) et l'augmentation de PNC, NO₂, et NOx, contrairement au OP et PM10 (Strak *et al.*, 2012) ;
- Différents marqueurs biologiques de l'inflammation systémique et de la coagulation (fibrinogène, nombre de plaquettes, facteur de von Willebrand) étaient plus systématiquement associés au OC, nitrate ou sulfate, les associations étant moins nettes avec les PM et OP, et absentes avec PNC, EC, métaux traces et NO₂ (Strak *et al.*, 2013a) ;
- Des associations négatives et cohérentes ont été mises en évidence entre le nombre de lymphocytes et d'éosinophiles dans le sang et le NO₂, pouvant refléter un effet pro-oxydant du NO₂ (Steenhof *et al.*, 2014) ;
- La production *ex vivo* de thrombine dans la voie de la coagulation sanguine FXII-dépendante était associée au NO₂, nitrate et sulfate, contrairement au PM, OP ou aux autres polluants de l'air étudiés (Strak *et al.*, 2013b).

Un point fort de ces études est l'utilisation d'indicateurs d'exposition quantitatifs et de mesures biologiques. Une étude semi-expérimentale est une force par rapport à des études d'observation car elle permet de limiter les biais liés aux erreurs de mesure de l'exposition ou aux facteurs de confusion. Une limitation est le fait d'avoir effectué de très nombreuses analyses en utilisant de nombreux modèles. Certaines corrélations entre certains polluants semblent trop élevées pour interpréter les modèles avec 2 polluants et pour séparer les effets de chaque polluant de façon indépendante.

5.2.2.2 Etudes de cohortes

Aucune étude de cohorte n'a été identifiée.

5.2.2.3 Etudes cas-témoins

Aucune étude cas-témoins n'a été identifiée.

5.2.2.4 Etudes transversales – exposés-non exposés

Aucune étude transversale exposés-non exposés n'a été identifiée.

5.3 Données françaises

5.3.1 Etudes chez des travailleurs dans les enceintes ferroviaires souterraines

Le service de santé au travail et le service des études épidémiologiques de la RATP ont mené successivement plusieurs études, portant sur des effectifs de salariés importants, ayant pour objectif de mieux documenter l'état de santé des salariés de la RATP voire dans certains cas de cerner l'impact du travail en enceintes souterraines sur la santé. Si une partie des données a fait l'objet de publications (RATP/InVS, 2008), le service de santé au travail et le service des études épidémiologiques de la RATP ont de plus accepté de mettre à disposition du groupe de travail, dans le cadre de ces travaux d'expertise, divers documents rapportant des résultats actuellement non publiés. Compte tenu du caractère non public de ces données, seules sont présentées les conclusions et les limites tirées de l'analyse de ces études par le GT ; et uniquement celles intéressant la question des effets sanitaires associés à la pollution de l'air des enceintes ferroviaires souterraines chez les travailleurs.

A ce stade l'étude de mortalité (RATP/InVS, 2008 ; RATP, 2012) est une étude de surveillance généraliste qui est une première étape pour fournir des données épidémiologiques à l'échelle de l'entreprise. Elle n'a pas vocation et ne permet pas d'évaluer directement les effets des conditions de travail et des nuisances professionnelles spécifiques, dont la pollution de l'air, sur la santé.

L'étude la plus ancienne, menée en collaboration avec l'InVS avait pour objectif d'étudier la mortalité sur la période 1980-1999 des agents et ex-agents de la RATP (RATP/InVS, 2008 ; RATP, 2012). La cohorte étudiée, dite Cohorte EDGAR est constituée des 68 781 agents statutaires de la RATP en activité au premier janvier 1980 ou recrutés après cette date et ayant travaillé au minimum un an à la RATP. Les décès survenus, au cours de la période 1980-1999, ont été identifiés auprès du Répertoire national d'identification des personnes physiques (RNIPP) selon la procédure en vigueur. Les causes de décès ont ensuite été recherchées auprès du Centre d'épidémiologie sur les causes médicales de décès (CépiDc) de l'Institut national de la santé et de la recherche médicale (INSERM). Des ratios standardisés de mortalité (SMR) ont été calculés en prenant comme population de référence la population de la région Île-de-France. Par ailleurs, les auteurs ont reconstitué les parcours professionnels pour 98,4% des sujets vivants de la cohorte et 92,8% des décédés. Des comparaisons de la mortalité ont ainsi pu être réalisées pour une profession donnée par rapport à la population francilienne de référence, ainsi que par rapport à une population interne de référence se composant des individus de la cohorte ayant occupé une profession de la même catégorie professionnelle sans jamais avoir exercé la profession concernée par l'analyse de mortalité. Ces comparaisons internes permettent de réduire potentiellement les effets de confusions liés à des facteurs de risque associés au mode de vie (tabac, alcool, obésité ...) par rapport aux comparaisons avec la population générale francilienne. La plus faible puissance statistique de ces comparaisons internes limite souvent l'interprétation des résultats à la mortalité toutes causes ou toutes tumeurs, et ne permet que rarement d'interpréter les résultats de la mortalité pour des causes spécifiques.

Comme attendu dans l'étude de mortalité d'une cohorte professionnelle, une sous mortalité toutes causes confondues de la cohorte a globalement été observée par rapport à la population d'Île-de-France du fait de l'« effet du travailleur sain »²³. L'analyse des causes de décès dans l'ensemble de la cohorte a cependant montré un excès significatif de cardiopathies ischémiques chez les hommes, de l'ordre de 10 % (RATP/InVS, 2008), cette observation concernant l'ensemble des métiers à la RATP et non spécifiquement le travail en enceintes ferroviaires souterraines.

Concernant la mortalité par catégories socio-professionnelles (cadre, agent de maîtrise, employés ou ouvriers), un gradient également attendu a été retrouvé allant des cadres jusqu'aux ouvriers et employés : la sous-mortalité observée toutes causes confondues par rapport à la population francilienne était plus forte parmi les cadres et les agents de maîtrise et plus faible parmi les employés et les ouvriers.

Les multiples analyses de mortalité spécifique (c'est à dire par cause de décès) par profession réalisées ont mis en évidence chez les hommes dans certaines professions une sur- ou une sous-mortalité pour certaines causes. Chez les femmes l'effectif (nombre de personnes-années) parfois insuffisant a limité les analyses.

Il est difficile d'interpréter un éventuel effet du travail dans les enceintes ferroviaires sur la mortalité compte tenu des résultats observés qui répondent à un objectif différent. En effet, certains regroupements de métiers permettent d'identifier des groupes travaillant en enceintes souterraines, comme les agents de station ou les conducteurs de train. Néanmoins, ils ne permettent pas une visibilité exhaustive de tous les corps de métiers exercés dans ces enceintes, aucune catégorie ne permettant par exemple de distinguer les ouvriers de maintenance *in situ* des trains (Centre de Dépannage des Trains). De plus les exigences de sécurité relatives à certains postes de travail sont de nature à favoriser les « effets du travailleur sain », comme par exemple pour les conducteurs de train chez lesquels des sous-mortalités ont été observées toutes causes confondues ainsi que par maladies de l'appareil circulatoire et par tumeurs. Il peut également exister un gradient en fonction du niveau de qualification au sein d'un même type de profession. Ainsi parmi les ouvriers de maintenance, les ouvriers non qualifiés présentaient des excès de mortalité toutes causes confondues ainsi que pour les tumeurs (bouche et pharynx, oesophage, estomac, poumon, autres parties de l'appareil respiratoire et organes thoraciques), les maladies de l'appareil circulatoire, les maladies de l'appareil digestif dont la cirrhose et les troubles mentaux. A l'inverse, les ouvriers qualifiés présentaient une sous-mortalité toutes causes confondues. Enfin, les ouvriers de maintenance des voies (poseurs/régulateurs/soudeurs) ont des conditions de travail très spécifiques qui pourraient influencer la mortalité : pénibilité physique, travail de nuit, fumées de soudage et diesel lors des travaux de maintenance.

Les principales causes de décès documentées dans la cohorte EDGAR et par ailleurs investiguées dans la littérature internationale en lien avec le travail en enceintes ferroviaires souterraines ont néanmoins été considérées plus attentivement par le GT, notamment les cancers bronchopulmonaires, et les affections respiratoires ou cardiovasculaires.

²³ Comme dans la plupart des études en milieu professionnel, la population étudiée est une population de personnes au travail, et *a priori* en meilleure santé que la population générale car elle inclut moins d'individus atteints de maladie grave et incapacitante, et n'inclut pas certaines populations sensibles (personnes âgées, enfants). Il s'agit de l'« effet du travailleur sain » (« Healthy Worker Effect »).

Dans plusieurs professions de la cohorte EDGAR, une sous-mortalité a ainsi été observée par pathologie respiratoire (non tumorales). Le seul groupe professionnel où une surmortalité par pathologie respiratoire a été constatée, n'est pas exposé au travail en enceintes souterraines (agents d'établissement/reprographie).

Concernant les affections cardiovasculaires, une surmortalité a été observée chez les agents de station, les ouvriers non qualifiés de maintenance y compris la maintenance des voies (poseurs/régleurs/soudeurs), et les agents de manœuvre/transport, potentiellement concernés par le travail en enceintes souterraines, mais également chez les agents tertiaires, les machinistes receveurs et les agents d'établissement/reprographie non exposés au travail en enceintes ferroviaires souterraines. D'autre part une sous-mortalité a à l'inverse été observée chez les conducteurs de trains ainsi que pour diverses professions non exposées au travail en enceintes ferroviaires souterraines (cadres, agents de maîtrise tertiaires, agents d'administration/gestion, agents d'exploitation bus).

Concernant les cancers broncho-pulmonaires, une surmortalité a été observée chez les agents de station (hommes) et les ouvriers non qualifiés de maintenance y compris la maintenance des voies (poseurs/régleurs/soudeurs), mais également chez les agents tertiaires et les agents d'établissement/reprographie non exposés au travail en enceintes ferroviaires souterraines. D'autre part aucune surmortalité n'a été observée par cancers broncho-pulmonaires chez les agents de manœuvre/transport et les conducteurs de trains.

En résumé, sur la base des résultats de l'étude de mortalité des agents RATP pour les professions potentiellement concernées par le travail dans des enceintes ferroviaires souterraines :

- aucune profession ne présentait de surmortalité par pathologie respiratoire non tumorale ;
- une surmortalité par affection cardiovasculaire est observée chez les agents de station, les ouvriers non qualifiés de maintenance, y compris la maintenance des voies (poseurs/régleurs/soudeurs) et les agents de manœuvre/transport, mais également chez d'autres professions non exposées au travail en enceintes ferroviaires souterraines (excès de décès par cardiopathies ischémiques chez les machinistes receveurs, par exemple) ; d'autre part une sous-mortalité par affection cardiovasculaire est à l'inverse observée chez les conducteurs de trains ;
- une surmortalité par cancer broncho-pulmonaire est observée chez les agents de station et les ouvriers non qualifiés de maintenance y compris la maintenance des voies (poseurs/régleurs/soudeurs), mais également chez d'autres professions non exposées au travail en enceintes ferroviaires souterraines ; d'autre part aucune surmortalité n'est observée par cancer broncho-pulmonaire chez les agents de manœuvre/transport et les conducteurs de trains.
- la sous-mortalité observée chez les conducteurs de métro et RER pourrait s'expliquer par les exigences de sécurité requises pour ces professions et qui sont de nature à favoriser les « effets du travailleur sain ». En effet, les conducteurs de métro et RER sont sujets à une « sur-sélection » pour l'accès au poste, à des visites médicales d'aptitude, à un aménagement du travail, et à des conditions socio-économiques favorables ;
- la surmortalité observée chez les ouvriers de maintenance des voies (poseurs/régleurs/soudeurs) pourrait en partie s'expliquer par des conditions de travail très spécifiques : pénibilité physique, travail de nuit, fumées de soudage et diesel lors des travaux de maintenance, etc ;

- un gradient de mortalité a été observé en fonction du niveau de qualification au sein d'un même type de profession tel que les ouvriers de maintenance, parmi lesquels les ouvriers non qualifiés présentaient des surmortalités, alors qu'à l'inverse les ouvriers qualifiés présentaient des sous-mortalités ;

En conclusion, l'étude de mortalité à ce stade (RATP/InVS, 2008 ; RATP, 2012) n'a pas pour objectif et ne permet pas de mettre en évidence le signal d'une éventuelle surmortalité attribuable à la pollution de l'air des enceintes ferroviaires souterraines. Pour éclairer la question des risques associés au travail en souterrain, des analyses comparant des travailleurs en souterrain à des travailleurs en dehors, avec ajustement sur les catégories professionnelles, seraient plus informatives. Les risques associés à la pollution de l'air en souterrain pourraient être évalués par l'utilisation d'indicateurs semi-quantitatifs d'exposition à la pollution de l'air durant la carrière professionnelle, définis par exemple à partir de la construction d'une matrice emplois-expositions. Par ailleurs, et compte tenu de la relative jeunesse de la cohorte EDGAR, le prolongement de son suivi permettrait d'améliorer l'étude de causes de décès survenant avec un temps de latence très long ou à des âges très avancés et d'obtenir des résultats plus contemporains.

Une autre étude, mise en place par le Service de santé au travail de la RATP (RATP, 2010b) a porté sur la santé respiratoire des salariés de la RATP travaillant dans les enceintes ferroviaires souterraines. L'objectif de cette étude est d'évaluer l'impact sanitaire possiblement associé à l'inhalation de l'air des enceintes ferroviaires souterraines en comparant l'état de santé de salariés de la RATP inhalant l'air des enceintes ferroviaires souterraines à celui d'autres personnels ne travaillant pas dans ces espaces.

Les participants ont été recrutés sur la base du volontariat lors de visites périodiques de médecine du travail par une procédure semi-randomisée. Le recueil des informations a été effectué par auto-questionnaire dont les questions ont été validées dans des études nationales et européennes, par un questionnaire clinique et un examen para clinique. Une symptomatologie à type de bronchite chronique, difficultés respiratoires, dyspnée, asthme, rhinite ou allergies cutanées a été recherchée. La fonction pulmonaire a été évaluée par une épreuve d'expiration forcée.

Au total, 2009 volontaires salariés de la RATP (taux de participation = 83% des personnes sollicitées) ont été inclus du 19 juillet 2006 au 31 octobre 2007 dans cette étude. L'exploitation des données a porté sur 1989 individus après exclusion de 20 individus²⁴, dont 101 sujets dont le temps de travail en souterrain n'a pu être déterminé, soit 1466 hommes et 422 femmes au final. Les sujets ont été divisés en 3 groupes : un groupe de sujets travaillant en souterrain au moins 90% du temps (n=711), un groupe de sujets travaillant moins de 10% du temps en souterrain (n=922 dont 366 machinistes receveur qui font l'objet d'un sous groupe dans les analyses) et un groupe de sujets travaillant entre 10 et 90% du temps en souterrain (n=185).

L'étude qui met en relation des indicateurs d'effets chroniques respiratoires avec une mesure transversale de l'exposition a été réalisée afin d'observer en première approche l'existence ou non de signaux d'alarme. Les limites liées à ce type d'étude transversale sont bien connues : question de temporalité entre l'exposition et l'effet, de sélection des actifs en ne tenant pas compte des individus en mauvaise santé qui ne sont pas en poste, ni des retraités. Aussi, bien que ce type d'étude permettrait de voir potentiellement des associations si les effets en question étaient importants, ses résultats négatifs ne permettent pas d'exclure le risque.

²⁴ Les 20 individus exclus comprenaient : 14 travaillant à la maintenance, 4 avec auto-questionnaire manquant ou inexploitable, 1 de plus de 65 ans et 1 travaillant hors de la région Île-de-France.

Enfin, le service de santé au travail de la RATP a mené une étude sur la santé cardiovasculaire des agents avec prise tensionnelle et réalisation d'électrocardiogramme lors des visites de santé au travail associées notamment au recueil des antécédents cardiovasculaires et de dyslipidémie, l'âge, statut tabagique, de la consommation d'alcool, de l'indice de masse corporelle, du niveau d'activité physique, de la catégorie socioprofessionnelle et de trois indicateurs des contraintes psychosociales selon le modèle de Karasek : la demande psychologique, la latitude décisionnelle et le soutien social (RATP, 2013b). De même que pour l'étude précédente sur la santé respiratoire, l'exposition au travail en enceintes souterraines a été étudiée en classant les salariés en 3 groupes en fonction de leur durée de travail en enceintes souterraines (peu souvent ou jamais, n= 490, parfois n=131, toujours ou souvent n=502), ainsi qu'en fonction du nombre de minutes passées en souterrain.

Quel que soit le paramètre utilisé (groupe d'exposition ou minutes passées en souterrain), aucun lien significatif n'est retrouvé tant avec les antécédents médicaux cardiovasculaires déclarés, la tension artérielle mesurée ou les paramètres d'électrocardiographie après ajustement sur divers facteurs tels que l'âge, la situation familiale, le statut tabagique, la consommation cumulée de tabac, le statut pondéral, l'activité physique, la catégorie professionnelle, la latitude décisionnelle, la demande psychologique, le soutien social.

Cependant, seuls la méthode et les résultats statistiques de cette étude ont été présentés dans un document de travail. Cette étude à ce stade n'a pas été formalisée sous la forme d'un rapport ou d'une publication scientifique. Pour l'instant, l'étude apparaît principalement limitée par le choix discutable de paramètres d'électrocardiographie comme indicateurs d'effet cardiovasculaire, et par le caractère transversal de la mesure d'exposition bien que vraisemblablement moins impactant que pour l'étude de santé respiratoire.

En conclusion sur les études épidémiologiques françaises des travailleurs en enceintes ferroviaires souterraines :

- **L'étude de mortalité (RATP/InVS, 2008 ; RATP, 2012) est à ce stade une étude de surveillance généraliste de l'état de santé des salariés RATP, et non une étude étiologique permettant d'évaluer directement les effets des nuisances professionnelles, dont la pollution de l'air, sur la santé. En se focalisant sur la mortalité par pathologie cardiovasculaire, pathologie respiratoire et cancer broncho-pulmonaire, elle met en évidence des surmortalités pour des métiers exercés dans ces enceintes et pour des causes tels que des pathologies vasculaires et cancers broncho-pulmonaires. Néanmoins, ces surmortalités sont aussi observées pour des métiers qui ne sont pas exercés dans ces enceintes (ex : reprographie, agents type administration/gestion, machiniste-receveur), et ne sont pas reliées à des indicateurs d'exposition à l'air des enceintes ferroviaires.**
- **L'étude de santé respiratoire en lien avec la durée passée dans les enceintes ferroviaires souterraines (RATP, 2010b) est à ce stade limitée notamment par le caractère transversal de l'étude.**
- **L'étude de santé cardiovasculaire en lien avec la durée passée dans les enceintes ferroviaires souterraines (RATP, 2013b) n'est pas à ce stade formalisée sous forme d'un rapport ou d'une publication scientifique.**
- **Globalement, ces études ne mettent pas en évidence le signal d'une éventuelle surmortalité attribuable à la pollution de l'air des enceintes ferroviaires souterraines, ni le signal d'effets importants sur la santé respiratoire et cardiovasculaire, mais elles ne permettent pas d'exclure le risque.**

5.3.2 Etudes chez des usagers des enceintes ferroviaires souterraines

Aucune étude épidémiologique française chez des usagers des enceintes ferroviaires souterraines n'a été identifiée.

5.4 Conclusion

En termes d'épidémiologie des effets sur la santé de la pollution de l'air des enceintes ferroviaires souterraines, la littérature internationale est très limitée pour tirer des conclusions et aucune étude française n'a été publiée dans une revue à comité de lecture à ce jour.

Au total, 10 études (18 publications ou rapports) ont été identifiées soit :

- 4 études dans le métro de Stockholm (7 publications), dont 2 études de cohorte chez des travailleurs (Bigert *et al.* 2008 ; Bigert *et al.* 2011 ; Gustavsson *et al.* 2008), 1 étude cas-témoin chez des travailleurs (Bigert *et al.* 2007) et 1 étude quasi-expérimentale avec un scénario d'exposition d'usager du métro (Klepczynska-Nyström *et al.* 2010 ; Klepczynska-Nyström *et al.* 2012 ; Lundström *et al.* 2011)
- 1 étude quasi-expérimentale avec un scénario d'exposition d'usager du métro aux Pays-Bas ayant fait l'objet de 5 publications (Steenhof *et al.* 2011 et 2014 ; Strak *et al.* 2012, 2013a et 2013b)
- 2 études transversales exposés-non exposés chez des travailleurs, dont une dans le métro de New York (Grass *et al.* 2010) et 1 dans le métro de Seoul (Heo *et al.* 2010)
- 3 études françaises sur les travailleurs du réseau francilien, dont 1 étude de cohorte (RATP/InVS, 2008 ; RATP, 2012) et 2 études transversales exposés-non exposés (RATP, 2010b ; RATP, 2013b)

Considérant les 10 études (18 publications ou rapports) identifiées :

- 5 études (12 publications) portent sur des faibles effectifs de population (≤ 80 sujets), leur puissance pouvant être insuffisante pour mettre en évidence des effets (Bigert *et al.* 2008 ; Bigert *et al.* 2011 ; Klepczynska-Nyström *et al.* 2010 ; Klepczynska-Nyström *et al.* 2012 ; Lundström *et al.* 2011 ; Grass *et al.* 2010 ; Heo *et al.* 2010 ; Steenhof *et al.* 2011 et 2014 ; Strak *et al.* 2012, 2013a et 2013b) ;
- 5 études (6 publications ou rapports) portent sur des effectifs importants (plusieurs milliers de sujets), mais la portée de leurs résultats en termes d'effet de la pollution de l'air est fortement limitée par :
 - l'évaluation de l'exposition qui se limite à une classification du métier (Bigert *et al.* 2007 ; Gustavsson *et al.* 2008 ; RATP/InVS, 2008 ; RATP, 2012) ou à une mesure transversale de la durée d'exposition (RATP, 2010b ; RATP, 2013b),
 - l'absence de prise en compte de facteurs de confusion liés au mode de vie (tabac, alcool, ...) bien que parfois des comparaisons internes permettent de les réduire.

Considérant les effets étudiés dans les 10 études (18 publications ou rapports) identifiées :

- 8 publications (5 études) portent sur des effets cardiovasculaires à court terme mesurés soit par des marqueurs de l'inflammation systémique, du stress oxydant systémique, de la coagulation, par la tension artérielle ou par des paramètres d'électrocardiographie (Bigert *et al.* 2008 ; Grass *et al.* 2010 ; Klepczynska-Nyström *et al.* 2012 ; Klepczynska-Nyström *et al.* 2010 ; RATP, 2013b ; Steenhof *et al.* 2014 ; Strak *et al.* 2013a et 2013b) ; et dans 4 de ces publications (3 études) des effets de l'exposition sur l'inflammation systémique sont observés (Bigert *et al.* 2008 ; Klepczynska-Nyström *et al.* 2010 ; Steenhof *et al.* 2014 ; Strak *et al.* 2013a) ;

- 1 publication (1 étude) n'observe pas d'augmentation du risque d'infarctus du myocarde chez les conducteurs du métro de Stockholm, qui sont néanmoins moins exposés que d'autres catégories de travailleurs comme les travailleurs sur quais (Bigert et al. 2007) ;
- 8 publications (5 études) portent sur des effets respiratoires à court terme mesurés soit par des marqueurs de l'inflammation des voies respiratoires, par des paramètres de la fonction ventilatoire, par des marqueurs immunitaires de risque de pathologies allergiques ou par des symptômes respiratoires déclarés (Bigert et al. 2011 ; Klepczynska-Nyström et al. 2012 ; Klepczynska-Nyström et al. 2010 ; Lundström et al. 2011 ; Heo et al. 2010 ; RATP, 2010 ; Steenhof et al. 2011 ; Strak et al. 2012) ; et dans 3 de ces publications (2 études) des effets sont observés sur l'inflammation des voies respiratoires chez les asthmatiques légers (Klepczynska-Nyström et al. 2012 ; Lundström et al. 2011), et sur des marqueurs immunologiques de risque de pathologies respiratoires allergiques incluant l'asthme (Heo et al. 2010) ;
- 1 étude n'observe pas d'augmentation du risque de cancers bronchopulmonaires chez les conducteurs du métro de Stockholm, qui sont néanmoins moins exposés que d'autres catégories de travailleurs comme les travailleurs sur quais (Gustavsson et al. 2008) ;
- Globalement, les 3 études françaises non publiées ne permettent pas de mettre en évidence le signal d'une éventuelle surmortalité attribuable à la pollution de l'air des enceintes ferroviaires souterraines (RATP/InVS, 2008 ; RATP, 2012), ni le signal d'effets importants sur la santé respiratoire et cardiovasculaire à court terme (RATP, 2010b ; RATP ; 2013b), mais ne permettent pas d'exclure le risque ;
- Aucune étude n'a évalué les effets à long terme de l'exposition à la pollution de l'air des enceintes ferroviaires souterraines, ni les éventuels effets cumulés de cette exposition avec d'autres expositions professionnelles.

Le GT rappelle et souligne que la littérature est très limitée pour tirer des conclusions.

Les quelques résultats épidémiologiques relatifs aux effets sur la santé des travailleurs exposés à la pollution de l'air par les particules en suspension dans les enceintes ferroviaires souterraines :

- **en rappelant les limites susmentionnées, ne mettent pas en évidence :**
 - **d'effets à très court terme sur la fonction ventilatoire**
 - **de risque augmenté de cancer broncho-pulmonaire sur la base d'une seule étude**
 - **de risque augmenté d'infarctus du myocarde sur la base d'une seule étude**
 - **d'effets importants à très court terme sur la santé respiratoire et cardiovasculaire**
- **suggèrent la possibilité :**
 - **d'effets sur l'inflammation systémique ;**
 - **d'effets sur l'inflammation des voies respiratoires, en particulier chez les populations sensibles comme les asthmatiques ;**
- **ne permettent pas de statuer sur les effets à long terme ni sur les effets cumulés avec d'autres expositions professionnelles.**

Au final, ce corpus d'études reste assez peu informatif pour évaluer les risques liés à l'exposition des travailleurs à la pollution de l'air des EFS.

Référence	Pays	Type d'étude	Période de suivi	Population	Objectifs	Protocole	Résultats	Remarques
Bigert <i>et al.</i> 2008	Suède	Cohorte prospective	novembre 2004 - mars 2005	79 travailleurs (54 hommes et 25 femmes) du réseau ferré souterrain de Stockholm, non-fumeurs, 25 à 50 ans. 3 groupes : 29 travailleurs sur quais (exposition élevée aux particules), 29 conducteurs de métro (exposition moyenne) et 21 vendeurs de tickets (exposition faible, groupe témoin).	Analyser d'éventuels effets cardiovasculaires liés aux expositions élevées aux particules dans les réseaux ferrés souterrains.	Prélèvement sanguin chez 44 sujets, après 2 jours de repos et 2 ^{ème} prélèvement sanguin après 2 jours de travail : analyse des taux de PAI-1, hs-CRP, interleukine-6, fibrinogène, facteur von Willebrand et facteur VII.	Absence de différence significative entre les prélèvements sanguins 1 et 2, pouvant être attribuée à l'exposition à des particules. → Résultats ne montrent pas d'effet à court terme des particules inhalées dans le réseau ferré souterrain de Stockholm sur l'inflammation systémique et la coagulation.	Concentrations plasmatiques en PAI-1 et hs-CRP plus élevées chez les travailleurs sur quais, plus exposés, que chez les 2 autres groupes, même après ajustement sur le BMI. Résultats suggérant un effet inflammatoire à long terme des particules inhalées.
Bigert <i>et al.</i> 2011	Suède	Cohorte prospective	novembre 2004 - mars 2005	81 travailleurs (55 hommes et 26 femmes) du réseau ferré souterrain de Stockholm, non-fumeurs, 25 à 50 ans, pour la plupart non-asthmatiques (91%) et ne consommant pas d'anti-inflammatoires inhalables (94 %). 3 groupes: 30 travailleurs sur quais (exposition élevée aux particules), 30 conducteurs de trains (exposition moyenne) et 21 vendeurs de tickets (exposition faible).	Analyser d'éventuels effets respiratoires liés aux expositions élevées aux particules dans les réseaux ferrés souterrains	Mesure du NO exhalé chez 44 sujets avant une journée de travail (après 2 jours de repos et après. Mesures du débit expiratoire de pointe et du VEMS 5 fois par jour pendant 2 semaines.	Pas d'augmentation du FENO après le travail ni de variation du VEMS chez les travailleurs sur quais, les conducteurs de métro et les vendeurs de tickets. Résultats ne montrant pas d'effet respiratoire à court terme des particules inhalées par les employés du réseau ferré souterrain de Stockholm durant leur travail.	- Chez les travailleurs sur quais, diminution significative du DEP après le travail. - Facteurs de confusion, comme le sexe, non pris en compte. - Effets sur le NO exhalé pouvant être masqués par le fait qu'une période de deux jours chômés soit insuffisante pour permettre un retour au niveau basal du NO exhalé avant le travail, et par la non prise en compte d'une éventuelle variation diurne du NO exhalé.
Bigert <i>et al.</i> 2014 (résumé congrès EPICOH / 0391)	Suède	Cohorte prospective	novembre 2004 - mars 2005	29 conducteurs de train (18 hommes et 11 femmes) du réseau ferré souterrain de Stockholm, non-fumeurs, 25 à 50 ans.	Analyser la variabilité de la fréquence cardiaque liée aux expositions aux particules	Mesure individuelle des PM2,5, DataRAM Mesure continue ECG sur 24 heures. La variabilité de la fréquence cardiaque mesurée par LF, HF, LF/HF, HR, SDNN	Pas d'effet significatif au niveau clinique sur la fonction cardiaque en comparant heures de travail et de temps libre. Il y a néanmoins une suggestion de baisse pour la variabilité globale de la fréquence cardiaque (SDNN).	Très peu de participants

Tableau 60 : Résumé des études épidémiologiques sur les effets sanitaires de la pollution de l'air d'enceintes ferroviaires souterraines

Référence	Pays	Type d'étude	Période de suivi	Population	Objectifs	Protocole	Résultats	Remarques
Bigert <i>et al.</i> 2007	Suède	Cas-témoin	1976-1996	22 311 cas d'infarctus du myocarde parmi des sujets masculins, habitants à Stockholm, 40 à 69 ans. 131 496 témoins. Parmi les cas et les témoins, respectivement 54 et 250 sujets ayant travaillé comme conducteurs de métros.	Analyser un éventuel risque d'infarctus du myocarde lié aux expositions élevées aux particules dans les réseaux ferrés souterrains.	Population témoin déterminée au hasard dans la population générale à partir des registres de la population totale de Stockholm, en excluant les personnes ayant des antécédents d'IDM ou sans activité professionnelle renseignée.	Absence d'augmentation du risque d'IDM parmi les conducteurs de métro (OR=0.92 [IC95%, 0.68–1.25]) par rapport aux autres travailleurs.	Absence de données sur des facteurs de risques extra-professionnels de maladies cardio-vasculaires (tabagisme, dyslipidémie, hypertension artérielle...).
Gustavsson <i>et al.</i> 2008	Suède	Cohorte historique	1 ^{er} janvier 1971-1989	319 979 hommes, employés, habitants à Stockholm et âgés de plus de 24 ans. Population de référence : tous les sujets employés de Stockholm en 1970. 2 ^{ème} population de référence : tous les sujets employés dans les transports et le secteur de la communication.	Analyser un éventuel risque de cancer broncho-pulmonaire lié aux expositions élevées aux particules dans les réseaux ferrés souterrains, parmi les conducteurs de métro.	Identification des cas de CBP à partir des données du registre national des cancers.	Absence d'augmentation du risque de cancer broncho-pulmonaire chez les conducteurs de métro (9 cas de CBP, SIR= 0.82 [IC95%, 0.38–1.56])	- Absence de données sur le tabagisme. - Comparaison par rapport aux sujets employés dans les transports et le secteur de la communication, permettant de réduire les facteurs de confusion d'ordre socio-économique.
Grass <i>et al.</i> 2010	Etats-Unis	Etude transversale « exposés/non exposés »		39 travailleurs du métro de New York 11 chauffeurs de bus 25 employés de bureau Hommes ≥ 18 ans	Analyse d'une relation entre exposition aux poussières chez les travailleurs du métro de New York et des marqueurs biologiques .	Comparaison d'expositions individuelles aux poussières d'acier (PM _{2,5} , Fe, Mn, Cr) avec des bio-marqueurs urinaires et sanguins d'exposition métallique, un biomarqueur urinaire d'exposition aux HAPs, des bio-marqueurs de stress oxydant urinaires et plasmatiques et des bio-marqueurs d'altération de l'ADN urinaire et lymphocytaire.	Absence d'association retrouvée entre l'exposition aux poussières chez les travailleurs du métro de New York et les marqueurs biologiques.	- Résultats pouvant être liés à un mauvais choix des marqueurs biologiques ou à un manque de puissance statistique. - Résultats ne concernant pas les travailleurs du métro de New York les plus exposés (ouvriers de construction et de maintenance des voies).

Référence	Pays	Type d'étude	Période de suivi	Population	Objectifs	Protocole	Résultats	Remarques
Heo 2010	Corée	Etude transversale « exposés/non exposés »		52 employés d'établissements accueillant du public, dont 11 employés de 3 stations du métro de Séoul, et 17 employés de bureau appariés sur l'âge et le sexe.	Recherche d'une sensibilisation aux pneumallergènes et de pathologies respiratoires d'origine allergique chez les travailleurs du métro de Séoul.	Réalisation de pricks tests et dosage de taux d'IgE.	Pas d'élément suffisant en faveur d'une sensibilisation aux pneumallergènes dans les groupes étudiés.	- Absence d'éléments de caractérisation des expositions des salariés du métro. - Non prise en compte d'éventuels facteurs de confusion (tabagisme, antécédents familiaux d'atopie)
Klepczynska-Nyström A 2010, 2012	Suède	Etude quasi-expérimentale		20 volontaires sains et 16 volontaires présentant un asthme léger, tous non-fumeurs, usagers des enceintes ferroviaires souterraines.	Analyser les impacts de exposition à l'air du métro et de l'exposition à l'air des bureaux sur les symptômes d'irritations oculaires et les symptômes respiratoire, la fonction ventilatoire, des marqueurs biologiques plasmatiques (fibrinogène, marqueurs des cellules T régulatrice, 14 heures après expositions).	Volontaires exposés successivement durant 2 heures à l'air du métro et à l'air de bureau.	- Chez les sujets sains, absence de modification des paramètres de la fonction ventilatoire, augmentation du fibrinogène et des cellules T-régulatrices. - Chez les sujets asthmatiques , absence d'augmentation des cellules T-régulatrices dans le sang, augmentation des marqueurs des cellules T-régulatrices dans le LBA.	Réponse médiée par les cellules T-régulatrices différente entre les sujets asthmatiques dont la réponse est uniquement localisée au niveau pulmonaire, et les sujets sains dont la réponse est uniquement systémique.
Lundström <i>et al.</i> 2011	Suède	Etude quasi-expérimentale		18 volontaires sains et 15 volontaires asthmatiques légers exposés à l'air du métro de Stockholm.	Analyser les impacts de exposition à l'air du métro et des profils de 64 oxylipines dans le LBA.	Etude des profils de 64 oxylipines dans le LBA, provenant de trois voies métaboliques : la cyclo-oxygénase, la lipo-oxygénase et le cytochrome P450.	Augmentation des concentrations en oxylipines chez les volontaires sains après exposition à l'air du métro. Diminution ou stabilité chez les asthmatiques.	Résultats difficilement interprétable car faible nombre de sujets, divergences entre sujets sains et sujets asthmatiques devant être interprétées avec précaution.

RATP/InVS, 2008 ; RATP, 2012 (non publiée)	France	Etude de mortalité	de 1980-1999	68 781 agents statutaires de la RATP en activité au premier janvier 1980 ou recrutés après cette date et ayant travaillé au minimum un an à la RATP.	Etudier la mortalité sur la période 1980-1999 des agents et ex-agents de la RATP	Identification des décès survenus au cours de la période 1980-1999 auprès du RNIPP et recherche des causes de décès auprès du CépiDc.SMR calculés en prenant comme population de référence la population de la région Île-de-France.Reconstitution des parcours professionnels de 98,4% des sujets vivants et de 92,8% des sujets décédés.	Sous mortalité toutes causes confondues de la cohorte du fait des « effets du travailleur sain » Surmortalités de cause vasculaire et par cancer bronchopulmonaire pour des métiers exercés dans le métro. Mais, ces surmortalités aussi observées pour des métiers non exercés dans le métro (ex : reprographie, agents type administration/gestion,machiniste-receveur).	Gradient de mortalité en fonction du niveau de qualification au sein d'un même type de profession. Etude non dédiée à l'évaluation des risques de la pollution de l'air du métro.
RATP, 2010 (non publiée)	France	Etude transversale	19 juillet 2006-31 octobre 2007	2009 salariés de la RATP dont 1466 hommes et 422 femmes.3 groupes : sujets travaillant en souterrain, sujets travaillant en surface et utilisant le métro et/ou le RER pour leurs trajets domicile-travail et sujets travaillant en surface mais n'empruntant pas le métro ni le RER.	Evaluerl' impact sanitaire possiblement associé à l'inhalation de l'air des enceintes ferroviaires souterraines	Auto-questionnaire, questionnaire clinique et examen para clinique. Recherche se symptômes à type de bronchite chronique, difficultés respiratoires, dyspnée, asthme, rhinite ou allergies cutanées. Evaluation de la fonction pulmonaire par une épreuve d'expiration forcée.	Résultats négatifs.	Limites liées à ce type d'étude transversale : temporalité entre l'exposition et l'effet, sélection des actifs en ne tenant pas compte des individus en mauvaise santé qui ne sont pas en poste, ni des retraités.
RATP, 2013b (non publiée)	France	Etude transversale		Salariés classés en 3 groupes en fonction de leur durée de travail en enceintes souterraines (peu souvent ou jamais, n= 490, parfois n=131, toujours ou souvent n=502) et en fonction du nombre de minutes passées en souterrain.	Etudier la santé cardiovasculaire des agents de la RATP	Prise tensionnelle, réalisation d'électrocardiogramme lors des visites de santé au travail, recueil des antécédents cardiovasculaires et de dyslipidémie, âge, statut tabagique, la consommation d'alcool, BMIet trois indicateurs des contraintes psychosociales selon le modèle de Karasek.	Aucun lien significatif avec les antécédents médicaux cardiovasculaires déclarés, la tension artérielle mesurée ou les paramètres d'électrocardiographie après ajustement sur divers facteurs tels que l'âge, la situation familiale, le statut tabagique, la consommation cumulée de tabac, le statut pondéral, l'activité physique, la catégorie professionnelle, la latitude décisionnelle, la demande psychologique, le soutien social.	

Référence	Pays	Type d'étude	Période de suivi	Population	Objectifs	Protocole	Résultats	Remarques
Strak <i>et al.</i> 2012	Pays-Bas	The RAPTES Project (Risk of Airborne Particles: a Toxicological-Epidemiological hybrid Study) Semi-expérimental e 5 publications scientifiques	Mars à Octobre 2009 Paramètres de santé biologiques mesurés avant et après l'exposition	n=31 volontaires sains (21 femmes, 10 hommes ; 19-26 ans) 5 Sites >70 km de l'université d'Utrecht (station de train souterraine ; rue à grande circulation au trafic continu ; rue à grande circulation avec stop & démarrage ; une ferme ; site urbain - pollution de fond) à au moins 14 jours d'intervalle. Mesures : PM10: détermination concentration en endotoxines, PM2,5 & PM10: détermination absorbance ; nombre de particules (PNC) ; O3 , NO2 , NOx ; NO-3 & SO2-4 ; OPAA; OPGSH; OPTOTAL	Evaluer pour quelles caractéristiques des particules, en suspension dans air ambiant (PM), des associations cohérentes observées entre exposition à court-terme à ces particules et modification aigüe de la santé respiratoire. Hypothèse auteurs : la mesure du potentiel rôle oxydant (OP) des PM10 = association plus forte et cohérente avec une inflammation pulmonaire et une détérioration de la fonction ventilatoire que d'autres caractéristiques des PM (stress oxydant = important mécanisme)	Protocole semi-expérimental mesures effectuées en moyenne sur 5,5 jours par participant [variation de 3 à 5j]. Visite de site espacée d'au moins 14 jours pour les participants. Le trajet entre campus et 5 sites de mesures effectué en bus équipé de filtres, pour minimiser l'exposition durant les trajets. Concentration en particules (PNC) mesurée durant les trajets. Alternance de 20 minutes à pédaler sur un vélo fixe à un rythme modéré pour avoir un taux de ventilation par minute de 20L/min/m2 versus 40 mn de repos toutes les heures	Augmentation des niveaux de PNC, NO2, et NOx associée à inflammation aigüe des voies aériennes (FeNO) et dégradation de la fonction pulmonaire. Associations robustes et non modifiées lors d'ajustement sur autres polluants. Concentration en PM, PM10 et OP : pas associées à inflammation aigüe. Résultats pas nets pour les associations entre modifications de ces paramètres et concentration de PM, sulfate/nitrate, ni OP des particules (leur hypothèse de départ n'est pas vérifiée).	Points forts : Indicateurs exposition quantitatifs + mesures biologiques ; étude semi-expérimentale : 1 force par rapport à études d'observation - permet de limiter les biais liés aux erreurs de mesure de l'exposition ou facteurs de confusion. Points faibles : très nombreux modèles. Corrélations entre certains polluants trop élevées pour bien interpréter modèles avec 2 polluants.
Steenhof <i>et al.</i> 2013	Pays-Bas	The RAPTES Project		n=31	Evaluer pour quelles caractéristiques spécifiques des PM des associations cohérentes sont observées entre exposition à court-terme à ces particules et des marqueurs de l'inflammation aigüe des voies aériennes (nasales). Hypothèse : associations plus fortes avec le potentiel oxydant des particules		Associations positives entre constituants spécifiques de la pollution et marqueurs biologique de l'inflammation aigüe nasale (NAL) et les réponses cytotoxiques. Lactoferrine associée avec toutes les caractéristiques des PM élevées en sous terrain. Dans modèles à 2 polluants : aucune association cohérente avec OP et concentration en PM. Associations cohérentes entre marqueurs inflammatoires au niveau nasale et notamment OC, endotoxines et NO ₂ .	

Référence	Pays	Type d'étude	Période de suivi	Population	Objectifs	Protocole	Résultats	Remarques
Strak <i>et al.</i> 2013b	Pays-Bas	The RAPTES Project		n=31	Evaluer pour quelles caractéristiques spécifiques des PM des associations cohérentes sont observées en lien avec les pathologies cardiovasculaires.		Production de thrombine dans la voie de la coagulation sanguine FXII-dépendante associée à exposition au NO ₂ , nitrate et sulfate, mais pas avec concentration en PM, PM PO ou autres polluants	
Strak <i>et al.</i> 2013a	Pays-Bas	The RAPTES Project		n=31	Evaluer pour quelles caractéristiques spécifiques des PM des associations cohérentes sont observées en lien avec des marqueurs biologiques associés à des pathologies cardiovasculaires. Hypothèse : associations plus fortes avec le potentiel oxydant des particules		Effets vasculaires aigus observés le lendemain matin plutôt qu'après 2 heures d'exposition. Pour les modèles à 2 polluants : associations positives entre OC (fine), OP et hs-CRP; sulfate, nitrate et fibrinogène; OC (coarse), nitrate avec le nombre de plaquettes; OC (fine) avec le facteur von Willebrand (vWF). OC, nitrate et sulfate le plus systématiquement associés à marqueurs biologiques de risque cardiovasculaire aigu. Associations moins nettes avec concentrations de PM et OP. Aucune association avec des composants de la pollution, comme les PNC, CE, les traces de métaux et NO ₂ , et les marqueurs biologiques après ajustement sur autres polluants.	

Référence	Pays	Type d'étude	Période de suivi	Population	Objectifs	Protocole	Résultats	Remarques
Steenhof <i>et al.</i> 2014	Pays-Bas	The RAPTES Project		n=31	Evaluer les associations entre concentration en PM et nombre de leucocytes totaux et différenciés dans le sang, considérés comme des marqueurs de l'inflammation systémique et marqueurs précoces d'effet sur santé cardiovasculaire		Associations négatives et cohérentes mises en évidence entre nombre de lymphocytes et d'éosinophiles dans le sang et le NO ₂ , pouvant refléter un effet pro-oxydant du NO ₂ .	

6 Etat des connaissances sur le métabolisme, la toxicité et la pathogénicité du fer

La pollution atmosphérique particulaire dans l'air des EFS se caractérise par la présence de nombreux éléments métalliques, généralement à des concentrations de l'ordre du ng.m^{-3} . Néanmoins, au sein de ces mélanges très complexes et hétérogènes de particules, l'un de ces éléments métalliques, le fer, apparaît comme le composé dont la fraction massique est la plus importante, avec des concentrations pouvant être de l'ordre du $\mu\text{g.m}^{-3}$ (RATP, 2010a).

6.1 Métabolisme

Chez l'homme, le fer est un co-facteur qui joue un rôle critique dans denombreux processus biologiques tels que (1) le transport, le stockage et l'activation de l'oxygène moléculaire, (2) la réduction des ribonucléotides, (3) la réduction du diazote, (4) l'activation et la décomposition des peroxydes, (5) le métabolisme énergétique mitochondrial, (6) le transport des électrons le long de la chaîne de la respiration mitochondrial, et (7) la détoxification, de par l'implication du fer en tant qu'élément actif du site catalytique de certaines hémoprotéines (e.g. cytochromes P450) impliquées dans l'activation métabolique de substrats endogènes et exogènes (Pantopoulos *et al.* 2012). En outre, le large spectre d'activités catalytiques du fer résulte de la solubilité des sels ferreux [Fe(II)] et de l'extrême variabilité du potentiel d'oxydoréduction (redox) apparent du couple $\text{Fe}^{2+}/\text{Fe}^{3+}$ face aux ligands présents dans l'environnement (Migdal et Serres, 2011). Dans des conditions physiologiques, les ions ferreux [Fe(II)] sont rapidement oxydés en ions ferriques [Fe(III)] ; ces derniers forment des hydroxydes ferriques insolubles (Lee *et al.* 2012).

Lorsqu'il est sous forme libre, le fer est susceptible d'être engagé dans des réactions d'oxydoréduction conduisant à la production d'Espèces Réactives de l'Oxygène (ERO) ; leur production excessive peut générer un stress oxydant lorsque les défenses anti-oxydantes de la cellule sont dépassées (Beaumont et Karim, 2013).

Face à son insolubilité potentielle et à son implication dans la production d'ERO, un système complexe de régulation de l'homéostasie cellulaire du fer permet de fixer, transporter et stocker ce métal sous une forme hydrosoluble inerte (Pantopoulos *et al.* 2012). En effet, pour éviter la toxicité du fer, les organismes vivants ont développé des systèmes protéiques pour le transporter au travers des membranes cellulaires et le stocker sous une forme non toxique et facilement mobilisable en cas de besoin. Ainsi, une part importante du fer (*i.e.* 65 % de la quantité totale de fer dans l'organisme) se trouve sous une forme héminique dans l'hémoglobine, la myoglobine et certaines enzymes (*i.e.* cytochromes, oxydases, peroxydases, etc.). Par ailleurs, il existe une autre forme de fer non héminique qui joue un rôle non négligeable dans l'homéostasie du fer mitochondrial : des structures fer-soufre (Fe-S), assemblées dans la mitochondrie, cofacteurs pour des protéines mitochondriales, enzymes de la chaîne respiratoire et quelques protéines cytosoliques (Beaumont et Karim, 2013). Le fer intracellulaire, sous forme d'ions ferreux [Fe(II)], reste disponible pour répondre aux différents besoins en fer de la cellule et pour permettre la synthèse des protéines contenant du fer, héminique ou non, à partir de leurs apoprotéines (Tandara et Salamunic, 2012).

D'une vision simplifiée, fondée sur un mode unique aussi bien d'acquisition du fer par les cellules via les récepteurs de la Transferrine (Tf) que de stockage lié à la Ferritine (Ft), la connaissance du métabolisme du fer est passée à une vision complexe, faisant apparaître une spécialisation importante des différents types cellulaires dans les mécanismes d'acquisition du fer comme dans les régulations coordonnées des différents gènes impliqués (Pantopoulos *et al.* 2012). Ainsi, le fer des réserves (*i.e.* forme non héminique, 35 % de la quantité totale de fer dans l'organisme) est totalement fixé par la Ft, la protéine majeure de stockage intracellulaire. Enfin, une faible fraction du fer est présente dans le plasma, associée à la Tf, une protéine plasmatique le transportant vers

les cellules. La Lactoferrine (Lt) appartient à la famille des transferrines, mais contrairement à la Tf, qui a un rôle clé de transporteur du fer, la Lt n'est pas impliquée dans l'homéostasie martiale (Pierce *et al.* 2009). La grande stabilité des complexes Lf-fer à pH acide et l'affinité marquée de la Lf pour le fer confère un rôle de chélateur du fer à la Lf, plutôt que celui de transporteur du fer, attribué à la Tf.

Le fer étant peu éliminé par la voie urinaire, l'organisme en limite les apports en maintenant son absorption intestinale très basse et en favorisant son stockage dans le foie et les macrophages de la rate par un mécanisme hautement contrôlé (Figure 44, d'après Beaumont et Karim, 2013).

L'homéostasie du fer dans l'organisme repose sur un contrôle strict de l'absorption du fer au niveau des entérocytes matures de la villosité duodénale (Nicolas et Vaulont, 2005). Ce processus met en jeu un grand nombre de protéines dont des transporteurs de fer capables de faire traverser le métal du côté apical, la protéine Divalent Metal Transporter 1 (DMT1), et la Ferroportine du côté basolatéral de la cellule. L'Hepcidine (Hp), un peptide de 25 acides aminés synthétisé par le foie, sécrété dans le plasma et rapidement éliminé dans les urines, est l'élément principal de ce mécanisme de contrôle. Elle s'est révélée être un peptide hormonal clé du métabolisme du fer capable d'inhiber l'absorption intestinale du fer alimentaire. Sa synthèse est fortement augmentée par une surcharge en fer et par l'inflammation alors qu'elle est diminuée en conditions d'anémie ou d'hypoxie. L'Hp agit en empêchant l'export du fer des enterocytes, site de l'absorption intestinale du fer, et des macrophages, site de recyclage du fer de l'hémoglobine, en se liant et en dégradant la Fp, protéine exportatrice du fer, présente dans la membrane de ces cellules (Peysonnaud, 2009). La Fp, protéine transmembranaire présente dans la membrane basolatérale des entérocytes est la cible moléculaire de l'Hp. Un excès de fer induit l'expression hépatique d'Hp laquelle se lie directement avec la Fp pour entraîner son internalisation et sa dégradation. Le fer s'accumule alors dans la cellule et n'est plus exporté, et une diminution du transport du fer alimentaire au niveau des entérocytes matures est observée. L'érythropoïèse qui doit être maintenue pour produire suffisamment de globules rouges utilise alors les réserves de fer, ce qui conduit peu à peu à déléter celles-ci et à rétablir un état d'équilibre. Du fait de sa petite taille, l'Hp a probablement une clairance très rapide, permettant ainsi une inversion rapide du processus.

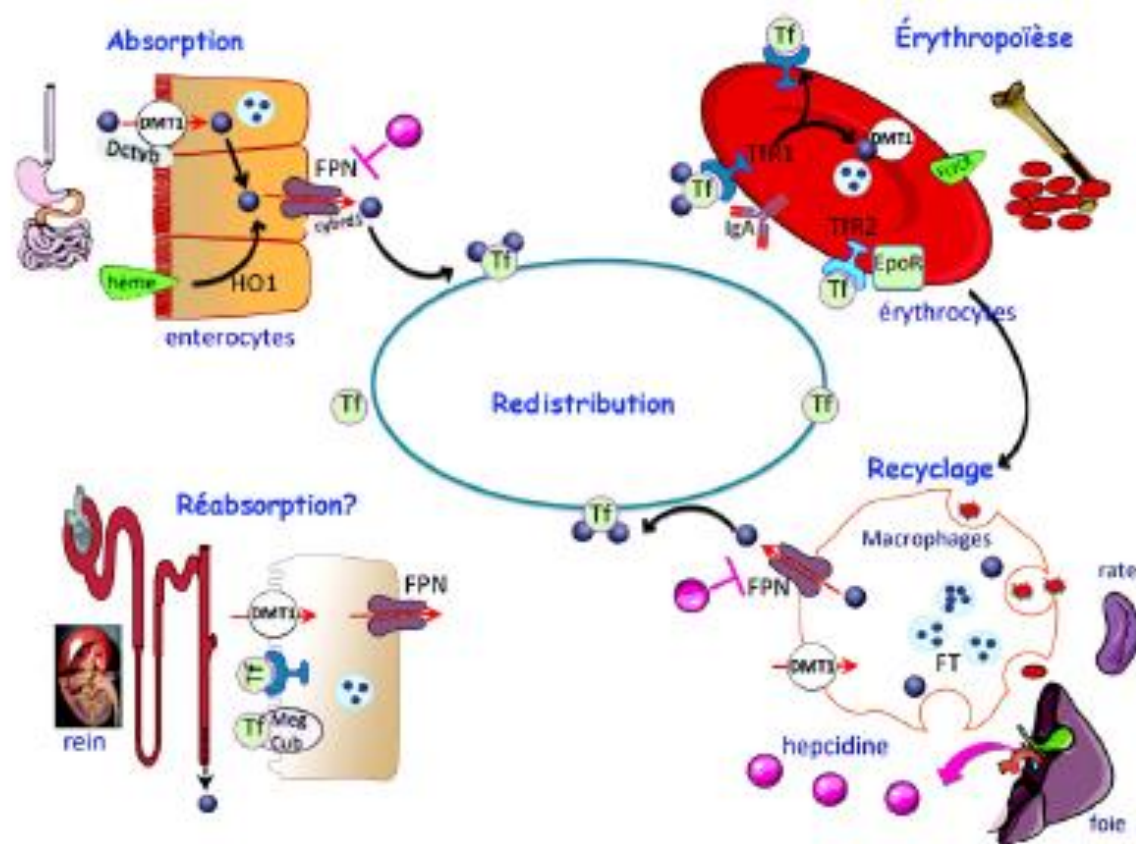


Fig. 1. Homéostasie du fer.

Le métabolisme du fer fonctionne comme un circuit fermé. L'intestin absorbe le fer à partir des aliments et les macrophages stockent et recyclent le fer après phagocytose des globules rouges en fin de vie. Le fer dans la circulation est redistribué grâce à la Tf aux tissus cibles, notamment la moelle osseuse pour la maturation des précurseurs érythropoïétiques. Très peu de fer est filtré par le glomérule rénal, ce fer est totalement réabsorbé le long du néphron.

cybrd1 : Hephaestine ; DMT1 : co-transporteur Fe(II)-proton ; Dcyt B : duodéal cytochrome B ; EpoR : récepteur de l'érythropoïétine ; FPN : ferroportine ; FT : ferritine ; HO-1 : hème oxygénase 1 ; Meg/Cub : le complexe mégaline/cubuline ; Tf : transferrine ; TFR1/2 : récepteur de la transferrine 1/2.

Figure 44 : Homéostasie du fer (Beaumont et Karim, 2013)

6.2 Stress oxydant

En dépit du rôle biologique crucial du fer et des mécanismes de régulation sophistiqués impliqués dans le contrôle de son homéostasie, des situations de surcharge en fer peuvent survenir (Tandara et Salamunic, 2012). En effet, certaines conditions physiopathologiques altèrent l'homéostasie cellulaire du fer et ce dernier, de par son rôle de catalyseur de réductions mono-électroniques de l'oxygène moléculaire, génère alors des ERO (Jomovaa et Valko, 2011). Le terme ERO désigne des espèces chimiques non radicalaires et des radicaux libres (RL), dérivés de l'oxygène moléculaire (Figure 45).

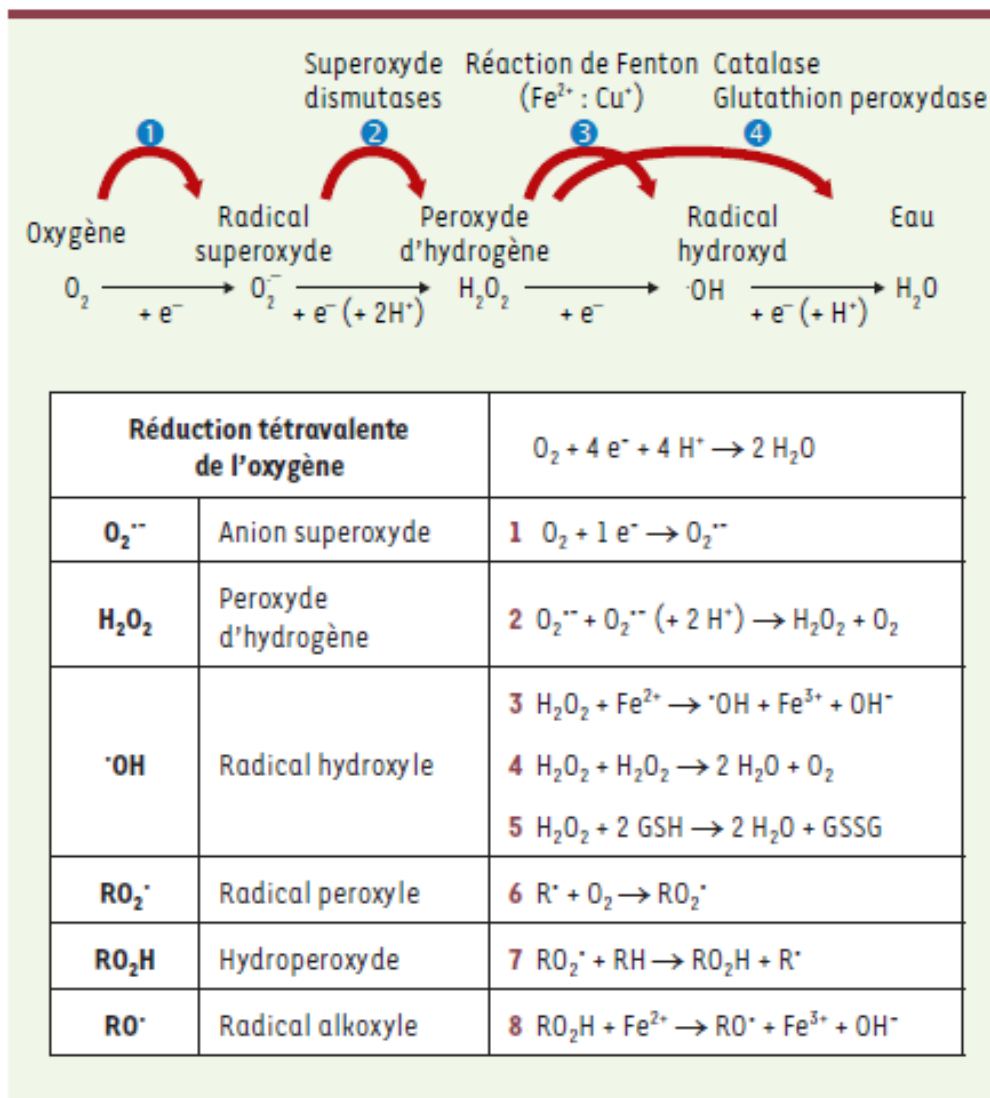


Figure 45 : Origine des espèces réactives de l'oxygène (Migdal et Serres, 2011)

Les radicaux libres sont, par définition, des espèces chimiques possédant un électron célibataire sur leur couche électronique périphérique, ce qui leur confère un fort degré de réactivité et une aptitude toute particulière à réagir avec les macromolécules cellulaires lors de réactions radicalaires (Migdal et Serres, 2011). Néanmoins, la réactivité biologique de ces radicaux libres dérivés de l'oxygène ne doit pas non plus être exagérée car elle s'avère être très variable selon le radical considéré. Parmi les RL générés chez les êtres vivants, l'anion radicalaire superoxyde ($O_2^{\bullet -}$) n'est pas très réactif mais constitue un précurseur pouvant être activé en

d'autres ERO alors plus réactives. Par ailleurs, la faible réactivité biologique de ce même radical permet son implication comme médiateur intra- et intercellulaire capable de réguler certaines fonctions vitales (Steinbicker et Muckenthaler, 2013). Au contraire, d'autres radicaux, comme le radical hydroxyle ($^{\circ}\text{OH}$) sont très réactifs, et ce avec les macromolécules cellulaires, à savoir les lipides, les protéines et les acides nucléiques. Les ERO ont longtemps été considérées comme des sous-produits toxiques du métabolisme normal de l'oxygène et impliquées dans de nombreuses pathologies. Plus récemment, leur production contrôlée est apparue comme un mécanisme essentiel de la signalisation cellulaire qui participe au maintien de l'homéostasie de la cellule (Migdal et Serres, 2011). Ainsi, à l'état quiescent, la balance antioxydants/pro-oxydants est à l'équilibre. Cependant cette homéostasie rédox peut être rompue, soit par une production excessive d'ERO, soit par une diminution des capacités antioxydantes, et peut alors engendrer l'apparition d'un stress oxydant. Cette rupture de l'homéostasie rédox peut avoir comme origine un stress d'origine exogène tels que celui lié à une exposition excessive aux métaux de transition, et notamment au fer. Le fer, et plus précisément les ions ferreux $[\text{Fe}(\text{II})]$, catalysent la production du $^{\circ}\text{OH}$ par la réduction mono-électronique du H_2O_2 , lors des réactions de Fenton ou d'Haber-Weiss (Jomovaa et Valko, 2011). La possibilité pour le fer d'induire des dommages cellulaires *via* la formation d'ERO dépend en réalité de nombreux facteurs qui affectent la biodisponibilité de certaines formes particulières de ce métal, pré-requis essentiel à la conversion d'entités chimiques stables ou faiblement réactives en des ERO, hautement réactives. En outre, ces facteurs incluent : (1) la spéciation du fer et l'hydrosolubilité de l'espèce en question, (2) la concentration intracellulaire du fer, (3) l'accessibilité des formes catalytiques du fer, et (4) la proximité des cibles biologiques par rapport aux sites de la production des ERO. Le fer est initialement présent sous deux formes, les ions ferreux $[\text{Fe}(\text{II})]$ et les ions ferriques $[\text{Fe}(\text{III})]$. Seul les ions ferreux $[\text{Fe}(\text{II})]$ sont relativement solubles dans les matrices biologiques et réagissent avec les molécules d'oxygène pour former des ions ferriques $[\text{Fe}(\text{III})]$ et des RL (Lee *et al.* 2012). La forme oxydée du fer, $\text{Fe}(\text{III})$, est insoluble dans les matrices aqueuses à pH neutre et précipite avec la formation d'hydroxydes ferriques. Néanmoins si les particules sont internalisées, elles peuvent se retrouver dans les phagolysosomes dont l'acidité favorise leur solubilisation. La très faible hydrosolubilité du fer présent au sein de la pollution atmosphérique particulaire des EFS a notamment été rapportée par Kam *et al.* (2011a).

Une production modérée et contrôlée d'ERO peut entraîner une oxydation réversible des protéines avoisinantes : les ERO agissent alors en véritables seconds messagers, à l'origine de l'induction d'une réponse inflammatoire. En effet, l'expression génique et la synthèse protéique de certaines cytokines inflammatoires telles que le Facteur de Nécrose tumorale-alpha ($\text{TNF}\alpha$) Interleukines-1 bêta, 6 et 8 ($\text{IL-1}\beta$, IL-6 et IL-8) ont été décrites comme étroitement régulées par les ERO, *via* notamment l'activation du Facteur Nucléaire kappa B ($\text{NF-}\kappa\text{B}$), lors d'une étape précoce de la réaction inflammatoire (Lentsch *et al.* 1999). Dans certains cas, ces cytokines restaurent l'homéostasie cellulaire. Néanmoins, dans d'autres cas, leur sécrétion excessive ou leur sécrétion aberrante s'avère être délétère et apparaît dès lors comme un facteur d'amplification dans la cascade complexe des événements inflammatoires (Dalton *et al.* 1999).

À l'inverse, une surproduction d'ERO ou un déficit des systèmes de défense entraîne l'apparition d'un stress oxydant qui provoque l'oxydation, de manière non spécifique et irréversible des macromolécules cellulaires, aboutissant à une perte de fonction. De nombreuses macromolécules sont susceptibles d'être attaquées ou modifiées par les ERO : les lipides, les protéines et les acides nucléiques (Migdal et Serres, 2011). La dégradation radicalaire des lipides est un phénomène permanent et ubiquitaire, encore appelé peroxydation lipidique (Figure 46).

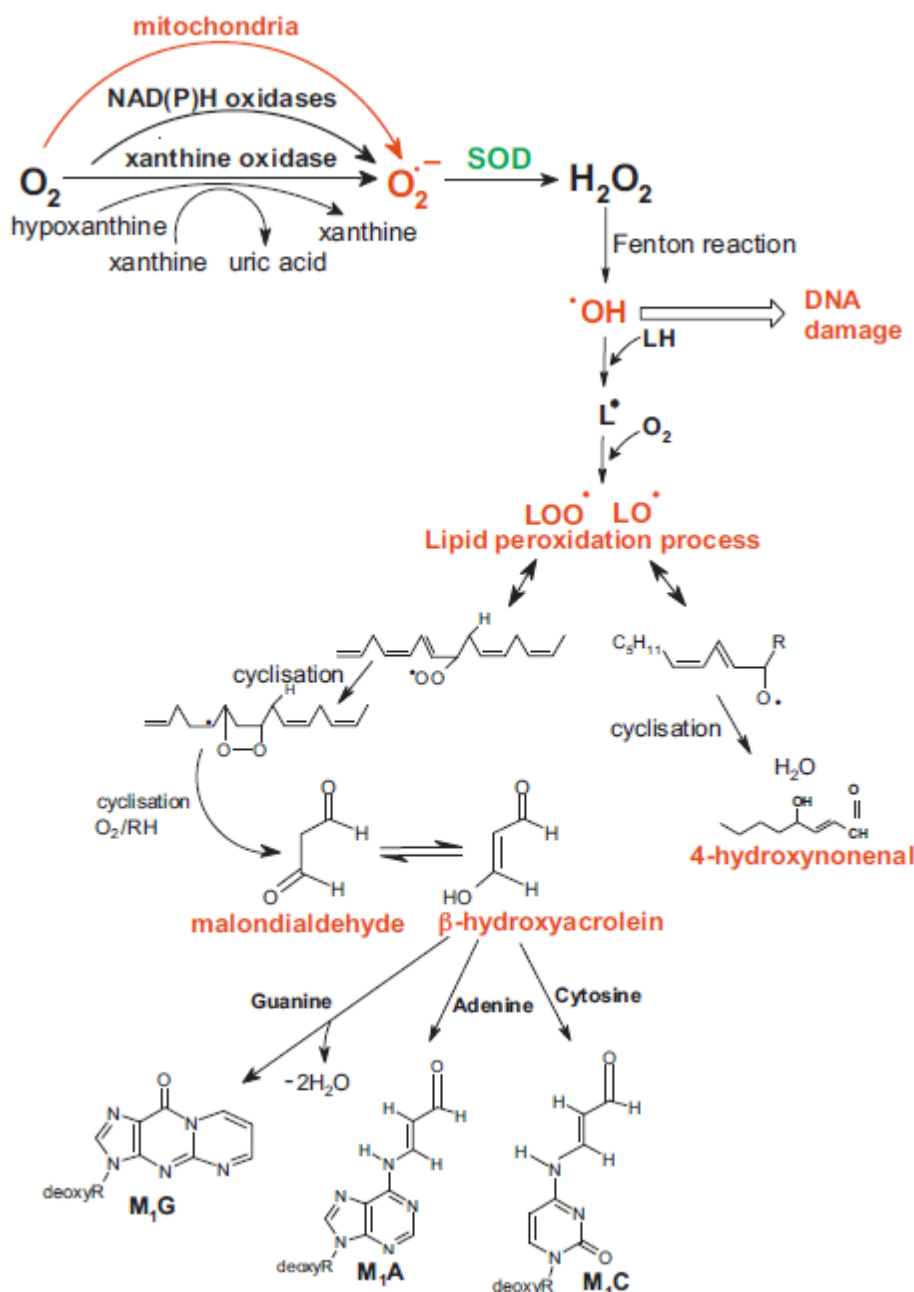


Figure 46 : Mécanisme de la peroxydation lipidique (Jomovaa et Valko, 2011)

La présence abondante de phospholipides membranaires à l'endroit même où les ERO, et plus particulièrement les RL, sont générés, confère à ces macromolécules une sensibilité toute particulière (Jomovaa et Valko, 2011). L'altération des membranes par la peroxydation lipidique résulte généralement en la formation de nombreux composés, incluant notamment des alcanes et des composés carbonylés. Les effets délétères du stress oxydant sur les protéines se traduisent par l'altération de leurs chaînes d'acides aminés, le clivage radicalaire de leurs peptides et leurs réactions avec les intermédiaires issus de la peroxydation lipidique et en particulier le malondialdéhyde (Jomovaa et Valko, 2011). Les protéines ainsi altérées ont une sensibilité très accrue à l'action des protéases et, dans le cas précis des enzymes, cela entraîne *in fine* une perte de leurs activités spécifiques (Figure 47).

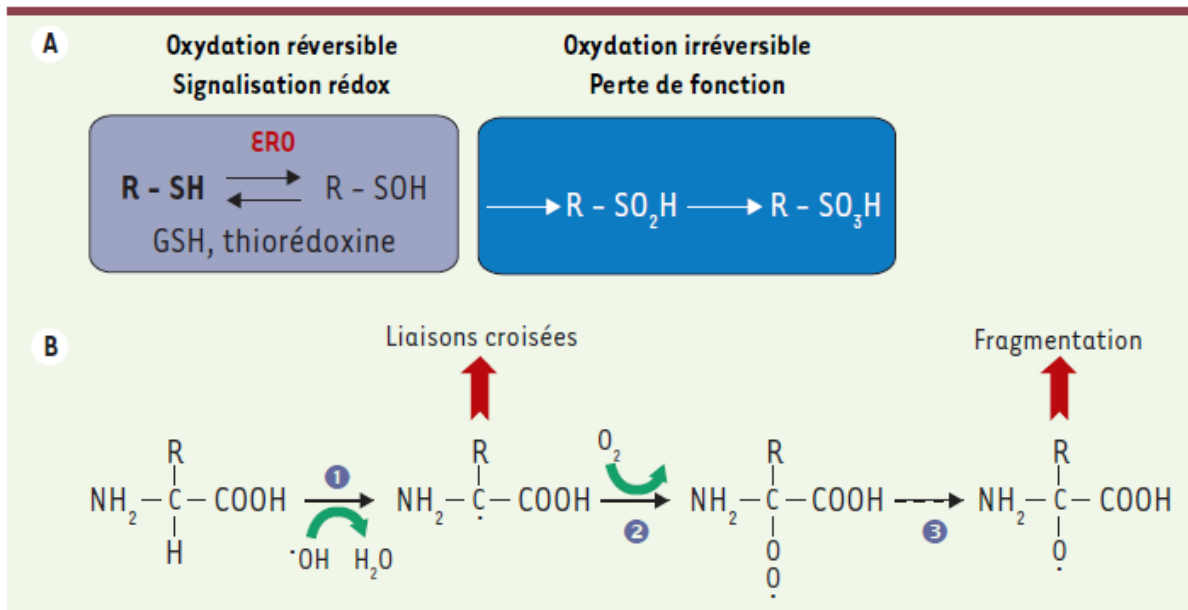


Figure 47 : Mécanismes d'altération des protéines par les espèces réactives de l'oxygène (Migdal et Serres, 2011)

En outre, parmi les macromolécules cellulaires affectées par le stress oxydant, l'ADN revêt une importance cruciale car il est le dépositaire de l'information génétique et n'est présent qu'en une seule copie dans chaque cellule (Jomovaa et Valko, 2011). Les dommages à l'ADN induits par les ERO (Figure 48) recouvrent plusieurs aspects : (1) la formation d'adduits entre les dérivés lipidiques (e.g. malondialdéhyde) issus de la peroxydation des acides gras polyinsaturés et l'ADN, (2) la formation d'adduits entre les protéines altérées par le stress oxydant et l'ADN, (3) l'altération du pool de désoxyribose-phosphates, (4) l'hydroxylation des bases puriques et pyrimidiques de l'ADN, (5) les cassures simple et double brins de l'ADN, (6) l'induction d'aberrations chromosomiques, et (7) la distorsion de la double hélice de l'ADN.

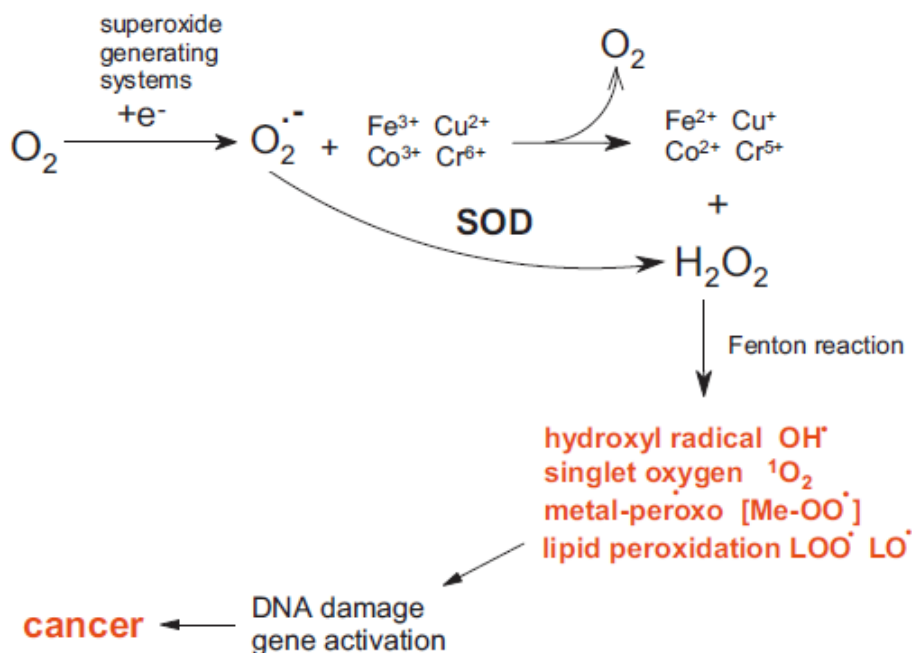


Figure 48 : Mécanisme d'altération radicalaire de l'ADN (Jomovaa et Valko, 2011)

Par ailleurs, il est important d'indiquer que d'autres métaux de transition (e.g. Cr, Co, Cu, Mn, Ni, Zn), présents au sein de la pollution atmosphérique particulaire des EFS, sont décrits comme participant à la catalyse de réactions de formation des ERO, au même titre que le fer (Jomovaa et Valko, 2011, Lee *et al.* 2012).

6.3 Pathogénicité

Bien que des mécanismes de régulation de l'homéostasie du fer empêchent son absorption excessive et régulent son taux d'élimination, la surcharge de ce métal dans le corps provoque, au travers de la production excessive d'ERO, de graves dommages aux cellules, tissus et organes, conduisant à diverses pathologies, cancéreuses ou non (Lee *et al.* 2012).

Pathologies non cancéreuses : De récentes revues de la littérature présentent l'état des connaissances sur l'implication du fer dans le développement d'un certain nombre de pathologies non cancéreuses (Jomovaa et Valko, 2011 ; Oliveira *et al.* 2014). Certaines de ces pathologies sont étroitement liées à un déficit en fer, comme l'hypoxie, l'anémie sidérolastique et l'anémie hémolytique chronique ; ou au contraire à une surcharge en fer : inflammation chronique, sidérose, hémochromatose héréditaire, etc. De plus, des altérations significatives de l'homéostasie en fer, sources de surcharges ou de déficits en fer, ont été observées dans certaines pathologies métaboliques, cardiovasculaires, ou encore neuro-dégénératives (Harel *et al.* 2013 ; Lee *et al.* 2012 ; Steinbicker et Muckenthaler, 2013 ; Jomovaa et Valko, 2011).

Pathologies cancéreuses : Le fer, en excès dans l'organisme, provoque des conditions de stress oxydant au travers de la formation excessive d'ERO. Ces dernières altèrent le matériel génétique en causant des mutations géniques, lésions impliquées dans la première étape de la carcinogénèse.

Historiquement, les premières observations ayant trait à la contribution du fer au processus multi-étape de la cancérogénèse ont été réalisées dans des populations professionnellement exposées. Des observations ont ainsi rapporté que des teneurs corporelles élevées de fer étaient corrélées avec l'apparition de Cancers Broncho-Pulmonaires (CBP). En effet, certains auteurs ont suspecté le fer d'être un facteur ou un co-facteur d'exposition responsable de l'excès de décès par CBP observés chez les ouvriers de certaines industries et en particulier chez les mineurs des mines de fer de Lorraine (Chau *et al.* 1993 ; Mur *et al.* 1987 ; Pham *et al.* 1992 ; Pham *et al.* 1993). Au contraire, une revue critique de ces études, se référant aux biais existant, aux facteurs confondants non considérés et aux statistiques non adaptées, a réfuté la cancérogénicité du fer (Stokinger *et al.* 1984). Aussi, face à ces contradictions, l'implication précise du fer dans le processus physiopathologique de la cancérogénèse reste-t-elle encore une question sujette à une controverse très marquée.

Par ailleurs, parmi les expérimentations *in-vivo* ayant exposé des rongeurs à des particules de fer, aucune n'a jamais mentionné l'apparition de CBP, indépendamment de la quantité totale de fer instillée (Keenan *et al.* 1989b ; Saffiotti *et al.* 1968 ; Saffiotti *et al.* 1972a ; Saffiotti *et al.* 1972b ; Steinhoff *et al.* 1991). De même, après avoir testé plusieurs dérivés de fer quant à leurs contributions potentielles à l'induction de CBP, Steinhoff et ses collaborateurs (1991) ont conclu que ces particules ne présentaient pas de propriétés cancérogènes pour le tractus respiratoire des rongeurs. Néanmoins, certains auteurs ont attribué au fer un rôle de promoteur de l'effet cancérogène du benzo[a]pyrene(B[a]P) (Henry *et al.* 1975 ; Keenan *et al.* 1989a ; Keenan *et al.* 1989b). Il est cependant important de noter que même si le fer a alors été désigné comme jouant un rôle de promoteur de l'effet cancérogène du B[a]P, le fer n'a jamais été décrit comme un inducteur de CBP (Henry *et al.* 1975 ; Keenan *et al.* 1989b).

Comme préalablement expliqué, l'homéostasie cellulaire du fer est régulée par un système très sophistiqué ; néanmoins, lors d'une altération de cette homéostasie par divers facteurs (e.g. fer chélatable, ERO, cytokines) ou suite à l'apport excessif de fer exogène, l'excès intracellulaire de fer peut être à l'origine d'effets délétères (Pierre et Fontecave, 1999). En effet, le fer chélatable est étroitement impliqué dans des mécanismes supportant la cancérogenèse, via : (i) l'apparition d'un stress oxydant (réactions de Fenton et d'Haber-Weiss), (ii) l'altération des défenses immunitaires, et (iii) la stimulation de la croissance des cellules tumorales (Okada, 1996 ; Sussman, 1992 ; Weiss *et al.*, 1995). Toutefois, alors que le rôle du fer dans la cancérogenèse reste controversé, certaines études *in vitro* ont confirmé le rôle de la wüstite (FeO) et de l'hématite (Fe₂O₃) dans la formation d'ERO (Muiras *et al.* 1992 ; Okada, 1996). De plus, certains auteurs ont démontré que, lors d'une exposition concomitante *in-vivo* aux particules de fer et de B(a)P, l'hématite possédait un rôle important dans l'induction de CBP, de par l'adsorption du B(a)P sur les particules d'hématite, les propriétés physico-chimiques de la suspension d'hématite et de B(a)P, l'induction de lésions tissulaires et de réactions inflammatoires (Wolterbeek *et al.* 1995). Par ailleurs, d'autres auteurs émettent l'hypothèse que, lors d'une co-exposition *ex-vivo* ou *in-vitro* à des particules d'hématite et de B(a)P, l'accroissement observé de la phagocytose des particules recouvertes de B(a)P, de l'activation métabolique du B(a)P et de la formation d'adduits à l'ADN par divers métabolites du B(a)P, est dépendant de certaines propriétés des particules d'hématite, et en particulier de leur capacité : (i) à pénétrer dans le tractus respiratoire (granulométrie), (ii) à stimuler la phagocytose, (iii) à activer ou inhiber certaines des enzymes du métabolisme des xénobiotiques responsables de l'activation métabolique du B(a)P, et (iv) à altérer les membranes cellulaires en générant des ERO (Warshawsky *et al.* 1983 ; Warshawsky *et al.* 1984 ; Warshawsky *et al.* 1994 ; Cheu *et al.* 1997).

Une revue plus récente de la littérature supporte elle aussi que l'excès de fer est associé au développement de cancer, principalement en raison de ses effets pro-oxydants, ce qui peut contribuer à la formation de dommages à l'ADN, initiateurs possibles de la mutagénèse voire de la cancérogenèse (Bystrom et Rivella, 2014). Le radical hydroxyle produit par l'action catalytique de fer (II) au travers des réactions de Fenton et d'Haber-Weiss, est capable de créer des lésions oxydatives à l'ADN. En outre, le processus de peroxydation lipidique, également catalysé par une surcharge en fer, induit la formation de radicaux peroxy (ROO°), puis, suite à un réarrangement par cyclisation, à la formation d'endoperoxydes (ROOR'), précurseurs de malondialdéhyde (MDA). Le MDA, aldéhyde majoritairement généré lors de la peroxydation lipidique, interagit avec les bases de l'ADN pour former des adduits oxydatifs, renforçant ainsi le pouvoir mutagène voire cancérogène émanant du stress oxydatif (Figure 49).

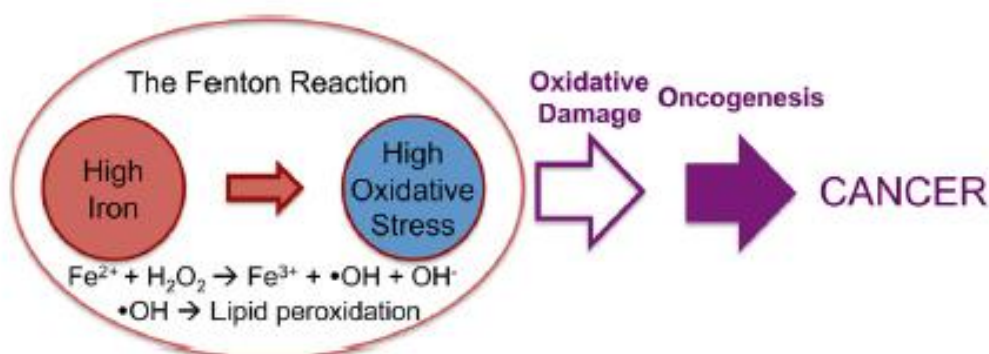


Fig. 1. The Fenton reaction. The Fenton reaction involves iron(II) (Fe²⁺) reacting with hydrogen peroxide (H₂O₂) to yield iron(III) (Fe³⁺), a hydroxyl radical (•OH), and a hydroxide ion (OH⁻). The hydroxyl radical can induce lipid peroxidation, more reactive oxygen species and oxidative stress, damage to DNA and other biomolecules, and, if overexposed, carcinogenesis.

Figure 49 : Réaction de Fenton (Bystrom et Rivella, 2014)

Plusieurs études cliniques rapportent qu'une surcharge en fer contribuerait au développement de cancers également au travers de la promotion des cellules initiées. Néanmoins, dans ces études, le potentiel cancérigène du fer a généralement été évalué au travers de l'évaluation du bénéfice d'une chélation thérapeutique du fer sur l'évolution de certaines pathologies cancéreuses (Bystrom and Rivella, 2014). Par exemple, les patients atteints d'hémochromatose héréditaire et par conséquent sujets à une surcharge en fer présentent un plus grand risque de développer un hépatocarcinome. Bien qu'ils soient encore sujets à controverse, certains éléments indiquent que l'hémochromatose héréditaire augmenterait également le risque d'autres cancers, et notamment le risque de cancer du côlon chez les hommes et le cancer du sein pour les femmes. D'autres recherches ont indiqué qu'une surcharge en fer pourrait favoriser les leucémies : chez des patients hospitalisés, atteints de leucémies myéloblastiques, ceux ayant développé une surcharge en fer suite aux transfusions sanguines présentaient un taux plus faible de survie. Les auteurs soulignent l'importance du stress oxydant induit par la surcharge en fer pour expliquer le rôle probable du fer dans la survenue de cancers.

Maladies Professionnelles : Certaines des maladies provoquées par l'exposition au fer sont reconnues comme maladies professionnelles. Une maladie est caractérisée de professionnelle si elle est la conséquence de l'exposition d'un travailleur à un risque physique, chimique, biologique, ou résulte des conditions dans lesquelles il exerce son activité professionnelle (INRS, 2012b). Les maladies consécutives à une exposition au fer et reconnues comme maladies professionnelles affectent l'appareil respiratoire (Tableaux 44 et 44-bis et tableau 94 du régime général). Une exposition d'une durée supérieure à 10 ans à des travaux exposant à l'inhalation de poussières minérales ou de fumées contenant des particules de fer ou d'oxydes de fer a été reconnue comme provoquant la sidérose, une pneumopathie interstitielle chronique par surcharge de particules de fer ou d'oxydes de fer (Tableau 44 du régime général).

44		RÉGIME GÉNÉRAL
Affections consécutives à l'inhalation de poussières minérales ou de fumées contenant des particules de fer ou d'oxyde de fer		
Date de création : Décret du 14 février 1967		Dernière mise à jour : Décret du 22 mars 2005
Désignation des maladies	Délai de prise en charge	Liste indicative des principaux travaux susceptibles de provoquer ces maladies
<p>Sidérose : pneumopathie interstitielle chronique par surcharge de particules de fer ou d'oxydes de fer, révélée par des opacités punctiformes diffuses sur des documents radiographiques ou tomodensitométriques ou par des constatations anatomopathologiques lorsqu'elles existent, ces signes ou constatations s'accompagnant ou non de troubles fonctionnels respiratoires.</p> <p>Manifestation pathologique associée : emphysème.</p>	<p>35 ans (sous réserve d'une durée d'exposition de 10 ans)</p>	<p>Travaux exposant à l'inhalation de poussières minérales ou de fumées contenant des particules de fer ou d'oxydes de fer, notamment :</p> <ul style="list-style-type: none"> - extraction, broyage, concassage et traitement des minerais de fer et de l'ocre ; - polissage avec des abrasifs à base d'oxydes de fer ; - soudure à l'arc des aciers doux.

Les travaux d'une durée supérieure à 10 ans au fond des mines de fer ont été reconnus comme cause d'emphysème, à moyen terme, et de CBP primitif à plus long terme (Tableau 44-bis du régime général), cet effet étant lié à l'activité minière et non aux particules de fer en tant que telles.

44 bis		RÉGIME GÉNÉRAL
Affections consécutives au travail au fond dans les mines de fer		
Date de création : Décret du 23 décembre 1992		Dernière mise à jour : Décret du 22 mars 2005
Désignation de la maladie	Délai de prise en charge	Liste limitative des travaux susceptibles de provoquer cette maladie
Cancer broncho-pulmonaire primitif.	40 ans (sous réserve d'une durée d'exposition de 10 ans)	Travaux effectués au fond dans les mines de fer.
Emphysème objectivé par des signes tomodensitométriques et des altérations fonctionnelles de type obstructif ou, lorsqu'elles existent, par des constatations anatomopathologiques.	15 ans (sous réserve d'une durée d'exposition de 10 ans)	

Enfin, les travaux au fond dans les mines de fer et travaux de concassage exposant à l'inhalation de poussières ou de fumées d'oxydes de fer ont été reconnus comme provoquant la Broncho-Pneumopathie Chronique Obstructive (BPCO), causant un déficit respiratoire chronique (Tableau 94 du régime général).

94		RÉGIME GÉNÉRAL
Broncho-pneumopathie chronique obstructive du mineur de fer		
Date de création : Décret du 22 mai 1996		Dernière mise à jour : Décret du 31 octobre 2005
Désignation de la maladie	Délai de prise en charge	Liste limitative des travaux susceptibles de provoquer cette maladie
Broncho-pneumopathie chronique obstructive entraînant un déficit respiratoire chronique. Elle est caractérisée par l'association de signes cliniques tels que dyspnée, toux, hypersécrétion bronchique et d'un syndrome ventilatoire de type obstructif avec un volume expiratoire maximal par seconde (VEMS) abaissé au jour de la déclaration d'au moins 30 % par rapport à la valeur moyenne théorique. Cet abaissement doit être constaté en dehors de tout épisode aigu.	10 ans (sous réserve d'une durée d'exposition de 10 ans).	Travaux au fond dans les mines de fer et travaux de concassage exposant à l'inhalation de poussières ou de fumées d'oxyde de fer, notamment extraction, broyage et traitement des minerais de fer.

Classification cancérigène : Le CIRC avait préalablement classé le fer sous forme d'hématite ou d'oxyde ferrique comme inclassables quant à leur cancérigénicité pour l'Homme (groupe 3) (CIRC, 1984 et 1987). Cette évaluation considérait que le niveau de preuve était inadéquate chez l'Homme, et inadéquate (hématite) ou suggérant une absence de cancérigénicité (oxyde ferrique) chez l'animal. En dehors des études où l'influence de facteurs tels que la suie, l'amiante ou la silice ne pouvait être réduite, les études chez des travailleurs exposés à l'oxyde ferrique ne montraient généralement pas d'augmentation de l'incidence de cancer pulmonaire (CIRC, 1972 ; Axelson O. & Sjöberg A., 1979). Plus récemment, le CIRC a classé les expositions durant la fonte de fer et de l'acier comme cancérigène pour l'Homme (groupe 1) sur la base d'un niveau suffisant de preuve de cancer pulmonaire chez l'Homme, aucune donnée n'étant disponible chez l'animal (CIRC, 2012). Néanmoins, ces expositions sont complexes et n'incluent pas seulement le fer ou l'acier mais une large variété de substances génotoxiques et/ou cancérigènes telles que des HAPs, des métaux (ex : nickel, chrome), du formaldéhyde, ainsi que de la silice et de l'amiante notamment pour les expositions plus anciennes.

7 Effets sanitaires documentés pour d'autres types de particules

Aucune des études épidémiologiques et toxicologiques sur les effets de la pollution de l'air des EFS précédemment décrites ne permet de répondre directement et complètement à la question posée dans la saisine sur ces effets. Pour les études épidémiologiques, soit les objectifs étaient différents (ex : surveillance épidémiologique par opposition à l'épidémiologie étiologique), soit elles présentent plusieurs limites, soit elles étaient le plus souvent réalisées sur des effectifs faibles pour les études de morbidité. Pour les études toxicologiques, une seule étude *in vivo* a été publiée dans une revue à comité de lecture.

Ce chapitre résume les effets documentés de l'exposition à des particules de composition jugée *a priori* voisine de celles des EFS donc riches en métaux dont le Fer (ex : soudage, usinage des métaux) et de l'exposition aux particules de l'air ambiant extérieur. La plausibilité de ces effets pour des expositions professionnelles aux particules de l'air des EFS est discutée.

7.1 Particules riches en métaux incluant le fer

Les effets sur la santé des particules riches en métaux ont été étudiés pour les expositions professionnelles aux fumées de soudage principalement, et dans une bien moindre mesure pour les expositions professionnelles aux particules issues de l'usinage des métaux (ex : fraisage, ébarbage, meulage, ponçage, perçage). Quelques études ont investigué les effets sur la santé de la pollution de l'air par des cendres volantes et résiduelles de la combustion de pétrole riches en métaux dits « ROFA ».

Deux types de procédés émettant des particules riches principalement en fer puis en chrome, nickel et manganèse, peuvent être distingués compte tenu des caractéristiques très différentes de l'aérosol notamment en termes de granulométrie des particules (Iavicoli *et al.*, 2013). Les procédés impliquant une fusion des métaux (soudage, fonderie, etc) génèrent un mélange complexe de gaz (ex : CO, NO_x, O₃) et de particules fines et ultrafines de forme plutôt sphérique. A l'inverse, les procédés de friction ou d'arrachement d'acier (ex : fraisage, ébarbage, meulage, ponçage, perçage) génèrent essentiellement des particules de formes variables (en écailles, sphériques, ...), moins nombreuses, plus grossières et moins solubles dans l'eau ou l'acide que les procédés impliquant une fusion des métaux.

7.1.1 Fumées de soudage

La plupart des soudeurs ou travailleurs exposés sur le long terme et quotidiennement aux fumées de soudage ont fait l'expérience de troubles respiratoires durant leur période professionnelle (Antonini *et al.* 2013). Les effets pulmonaires observés incluent la sidérose, la bronchite, l'asthme, la « fièvre des fondeurs », une modification de la fonction ventilatoire, une susceptibilité aux infections des voies respiratoires inférieures et supérieures, et le possible développement de cancer pulmonaire (Sferlazza et Beckett, 1991; Martin *et al.* 1997; Antonini, 2003; Szram *et al.* 2013; Kendzia *et al.* 2013). Un dépôt et une persistance des particules dans les poumons ont pu être caractérisés pour des expositions à long terme aux fumées de soudage, à la fois chez l'Homme et chez le modèle rat (Antonini *et al.* 2013 et 2010). Les données sont plus limitées concernant les effets neurologiques, sur la reproduction et les effets cutanés de l'exposition aux fumées de soudage (Antonini, 2003).

Les études chez des modèles animaux et cellulaires ont permis de mieux comprendre comment les fumées de soudage affectaient la santé pulmonaire chez l'Homme, le rat apparaissant comme un modèle robuste (Antonini *et al.* 2013). Chez des rats exposés par instillation intra-trachéale ou par inhalation, l'analyse du liquide de lavage broncho-alvéolaire a montré une toxicité sur les

cellules pulmonaires, des altérations de la barrière alvéolo-capillaire, une inflammation et une libération des cytokines pro-inflammatoires (Antonini *et al.* 1996, 2007, 2009 et 2011). Sur modèle cellulaire, les fumées de soudage ont induit un stress oxydant avec une peroxydation lipidique, une consommation d'O₂, une production d'H₂O₂, et des dommages à l'ADN (Leonard *et al.* 2010). Ce stress oxydant était bien corrélé à la production de radicaux hydroxyls (°OH).

Sur des modèles animaux y compris le rat, il a été observé que la fumée d'acier inoxydable induisait une toxicité pulmonaire et inflammatoire plus élevée que celle d'acier doux, cette réponse différentielle étant le plus probablement attribuable à la présence de métaux toxiques tels que le chrome et le nickel dans les fumées d'acier inoxydable (Taylor *et al.* 2003 ; Antonini *et al.* 2004). Il a également été observé que les fumées de soudage d'acier inoxydable étaient retenues plus longtemps dans les poumons que les fumées d'acier doux (Antonini *et al.* 2004). Ces observations sont cohérentes avec les résultats de la même équipe sur modèle cellulaire qui ont montré que la fumée d'acier inoxydable contenant du Cr et du Ni induisait une réactivité, une production d'espèces réactives de l'oxygène, et des dommages associés au stress oxydant significativement plus élevés que la fumée d'acier doux (Leonard *et al.* 2010). Ces effets étaient également corrélés à la taille des particules.

Chez l'Homme, l'effet différentiel sur la fonction ventilatoire ou le cancer pulmonaire entre l'acier doux et l'acier inoxydable est moins évident (Szram *et al.* 2013; Kendzia *et al.* 2013). Une étude épidémiologique n'a pas montré de détérioration dans le temps de la fonction ventilatoire chez des soudeurs d'acier doux (Mur *et al.* 1989). Une autre étude ne montre pas d'influence du métal ni du procédé de soudage sur cet effet (Christensen *et al.* 2008). Concernant le cancer pulmonaire, une récente méta-analyse montre un excès de risque similaire chez les soudeurs d'acier doux et d'acier inoxydable (Ambroise *et al.* 2006).

La toxicité pulmonaire et inflammatoire chez le rat, ainsi que la génération de radicaux libres, étaient plus élevées avec des fumées de soudage contenant des niveaux élevés de métaux solubles, notamment du Cr (Taylor *et al.* 2003). Mais parmi les fumées contenant des métaux solubles, ces effets étaient dépendants à la fois de la fraction soluble et insoluble, indiquant que ces réponses ne sont pas dues exclusivement aux métaux solubles (Antonini *et al.* 2004). Une récente étude a montré une implication au moins partielle des particules nanométriques d'oxydes métalliques à base de Fe, Cr et Mn dans l'inflammation pulmonaire observée chez des soudeurs (Andujar *et al.* 2014).

Ces résultats montrent ou suggèrent l'influence du type de métal et notamment de la présence de Cr et de Ni, de sa spéciation, de sa solubilité et de la taille des particules sur les effets toxiques des fumées de soudage, en particulier sur la toxicité pulmonaire et l'inflammation. Ces paramètres et les concentrations moyennes d'exposition notamment en particules, en nickel et en chrome peuvent être mis en perspective entre l'activité de soudage et le travail en EFS afin d'estimer :

- la plausibilité (nulle, faible, modérée, élevée) des effets toxiques observés chez les travailleurs exposés aux fumées de soudage pour les travailleurs en EFS exposés aux particules de l'air dans ces enceintes,
- et le cas échéant, le niveau relatif de ces effets (inférieurs, similaires, au moins égaux, supérieurs) par rapport aux travailleurs exposés aux fumées de soudage.

Cette estimation ne tient pas compte des polluants autres que les particules. Par ailleurs les effets et paramètres d'exposition considérés pour les fumées de soudage concernent principalement des aciers inoxydables, compte tenu du manque de données disponibles sur les aciers doux ; et ce malgré une composition des aciers doux vraisemblablement plus proche de la composition métallique des particules des EFS que les aciers inoxydables.

Compte tenu des données du Tableau 61, le GT juge comme faible la plausibilité de transposer les effets toxiques des fumées de soudage à l'exposition des travailleurs des EFS aux particules présentes dans l'air de ces enceintes (agents de contrôle, agents de manœuvre, agents de recette, conducteurs). Le GT juge les éventuels effets de cette exposition en EFS inférieurs par rapport aux effets liés à l'exposition des soudeurs aux fumées de soudage qui incluent la sidérose, la bronchite, l'asthme, la « fièvre des fondeurs », une modification de la fonction ventilatoire, une susceptibilité aux infections des voies respiratoires inférieures et supérieures, et le possible développement de cancer pulmonaire.

Concernant les autres métiers en EFS tels que la maintenance, la rareté des données disponibles ne permet pas au GT de faire ce type de comparaison. En effet, les seuls résultats disponibles d'une étude française non publiée (Garrigou *et al.* 2013) faisaient intervenir une motrice diesel dont les émissions sont drastiquement différentes des fumées de soudage. Généralement, le GT considère que dans les EFS les effets peuvent être exacerbés par le confinement de l'air pour des activités de maintenance comme le soudage, ainsi que par des co-expositions à d'autres facteurs de risque (ex : travail de nuit, chaleur).

Tableau 61 : Données comparatives d'exposition aux fumées de soudage et aux particules de l'air des enceintes ferroviaires souterraines

	Exposition aux fumées de soudage	Exposition aux particules de l'air en EFS (AC, AM, R, C)	Source soudage	Source EFS
Exposition aux particules en masse ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)	200-23400 (fumées totales, moy8h) 400-1000 (PM10, 6-8h) <i>VLEP sanitaire recommandée pour les particules de soudage sans Ni ni Cr :</i> 1000 (fumées totales, moy8h)	70-240 (PM10, moy5h)	Cross <i>et al.</i> 1999 Elihn et Berg, 2009 <i>Decos, 1993</i>	RATP, 2013a
Exposition aux particules en nombre ($\text{p}\cdot\text{cm}^{-3}$)	33000-69000	10000-30000	Elihn et Berg, 2009 20 nm-1 μm	Chapitre 2 20 nm-1 μm (Midander <i>et al.</i> 2012 ; Seaton <i>et al.</i> 2005) 10 nm-500 nm (AArnio <i>et al.</i> 2005) 7 nm- 3 μm (Strack <i>et al.</i> 2011)
Exposition aux particules en surface ($\mu\text{m}^2/\text{cm}^3$)	350-2300	50-100	Elihn et Berg, 2009	Midander <i>et al.</i> 2012
Exposition au Cr ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)	4-1600 (fumées totales, acier inoxydable)	0,02-0,63 (PM10, moy5h)	Cross <i>et al.</i> 1999	RATP, 2013a
Exposition au CrVI ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)	<1-1500 (fumées totales, acier inoxydable)	$2\cdot 10^{-5}$ - $6\cdot 10^{-4}$ * (PM10, moy5h)	Cross <i>et al.</i> 1999	RATP, 2013a ARCANE, 2014
Exposition au Ni ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)	1-1624 (fumées totales, acier inoxydable)	0,01-0,09 (PM10, moy5h)	Cross <i>et al.</i> 1999	RATP, 2013a
Taille relative des particules	Faible	Elevée	Chapitres 2 Midander <i>et al.</i> 2012 Elihn et Berg, 2009	
Solubilité relative des métaux	Elevée	Faible	Chapitres 2	

* Valeurs estimées en multipliant les minimales et maximales des concentrations moyennes d'exposition au Cr dans les PM10 (5h) (RATP, 2013a) par la fraction de 0,09 % de CrVI dans le Cr total calculée à partir de la mesure sur seulement deux échantillons de particules totales (ARCANE, 2014)

7.1.2 Particules de friction ou d'arrachement d'acier

Les particules générées par des procédés de types fraisage, ébarbage, meulage, ponçage ou perçage, et leurs effets sur la santé ont été beaucoup moins étudiés que les fumées de soudage, mais présentent ici l'intérêt de se rapprocher du mécanisme d'émission des particules dans les EFS par friction ou arrachement de matériaux métalliques. L'exposition des meuleurs d'acier inoxydable aux concentrations de particules en masse, nombre et surface semble d'ailleurs proche de celle des travailleurs dans les EFS (conducteurs, agents de manœuvre, agents de contrôle, agents de recette), comme le montre le tableau ci-dessous.

Tableau 62 : Données comparatives d'exposition aux particules de meulage d'acier et aux particules de l'air des enceintes ferroviaires souterraines

	Exposition aux particules de meulage d'acier	Exposition aux particules de l'air en EFS (AC, AM, R, C)	Source meulage	Source EFS
Exposition particules en masse ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)	80-300 (PM10, 6-8 h)	70-240 (PM10, moy5h)	Elihn et Berg, 2009	RATP, 2013a
Exposition particules en nombre ($\text{p}\cdot\text{cm}^{-3}$)	15000-23000	10000-30000	Elihn et Berg, 2009	Chapitre 2
Exposition particules en surface ($\mu\text{m}^2\cdot\text{cm}^{-3}$)	45-150	50-100	Elihn et Berg, 2009	Midander <i>et al.</i> 2012
Taille relative des particules	Voisine		Chapitres 2 Midander <i>et al.</i> 2012 Elihn et Berg, 2009	
Solubilité relative des métaux	Voisine		Chapitres 2	

Par rapport aux fumées de soudage issues principalement d'une pulvérisation thermique des métaux avec une flamme et un arc électrique, les aérosols émis par des procédés impliquant un arrachement des métaux tels que le meulage, présentent des différences, notamment : des particules en moins grand nombre et de plus grande taille, des concentrations plus faibles en Mn, Cr et CrVI, une solubilité et une oxydation moindres, une morphologie davantage écaillée que sphérique, plus homogène avec moins d'agglomérats (Karlsen *et al.* 1992 ; Koponen *et al.* 1981b). Chez des meuleurs, les concentrations urinaires de Cr et Ni étaient inférieures à la limite de détection, probablement du fait de la faible solubilité de ces composés dans les particules de meulage, alors que des expositions aux fumées de soudage MMA²⁶ d'acier inoxydable montraient une nette augmentation de la concentration urinaire en Cr du fait de la présence de chromates hydrosolubles (Koponen *et al.* 1981a).

Néanmoins, les procédés de friction et de meulage émettent des particules en concentrations massiques similaires aux EFS, dans différentes fractions pouvant être inhalées (particules inhalables) et atteindre les voies respiratoires inférieures (particules fines et ultrafines), et les éléments métalliques en présence sont sensiblement les mêmes tels que le Fe et le Ni (Karlsen *et al.* 1992 ; Zimmer et Maynard, 2002). Par ailleurs, une persistance des particules métalliques dans les poumons de meuleurs d'acier inoxydable exposés depuis 11±9 ans a également pu être caractérisée par une mesure de la contamination magnétique (Koponen *et al.* 1981b). La quantité de particules dans les poumons (0,2 g) était du même ordre que celle observée chez des soudeurs TIG²⁵ ou des travailleurs en fonderie (0,2-0,4 g) et inférieure à celle de soudeurs MMA²⁶ (1-4 g).

²⁵ Le soudage TIG est un procédé de soudage à l'arc avec une électrode non fusible, en présence d'un métal d'apport. TIG est un acronyme de *Tungsten Inert Gas*, où *Tungsten* (Tungstène) désigne l'électrode et *Inert Gas* (Gaz inerte) le type de gaz plasmagène utilisé. C'est un procédé moins émissif de fumées que le soudage manuel à l'arc avec électrodes enrobées (MMA).

²⁶ Le soudage MMA est un procédé de soudage manuel à l'arc avec électrodes enrobées. C'est un procédé qui génère le plus de fumées par rapport à la quantité de métal d'apport déposé.

Certains composés des particules de meulage et de soudage comme le CrIII sont considérés comme principalement irritants.

Aussi, il ne peut être exclu que les particules issues du meulage des métaux exposent à un niveau de risque plus faible que les fumées de soudage pour certains effets analogues, en particulier pour les effets au niveau du système respiratoire et l'irritation des voies aériennes.

Dans la littérature, les effets attribuables spécifiquement à des opérations telles que le meulage d'acier ont été peu étudiés, les travailleurs chargés de ces opérations pouvant en pratique être également exposés aux fumées de soudage ou de fonderie. Les quelques études identifiées ne mettent pas en évidence de surmortalité ou d'excès de risque de cancer broncho-pulmonaire attribuable à ce type d'opération (Svensson *et al.* 1989, Jakobsson *et al.* 1997 ; Hansen *et al.* 1996). Des excès de risque de cancers du colon et de cancers du rectum suggérés par la série d'études d'une équipe suédoise (Svensson *et al.* 1989, Jakobsson *et al.* 1997) n'ont pas été confirmés au travers de l'étude danoise (Hansen *et al.* 1996). D'autres études ont montré chez des meuleurs ou des usineurs de métaux, un excès de risque de cancers gastro-intestinaux, d'effets respiratoires tels que l'asthme ou de cardiopathie non-ischémique (Mírer *et al.* 1988 ; DeCoufle *et al.* 1978 ; Jarvholm *et al.* 1981 ; Park, 2001). Ces excès de risque n'étaient pas attribués à des particules d'acier mais aux vapeurs d'huile de coupes pour les cancers gastro-intestinaux et les effets respiratoires, et au cobalt et au carbure de tungstène pour les bronchites asthmatiformes, les fibroses interstitielles et les cardiomyopathies non inflammatoires. Les effets sur la sensibilisation et l'allergie chez l'Homme se limitent à une étude de cas d'un meuleur de pièces de fonte contenant 9% de Ni et 17% de Cr, présumées être de l'acier inoxydable (Estlander *et al.* 1993). Cette étude rapporte l'évocation de symptômes asthmatiques et de réactions cutanées allergiques dues à l'exposition durant le meulage chez ce sujet sensible au Ni. Les effets sur la reproduction chez l'Homme se limitent à quelques fraiseurs (890 personnes-années) inclus dans une étude (Bonde *et al.* 1990) et pour lesquels aucun effet sur le taux de natalité n'a été mis en évidence. Aucun autre effet sur la santé humaine ne semble avoir été investigué dans la littérature scientifique.

Chez l'animal, les effets d'une exposition aiguë ont été investigués au travers d'une seule étude chez le hamster (5 femelles et 5 mâles par groupe de dose) qui n'a pas montré d'effet létal 14 jours après une instillation intra trachéale unique d'au plus 10 mg/animal (112 mg/kg) de particules fines d'acier inoxydable (59,2% Fe, 13,9% Cr, 6,8% Ni, 1,0% Mn, 2,1% Al, 3,9% C, autres < 1%) en suspension et issues du meulage (Muhle *et al.* 1988). Aucune étude de toxicité aiguë chez l'animal par inhalation ou chez l'Homme n'a été identifiée.

Les seules données disponibles sur les effets d'une exposition répétée ou prolongée chez l'animal sont également limitées, issues d'une étude par instillation intra trachéale chez le hamster qui semble correspondre à une étude préliminaire de détermination des doses pour un test de cancérogénicité (Muhle *et al.* 1988), et qui n'a pas été conduite selon les protocoles recommandés pour une étude d'exposition répétée (types d'effets, doses et voie d'exposition inappropriés). Cette étude a uniquement montré un effet sur le poids corporel après l'instillation de 1, 3 et 9 mg de particules de meulage (total de 12 doses administrées à 14 jours d'intervalle). Aucune étude de mutagénicité des particules de meulage d'acier n'a été identifiée. Leur cancérogénicité a été investiguée par instillation intra-trachéale chez des hamsters dorés syriens (Muhle *et al.* 1988, 1992 ; Ivankovic *et al.* 1988) et par injection intra-péritonéale chez des rats Wistar femelles (Pott *et al.* 1991, 1992). Bien qu'aucune de ces études n'aient été conduites suivant les protocoles reconnus, elles n'ont pas montré d'induction de tumeurs pulmonaires ni abdominales par l'exposition aux aciers inoxydables testés.

En résumé les données disponibles sur la toxicité des particules issues des procédés de friction ou d'arrachement d'acier sont très parcellaires. Les seuls effets néfastes des particules de meulage rapportés avec un faible niveau de preuve concernent des symptômes asthmatiques chez des personnes sensibles. La littérature montre une persistance des particules métalliques présentes dans les poumons de meuleurs d'acier dans des quantités du même ordre que celle observée chez des soudeurs TIG ou des travailleurs en fonderie. La littérature ne montre pas de surmortalité ou d'excès de risque de cancer broncho-pulmonaire.

Compte tenu du manque de données disponibles sur la toxicité des particules issues des procédés de friction ou d'arrachement d'acier (ex : fraisage, ébarbage, meulage, ponçage, perçage), ces dernières n'ont pu être retenues par le GT pour estimer la plausibilité de transposer leurs effets à l'exposition des travailleurs aux particules de l'air des EFS.

7.1.3 Cendres volantes et résiduelles de la combustion de pétrole (ROFA)

Dans le cadre des études toxicologiques visant à mieux comprendre le rôle des métaux dans la toxicité des particules fines, les ROFA (Residual Oil Fly Ash) ont souvent été utilisées comme particules modèles à cause de leur richesse en métaux et de leur faible teneur en composés organiques.

Les ROFA sont issues de la combustion du fioul notamment dans les centrales thermiques. Elles sont un mélange complexe de sulfate, nitrate et de métaux, tels que le Fe, V et Ni essentiellement présent sous forme de sels hydrosolubles (Chen et Lippmann, 2009). Ainsi Dye *et al.* ont utilisé dans leur étude des ROFA qui se caractérisent par ~23 µg de fer /mg de ROFA dont 68% est hydrosoluble; 38 µg nickel/mg de ROFA dont 92% est hydrosoluble et 42 µg vanadium/mg de ROFA dont 84 % est hydrosoluble.

Il existe très peu d'études concernant une exposition humaine aux ROFA. Elles rapportent chez les individus exposés à de fortes concentrations dans le cadre de leur activité professionnelle (maintenance des « oil-fired boilers » dans les centrales électriques) une diminution des fonctions pulmonaires et des bronchites (Ghio *et al.* 2002) avec une suspicion d'une implication du vanadium dans ces effets.

Dreher et ses collaborateurs (1997) ont montré que l'instillation de ROFA chez le rat provoque une inflammation sévère essentiellement liée à la fraction hydrosoluble des ROFA qui contient du fer, du vanadium et du nickel (Dreher *et al.* 1997). L'inhalation de ROFA induit des dégâts pulmonaires et une inflammation sévère, accompagnée d'une hyperréactivité bronchique, d'une sensibilité accrue aux infections et d'effets cardiovasculaires (Chen et Lippmann, 2009). La comparaison des effets d'échantillons différant par leurs teneurs en métaux a souligné le rôle du vanadium dans le recrutement des neutrophiles dans le LBA et du nickel dans la perméabilité pulmonaire (Kodavanti *et al.* 1998).

Compte tenu de l'absence de données d'exposition humaine et de leurs particularités physico-chimiques en termes de forte teneur en vanadium et forte solubilité dans l'eau, les particules de ROFA n'ont pu être retenues par le GT pour estimer la plausibilité de transposer leurs effets à l'exposition des travailleurs aux particules de l'air des EFS.

7.2 Particules de l'air ambiant extérieur

Les particules de l'air ambiant extérieur, bien différentes des particules des EFS en termes de caractéristiques physico-chimiques (cf chapitre 2), ont l'intérêt d'avoir été largement documentées en termes d'effets sur la santé. En effet, la pollution atmosphérique, mesurée historiquement par la concentration de particules en masse (PM10, PM2,5), représente un risque majeur pour la santé publique à l'échelle mondiale et principalement dans les pays à revenu faible ou intermédiaire (OMS, 2014a).

De très nombreuses publications scientifiques montrent, de par le monde, que l'exposition aiguë et chronique aux particules de l'air ambiant extérieur est responsable d'effets délétères sur la santé chez l'Homme, notamment au niveau respiratoire et cardiovasculaire : accidents vasculaires cérébraux, cardiopathies, cancers du poumon, affections respiratoires, y compris l'asthme, etc. Ces publications incluent des études épidémiologiques d'exposition chronique conduites sur de larges cohortes en Europe et en Amérique du Nord et associant plusieurs villes.

Ces dernières années, différentes études, revues et classements confirment les effets de la pollution de l'air ambiant extérieur et soulignent le rôle et la toxicité des particules vis-à-vis de ces effets :

- En 2013, l’OMS-Europe dans sa revue de la littérature REVIHAAP (OMS, 2013 ; Review of evidence on health aspects of air pollution) met notamment en avant, pour les particules :
 - un lien de causalité renforcé entre l’exposition aux PM_{2,5} et la mortalité et morbidité cardiovasculaire²⁷ et respiratoire,
 - des études reliant l’exposition à long terme aux PM_{2,5} et des effets incluant l’athérosclérose, des issues indésirables de la grossesse (faibles poids de naissance, naissances prématurées) et des pathologies respiratoires chez l’enfant (infections respiratoires et asthme),
 - des études récentes indiquant un lien possible entre l’exposition à long terme aux PM_{2,5} et une atteinte du neurodéveloppement et des fonctions cognitives, et le développement du diabète,
 - l’absence de seuil en deçà duquel les particules n’auraient pas d’effet.
- En octobre 2013, le Centre International de Recherche sur le Cancer (CIRC) a classé, la pollution de l’air extérieur dans son ensemble ainsi que les particules en suspension composant cette pollution comme agents cancérogènes pour l’Homme (groupe 1), sur la base d’un niveau de preuve suffisant d’une association entre exposition et risque augmenté de cancer pulmonaire (Loomis *et al.*, 2013). En juin 2012, le CIRC a classé les effluents d’échappement des moteurs diesel comme cancérogènes pour l’Homme (groupe 1) et les effluents d’échappement des moteurs essence comme possiblement cancérogènes pour l’Homme (groupe 2B) (CIRC, 2014). Il a également conclu à un niveau de preuve suffisant en expérimentation animale de la cancérogénicité des particules composant les effluents d’échappement des moteurs diesel.

²⁷ Une récente étude dans le cadre du projet ESCAPE (European Study of Cohorts for Air Pollution Effects) n’a pas rapporté d’association statistiquement significative entre l’exposition à long terme aux PM₁₀ et PM_{2,5} et la mortalité cardiovasculaire moyennée sur 19 cohortes en cours en Europe (Beelen *et al.* 2014). Cette absence d’excès de risque dans les cohortes européennes représente une différence notable et encore peu expliquée avec les cohortes dont les résultats ont été publiés aux Etats-Unis (Pope *et al.* 2002). Ce résultat apparaît surprenant au regard du lien bien établi entre l’exposition à la pollution de l’air et les pathologies cardiaques ischémiques (Brook *et al.* 2010 ; Hoek *et al.* 2013). Une première hypothèse explicative de Beelen *et al.* (2014a) serait une contribution relativement faible de la mortalité cardiovasculaire à la mortalité totale dans les cohortes d’ESCAPE (pas plus de 30 % dans 15 des 22 cohortes) qui incluent des sujets nés plusieurs décennies après les participants à la *Harvard Six Cities Study* et à l’*American Cancer Society Study* (Pope *et al.* 2002). En réduisant le risque d’issue fatale des événements cardiovasculaires, les progrès thérapeutiques et techniques pourraient ainsi modifier la relation entre la pollution atmosphérique et la mortalité cardiovasculaire. Une autre hypothèse explicative concernant plus largement les analyses issues du projet ESCAPE serait que le modèle d’exposition n’est peut être pas encore suffisamment performant pour les PM, et qu’il ne tient compte que du niveau de pollution à l’adresse de résidence (Jacquemin *et al.* 2015).

En termes d'impact sanitaire, l'avis de l'AFSSET du 23 mars 2009 relatif aux particules dans l'air ambiant indique que l'impact prépondérant à l'échelle nationale est dû aux expositions répétées à des niveaux modérés de particules dans l'air (AFSSET, 2009). Cet impact sanitaire se traduit par des décès prématurés et par une qualité et une espérance de vie réduites. En 2012, le projet Aphekom a estimé que le dépassement de la valeur guide de l'OMS pour les PM_{2,5} (10 µg.m⁻³ en moyenne annuelle) se traduit chaque année dans 25 grandes villes européennes (39 millions d'habitants) par 19000 décès prématurés, dont 1500 pour les 9 villes françaises concernées, et 31,5 milliards d'euros en dépense de santé et coûts associés (INVS, 2012).

Cependant, ces particules de l'air ambiant extérieur ont des caractéristiques physico-chimiques très différentes des particules des EFS. Ces dernières sont notamment plus riches en fer et autres éléments métalliques, en carbone (élémentaire et organique), plus denses, moins sphériques et moins hydrosolubles (Tableau 63). Par ailleurs, la toxicité comparative des particules des EFS avec celle de l'air extérieur ou des particules diesel n'a été documentée que pour des expositions aiguës. Les données disponibles uniquement pour des effets à court terme montrent un stress oxydant, une cytotoxicité et une génotoxicité élevées des particules des EFS, et suggèrent une toxicité accrue des particules des EFS en termes d'inflammation systémique et respiratoire, et à l'inverse des effets moindres sur la fonction ventilatoire par rapport à des indicateurs de pollution urbaine extérieure (PNC, NO_x et NO₂) (chapitres 4 et 5).

Dans les EFS françaises, comme observé dans la plupart des EFS à l'étranger, les concentrations de particules mesurées en masse de PM₁₀ et PM_{2,5} sont nettement supérieures à celles mesurées à l'extérieur même à proximité ou au sein du trafic routier (chapitre 2). Elles sont également supérieures à celles mesurées dans d'autres environnements intérieurs tels que les logements. Cependant, ces concentrations massiques élevées dans les EFS sont davantage gouvernées par un nombre relativement faible de particules grossières. Ainsi, les quelques études récentes à l'international montrent des concentrations en nombre de particules (PNC_{>0.007}) dans les EFS du même ordre en moyenne que les expositions de fond urbain et moins variables (Strak *et al.* 2011). En proximité du trafic routier, les PNC_{>0.02} sont supérieures d'un facteur 1.5-4 aux PNC dans les EFS (Midander *et al.* 2012 ; Seaton *et al.* 2005), hors travaux de maintenance. Aussi, à concentrations massiques équivalentes, l'aérosol des EFS comprend moins de particules en nombre et en surface que l'aérosol urbain extérieur, sachant que la surface de contact des particules est généralement reliée à leur toxicité, notamment pour les effets pro-inflammatoires (Duffin *et al.* 2002 ; Faux *et al.* 2003).

Enfin, il convient de rappeler que dans le cadre des principales études épidémiologiques sur les effets de la pollution de l'air ambiant extérieur, les particules (PM₁₀, PM_{2,5}) sont un indicateur d'exposition à la pollution incluant un mélange complexe de polluants. Ce mélange est vraisemblablement différent de celui de l'air des EFS compte tenu des conditions climatiques très distinctes dans ce micro-environnement : températures moins variables, absence de précipitation et d'ensoleillement, conditions aérauliques spécifiques.

Ces conditions posent question sur la cohérence et la plausibilité des effets associés aux concentrations massiques de particules de l'air ambiant extérieur par rapport à ceux de l'air des EFS. Elles soulignent la difficulté d'interpréter des comparaisons directes entre les concentrations de particules mesurées en masse (PM₁₀, PM_{2,5}) dans les EFS et à l'extérieur. Elles montrent plus particulièrement la difficulté d'envisager l'utilisation de risques relatifs dérivés d'études sur la pollution de l'air extérieur pour quantifier le risque sanitaire de l'exposition aux particules des EFS. Néanmoins, les connaissances relatives aux effets sanitaires des particules de l'air ambiant extérieur, parmi les plus documentées des expositions environnementales, sont telles qu'elles ne peuvent être ignorées.

Tableau 63 : Données comparatives d'exposition aux particules de l'air ambiant extérieur et aux particules de l'air des enceintes ferroviaires souterraines

	Exposition aux particules de l'air ambiant extérieur	Exposition aux particules de l'air en EFS (AC, AM, R, C)	Source air extérieur	Source EFS
Exposition aux particules en masse ($\mu\text{gPM}_{10}.\text{m}^{-3}$)	45±1 (Moy±SEM, n=163) VG OMS : 50 (24h) 20 (1 an)	130 (P50, moy5h)	Nerrière, 2004 OMS	RATP, 2013a
Exposition aux particules en masse ($\mu\text{gPM}_{2,5}.\text{m}^{-3}$)	24±1 (Moy±SEM, n=164) VG OMS : 25 (24h) 10 (1 an)	70 (P50, moy5h)	Nerrière, 2004 OMS	RATP, 2013a
Exposition particules en nombre ($\text{p}.\text{cm}^{-3}$)	21000 (moy sites urbains aux Pays-Bas) 7000-75000 (min-max sites urbains aux Pays-Bas)	10000-30000 (moy) 15000-40000 (min-max EFS aux Pays-Bas) 1,5-4 fois <à concentrations en proximité du trafic routier	Strak <i>et al.</i> 2011 7 nm- 3 μm	Chapitre 2 20 nm-1 μm (Midander <i>et al.</i> 2012 ; Seaton <i>et al.</i> 2005) 10 nm-500 nm (Aarnio <i>et al.</i> 2005) 7 nm- 3 μm (Strak <i>et al.</i> 2011)
Composés enrichis dans les EFS / air urbain extérieur	Fe>Mn>Cr>Ni>Cu>As>Zn>Pb (PM10, par ordre décroissant d'enrichissement) EC et OC (PM10)		Nerrière, 2004 (métaux) LCSQA, 2001(carbone)	RATP, 2013a
Composés appauvris dans les EFS / air urbain extérieur	Non recherchés		Nerrière, 2004 LCSQA, 2001	RATP, 2013a

Concernant les propriétés des particules de l'air ambiant extérieur, la mise à jour des valeurs guides de qualité de l'air ambiant de l'OMS (OMS, 2005) rapportait qu'il y avait peu de données indiquant que la responsabilité des effets néfastes sur la santé incombe à une propriété des particules en suspension. Cependant, des études toxicologiques suggéraient que les procédés de combustion des matières fossiles et de la biomasse peuvent être un contributeur significatif aux effets néfastes sur la santé. Depuis, les données nouvellement disponibles ont amplifié ces conclusions antérieures (OMS, 2013). Des études épidémiologiques et toxicologiques ont montré que la masse de particules en suspension (PM_{2,5} et PM₁₀) comprenait des fractions avec des types et des degrés variables d'effets sur la santé, suggérant un rôle à la fois de la composition chimique (tels que les métaux de transition et les particules organiques primaires et secondaires dérivées de la combustion) et des propriétés physiques (taille, particules en nombre et en surface). Une évaluation scientifique intégrée a utilisé les données des études épidémiologiques et expérimentales pour conclure que « *de nombreux composés contribuent aux effets sanitaires des PM_{2,5}, mais les données sont insuffisantes pour différencier les constituants (ou les sources) qui sont plus étroitement reliées aux effets sanitaires observés* » (US EPA, 2009). L'OMS considère que cette conclusion générale reste la même malgré le nombre croissant d'études (en particulier épidémiologiques) entre 2009 et 2012 (OMS, 2013).

Les récentes études épidémiologiques publiées dans des revues à comité de lecture ont mis en évidence des associations entre l'exposition à court terme à des composés particulaires et la mortalité et/ou la morbidité cardiovasculaire et/ou respiratoire, bien que les résultats varient selon les études (Bell *et al.* 2009 ; Cao *et al.* 2012 ; Ito *et al.* 2011 ; Valdes *et al.* 2012 ; Zhou *et al.* 2011). Les raisons de ces différences ne sont pas clarifiées mais peuvent inclure des différences méthodologiques, des observations fortuites (dues au hasard), ainsi que de réelles variations liées à la composition des particules et/ou à la susceptibilité des populations (Wang *et al.* 2014). La large étude nationale aux USA (Bell *et al.* 2009) a montré des associations statistiquement significatives uniquement avec le carbone élémentaire, le nickel et le vanadium, ces associations pouvant être due également aux sources reliées à ces composés comme la combustion du pétrole (Ni, V, EC), le trafic routier et la combustion de biomasse (EC).

Concernant les effets à long terme, une méta-analyse sur les 19 cohortes européennes en cours dans le cadre des projets ESCAPE et TRANSPHORM (Transport related Air Pollution and Health impacts – Integrated Methodologies for Assessing Particulate Matter) n'a pas mis en évidence d'association statistiquement significative entre l'exposition à long terme à 8 composés élémentaires des PM_{2,5} et des PM₁₀ (Cu, Fe, K, Ni, S, Si, Va, Zn) et la mortalité cardiovasculaire (Wang *et al.* 2014). Aux Etats-Unis, une seule étude a examiné les effets de composés élémentaires sur la mortalité des enseignantes en Californie et a suggéré une mortalité cardiopulmonaire significativement associée au sulfate, nitrate et silicium (Ostro *et al.* 2010, 2011). D'autres travaux non publiés dans des revues à comité de lecture ont examiné les associations entre mortalité et exposition à long terme aux composés des PM_{2,5} (Thurston *et al.* 2013 NPACT study 4).

8 Résumé des connaissances sur la pollution de l'air des enceintes ferroviaires souterraines, l'exposition professionnelle, la toxicité et les effets sanitaires associés

8.1 Pollution de l'air des enceintes ferroviaires souterraines

Le GT rappelle que la qualité de l'air intérieur des EFS ne fait l'objet d'aucune réglementation. Depuis 2000, plusieurs avis visant à améliorer la qualité de l'air dans les EFS ont été rendus par le CSHPF qui recommandait entre autres des valeurs guides de qualité de l'air dans les enceintes ferroviaires souterraines pour les PM₁₀ (avis du 3 mai 2001). Du fait de la présence de polluants particulaires ou gazeux dans ces enceintes, la réglementation relative au contrôle du risque chimique sur les lieux de travail s'applique conformément au décret n°2009-1570 du 15 décembre 2009, notamment la vérification du respect des VLEP conformément à l'arrêté du 15 décembre 2009 précisant ce décret.

Il existe 7 réseaux d'EFS en France respectivement dans les agglomérations de Lille, Lyon, Marseille, Paris, Rennes, Rouen et Toulouse.

Les conclusions suivantes portent principalement sur la pollution de l'air durant la période de trafic des rames de voyageurs, très différente de la période nocturne sans trafic de rames de voyageurs mais avec la circulation possible de motrices diesel et pouvant inclure des travaux de maintenance des infrastructures.

8.1.1 Concentration des particules en suspension

Les concentrations massiques de PM₁₀ et PM_{2,5} mesurées dans les EFS en France et à l'étranger sont nettement supérieures à celles mesurées dans l'air extérieur, même à proximité du trafic routier, et dépassent largement les valeurs limites annuelles réglementaires pour l'air ambiant extérieur. Elles sont également supérieures à celles mesurées dans des environnements intérieurs tels que les logements. Le ratio PM₁₀/PM_{2,5} est également plus élevé en EFS indiquant une proportion massique de particules grossières plus élevée dans les EFS.

Les concentrations de PM₁₀ et PM_{2,5}, bien corrélées, sont variables selon le réseau ferroviaire, la station ou la ligne considérée. Sur le quai, elles sont corrélées au trafic des rames de voyageurs. Ces concentrations diminuent avec l'éloignement du quai. Les rares mesures dans les tunnels, montrent des concentrations plus élevées.

Dans les EFS françaises, la concentration en PM₁₀ mesurée ces dernières années sur le quai se situe environ entre 70 et 120 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ en moyenne sur 24h, et à plus de 1000 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ en maximale sur 1h selon le réseau ferroviaire et la station. Font exceptions certaines lignes avec des concentrations plus importantes comme le RER A où sur le quai de la station Auber la concentration moyenne sur 24h entre 2005 et 2013 était de 230 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, et la concentration maximale sur 1h en 2013 de 2380 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Les valeurs maximales sur 1h sont observées le plus souvent dans les plages horaires 2h-5h correspondant aux horaires des travaux de maintenance de la station.

Quelques études récentes à l'international montrent des concentrations en nombre de particules (hors travaux de maintenance) de l'ordre de 10 000 – 30 000 particules/cm³ (PNC_{>7nm}). Ces concentrations sont du même ordre de grandeur en moyenne que celles des expositions de fond urbain et moins variables. Elles sont inférieures d'un facteur 1,5 à 4 aux concentrations en proximité du trafic routier (PNC_{20nm-1 μm}). Ces concentrations en nombre de particules sont proches pendant et en dehors des périodes de trafic des rames, seules les particules les plus grossières (>0,4 μm environ) sédimentant. Elles tendent à augmenter avec la profondeur de la station.

8.1.2 Caractéristiques physico-chimiques de la pollution de l'air

La large majorité des particules en suspension dans les EFS est submicronique, les particules d'environ 30-40 nm de diamètre étant les plus nombreuses d'après quelques études. Les particules des EFS sont de formes variables, en écaille, semi-sphériques, ellipsoïdales, sphériques, contrairement aux particules de combustion plutôt sphériques. Leur fraction hydrosoluble est très inférieure à celle des particules de l'air extérieur. Néanmoins, pour des éléments fortement concentrés dans les EFS comme le fer, cette fraction représente une concentration élevée en éléments solubles.

La masse des particules (PM10) est composée de fer, de carbone organique et de carbone élémentaire principalement, ainsi que de cuivre, de baryum et d'autres éléments métalliques (Cr, Ni, Mn, etc.) et minéraux (Si, Ca, etc.).

Les données de spéciation sont hétérogènes selon les réseaux. Le fer est présent sous forme de fer métal et surtout d'oxydes de fer (hématite, magnétite). Pour le chrome (0.1% des PM10), la fraction de CrVI est extrêmement faible (0,1% du chrome total) sur la base uniquement de deux prélèvements sur une ligne francilienne, en accord avec les rares données de la littérature.

Parmi les autres polluants étudiés, les données françaises disponibles montrent la présence possible de silice cristalline et de fibres sans mise en évidence de fibres d'amiante, excepté pour une gare SNCF où du chrysotile a été détecté à une concentration comparable à celle mesurée en extérieur. Les concentrations de HAP, HAM, composés carbonylés et NO_x sont parfois légèrement supérieures dans les EFS par rapport à l'air extérieur du fait de leur persistance et accumulation (moins de photochimie, dépôt) ou de sources internes. Néanmoins, leur concentration est davantage influencée par l'apport d'air extérieur et reste inférieure par rapport aux concentrations en proximité du trafic routier. Des exceptions existent comme des concentrations particulièrement élevées de HAP semi-volatils observées sur certaines gares, et de COV et aldéhydes observées dans des espaces de vente et des galeries commerciales. Néanmoins, ces données peu nombreuses ou incomplètes pour certains polluants restent difficiles à interpréter.

8.1.3 Sources de la pollution de l'air

Pour les éléments métalliques, la fraction massique des PM10 est proche de celle des PM2,5 et bien corrélée, indiquant des sources identiques pour les métaux composant les PM10 et les PM2,5. La principale source des particules riches en fer est l'usure des matériaux par la friction roue-frein, suivie du contact roue-rail et du contact entre le matériel roulant et le système d'alimentation électrique.

Les sources de la fraction carbonée des particules semblent être le freinage, l'usure des pneus (carbone organique), la remise en suspension des particules émises par les motrices diesel lors des opérations de maintenance (carbone élémentaire ou carbone suie) ainsi que l'apport d'air extérieur.

La source de cuivre peut être liée au système d'alimentation électrique et celle de baryum au matériau du système de freinage.

La source de silice est notamment le sable utilisé pour augmenter la friction et l'adhérence en freinage d'urgence ou en pente, ainsi que la silice présente dans le ballast.

L'origine des HAP semi-volatils aux concentrations particulièrement élevées sur certaines gares pourrait être leur persistance, l'accumulation de pollution extérieure, la dégradation thermique de matériaux internes à l'EFS, des engins diesel de travaux ou la fumée de tabac dans le cas d'études plus anciennes.

La source des COV et aldéhydes élevés dans des espaces de vente et des galeries commerciales pourrait être liée à l'activité humaine dans ces espaces.

8.1.4 Mesures de réduction de la pollution de l'air et efficacité

Les mesures les plus efficaces pour abaisser les niveaux de particules portent sur la réduction des émissions, en agissant soit sur le matériel roulant (freinage électrodynamique, matériel de

freinage, allègement des voitures, profils de roues par exemple) soit sur les conditions de circulation, bien que les leviers d'actions sur les conditions de circulation soient plus contraints.

L'installation de systèmes de captage à l'émission sur le matériel roulant est techniquement délicate compte tenu du peu d'espace disponible au niveau des bogies (chariot de 4 roues sur lequel reposent les rames), bien que des solutions soient à l'étude.

Différentes pistes, autres que préventives, ont été explorées pour réduire les niveaux de concentration en particules dans l'air :

- L'utilisation d'un train aspirateur est intéressante pour un nettoyage ponctuel car il permet d'éliminer une partie des particules accumulées et déposées au fil des années et diminue ainsi le phénomène de remise en suspension, mais ne présente pas d'efficacité pour un nettoyage de routine.
- Les modifications de schéma de ventilation permettent d'abaisser les concentrations de particules, lorsque des systèmes de ventilation mécanique le permettent, les systèmes de désenfumage n'étant généralement pas dimensionnés pour ventiler en routine l'air des EFS.
- Il a été démontré que les niveaux de concentrations en particules à l'intérieur des rames pouvaient être efficacement abaissés par l'utilisation de système de climatisation comportant un dispositif de filtration de l'air.
- Des mesures à visée initialement sécuritaire peuvent également conduire à une amélioration des niveaux de concentration en particules sur le quai, comme par exemple la mise en place de portes de quai. Néanmoins si l'efficacité pour la réduction des particules sur le quai est démontrée, il a été suggéré que la mise en place de porte sur la hauteur totale de la station pourrait conduire à une accumulation des particules du côté rail. Ceci pourrait augmenter les niveaux d'exposition des conducteurs en l'absence de système de climatisation ainsi que d'autres travailleurs exerçant sur la voie.
- Des études expérimentales visant à étudier l'efficacité de nouveaux dispositifs d'abattement de particules comme par exemple des précipitateurs électrostatiques, des cyclones de filtrations ou des aimants ont été menées à l'échelle d'expériences de laboratoire ou de quelques stations et semblent prometteuses. Néanmoins aucune n'a fait l'objet d'exploitation en conditions réelles. Il n'est donc pas possible de conclure quant à leur efficacité dans la réalité.

Des approches globales de management de la qualité de l'air intérieur dans les EFS ont été développées lors de la conception de réseaux ferroviaires souterrains récents. Ces approches sont intéressantes car elles permettent de modéliser les niveaux de particules attendus en fonction des différents facteurs d'influence et pourraient être mises en œuvre pour la conception de nouvelles stations.

8.2 Exposition professionnelle à la pollution de l'air des enceintes ferroviaires souterraines

Le nombre de travailleurs exerçant régulièrement dans les 7 réseaux d'EFS en France (métro, RER) est estimé à plus de 28000 individus dont plus de 26000 individus en Ile-de-France, selon les informations fournies par ces réseaux d'EFS.

En premier lieu, le GT attire l'attention sur la rareté des données disponibles, tant au niveau international qu'en France, concernant l'exposition de plusieurs catégories de travailleurs vraisemblablement les plus intensément exposées aux particules fines en suspension, notamment les travailleurs en charge de la maintenance des infrastructures dont la voirie.

Ces activités de maintenance sont réalisées dans des espaces souterrains comme les tunnels, le plus souvent de nuit en dehors de la période de trafic des rames de voyageurs. En outre, elles peuvent générer une exposition des travailleurs à différents agents polluants de l'air dont la toxicité est avérée, tels que les effluents d'échappement des motrices diesel ou de groupes électrogènes, la silice cristalline remise en suspension par des mouvements de ballast ou les fumées de

soudage. Elles peuvent également générer l'exposition accidentelle à des fibres d'amiante par exemple lors de rénovation ou d'interventions de maintenance de premier niveau sur des matériaux dont la composition en amiante n'a pas été signalisée. Le personnel intervenant n'a alors pas forcément de connaissance du risque amiante. Pour les représentants du personnel auditionnés par le GT, l'amiante est considérée comme le sujet le plus préoccupant en termes de pollution de l'air des EFS. Une récente étude française (Garrigou *et al.* 2013) sur une opération nocturne de meulage des rails impliquant une motrice diesel rapporte des expositions en particules ultra-fines (10-1000 nm) supérieures à 100 000 particules/cm³ en moyenne entre des pics pouvant atteindre 550 000 particules/cm³, plus de 99% des particules étant carbonées. Ces activités peuvent générer par ailleurs une co-exposition à d'autres facteurs de risque pouvant accentuer les effets potentiels de la pollution de l'air sur la santé des travailleurs, tels que le confinement de l'air, les délais contraints, la charge physique, la chaleur et le travail de nuit.

Cependant, pour plus de 50 % de la population des travailleurs dans les EFS correspondant aux conducteurs, agents de manœuvre, agents de recette, agents de contrôle et aux autres travailleurs exerçant une activité dont l'exposition est similaire (exploitation du transport, organisation du transport et des services, commerces, police, sécurité, prévention et action sociale), les données d'exposition de l'étude RATP de 2005 (RATP, 2010a et 2013a) constituent une base utile pour estimer les risques sanitaires liés à la pollution de l'air. Il s'agit de mesures d'exposition professionnelle réalisées sur des travailleurs en EFS en 2005, fournies par la RATP, et qui constituent les données d'exposition disponibles les plus nombreuses et récentes en l'état actuel des connaissances.

En Ile-de-France, le métier de conducteur est celui exposé aux plus fortes concentrations en PM10, avec une médiane à 155 µg.m⁻³ mesurée sur la durée de travail quotidienne sur les lignes de métro en 2005. Cette exposition est due à la situation des conducteurs en tête de train dans le tunnel, dans des cabines non filtrées, non climatisées, qui peuvent circuler fenêtre ouverte. Les valeurs médianes de l'exposition des agents de manœuvre et de contrôle sont également supérieures à 130 µg.m⁻³, ce qui s'explique par une proximité directe avec les voies et les quais où les concentrations particulières sont plus élevées. La valeur médiane de l'exposition des agents de recette, plutôt présents dans les gares, est significativement plus faible et égale à 75 µg.m⁻³. Pour les conducteurs, agents de manœuvre, agents de recette, agents de contrôle, les valeurs médianes des concentrations en PM2,5 sont de 70-80 µg.m⁻³. Par extrapolation, l'exposition des commerçants peut être estimée proche de celle des agents de recette compte tenu de leur localisation principalement dans les stations et couloirs. Pour certains commerces localisés sur le quai ou à proximité, l'exposition peut se rapprocher de celle des agents de manœuvre.

Globalement, les conducteurs, agents de contrôle et agents de manœuvre sont exposés à des particules PM10 composées en masse de fer (22%), de carbone organique (20%) et de carbone élémentaire (17%) principalement, ainsi que de cuivre (0,5%), de baryum (0,3%) et d'autres éléments métalliques (chrome, nickel, manganèse, etc.) et minéraux (Si, Ca, etc.). Les agents de recette sont exposés à des particules PM10 dont la fraction carbonée est plus élevée, ce métier étant davantage influencé par l'air extérieur à l'EFS.

Concernant la silice, toutes les concentrations d'exposition disponibles et mesurées dans les réseaux franciliens, lillois et marseillais ne montrent pas de dépassement de la VLEP 8h : 0,1 mg.m⁻³ pour quartz, 0,05 mg.m⁻³ pour cristobalite. Dans les études internationales, la silice a été mesurée dans une étude sur le métro de Rome à des concentrations importantes sans toutefois dépasser les valeurs limites.

Concernant les fibres d'amiante, à l'exception d'une mesure, toutes les concentrations d'exposition disponibles, mesurées dans le réseau francilien en MOCP étaient inférieures à la VLEP contraignante alors en vigueur (0,1 fibre/cm³ sur 1h), la META ne révélant pas la présence d'amiante. Au niveau international, la présence de fibres d'amiante (chrysotile et trémolite, 0,003-0,02 f/cm³) a été observée dans une seule étude sur le métro de Seoul.

Concernant les fibres minérales artificielles, les concentrations mesurées pour les fibres respirables ou non respirables sont nettement inférieures à la VLEP-8h contraignante de 0,1 f/cm³.

Concernant les endotoxines, les teneurs mesurées dans le réseau francilien sont inférieures à 2 EU.m^{-3} excepté pour 2 prélèvements pour lesquels les teneurs sont d'environ $6,5 \text{ EU.m}^{-3}$. Ces concentrations sont nettement inférieures à la VLEP-8h de 90 EU.m^{-3} recommandée par le DECOS pour les endotoxines.

Toutefois aucune conclusion définitive concernant la silice, l'amiante, les fibres minérales artificielles ou les endotoxines ne peut être émise compte tenu du faible nombre de lignes investiguées.

8.3 Toxicité des particules de l'air des enceintes ferroviaires souterraines et effets sanitaires associés à l'exposition des travailleurs à la pollution de l'air des enceintes ferroviaires souterraines

De très nombreuses publications scientifiques montrent que l'exposition aiguë et chronique aux particules de l'air ambiant extérieur est responsable d'effets délétères sur la santé chez l'Homme, notamment au niveau respiratoire et cardiovasculaire : accidents vasculaires cérébraux, cardiopathies, cancers du poumon, affections respiratoires, y compris l'asthme, etc. Cependant, ces particules ont des caractéristiques physico-chimiques très différentes des particules des EFS qui sont notamment plus riches en fer et autres éléments métalliques, en carbone (élémentaire et organique), plus denses, moins sphériques et moins hydrosolubles. Ces conditions posent question sur la cohérence et la plausibilité des effets associés aux concentrations massiques de particules de l'air ambiant extérieur par rapport à celles de l'air des EFS. Néanmoins, les connaissances sur les effets des particules de l'air ambiant extérieur, parmi les plus documentées des expositions environnementales, sont telles qu'elles ne peuvent être ignorées. Par ailleurs, les niveaux de fond de l'air extérieur induisent déjà des effets sur la santé des populations.

Sur le plan épidémiologique, les données disponibles ne permettent pas de statuer sur les risques à long terme ni sur les risques cumulés avec d'autres expositions professionnelles. Les quelques études transversales et cas-croisés ne mettent pas en évidence d'effets importants à très court terme sur la fonction ventilatoire, la santé respiratoire et cardiovasculaire. Aucun excès de risque de cancer broncho-pulmonaire ni d'infarctus du myocarde n'a été mis en évidence sur la base d'une seule étude pour chacun de ces deux effets ; ces deux études étant sujettes à des risques notables de biais de confusion et de biais de classement de l'exposition. Au final, le corpus d'études épidémiologiques sur les effets de la pollution de l'air des EFS reste assez peu informatif à ce jour pour évaluer les risques liés à l'exposition des travailleurs compte tenu du faible nombre d'études et des limites et biais identifiés dans ces études.

Les données disponibles sur la toxicité des particules de l'air des EFS sont très limitées (chapitres 4 et 5) et portent uniquement sur des effets à court terme. Les données expérimentales *in vitro* montrent un stress oxydant, une cytotoxicité et une génotoxicité élevées des particules des EFS par rapport à la toxicité des particules de l'air extérieur ou des particules diesel. Les données disponibles chez l'Homme et chez l'animal *in vivo* suggèrent une toxicité accrue des particules des EFS en termes d'inflammation systémique et respiratoire. Une seule étude à très forte dose chez le rat a recherché et a montré une persistance de l'inflammation respiratoire non associée à de la fibrose 60 jours après instillation. À l'inverse, elles suggèrent une toxicité moindre sur la fonction ventilatoire par rapport à des indicateurs de pollution urbaine extérieure (PNC, NO_x et NO_2).

Le fer (chapitre 6) est le composé majoritaire en masse des particules des EFS. Certaines pathologies sont étroitement liées à une surcharge en fer comme l'inflammation chronique et la sidérose qui est une pneumopathie interstitielle chronique. La sidérose pulmonaire a généralement été associée à des expositions prolongées aux oxydes de fer beaucoup plus importantes que dans les EFS (ex : $10\text{-}700 \text{ mg.m}^{-3}$), sans preuve de détérioration des paramètres de la fonction ventilatoire. Des études expérimentales chez l'Homme et l'animal ont démontré que l'inhalation d'oxyde de fer causait une réponse inflammatoire pulmonaire sans toutefois montrer de potentiel fibrosant. L'implication du fer dans le processus physiopathologique de la cancérogenèse reste une question controversée. Certains auteurs ont attribué au fer un rôle de promoteur de l'effet

cancérogène du benzo[a]pyrene, et d'autres soulignent l'importance du stress oxydant induit par la surcharge en fer pour expliquer le rôle probable du fer dans la survenue de cancers. A ce jour, le fer n'a jamais été décrit comme un inducteur de cancer broncho-pulmonaire.

Par rapport à l'exposition des soudeurs aux fumées de soudage (paragraphe 7.1.1), également riches en particules métalliques dont le fer, l'exposition aux particules dans les EFS, hors travaux de maintenance, est plus faible et peu transposable. Les effets documentés chez les soudeurs incluent la sidérose, la bronchite, l'asthme, la « fièvre des fondeurs », une modification de la fonction ventilatoire, une susceptibilité aux infections des voies respiratoires inférieures et supérieures, et le possible développement de cancer pulmonaire. L'exposition de ces travailleurs dans les EFS aux concentrations de particules en masse, nombre et surface semble proche de celle des meuleurs d'acier inoxydable (paragraphe 7.1.2). Chez ces travailleurs, une persistance des particules métalliques dans les poumons de meuleurs d'acier inoxydable exposés depuis 11 ± 9 ans a pu être caractérisée (0,2 g).

9 Caractérisation des risques sanitaires des conducteurs, agents de manœuvre, agents de recette, agents de contrôle et autres travailleurs assimilés

9.1 Objectif et méthode

9.1.1 Objectif initial

L'objectif initial posé dans la lettre de saisine (Annexe 1) est d'évaluer les risques sanitaires liés à l'exposition des travailleurs à la pollution de l'air des EFS en France.

9.1.2 Démarche générale de l'Evaluation des Risques Sanitaires (ERS)

La démarche générale et historique de l'Evaluation des Risques Sanitaires (ERS) a été décrite pour la première fois en 1983 par l'Académie des sciences américaines (NRC, 1983), et développée en 2008 (NRC, 2008). Cette démarche est un outil d'aide à la décision qui consiste à utiliser des faits scientifiques pour :

- évaluer les risques sur la santé d'une exposition à des agents dangereux en situation d'incertitude,
- hiérarchiser des risques,
- ou vérifier une conformité réglementaire.

Elle se décline en 4 étapes :

- **Identification des dangers**
 - > Nature des polluants et des effets sur la santé associés.
- **Caractérisation des dangers**
 - > Sélection ou construction d'une relation dose-réponse liant les dangers et les expositions (sur la base d'études toxicologiques et/ou épidémiologiques).
- **Evaluation de l'exposition**
 - > Identification et caractérisation des catégories de population à étudier ;
 - > Quantification des concentrations d'exposition pour les catégories de population étudiées.
- **Caractérisation des risques**
 - > Quantification de la possibilité ou de la probabilité d'apparition des effets sur la santé au sein des catégories de populations étudiées.

Il est à noter, dans le cadre de ces travaux d'expertise, que les précédents chapitres, rédigés en réponse aux différents points de la saisine, contribuent à alimenter ces 4 étapes.

9.1.3 Pertinence et faisabilité d'une ERS

9.1.3.1 Pertinence

Afin de répondre à l'objectif initial et considérant l'état des connaissances disponibles (chapitres 2, 3, 4, 5, 6 et 7), la réalisation d'une ERS est jugée pertinente compte tenu :

- du contexte d'incertitudes sur les risques sanitaires liés à la pollution de l'air des EFS (chapitres 4, 5, 6 et 7),

- et des concentrations de particules élevées en masse, et dont la composition spécifique pose question (chapitres 2 et 3).

La réalisation d'une ERS est jugée pertinente en priorité concernant l'exposition chronique. En effet, les études épidémiologiques relatives aux effets sur la santé des travailleurs exposés à la pollution de l'air dans les enceintes ferroviaires souterraines montrent déjà la possibilité d'effets à court terme sur l'inflammation systémique et sur l'inflammation des voies respiratoires, en particulier chez les populations sensibles comme les asthmatiques (chap.5). Cela est étayé par les études de toxicologie expérimentale (chap.4). A l'inverse, les études épidémiologiques et toxicologiques ne permettent pas de statuer sur les risques à long terme. Par ailleurs, il est vraisemblable qu'une réduction du risque lié à l'exposition chronique amène à une réduction du risque lié aux expositions à plus court terme.

La réalisation d'une ERS est jugée pertinente en priorité concernant la voie d'exposition par inhalation. En effet, chez les travailleurs exposés, cette voie peut être considérée comme la voie d'entrée principale des polluants de l'air dans l'organisme, les autres voies telles que l'ingestion directe, l'ingestion par contact main-bouche ou le contact cutané pouvant être considérées négligeables.

9.1.3.2 Faisabilité

En termes de faisabilité, l'exposition professionnelle des conducteurs de rames, des agents de recette, des agents de contrôle et des agents de manœuvre a été documentée par la campagne de mesures réalisée par la RATP entre 2003 et 2005 (RATP, 2010a), ces données étant jugées de qualité satisfaisante (métrologie, représentativité) (chapitre 3). Dans le cadre de cette campagne, une large gamme de polluants a été mesurée pour des travailleurs en activité sur l'ensemble du réseau RATP et sur des périodes pertinentes (en semaine, 5h30-12h30 ou 12h30-19h30). L'exposition des métiers investiguée dans cette campagne de mesure et l'exposition par extrapolation à d'autres métiers impliquant une fréquentation similaire des EFS correspond à l'exposition d'une large majorité de l'effectif français des travailleurs en EFS. De plus, les travailleurs exerçant ces métiers ne sont pas équipés de protection individuelle. Néanmoins, d'autres catégories de travailleurs des EFS ne peuvent être incluses dans l'exercice d'ERS compte tenu de la rareté des données disponibles. Il s'agit notamment des travailleurs en charge de la maintenance des infrastructures qui sont vraisemblablement les plus intensément exposés aux particules fines en suspension, et possiblement à d'autres polluants (chapitre 3).

Concernant la caractérisation des dangers, une large majorité des substances mesurées dans la campagne RATP (RATP, 2010a) disposent de valeurs repères utiles à cette caractérisation : valeurs toxicologiques de référence (VTR) et/ou valeurs limites d'exposition professionnelle (VLEP) récentes élaborées sur la base de critères sanitaires. Pour les particules en suspension dans les EFS ne disposant ni de VTR ni de VLEP, deux approches peuvent être développées en parallèle : l'une qualitative, par analogie avec les risques sanitaires des particules de l'air ambiant extérieur largement documentés, l'autre quantitative, élaborée à partir d'une étude française *in vivo* aiguë chez l'animal jugée de qualité satisfaisante et à combiner avec un modèle d'ajustement dosimétrique scientifiquement admis.

En conclusion, il est jugé pertinent et faisable de s'appuyer sur la démarche générale de l'ERS pour caractériser *in fine* les risques sanitaires, à l'échelle nationale, de l'exposition chronique par inhalation à la pollution de l'air des EFS des conducteurs de rames, des agents de recette, des agents de contrôle, des agents de manœuvre, et des autres travailleurs dont la fréquentation des EFS est similaire.

9.1.4 Objectif final et méthode

L'objectif final est donc de caractériser, à l'échelle nationale, les risques sanitaires liés à l'exposition chronique par inhalation à la pollution de l'air des EFS des conducteurs, des agents de manœuvre, des agents de recette, des agents de contrôle et des autres travailleurs dont la fréquentation des EFS est similaire.

La méthode s'inscrit dans le cadre de la démarche générale de l'ERS décrite au paragraphe 9.1.2. en tant qu'outil d'aide à la décision pour évaluer les risques sur la santé d'une exposition à des agents dangereux en situation d'incertitude. Les trois questionnements posés qui fondent le déroulement de l'exercice d'ERS conduit sont les suivants. Le plan du chapitre adopté pour la suite en découle.

1) Quelles sont les catégories de travailleurs à considérer dans l'exercice d'ERS ? (étape 1)

Sur la base du chapitre 3, il s'agit de spécifier d'une part les catégories de travailleurs à considérer dans l'exercice d'ERS selon leur métier/activité professionnelle, qui correspondent :

- aux catégories pour lesquelles des données d'exposition sont disponibles et de qualité suffisante (métrologie, représentativité), soit celles étudiées dans la campagne de métrologie individuelle de la RATP (RATP, 2010a),
- et aux catégories dont la fréquentation des EFS est estimée similaire aux catégories susmentionnées, sur la base des durées de travail similaires dans les différents micro-environnements (quais, rames, gares, couloirs, etc), et dont l'exposition peut donc être supposée similaire par extrapolation.

Et d'autre part, sont spécifiées les catégories de travailleurs qui ne peuvent être considérées dans l'exercice d'ERS compte tenu du manque de données disponibles.

Ces catégories sont caractérisées en termes d'effectif de population et de micro-environnements fréquentés.

→ Identification et caractérisation des catégories de population à étudier.

2) Quels sont les polluants pertinents à considérer dans le cadre de l'ERS des travailleurs en EFS ? (étape 2)

Sur la base des chapitres 2 et 3, il s'agit de sélectionner les polluants auxquels les travailleurs des EFS sont susceptibles d'être surexposés par rapport à l'exposition de fond urbain. Etant donné que plusieurs des substances mesurées sont ubiquitaires, la démarche se focalise sur les substances présentes dans les EFS pour lesquelles un différentiel positif d'exposition est observé par rapport à l'exposition de fond urbain.

→ Quantification de l'exposition aux substances mesurées dans la campagne de métrologie individuelle (RATP, 2010a)

→ Calcul du différentiel d'exposition des travailleurs des EFS aux substances par rapport à l'exposition de fond urbain, à partir de l'étape 1 et de campagnes de métrologie individuelle d'exposition à la pollution de l'air urbain francilien (Nerrière, 2004 ; LCSQA, 2001).

→ Sélection des polluants pour lesquels un différentiel positif d'exposition est observé par rapport à l'exposition de fond urbain.

3) Quels sont les risques associés à l'exposition des travailleurs en EFS pour les polluants auxquels ils sont surexposés ? (étape 3)

3.1. Substances sélectionnées à l'étape 2 (hors PM10 et PM2,5)

→ Sélection de VTR puis ajustement à la population professionnelle (ajustement temporel/allométrique, réduction du facteur d'incertitude sur la variabilité inter-individuelle) et sélection de VLEP recommandées depuis 2000 par l'ANSES, l'ACGIH, la MAK, le DECOS ou le SCOEL.

→ Calculs d'un quotient de danger (QD) pour les substances avec des effets à seuil de dose, d'un excès de risque individuel (ERI) pour les substances avec des effets sans seuil de dose, et du ratio exposition / VLEP, sur la base des expositions quantifiées (étape 2) et des VTR et VLEP sélectionnées (étape 3.1.).

3.2. Particules en suspension (PM10, PM2,5)

Pour les particules en suspension dans les EFS ne disposant ni de VTR ni de VLEP, deux approches sont développées en parallèle sur la base des chapitres 4, 5, 6 et 7 :

3.2.1. Caractérisation qualitative par analogie avec les particules de l'air ambiant extérieur

- Plausibilité biologique
- Synthèse de relations exposition-risque sur les particules de l'air ambiant extérieur, et mise en perspective avec l'exposition des travailleurs des EFS (étape 2)

3.2.2. Caractérisation quantitative par calcul d'une marge entre l'exposition et un indicateur de toxicité des particules de l'air des EFS

- Choix de l'étude clé, de l'effet critique et de l'indicateur toxicologique.
- Détermination d'une dose externe équivalente humaine chez les travailleurs (indicateur de toxicité) à partir d'un ajustement dosimétrique de l'indicateur toxicologique.
- Comparaison de la marge séparant l'exposition des travailleurs des EFS (étape 2) et la dose externe équivalente humaine, avec une marge de référence (étape 3.2.2.)

Une analyse des incertitudes associées à chacune des étapes a été réalisée. Elle est présentée au paragraphe 9.5.

9.2 Quelles sont les catégories de travailleurs à considérer dans l'ERS ?

Les données de base à l'inclusion ou non des catégories de travailleurs dans l'ERS sont disponibles aux paragraphes 3.3.1. et 3.3.2. : activités professionnelles, parts du temps de travail selon les micro-environnements et effectifs.

9.2.1 Identification et caractérisation des catégories de travailleurs incluses

Concernant les catégories de travailleurs qui peuvent être incluses dans l'ERS car disposant de données d'exposition de qualité suffisante (métrologie, représentativité) issues de la campagne de métrologie individuelle de la RATP (RATP, 2010a), et selon les estimations du GT :

- Les conducteurs (C) sur le réseau RATP représentent environ 3117 travailleurs pour les rames de passagers du métro et environ 781 pour le RER. Les conducteurs passent plus de 70% de leur temps de travail dans la cabine de la rame.
- Les agents et responsables de manœuvre et de départ des trains (AM) sur le réseau RATP sont environ 800 et travaillent généralement dans des postes de manœuvres locaux (PML) situés aux terminus des lignes ou dans des stations importantes. Ils se situent au niveau ou en proximité des quais pendant plus de 70% de leur temps de travail, ainsi qu'en proximité des voies.
- Les agents de recette (R), les agents de contrôle (AC) et les agents de propreté des stations sur le réseau RATP comptent environ 4900 personnes. Ils passent plus de 70% de leur temps de travail dans les stations (gares) et les couloirs, et moins de 25 % sur les quais.

Au total et par extrapolation à l'ensemble des métiers/tâches exercées durant les horaires de trafic des rames de voyageurs, l'exposition mesurée chez les conducteurs, agents et responsables de manœuvre, agents de contrôle et agents de recette peut concerner plus de 16500 travailleurs en France regroupant :

- l'exploitation du transport,
- l'organisation du transport et des services,
- les commerces,
- la police, la sécurité, la prévention et l'action sociale.

Cette extrapolation est jugée raisonnable compte tenu des durées similaires pour ces métiers/tâches dans les différents micro-environnements des EFS (voir Tableau 55 au paragraphe 3.3.2.). Pour les commerçants, l'exposition peut être jugée proche de celle des agents de recette (R) en moyenne. L'exposition de certains commerçants exerçant au niveau ou en proximité des quais peut se rapprocher de celle des agents et responsables de manœuvre et de départ des trains (AM).

9.2.2 Identification et caractérisation des catégories de travailleurs exclus

Les autres catégories de travailleurs n'ont pu être incluses compte tenu de la rareté des données d'exposition disponibles tant au niveau international qu'au niveau français, ces catégories pouvant impliquer des expositions à des pollutions spécifiques ainsi que des mesures de prévention et de protection.

Ces catégories *de facto* exclues de l'ERS comprennent :

- les travailleurs en charge de la maintenance des infrastructures représentant environ 4500 travailleurs sur le réseau RATP, dont 2800 réalisant des travaux sur les voies, caténaires, etc.,
- et les travailleurs en charge de la maintenance des trains dans les CDT entièrement souterrains, soit environ 140 travailleurs sur le réseau RATP.

Certaines de ces catégories peu documentées, notamment celle en charge de la maintenance des infrastructures dont la voirie, sont vraisemblablement les plus intensément exposées aux particules fines en suspension, et possiblement à d'autres polluants (voir paragraphe 3.3.). Ce constat induit un besoin fort d'amélioration des connaissances sur les expositions de ces catégories de travailleurs.

9.3 Quels sont les polluants pertinents à considérer dans l'ERS ?

9.3.1 Quantification de l'exposition

9.3.1.1 Objectif et Méthode

La quantification des concentrations d'exposition chronique s'appuie sur les données de la campagne transversale de métrologie individuelle de la RATP réalisée en 2005 sur les C, AM, AC et R (RATP, 2013a) décrite au paragraphe 3.3.2. Cette campagne de mesures a été réalisée sur l'ensemble des lignes métro et RER de la RATP (n=266). Les prélèvements ont été réalisés en semaine centrés sur les 2 périodes de pointe d'activités, généralement : de 5h30 à 12h30 ou de 12h30 à 19h30, lorsque les rames de voyageurs circulent.

L'objectif est d'estimer, pour chacun de ces quatre métiers et pour tous les polluants mesurés, une concentration moyenne sur l'ensemble des lignes du métro de la RATP, ainsi que sur le RERA compte tenu des concentrations particulièrement élevées mises en évidence sur cette ligne.

L'ensemble des données de concentration mises à disposition a fait l'objet d'une analyse préliminaire afin notamment de :

- rechercher et corriger d'éventuelles valeurs aberrantes,
- remplacer, conformément à des recommandations de l'OMS (1995), les valeurs censurées inférieures à la limite de détection (LD) par :
 - o la valeur de la LD divisée par 2 si le taux de valeurs censurées est inférieur ou égal à 60% pour un métier et une ligne donnés,
 - o ou la valeur de la LD si le taux de valeurs censurées est supérieur à 60% pour un métier et une ligne donnés,
- et examiner la répartition du nombre de prélèvements par métier et par ligne en vue d'apprécier la représentativité de l'échantillonnage pour calculer une concentration d'exposition moyenne sur l'ensemble du réseau,

Aucune donnée aberrante n'a été identifiée.

Les taux de valeurs inférieures à la LD sont nuls ou faibles pour les PM10, PM2,5, Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Sr, Pb, benzène, éthyl-benzène, mp-xylène, o-xylène, EC et OC ; modérément élevés pour As, Zr, Mo, Sn et Ba ; et plus élevés pour Sb (Tableau 65, Tableau 66). Pour les métaux, les taux sont nettement plus élevés chez les agents de recette par rapport aux autres métiers. Concernant les HAP particuliers (PM10), les taux de valeurs inférieures à la LD sont globalement importants en particulier pour le BkF et le diBahA (92-100%), et à l'exception du BghiP (Tableau 66).

Tableau 64 : Répartition des prélèvements réalisés par ligne et par métier dans la campagne finale (toutes les lignes en 2005) (RATP, 2013a)

Fonction	Lignes métro																RERA
	L1	L2	L3	L3b	L4	L5	L6	L7	L7b	L8	L9	L10	L11	L12	L13	L14	
AC	4	4	4	3	2	4	4	4	5	2	6	4	6	4	4	5	4
AM	4	4	4	4	so	4	4	4	4	4	5	3	4	4	4	so	so
C	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	5	4	4	4	so	4
R	4	4	4	3	2	6	4	4	3	4	3	4	5	4	4	2	4

AC : Agents de contrôle AM : Agents de manoeuvre C : Conducteurs R : Agents de recette
so : sans objet (métier inexistant sur cette ligne)

Tableau 65 : Taux de valeurs inférieures à la LD, lignes métro (PM10, PM2,5, métaux des PM10)

Fonction	PM10	PM2,5	Cr	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	As	Sr	Zr	Mo	Sn	Sb	Ba	Pb
AC	0%	0%	12%	0%	0%	0%	0%	0%	57%	0%	11%	25%	49%	65%	38%	2%
AM	0%	0%	2%	0%	0%	0%	0%	0%	39%	4%	30%	29%	45%	66%	29%	2%
C	0%	0%	2%	0%	0%	2%	0%	0%	13%	0%	29%	27%	54%	88%	45%	0%
R	0%	0%	82%	41%	0%	0%	0%	0%	98%	5%	66%	84%	88%	98%	91%	9%

AC : Agents de contrôle AM : Agents de manoeuvre C : Conducteurs R : Agents de recette

Tableau 66 : Taux de valeurs inférieures à la LD, lignes métro (HAP et carbone des PM10, HAM)

Fonction	BaA	BbF	BkF	BaP	diBahA	BghiP	IP	Benzène	Ethyl - benzène	m+p - xylène	o - xylène	EC	OC
AC	42%	17%	92%	25%	92%	17%	17%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
AM	40%	30%	100%	30%	100%	0%	40%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
C	53%	24%	100%	47%	100%	6%	29%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
R	47%	27%	100%	53%	93%	0%	40%	0%	0%	0%	0%	0%	1%

AC : Agents de contrôle AM : Agents de manoeuvre C : Conducteurs R : Agents de recette

Entre les différents métiers, le nombre de prélèvements est relativement équilibré au total et selon la ligne de métro (Tableau 64). Pour chaque métier, le nombre de prélèvements varie de 2 à 6 selon la ligne de métro et ne semble pas corrélé au nombre réel de travailleurs par ligne. Par exemple, le nombre de prélèvements pour les conducteurs des lignes 3bis et 7bis est le même que celui d'autres lignes qui comptent beaucoup plus de rames en circulation donc beaucoup plus de conducteurs *a priori*.

Aussi pour chaque métier, les valeurs de concentration mesurées sur les lignes de métro ne permettent pas à elles seules de calculer une concentration d'exposition moyenne qui intègre le fait que le nombre de travailleurs est différent selon la ligne. Ainsi, une pondération est ensuite effectuée pour obtenir une concentration moyenne d'exposition à long terme, qui a pour objectif de donner plus de poids aux lignes (et donc aux concentrations qui y sont relevées) où il y a le plus de travailleurs.

➤ Calcul des concentrations d'exposition moyenne sur l'ensemble des lignes du métro RATP :

Pour calculer une concentration d'exposition moyenne représentative d'un métier sur l'ensemble des lignes métro (et son intervalle de confiance à 95%), successivement :

1. la médiane²⁸ des concentrations mesurées sur chaque ligne a été calculée,
2. et la concentration d'exposition moyenne sur l'ensemble des lignes a été calculée en pondérant sur chaque ligne la concentration médiane par le nombre de trains (ou rames) pour les conducteurs (C) et les agents de manœuvre (AM), et par le nombre de voitures (ou wagons) pour les agents de contrôle (AC) et les agents de recette (R), supposant que sur chaque ligne :
 - le nombre de C et le nombre de AM sont corrélés au nombre de trains en service sur la ligne,
 - et le nombre de AC et le nombre de R sont corrélés au nombre de voitures en service sur la ligne.

Soit l'équation suivante :

$$C_{EFS\ i,p} = \sum [C_{i,j,p} \times (N_{vj}/N_{vt})] / n$$

Avec :

$C_{EFS\ i,p}$: concentration d'exposition moyenne (7h) sur les lignes métro RATP pour un polluant p et un métier i
 $C_{i,j,p}$: médiane des concentrations (7h) mesurées en 2005 par ligne j, pour un polluant p et un métier i (RATP 2013a)

N_{vj} : nombre de trains par ligne j aux horaires d'affluence pour C et AM en 2006 (open data RATP), nombre de voitures par ligne j aux horaires d'affluence pour AC et R en 2006 (open data RATP ; RATP, 2013a)

N_{vt} : nombre total de trains ou de voitures sur toutes les lignes aux horaires d'affluence en 2006

n : nombre total de lignes

Au préalable, la normalité de la distribution des médianes de concentrations mesurées sur chaque ligne a été testée par un test de Shapiro-Wilk, et la fonction de distribution a été transformée au besoin (Bland et Altman, 1996).

A titre indicatif, la valeur maximale des médianes calculées sur chaque ligne est également rapportée.

➤ Calcul d'une valeur centrale de la concentration d'exposition sur la ligne RER A :

Pour calculer une valeur centrale de la concentration sur la ligne RER A, la médiane des concentrations mesurées a été calculée, soit l'équation suivante :

$$C_{RERA\ i,p} = C_{i,j,p}$$

Avec :

$C_{RERA\ i,p}$: valeur centrale de concentration (7h) sur la ligne RERA pour un polluant p et un métier i

$C_{i,j,p}$: médiane des concentrations (7h) mesurées en 2005 sur la ligne RERA, pour un polluant p et un métier i (RATP 2013a)

²⁸ La médiane a été privilégiée à une moyenne compte tenu du faible nombre de valeurs (2 à 6) et afin que l'indicateur d'exposition chronique ne soit pas influencé par les valeurs extrêmes.

9.3.1.2 Résultats

La concentration d'exposition moyenne des agents de contrôle (AC), agents de manœuvre (AM), conducteurs (C) et agents de recette (R) sur les lignes de métro calculée à partir des mesures RATP en 2005, pour les PM10, PM2,5, métaux (PM10), BTEX, HAP particuliers (PM10), fractions carbonées et nicotine, est présentée dans le tableau suivant (moy(IC95%)), ainsi que la valeur maximale des concentrations médianes calculées sur chaque ligne (*en italique* dans le tableau).

Tableau 67 : Concentration d'exposition moyenne sur 7h des travailleurs sur les lignes de métro (moy(IC95%), max des P50 / ligne métro)

en µg.m ⁻³	PM10	PM2,5	Cr (CrVI=0,09%Cr*)	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	As
AC	135(94-176) 178	81(55-106) 116	0,11(0,07-0,16) 0,18	0,17(0,09-0,31)† 1,57	22(14-30) 41	0,03(0,02-0,04) 0,04	0,27(0,15-0,51)† 1,73	0,21(0,12-0,35)† 0,54	0,003(0,002-0,006)† 0,009
AM	145(94-196) 218	80(50-109) 127	0,13(0,06-0,19) 0,24	0,25(0,14-0,37) 0,54	32(17-47) 63	0,03(0,02-0,05) 0,07	0,33(0,15-0,75)† 4,37	0,21(0,12-0,38)† 0,91	0,006(0,004-0,009) 0,022
C	148(106-190) 234	69(50-88) 95	0,12(0,07-0,21)† 0,65	0,35(0,23-0,48) 0,74	44(28-59) 91	0,04(0,03-0,05) 0,07	0,36(0,18-0,75)† 5,25	0,22(0,12-0,41)† 1,07	0,011(0,008-0,014) 0,030
R	75(47-102) 152	50(32-68) 109	0,03‡ 0,04	0,04(0,02-0,06) 0,11	4(2-6) 10	0,02(0,01-0,02) 0,03	0,09(0,05-0,17)† 0,61	0,08(0,05-0,13)† 0,30	0,002‡ 0,004
	Sr	Zr	Mo	Sn	Sb	Ba	Pb		
AC	0,02(0,01-0,03) 0,04	0,009(0,005-0,018)† 0,101	0,012(0,006-0,021)† 0,037	0,02(0,01-0,05)† 0,15	0,02(0,01-0,05)† 0,20	0,18(0,09-0,37)† 1,41	0,06(0,03-0,10)† 0,34		
AM	0,014(0,009-0,020) 0,022	0,009(0,005-0,012) 0,013	0,009(0,004-0,020)† 0,060	0,03(0,01-0,05)† 0,37	0,03(0,01-0,07)† 0,59	0,22(0,08-0,60)† 1,39	0,05(0,02-0,09)† 0,32		
C	0,017(0,011-0,022) 0,030	0,010(0,006-0,013) 0,015	0,012(0,005-0,027)† 0,053	0,03(0,01-0,05)† 0,39	0,03‡ 0,70	0,22(0,08-0,62)† 2,62	0,06(0,03-0,12)† 0,37		
R	0,009(0,006-0,012) 0,014	0,003(0,001-0,005)† 0,010	0,003‡ 0,009	0,015‡ 0,029	0,022‡ 0,068	0,058‡ 0,194	0,02(0,01-0,03)† 0,14		

Métaux mesurés sur la fraction PM10.

* CrVI=0,09%Cr issu d'une mesure exploratoire de la RATP (2014), valeur similaire à celle mesurée par Salma et al (2009).

† Données transformées pour vérifier le test de normalité de Shapiro-Wilk

‡ Taux important (> 65%) de valeurs inférieures à la limite de détection

Tableau 67 (suite) : Concentration d'exposition moyenne sur 7h des travailleurs sur les lignes de métro (moy(IC95%), max des P50 / ligne métro)

en $\mu\text{g.m}^{-3}$
 en ngHAP.m⁻³

	Benzène	Toluène	Ethylbenzène	m+p xylène	o xylène	1,2,4 TMB	BaA (ng.m ⁻³)	BbF (ng.m ⁻³)	BkF (ng.m ⁻³)
AC	4,4(2,8-6,0) 6,8	24,8(16,7-33,0) 34,0	4,0(2,4-5,6) 7,4	12,3(7,3-17,3) 23,7	4,2(2,6-5,9) 8,0	4,6(3,0-6,2) 8,2	0,65(0,43-0,87) 1,52	0,81(0,50-1,12) 1,40	0,40‡ 0,40
AM	3,9(2,8-4,7)† 6,1	19,3(13,3-25,3) 45,0	3,2(2,2-4,3) 5,4	9,8(6,6-13,0) 16,5	3,4(2,3-4,5) 5,8	3,7(2,5-4,8) 6,1	0,56(0,39-0,73) 1,03	0,73(0,47-1,0) 1,18	0,40‡ 0,40
C	3,1(2,3-3,8)† 5,5	19,0(13,6-24,3) 45,1	3,0(2,2-3,9) 4,9	9,4(6,8-12,0) 15,9	3,3(2,4-4,2) 6,1	3,5(2,5-4,4) 7,6	0,47(0,33-0,60) 0,90	0,53(0,37-0,70) 1,11	0,40‡ 0,40
R	3,4(2,2-4,6) 5,1	22,2(14,6-29,7) 32,0	3,7(2,3-5,0) 6,0	10,9(6,8-15,0) 18,2	3,9(2,5-5,3) 5,4	4,0(2,5-5,5) 7,0	0,43(0,29-0,57) 0,70	0,52(0,32-0,73) 1,03	0,40‡ 0,40
	BaP (ng.m ⁻³)	diBahA (ng.m ⁻³)	BghiP (ng.m ⁻³)	IP (ng.m ⁻³)	Carbone élémentaire	Carbone organique	Carbone total	Nicotine	
AC	0,75(0,46-1,04) 1,50	0,40‡ 0,40	0,98(0,67-1,29) 1,40	0,60(0,39-0,81) 1,20	25(17-33) 38	29(19-39) 56	55(38-72) 90	1,44(0,71-2,46)† 10,50	
AM	0,53(0,33-0,74) 0,87	0,40‡ 0,40	0,81(0,51-1,12) 1,40	0,44(0,29-0,64)† 0,90	23(17-30) 32	27(19-34) 42	50(36-63) 75	1,30(0,71-2,38)† 5,10	
C	0,45(0,33-0,57) 0,86	0,40‡ 0,40	0,68(0,48-0,89) 1,30	0,41(0,31-0,52) 0,59	20(14-25) 28	26(19-34) 38	45(32-57) 61	0,08(0,08-0,16)† 4,00	
R	0,49(0,31-0,68) 0,90	0,40‡ 0,40	0,75(0,49-1,02) 1,21	0,43(0,29-0,57) 0,70	22(14-31) 38	20(14-27) 31	42(26-57) 71	1,29(0,78-1,80) 4,45	

HAPs et carbone mesurés sur la fraction PM10.

† Données transformées pour vérifier le test de normalité de Shapiro-Wilk

‡ Taux important (> 65%) de valeurs inférieures à la limite de détection

La concentration d'exposition moyenne des agents de contrôle (AC), agents de manœuvre (AM), conducteurs (C) et agents de recette (R) sur la ligne RERA calculée à partir des mesures RATP en 2005, pour les PM10, PM2,5, métaux (PM10), BTEX, HAP particuliers (PM10), fractions carbonées et nicotine, est présentée dans le tableau suivant (médiane des concentrations mesurées).

Tableau 68 : Concentration d'exposition moyenne sur 7h des travailleurs sur la ligne RERA (P50 des mesures)

en $\mu\text{g.m}^{-3}$ en ngHAP.m ⁻³																				
	PM10	PM2,5	Cr*	Mn**	Fe	Ni	Cu	Zn	As	Sr	Zr	Mo	Sn	Sb	Ba	Pb				
AC	207	88	0,40	6,34	76,21	0,05	0,39	0,17	0,01	0,02	0,05	0,04	0,03	0,14	1,20	0,04				
AM	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.				
C	203	107	0,37	7,59	83,38	0,10	0,38	0,14	0,01	0,02	0,03	0,04	0,01	0,25	1,29	0,05				
R	173	99	0,30	5,21	60,34	0,04	0,33	0,17	0,004	0,02	0,03	0,02	0,01	0,19	0,89	0,05				
	Benzène	Toluène	Ethylbenzène	m+p xylène	o xylène	1,2,4 TMB	BaA (ng.m ⁻³)	BbF (ng.m ⁻³)	BkF (ng.m ⁻³)	BaP (ng.m ⁻³)	diBahA (ng.m ⁻³)	BghiP (ng.m ⁻³)	IP (ng.m ⁻³)	Carbone élémentaire	Carbone organique	Carbone total	Nicotine			
AC	1,95	15,85	1,55	4,40	1,55	3,10	0,40‡	0,40‡	0,40‡	0,40‡	0,40‡	0,58	0,40‡	22,80	22,00	44,80	0,30			
AM	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.			
C	1,10	8,90	1,00	2,80	1,00	1,50	0,40‡	0,40‡	0,40‡	0,40‡	0,40‡	0,40‡	0,40‡	17,75	19,10	36,90	0,10			
R	2,05	24,00	2,35	6,75	2,35	3,70	0,40‡	0,40‡	0,40‡	0,40‡	0,40‡	0,40‡	0,40‡	16,95	23,80	42,65	0,20			

Métaux, HAPs et carbone mesurés sur la fraction PM10.

* CrVI=0,09%Cr issu d'une mesure exploratoire de la RATP (2014), valeur similaire à celle mesurée par Salma et al (2009).

** Mn mesuré sur la fraction PM2,5 : AC=3,38 $\mu\text{g.m}^{-3}$; C=4,05 $\mu\text{g.m}^{-3}$; R=2,85 $\mu\text{g.m}^{-3}$

† Données transformées pour vérifier le test de normalité de Shapiro-Wilk

‡ Taux important (> 65%) de valeurs inférieures à la limite de détection

9.3.2 Calcul du différentiel d'exposition des travailleurs des EFS aux substances par rapport à l'exposition de fond urbain

9.3.2.1 Objectif et Méthode

L'objectif est de sélectionner les substances pour l'évaluation quantitative des risques sanitaires parmi toutes celles mesurées par la RATP en 2005. Sur la base des concentrations d'exposition moyenne quantifiées au paragraphe 9.3.1.2, les substances sélectionnées sont déterminées par une concentration d'exposition moyenne entraînant une surexposition (différentiel positif) des travailleurs en lien avec leur fréquentation annuelle des EFS par rapport à l'exposition à l'air urbain extérieur.

➤ Calcul du différentiel d'exposition des travailleurs aux substances liée à la fréquentation annuelle de l'EFS :

Le différentiel d'exposition relatif à la fréquentation annuelle de l'EFS par les travailleurs a été calculé à partir de l'équation suivante :

$$\Delta C_{EFS\ i,p} = [(C_{EFS\ i,p} \times t_{EFS\ i,p}) + (C_{Ext\ p} \times (24 \times 7 \times 52 - t_{EFS\ i,p})) - C_{Ext\ p}] / C_{Ext\ p}$$

Avec :

$\Delta C_{EFS\ i,p}$: modification de l'exposition moyenne relative à la fréquentation annuelle des lignes métro RATP, pour un polluant p et un métier i, en % et en $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ (ngHAP. m^{-3})

$C_{EFS\ i,p}$: concentration d'exposition moyenne sur les lignes métro RATP pour un polluant p et un métier i

$t_{EFS\ i,p}$: durée annuelle de fréquentation de l'EFS fixée à 8h/j, 5j/semaine pendant 48 semaines

$C_{Ext\ p}$: concentration d'exposition moyenne à l'air urbain extérieur à l'EFS, incluant la fréquentation d'autres environnements intérieurs tels que le logement ou le bureau, pour un polluant p (Nerrière, 2004 ; LCSQA, 2001) (cf annexe 10)

$C_{Ext\ p}$ correspond à la moyenne des concentrations personnelles mesurées en 2002 sur des volontaires non fumeurs en Ile-de-France (n=164) pendant 48h, au cours de deux saisons dites « été » et « hiver » dans la campagne de métrologie individuelle réalisée pour l'étude Génotox'ER (Nerrière, 2004 ; Nerrière *et al.*, 2007), à l'exception de la fraction carbonée (carbone élémentaire, carbone organique, carbone total) non mesurée dans Génotox'ER. Pour la fraction carbonée, $C_{Ext\ p}$ correspond à la moyenne des concentrations personnelles mesurées en 2001 pendant 48h sur des secrétaires, des agents administratifs et des médecins volontaires (n=10) à Angers, au cours de deux saisons dites « été » et « automne » dans l'étude de métrologie individuelle « Evaluation de l'exposition des citoyens aux particules diesel » (LCSQA, 2001). Les données de concentration d'exposition issues des études Génotox'ER (Nerrière, 2004 ; Nerrière *et al.*, 2007) et du LCSQA (2001) sont présentées en annexe 10.

9.3.2.2 Résultats

Les résultats d'impact de la fréquentation annuelle de l'EFS sur l'exposition des travailleurs, par rapport à l'exposition à l'air urbain extérieur seul (différentiel en % et en concentration), sont présentés dans le tableau suivant.

Tableau 69 : Différentiel d'exposition annuelle des travailleurs des EFS (lignes métro) par rapport à l'exposition de fond urbainen +% et en $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ (et $\text{ngHAP}\cdot\text{m}^{-3}$)

Cellules grisées : substances associées à une surexposition des travailleurs en lien avec leur fréquentation annuelle des EFS par rapport à l'exposition à l'air urbain extérieur ; ou substances dont l'impact n'a pu être estimé mais pour lesquelles une surexposition est envisagée compte tenu des connaissances disponibles dans la littérature scientifique (voir chapitre 2).

	PM10		PM2,5		PM2,5 /PM10	Cr		Mn		Fe		Ni		Cu		Zn		As	
AC	+45%	+20	+52%	+12	2%	+375%	+0,02	+414%	+0,04	+1110%	+5	+252%	+0,01	+211%	+0,05	+60%	+0,03	+18%	+0,0003
AM	+49%	+22	+51%	+12	0%	+422%	+0,03	+636%	+0,05	+1630%	+7	+270%	+0,01	+260%	+0,07	+61%	+0,03	+58%	+0,001
C	+50%	+23	+41%	+10	-4%	+404%	+0,03	+895%	+0,08	+2218%	+10	+313%	+0,01	+288%	+0,07	+66%	+0,04	+105%	+0,002
R	+14%	+7	+24%	+6	5%	nd ‡	nd ‡	+82%	+0,01	+183%	+1	+108%	+0,003	+56%	+0,01	+9%	+0,01	nd ‡	nd ‡
	Sr		Zr		Mo	Sn	Sb	Ba	Pb										
AC	+20%	+0,002	+3%	+0,0002	nd	nd	nd	nd	+51%	+0,009									
AM	+12%	+0,001	+2%	+0,0002	nd	nd	nd	nd	+39%	+0,007									
C	+17%	+0,002	+4%	0,0004	nd	nd	nd	nd	+56%	+0,010									
R	-1%	-0,0001	-15%	-0,0012	nd	nd	nd	nd	+1%	+0,0002									
	Benzène		Toluène		Ethylbenzène		m+p xylène		o xylène		1,2,4 TMB	BaA (ng.m ⁻³)		BbF (ng.m ⁻³)		BkF (ng.m ⁻³)		BaP (ng.m ⁻³)	
AC	-8%	-0,59	-2%	-0,50	-1%	-0,04	0%	-0,03	-4%	-0,19	nd	+178% †	+0,13†	+35% †	+0,11†	nd ‡	nd ‡	+59% †	+0,12†
AM	-10%	-0,70	-6%	-1,72	-5%	-0,21	-5%	-0,58	-7%	-0,37	nd	+150% †	+0,11†	+30% †	+0,09†	nd ‡	nd ‡	+36% †	+0,07†
C	-12%	-0,87	-7%	-1,79	-6%	-0,26	-5%	-0,67	-8%	-0,39	nd	+121% †	+0,09 †	+16% †	+0,05 †	nd ‡	nd ‡	+26% †	+0,05†
R	-11%	-0,82	-4%	-1,09	-3%	-0,11	-3%	-0,34	-5%	-0,26	nd	+110% †	+0,08†	+15% †	+0,05 †	nd ‡	nd ‡	+31% †	+0,06†
	diBahA (ng.m ⁻³)		BghiP (ng.m ⁻³)		IP (ng.m ⁻³)		Carbone élémentaire (EC)		Carbone organique (OC)		Carbone total (TC)		EC / TC	Nicotine					
AC	nd ‡	nd ‡	+25% †	+0,11†	+25% †	+0,07†	+89%	+4,4	+135%	+5,5	+112%	+10,1	-4%	nd					
AM	nd ‡	nd ‡	+17% †	+0,08 †	+13% †	+0,04 †	+82%	+4,0	+123%	+5,0	+100%	+9,0	-3%	nd					
C	nd ‡	nd ‡	+10% †	+0,05 †	+10% †	+0,03 †	+65%	+3,2	+120%	+4,9	+87%	+7,8	-4%	nd					
R	nd ‡	nd ‡	+14% †	+0,06†	+11% †	+0,03†	+77%	+3,8	+89%	+3,6	+79%	+7,1	-1%	nd					

† : Valeurs surestimées compte tenu de l'absence de « scrubber » (épurateur de gaz tel que O₃) dans l'étude Génotox'ER sousestimant les concentrations d'exposition à l'air urbain extérieur par rapport à celles en EFS.

nd : Donnée non disponible car substance non mesurée dans l'air extérieur urbain (étude Génotox'ER)

nd ‡ : Donnée non disponible car taux important (>65%) de valeurs inférieures à la limite de détection dans l'étude RATP

Les résultats montrent que les polluants associés à une surexposition des travailleurs en lien avec leur fréquentation annuelle des EFS par rapport à l'exposition à l'air urbain extérieur sont les PM10, PM2,5, Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, As, Sr, Pb, BaA, le carbone élémentaire et le carbone organique.

Malgré les différentiels présentés dans le Tableau 69, les HAPs particulières autres que le BaA ne sont pas considérés comme associés à une surexposition due à la fréquentation annuelle des EFS. En effet, ces différentiels sont surestimés compte tenu de l'absence de « scrubber » (épurateur de gaz tel que O₃) dans la mesure des HAPs de l'air extérieur urbain (étude Génotox'ER). Des campagnes de mesures en air ambiant extérieur ont en effet révélé des pertes en B[a]P pour les préleveurs non munis de « scrubber » pouvant varier de 20 % à 60 % selon les sites et les conditions de prélèvement (Ineris, 2010). Au final, les HAPs ne sont pas retenus pour le calcul de risque se basant généralement sur la somme des HAP_S mesurés.

Les substances dont l'impact n'a pu être estimé mais pour lesquelles une surexposition est envisagée compte tenu des connaissances disponibles dans la littérature scientifique (voir chapitre 2) sont : Mo, Sn, Sb et Ba.

A noter que les endotoxines, les fibres d'amiante et les fibres minérales artificielles, et la silice cristalline ne font pas partie des substances évaluées car elles n'ont pas été mesurées dans la campagne finale RATP. Les concentrations de ces substances/agents ont été mesurées sur quelques lignes lors de l'enquête pilote RATP et ont été jugées suffisamment négligeables pour ne pas être mesurées sur la totalité de la campagne. Ce choix du comité de suivi de l'étude RATP s'appuie sur des concentrations mesurées inférieures aux VLEP alors en vigueur, soit pour les fibres amiante et les fibres minérales artificielles : 0,1 fibre/cm³ sur 1h, sans présence de fibres amiante détectée en META ; et pour la silice cristalline : 0,1 mg.m⁻³ sur 8h (quartz) et 0,05 mg.m⁻³ (cristobalite). Pour les endotoxines, les teneurs mesurées étaient inférieures à 2 EU.m⁻³ excepté pour 2 prélèvements à environ 6,5 EU.m⁻³, et nettement inférieures à la VLEP-8h de 90 EU.m⁻³ recommandée par le DECOS.

A titre indicatif, le différentiel a été calculé à partir des concentrations mesurées sur la ligne RER A, plus élevées en particules métalliques notamment (voir résultats en annexe 12). Par rapport aux lignes métro, ce calcul aboutit à ajouter le zirconium aux substances sélectionnés pour l'évaluation quantitative des risques sanitaires compte tenu d'un différentiel positif pour cette substance.

9.3.3 Sélection des polluants avec un différentiel positif d'exposition par rapport à l'exposition de fond urbain

Les polluants sélectionnés pour l'évaluation quantitative des risques sanitaires, parmi ceux mesurés dans la campagne RATP de 2005, correspondant aux polluants auxquels les travailleurs des EFS sont susceptibles d'être annuellement surexposés par rapport à l'air urbain, sont donc :

- les PM10 et PM2,5,
- le chrome,
- le manganèse,
- le fer,
- le nickel,
- le cuivre,
- le zinc,
- l'arsenic,
- le strontium,
- le molybdène,
- l'étain,
- l'antimoine,
- le baryum,
- le plomb,
- le carbone élémentaire,
- et le carbone organique.
- (+ le zirconium sur la ligne RER A)

9.4 Quels sont les risques associés à l'exposition chronique des travailleurs en EFS pour les polluants auxquels ils sont surexposés ?

9.4.1 Substances sélectionnées (hors PM10 et PM2,5)

9.4.1.1 Objectif et Méthode

La caractérisation des risques sanitaires liés à l'exposition chronique des travailleurs des EFS procède alors en 2 étapes :

- Sélection et ajustement de Valeurs Toxicologiques de Référence (VTR) à la population professionnelle, et sélection de Valeurs Limites d'Exposition Professionnelle récentes (VLEP).
- Calculs d'un quotient de danger (QD) pour les substances avec des effets critiques à seuil de dose, d'un excès de risque individuel (ERI) pour les substances avec des effets critiques sans seuil de dose, et du ratio exposition / VLEP, sur la base des expositions quantifiées et des VTR et VLEP sélectionnées.

➤ Sélection et ajustement des VTR et des VLEP :

Pour chacune des substances sélectionnées, une revue des VTR chroniques existantes a été réalisée en consultant les bases de données classiques : US-EPA, ATSDR, Santé Canada, RIVM, OEHHA, OMS, Anses, INERIS, ITER. La VTR la plus appropriée a ensuite été retenue sur la base des critères usuels suivants :

- Adéquation entre les paramètres d'application de la VTR (fréquence et durée d'exposition, voie d'exposition, etc.) et les scénarios d'exposition déterminés spécifiquement dans le cadre de l'évaluation des risques, et adéquation de l'effet critique à une population adulte de travailleurs. La présente expertise concernant spécifiquement la population des travailleurs dans les EFS, les VTR dérivées d'études sources portant sur des populations de travailleurs sont donc privilégiées, si elles sont de qualité correcte et si les expositions sont suffisamment caractérisées ;
- Explication claire et transparente de la méthode appliquée pour établir la VTR et indication des résultats obtenus (mode de calcul et hypothèses explicites) ;
- Si tous ces critères sont sensiblement égaux (et seulement dans ce cas), la valeur numérique la plus conservatoire pour la santé est retenue.

En se basant sur sa méthode de construction, la VTR a ensuite été ajustée (si besoin) pour s'appliquer à une population professionnelle :

- en réalisant un ajustement temporel (généralement en supprimant l'ajustement de la VTR à une exposition continue vie entière pour revenir à une exposition 8h/j, 5j/7 pendant 40 ans)
- et en réduisant le facteur d'incertitude sur la variabilité inter-individuelle (réduction de l'UFH de 10 à 5 basée sur l'approche par défaut de REACH, si UFH=1 il n'est pas réduit).

Pour chacune des substances sélectionnées, une revue a été réalisée des VLEP long terme recommandées depuis 2000²⁹ par l'ANSES, l'ACGIH, le MAK, le DECOS ou le SCOEL. La VLEP la plus appropriée a ensuite été retenue sur la base des mêmes critères que ceux utilisés pour la sélection des VTR.

²⁹ Cette année a été retenue car elle correspond à l'année où l'ACGIH a réalisé une large révision de ses VLEP. Bien que les VLEP soient des valeurs de gestion pour la surveillance des expositions professionnelles, cette « année seuil » est considérée raisonnable pour favoriser les VLEP établies sur des critères d'ordre préférentiellement sanitaire.

➤ Calculs d'un QD, d'un ERI et du ratio exposition / VLEP:

$$QD_{i,p} = C_{EFS\ i,p} / VTR_{aj}$$

$QD_{i,p}$: quotient de danger pour un polluant p avec des effets critiques à seuil de dose et un métier i

$C_{EFS\ i,p}$: concentration d'exposition moyenne sur les lignes métro RATP (et la ligne RER A) pour un polluant p et un métier i

VTR_{aj} : VTR ajustée à la population professionnelle (ajustement temporel/allométrique, réduction du facteur d'incertitudes sur la variabilité inter-individuelle)

➔ Si $QD_{i,p} > 1$, l'apparition d'effet néfaste pour la santé est possible en lien avec l'exposition des travailleurs en EFS à la substance. Si $QD_{i,p} < 1$, l'apparition d'effet néfaste pour la santé peut être écartée.

$$ERI_{i,p} = C_{EFS\ i,p} \times VTR_{aj}$$

$ERI_{i,p}$: excès de risque individuel pour un polluant p avec des effets critiques sans seuil de dose (ex : cancer) et un métier i

$C_{EFS\ i,p}$: concentration d'exposition moyenne sur les lignes métro RATP (et la ligne RER A) pour un polluant p et un métier i

VTR_{aj} : VTR ajustée à la population professionnelle (ajustement temporel/allométrique, réduction du facteur d'incertitudes sur la variabilité inter-individuelle)

➔ Si $ERI_{i,p} > 10^{-5}$, l'exposition des travailleurs en EFS à la substance représente *a priori* un excès de risque individuel (ERI) supérieur à un cas attendu pour 100000 individus exposés.

En l'absence de risque acceptable issu d'un débat social ou politique, généralement des seuils d'ERI de 10^{-6} , 10^{-5} ou 10^{-4} sont considérés comme acceptables selon certains processus de fixation de concentrations maximales admissibles dans les milieux environnementaux et professionnels (OMS, 2011 ; ANSES, 2014), le seuil de 10^{-6} concernant plus particulièrement les milieux environnementaux. Dans le cas présent concernant un milieu professionnel, le seuil de 10^{-5} a été retenu.

Par ailleurs, la somme des $ERI_{i,p}$ (ou $\sum ERI_{i,p}$) a été calculée et comparée au seuil de 10^{-5} . $\sum ERI_{i,p}$ intègre ainsi les effets des différentes substances sans seuil de dose et surexposant les travailleurs en EFS, en supposant une additivité de ces effets.

$$R_{VLEP\ i,p} = C_{EFS\ i,p} / VLEP$$

$R_{VLEP\ i,p}$: Ratio Exposition / VLEP pour un polluant p et un métier i

$C_{EFS\ i,p}$: concentration d'exposition moyenne sur les lignes métro RATP (et la ligne RER A) pour un polluant p et un métier i

VLEP : VLEP LT recommandée depuis 2000 par l'ANSES, l'ACGIH, la MAK, le DECOS ou le SCOEL

➔ Si $R_{VLEP\ i,p} > 1$, l'apparition d'effet néfaste pour la santé est possible en lien avec l'exposition des travailleurs en EFS à la substance.

9.4.1.2 Résultats

Les indicateurs de risque QD, ERI et R_{VLEP} calculés sur les lignes métro sont présentés dans le Tableau 70. Les VTR et leur ajustement ainsi que les VLEP sont décrites en Annexe 11 du rapport.

Les résultats montrent que toutes les substances sélectionnées sont associées à un QD < 1 pour celles dont les effets critiques sont à seuil de dose, à un ERI < 10^{-5} pour celles dont les effets critiques sont sans seuil de dose et pour leur mélange, ou à un $R_{VLEP} < 1$ pour celles qui ont une VLEP. Font exception, Sr, EC et OC pour lesquels aucun QD, ERI ou R_{VLEP} n'a pu être calculé en l'absence de VTR et de VLEP.

En excluant donc le strontium, le carbone élémentaire et le carbone organique, aucune des substances auxquelles les travailleurs des EFS sont susceptibles d'être surexposés par rapport à l'exposition de fond urbain ne présente de risque sanitaire compte tenu des seuils toxicologiques retenus.

Pour le strontium, le carbone élémentaire et le carbone organique, les risques ne peuvent être évalués en l'absence de VTR et de VLEP.

Les particules en suspension (PM10, PM2,5) sont traitées par d'autres approches au chapitre suivant.

Sur la ligne du RER A (Tableau 71), les résultats de risque sont similaires aux lignes métro, à l'exception :

- du manganèse pour lequel le QD > 1 représente pour les travailleurs un risque possible d'atteinte des performances neurocomportementales, notamment de la coordination main-œil,
- du nickel pour lequel l'exposition des conducteurs du RER A représente *a priori* un excès de risque individuel (ERI) de cancer pulmonaire supérieur à un cas attendu pour 100000 individus exposés,
- et du mélange de substances sans seuil de dose et surexposant les travailleurs de la ligne RER A pour lequel l'exposition des conducteurs et des agents de contrôle représente *a priori* un excès de risque individuel (ERI) de cancer (tous types confondus) supérieur à un cas attendu pour 100000 individus exposés, en supposant une additivité des effets des différentes substances.

Remarque : Cette évaluation, qui se base en première approche sur une exposition 8h/j, 5j/7 pendant 40 ans, pourra être ajustée le cas échéant sur la base des durées d'exposition réelles des travailleurs concernés.

Rappel : Signification des quotients de danger (QD) et des excès de risque individuel (ERI)

Les QD et les ERI sont différents résultats de la caractérisation du risque selon que l'effet sur la santé considéré est déterministe (ou à seuil de dose, soit un effet dont la gravité augmente avec la dose d'exposition) ou stochastique (ou sans seuil de dose, soit un effet dont la fréquence, et non la gravité, augmente avec la dose d'exposition). Pour apprécier ces résultats, ces indicateurs de risques sont comparés aux repères suivants :

- les QD sont comparés à la valeur de 1 ;
- les ERI sont comparés à la valeur de 1.10^{-5} (soit la probabilité de 1/100000).

QD :

Dans le premier cas, il est conclu sur la possibilité ou non, compte tenu des incertitudes de l'évaluation, que le QD – rapport de la concentration d'exposition par la dose sans effet estimée – dépasse la valeur de 1, c'est-à-dire que la concentration d'exposition soit supérieure à la dose sans effet estimée pour toute ou partie de la population étudiée. Pour un QD > 1, plus il est élevé, plus la concentration d'exposition dépasse ce niveau de référence dit « sans effet ». Le QD exprime la possibilité d'un risque et non la probabilité de survenue d'un effet. Par exemple, un QD de 1,4 signifie que des effets sont susceptibles de se produire, mais ne signifie pas que la probabilité de survenue des effets est 1,4 fois plus élevée pour la population exposée.

ERI :

Dans le second cas, l'ERI exprime d'un point de vue théorique la probabilité supplémentaire d'observer l'effet néfaste, en particulier cancérigène, lié à la concentration d'exposition chez un individu. Celle-ci ne prend pas en compte la probabilité qu'a l'individu d'être affecté par la pathologie considérée indépendamment de la présence du polluant étudié. Plus l'ERI est élevé, plus la probabilité de développer l'effet est élevée. Par exemple, un ERI de $1,7.10^{-5}$ signifie que la probabilité qu'a l'individu exposé de développer l'effet associé à la substance considérée est de 1,7/100000.

Tableau 70 : Quotients de danger (QD), Excès de risque individuel (ERI) et ratio Exposition / VLEP (R_{VLEP}) liés à l'exposition chronique des travailleurs à l'air des EFS (lignes métro)

Substances associées à un risque si $QD > 1$, $ERI > 10^{-5}$, $\sum ERI > 10^{-5}$ ou $R_{VLEP} > 1$

		Cr	CrVI*	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	As	Sr	Mo	Sn	Sb	Ba	Pb	EC	OC (ou CT)	$\sum ERI$
QD	AC	1E-3	4E-5	6E-2	nd	1E-2	nd	nd	nd	nd	6E-5	nd	nd	1E-2	6E-2	nd	nd	so
	AM	1E-3	4E-5	9E-2	nd	1E-2	nd	nd	nd	nd	5E-5	nd	nd	1E-2	5E-2	nd	nd	so
	C	1E-3	4E-5	1E-1	nd	1E-2	nd	nd	nd	nd	6E-5	nd	nd	1E-2	7E-2	nd	nd	so
	R	3E-4	8E-6	1E-2	nd	6E-3	nd	nd	nd	nd	2E-5	nd	nd	4E-3	2E-2	nd	nd	so
ERI	AC	nd	6,1E-7	nd	nd	5,5E-6	nd	nd	1,8E-7	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	6,3E-06
	AM	nd	6,8E-7	nd	nd	5,8E-6	nd	nd	3,6E-7	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	6,9E-06
	C	nd	6,5E-7	nd	nd	6,7E-6	nd	nd	5,7E-7	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	7,9E-06
	R	nd	1,4E-7	nd	nd	2,6E-6	nd	nd	1,2E-7	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	2,9E-06
R_{VLEP}	AC	2E-4	1E-4	8E-4	8E-4	2E-4	3E-2	1E-4	3E-4	nd	4E-6	1E-5	5E-5	4E-4	1E-3	nd <TRK†	nd <TRK††	so
	AM	3E-4	1E-4	1E-3	1E-3	2E-4	3E-2	1E-4	7E-4	nd	3E-6	1E-5	6E-5	4E-4	9E-4	nd <TRK†	nd <TRK††	so
	C	2E-4	1E-4	2E-3	2E-3	2E-4	4E-2	1E-4	1E-3	nd	4E-6	1E-5	5E-5	4E-4	1E-3	nd <TRK†	nd <TRK††	so
	R	5E-5	2E-5	2E-4	2E-4	8E-5	9E-3	4E-5	2E-4	nd	1E-6	8E-6	4E-5	1E-4	4E-4	nd <TRK†	nd <TRK††	so

Métaux et carbone mesurés sur la fraction PM10.

* CrVI=0,09%Cr issu d'une mesure exploratoire de la RATP (ARCANE, 2014), valeur similaire à celle mesurée par Salma et al (2009).

nd : non disponible car absence de VTR ou VLEP existante.

† : Exposition EC 0,2 fois < à la Technische Richtkonzentrationen (100 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$; TRK : concentration technique de référence allemande utilisée comme traceur des particules diesel, reprise par CRAMIF, 2012 et INRS, 2007) pour AC, AM, C et R.

†† : Exposition CT 0,3 fois < à la Technische Richtkonzentrationen (150 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$; TRK : concentration technique de référence allemande utilisée comme traceur des particules diesel, reprise par CRAMIF, 2012 et INRS, 2007) pour AC, AM et C, et 0,4 fois < pour R.

so : sans objet

Tableau 71 : Quotients de danger (QD), Excès de risque individuel (ERI) et ratio Exposition / VLEP (R_{VLEP}) liés à l'exposition chronique des travailleurs à l'air des EFS (ligne RER A)

Substances associées à un risque si $QD > 1$, $ERI > 10^{-5}$, $\sum ERI > 10^{-5}$ ou $R_{VLEP} > 1$

Cellules grisées : substances associées à un risque

		Cr	CrVI*	Mn**	Fe	Ni	Cu	Zn	As	Sr	Mo	Sn	Sb	Ba	Pb	EC	OC (ou CT)	$\sum ERI$
QD	AC	5E-3	1E-4	1,2	nd	2E-2	nd	nd	nd	nd	2E-4	nd	nd	8E-2	4E-2	nd	nd	so
	AM	so	so	so	so	so	so	so	so	so	so	so	so	so	so	so	so	so
	C	4E-3	1E-4	1,4	nd	4E-2	nd	nd	nd	nd	2E-4	nd	nd	8E-2	6E-2	nd	nd	so
	R	3E-3	1E-4	1,0	nd	2E-2	nd	nd	nd	nd	1E-4	nd	nd	6E-2	6E-2	nd	nd	so
ERI	AC	nd	2,2E-6	nd	nd	8,1E-6	nd	nd	3,2E-7	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	1,1E-5
	AM	so	so	so	so	so	so	so	so	so	so	so	so	so	so	so	so	so
	C	nd	2,0E-6	nd	nd	1,7E-5	nd	nd	3,8E-7	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	1,9E-5
	R	nd	1,6E-6	nd	nd	7,1E-6	nd	nd	2,3E-7	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	9,0E-6
R_{VLEP}	AC	8E-4	4E-4	3E-2	2E-2	3E-5	4E-2	8E-5	6E-4	nd	1E-5	2E-5	3E-4	2E-3	8E-4	nd	nd	so
	AM	so	so	so	so	so	so	so	so	so	so	so	so	so	so	nd	nd	so
	C	7E-4	3E-4	4E-2	2E-2	7E-5	4E-2	7E-5	7E-4	nd	1E-5	7E-6	5E-4	3E-3	1E-3	<TRK†	<TRK††	so
	R	6E-4	3E-4	3E-2	1E-2	3E-5	3E-2	9E-5	4E-4	nd	8E-6	7E-6	4E-4	2E-3	1E-3	<TRK†	<TRK††	so

Métaux et carbone mesurés sur la fraction PM10.

* CrVI=0,09%Cr issu d'une mesure exploratoire de la RATP (2014), valeur similaire à celle mesurée par Salma et al (2009).

** Concentration en Mn mesurée sur la fraction PM2,5 pour le calcul du QD (VTR utilisée exprimée pour la fraction alvéolaire de l'aérosol).

nd : non disponible car absence de VTR ou VLEP existante.

† : Exposition EC 0,2 fois < à la Technische Richtkonzentrationen (100 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$; TRK : concentration technique de référence allemande utilisée comme traceur des particules diesel, reprise par CRAMIF, 2012 et INRS, 2007) pour AC, C et R.

†† : Exposition CT 0,3 fois < à la Technische Richtkonzentrationen (150 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$; TRK : concentration technique de référence allemande utilisée comme traceur des particules diesel, reprise par CRAMIF, 2012 et INRS, 2007) pour AC et R, et 0,2 fois < pour C.

so : sans objet

9.4.2 Particules en suspension (PM10, PM2,5)

Pour caractériser les risques des particules en suspension dans les EFS ne disposant ni de VTR ni de VLEP, deux approches sont développées en parallèle sur la base des chapitres 4, 5, 6 et 7 :

- Une caractérisation qualitative du risque par analogie avec les particules de l'air ambiant extérieur.
- Une caractérisation quantitative du risque par calcul d'une marge entre l'exposition et un indicateur de toxicité des particules de l'air des EFS.

9.4.2.1 Caractérisation des risques liés aux particules des EFS par analogie avec les particules de l'air ambiant extérieur

9.4.2.1.1 *Objectif et Méthode*

Le poids de la preuve des effets sanitaires à long terme des particules de l'air ambiant extérieur est tel qu'il ne peut être ignoré même s'il est montré que leurs caractéristiques physico-chimiques diffèrent de celles des particules des EFS (cf paragraphe 7.2), et ce en l'absence de données qui permettraient de prouver que les particules des EFS sont moins toxiques sur le long terme.

Pour rappel, au sein des expositions environnementales, les particules de l'air ambiant extérieur exprimées en concentration massique (PM10, PM2,5) sont parmi les facteurs de risque les mieux connus et les plus documentés dans la littérature scientifique. De très nombreuses publications montrent que l'exposition aiguë et chronique à ces particules est responsable d'effets délétères sur la santé, notamment au niveau respiratoire et cardiovasculaire. La récente revue de la littérature de l'OMS souligne l'absence de seuil en deçà duquel ces particules n'auraient pas d'effet (OMS, 2013). Afin de caractériser qualitativement les risques de l'exposition aux particules des EFS (PM2,5), l'hypothèse forte est posée d'une toxicité au moins équivalente à celle des particules de l'air ambiant extérieur. Ainsi, une approche par analogie avec les risques documentés pour les particules de l'air ambiant extérieur est développée en deux étapes :

- Plausibilité biologique
- Synthèse de relations exposition-risque sur les particules de l'air ambiant extérieur, et mise en perspective avec l'exposition des travailleurs aux particules des EFS

9.4.2.1.2 *Résultats*

➤ Plausibilité biologique

Bien que peu nombreuses, les données épidémiologiques et expérimentales sur l'exposition à très court terme aux particules de l'air des EFS montrent un potentiel oxydant et une réponse pro-inflammatoire respiratoires et systémiques plus élevés que pour des particules urbaines (air ambiant, diesel) (cf chapitres 4 et 5). Bien que ces résultats ne puissent être transposés à des expositions sur le long terme, l'étude de Bigert et al (2008) a observé une concentration de biomarqueurs d'inflammation systémique plus élevée dans le groupe le plus exposé des travailleurs en EFS de Stockholm, suggérant un effet inflammatoire sur le long terme. Les implications physiopathologiques de ces réponses biologiques ne peuvent être précisées par les connaissances limitées sur la toxicité des particules des EFS.

Concernant l'exposition aux particules de l'air ambiant extérieur (Figure 50), l'inflammation et le stress oxydant pulmonaires, induits entre autres par les composés métalliques et les composés ayant une activité d'oxydoréduction, participent largement au stress oxydant et à l'inflammation cardiovasculaires. Ce stress oxydant et cette inflammation systémiques peuvent ensuite agir seuls ou avec d'autres mécanismes pour causer différentes pathologies cardiovasculaires associées à l'exposition aux particules de l'air ambiant extérieur : développement de l'athérosclérose, évènements ischémiques tels que l'infarctus du myocarde et l'accident vasculaire cérébral, insuffisance cardiaque congestive, et possiblement le développement de facteurs de risques cardiovasculaires comme l'hypertension et le diabète (Brook, 2008). Par ailleurs, les phénomènes inflammatoires et de stress oxydant des particules de l'air ambiant extérieur peuvent agir directement sur les fonctions respiratoires.

Aussi, en raisonnant par analogie avec les mécanismes d'action des particules de l'air ambiant extérieur, il ne peut être exclu que les effets biologiques observés avec les particules des EFS aient une répercussion sur la santé cardiovasculaire et respiratoire.

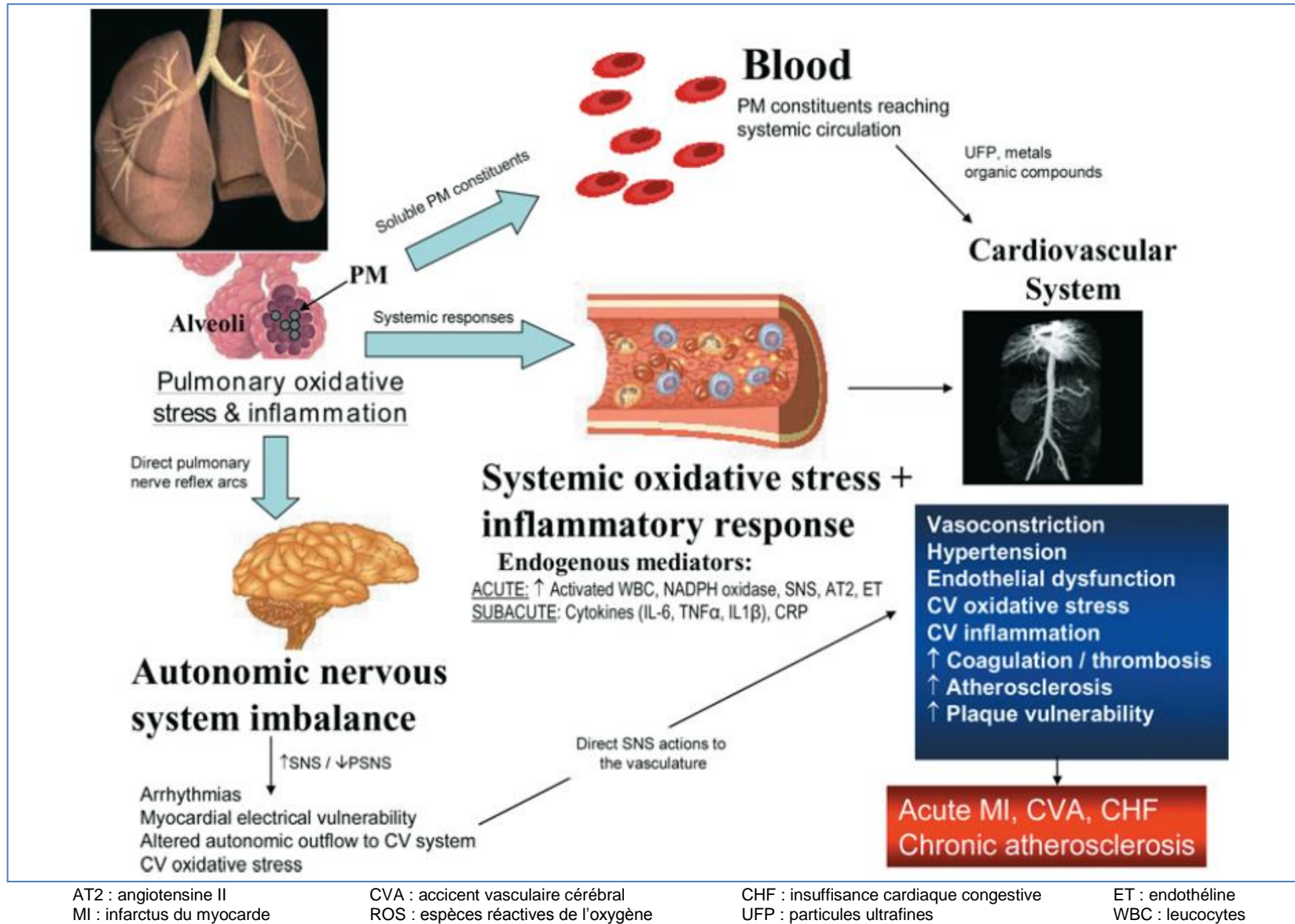


Figure 50 : Vue d'ensemble des mécanismes biologiques imputables aux pathologies cardiovasculaires associées aux particules de l'air ambiant extérieur (Brook, 2008)

➤ Synthèse de relations exposition-risque sur les particules de l'air ambiant extérieur, et mise en perspective avec l'exposition des travailleurs des EFS.

Synthèse de relations exposition-risque sur les particules de l'air ambiant extérieur

De très nombreuses publications scientifiques montrent, de par le monde, que l'exposition à court et long termes aux particules de l'air ambiant extérieur est clairement associée à des effets délétères sur la santé, notamment au niveau respiratoire et cardiovasculaire. Ces publications incluent des études épidémiologiques d'exposition à long terme conduites sur des larges cohortes en Europe et en Amérique du Nord et associant plusieurs villes.

Deux méta-analyses de ces études (Hoeck *et al.* 2013 ; OMS, 2014b) montrent pour une augmentation de 10 $\mu\text{g.m}^{-3}$ de PM_{2,5}, des augmentations similaires entre elles de 6-7 % du risque de décès toutes causes ou de causes naturelles, et de 10-11 % du risque de décès cardiovasculaire, les résultats de risque de décès respiratoire étant moins convergents (Tableau 72). Dans une méta-analyse de 22 cohortes européennes issue du projet ESCAPE (Beelen *et al.* 2014b), le risque de décès de causes naturelles pour une augmentation de 10 $\mu\text{g.m}^{-3}$ de PM_{2,5} restait augmenté même pour une analyse restreinte aux concentrations inférieures à 20 $\mu\text{g.m}^{-3}$. En d'autres termes, les concentrations de fond de l'air extérieur en PM_{2,5} induisent déjà un risque d'effets délétères sur la santé.

Tableau 72 : Synthèse des excès de risque à long terme sur les PM_{2,5} de l'air ambiant extérieur et la mortalité issus de méta-analyses (Hoeck *et al.* 2013 ; OMS, 2014 ; Beelen *et al.* 2014b)

Référence de la méta-analyse	Nombre d'études	Régions	Concentrations PM _{2,5} étudiées	% poolé de modification du risque de décès (IC95%) pour une augmentation de 10 $\mu\text{g.m}^{-3}$		
				Toutes causes ou causes naturelles	Cardiovasculaire	Respiratoire
Hoeck <i>et al.</i> 2013	Mortalité toutes causes :11 Mortalité cardiovasculaire :10 Mortalité respiratoire :nd	Amérique du Nord Europe	4-28 $\mu\text{g.m}^{-3}$ *	+6% (+4% - +8%)	+11% (+5% - +16%)	+3% (-6% - +13%)
OMS, 2014b	Mortalité naturelle :14 Mortalité cardiovasculaire :14 Mortalité respiratoire :9	Amérique du Nord Europe	nd	+7% (+4% - +9%)	+10% (+5% - +15%)	+10% (-2% - +24%)
Beelen <i>et al.</i> 2014b (ESCAPE)**	Mortalité naturelle :22	Europe	<20 $\mu\text{g.m}^{-3}$	+14% (+2% - +26%)	so	so

*Minimum - Maximum des moyennes de concentration par étude

** Excès de risques présentés uniquement pour la mortalité naturelle et les concentrations < 20 $\mu\text{g.m}^{-3}$. Les excès de risque issus du projet ESCAPE pour l'ensemble des concentrations, la mortalité naturelle, cardiovasculaire et respiratoire sont inclus dans la méta-analyse de l'OMS (2014b)

nd : non disponible

so : sans objet

Mise en perspective des relations exposition-risque des particules de l'air ambiant extérieur avec l'exposition des travailleurs des EFS

Les travailleurs des EFS sont largement surexposés aux concentrations PM_{2,5} (Tableau 73, voir aussi paragraphe 9.3.2.2), alors que les concentrations de fond de l'air extérieur en PM_{2,5} induisent déjà une augmentation du risque de décès de causes naturelles, cardiovasculaires et respiratoires (Tableau 72).

Dans ces conditions, les risques à long terme d'une dégradation de la santé respiratoire et cardiovasculaire associés aux PM de l'air ambiant extérieur ne peuvent être écartés pour l'exposition des travailleurs aux PM des EFS.

Tableau 73 : Résumé des expositions des travailleurs des EFS aux PM2,5

Exposition des travailleurs aux PM2,5 des EFS		
	Concentration d'exposition moyenne (IC 95%, max) sur 7h des travailleurs dans le métro (en $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)	Différentiel d'exposition annuelle des travailleurs du métro par rapport à l'exposition de fond urbain (en %)
AC	81(55-106) 116	+52%
AM	80(50-109) 127	+51%
C	69(50-88) 95	+41%
R	50(32-68) 109	+24%

Pour aller plus loin, les relations exposition-risque en lien avec la composition chimique des PM de l'air ambiant extérieur ont été synthétisées afin d'estimer les risques attendus de l'exposition des travailleurs aux PM des EFS.

En effet, des études épidémiologiques et toxicologiques ont montré que la masse de particules en suspension (PM2,5 et PM10) comprenait des fractions avec des types et des degrés variables d'effets sur la santé, suggérant un rôle à la fois de la composition chimique (ex : métaux de transition, particules organiques) et des propriétés physiques (taille, particules en nombre et en surface). Les données sont encore très limitées pour différencier les constituants (ou les sources) qui sont plus étroitement reliés aux effets sanitaires observés.

Néanmoins, de récentes études épidémiologiques ont mis en évidence des effets de l'exposition à court terme à des composés particuliers sur la mortalité et/ou la morbidité cardiovasculaire et/ou respiratoire, bien que les résultats varient selon les études (Bell *et al.* 2009 ; Cao *et al.* 2012 ; Ito *et al.* 2011 ; Valdes *et al.* 2012 ; Zhou *et al.* 2011). Les raisons de ces différences ne sont pas clarifiées mais peuvent inclure des différences méthodologiques, des observations fortuites (dues au hasard), ainsi que de réelles variations liées à la composition des particules et/ou à la susceptibilité des populations (Wang *et al.* 2014). Concernant les effets à long terme, une méta-analyse sur 19 cohortes européennes dans le cadre des projets ESCAPE et TRANSPHORM, et une étude chez des enseignantes en Californie (Ostro *et al.* 2010, 2011) ont examiné les effets de composés élémentaires sur la mortalité. D'autres travaux non publiés dans des revues à comité de lecture ont examiné les associations entre mortalité et exposition à long terme aux composés des PM2,5 (Thurston *al.* 2013).

Ces études, et principalement la méta-analyse européenne (Wang *et al.* 2014) et la large étude nationale aux USA (Bell *et al.* 2009), toutes deux publiées dans des revues à comité de lecture, ont été considérées afin d'utiliser leurs résultats de risque par composé particulaire pour estimer les risques attendus concernant l'exposition des travailleurs aux particules des EFS. Ainsi dans les tableaux suivants, pour un composé particulaire (ex : fer, nickel, etc.), lorsque des associations statistiquement significatives sont observées :

- soit dans au moins une des deux principales études (Wang *et al.* 2014 ; Bell *et al.* 2009), et sans qu'il y ait une absence d'association dans une de ces deux études,
- soit dans au moins une des études secondaires (Ostro *et al.* 2010, 2011 ; Thurston *al.* 2013), et sans qu'il y ait une absence d'association dans toutes les autres études,

cela plaide par extrapolation en faveur d'un risque attendu de l'exposition des travailleurs aux particules des EFS.

A l'inverse, l'absence d'association statistiquement significative dans ces études ne permet pas d'exclure un risque pour l'exposition des travailleurs aux particules des EFS. En effet, les variations de concentration auxquelles se rapportent les résultats de risque pour les composés des particules de l'air ambiant extérieur (IQR) sont plus faibles que celles liées à la fréquentation des EFS par les travailleurs.

D'après les résultats des tableaux suivants, un risque d'effets délétères sur la santé cardiovasculaire et respiratoire de l'exposition des travailleurs (C, AC, AM, R) aux particules des EFS peut être attendu compte tenu des associations statistiquement significatives entre l'augmentation de carbone élémentaire dans la fraction PM_{2,5} des particules de l'air ambiant extérieur et la mortalité/morbidité cardiovasculaire et respiratoire. A noter que les associations du carbone élémentaire avec la mortalité/morbidité respiratoire sont observées pour les expositions à court terme et sont absentes pour les expositions à long terme. Pour les autres composés, l'absence d'association statistiquement significative ou la divergence des résultats entre les études ne permet pas d'extrapoler sur le risque attendu ou non de l'exposition des travailleurs aux particules des EFS.

Tableau 74 : Risque extrapolé à partir des études de mortalité/morbidité cardiovasculaire sur les composés des PM_{2,5} de l'air ambiant extérieur

	Wang et al. 2014	Bell et al. 2009	Ostro et al. 2010, 2011	Thurston et al. 2013	Risque attendu d'effets délétères sur la santé cardiovasculaire de l'exposition des travailleurs (C, AC, AM, R) aux particules des EFS
	Exposition à long terme HR pour des incréments fixés* dans les fractions PM _{2,5} et PM ₁₀	Exposition à court terme RR augmentés (%) pour une augmentation IQR dans la fraction PM _{2,5}	Exposition à long terme HR pour une augmentation IQR dans la fraction PM _{2,5}	Exposition à long terme HR pour une augmentation IQR dans la fraction PM _{2,5}	
<i>Composés particuliers enrichis dans les EFS / air extérieur</i>					
Fe	—	—	+	+/-	?
Mn	nd	nd	nd	—	?
Cr	nd	nd	nd	nd	?
Ni	—	+	nd	—	?
Cu	—	—	nd	nd	?
As	nd	—	nd	+	?
Zn	—	—	+	—	?
Pb	nd	—	nd	+	?
EC	nd	+	+	+	oui
OC	nd	—	+	—	?
<i>Composés particuliers appauvris dans les EFS / air extérieur</i>					
Aucun recherché	/	/	/	/	/

Police en gras : les études principales

Police normale : les études secondaires

+ : association statistiquement significative

— : absence d'association statistiquement significative

+/- : association à la limite de la significativité statistique

nd : association non étudiée

HR : Ratio de danger

RR : Risque relatif

IQR : Intervalle interquartile

* Incrément égal à la différence moyenne arrondie entre le 10^{ème} et le 90^{ème} percentile des concentrations moyennes annuelles

Tableau 75 : Risque extrapolé à partir des études de mortalité/morbidité respiratoire sur les composés des PM2,5 de l'air ambiant extérieur

	Bell et al. 2009	Ostro et al. 2010, 2011	Thurston et al. 2013	Risque attendu d'effets délétères sur la santé respiratoire de l'exposition des travailleurs (C, AC, AM, R) aux particules des EFS
	Exposition à court terme RR augmentés (%) pour une augmentation IQR dans la fraction PM2,5	Exposition à long terme HR pour une augmentation IQR dans la fraction PM2,5	Exposition à long terme HR pour une augmentation IQR dans la fraction PM2,5	
<i>Composés particulaires enrichis dans les EFS / air extérieur</i>				
Fe	—	—	—	?
Mn	nd	nd	—	?
Cr	nd	nd	nd	?
Ni	+	nd	—	?*
Cu	—	nd	nd	?
As	—	nd	—	?
Zn	—	—	—	?
Pb	—	nd	—	?
EC	+	—	—	oui
OC	—	—	+	?
<i>Composés particulaires appauvris dans les EFS / air extérieur</i>				
Aucun recherché				

* « ? » et pas « oui » car l'association statistiquement significative avec le Ni observée par Bell et al (2009) peut être due également aux sources reliées à ce composé comme la combustion du pétrole, le trafic routier et la combustion de biomasse.

Police en gras : les études principales

Police normale : les études secondaires

+ : association statistiquement significative

— : absence d'association statistiquement significative

+/- : association à la limite de la significativité statistique

nd : association non étudiée

HR : Ratio de danger

RR : Risque Relatif

IQR : intervalle interquartile

9.4.2.2 Caractérisation quantitative par calcul d'une marge entre l'exposition et un indicateur de toxicité des particules de l'air des EFS.

9.4.2.2.1 *Choix de l'étude clé, de l'effet critique et de l'indicateur toxicologique*

La toxicité et les effets sur la santé associés à l'exposition aux particules de l'air des EFS sont décrits aux chapitres 4 et 5, et résumés au chapitre 8.3. D'après les données épidémiologiques disponibles dans les revues à comité de lecture, des effets de l'exposition à court terme à l'ambiance des EFS ont été observés sur l'inflammation systémique (Bigert *et al.* 2008 ; Klepczynska-Nyström *et al.* 2010 ; Steenhof *et al.* 2014 ; Strak *et al.* 2013a), sur l'inflammation des voies respiratoires chez les asthmatiques légers (Klepczynska-Nyström *et al.* 2012 ; Lundström *et al.* 2011) et sur des marqueurs immunologiques de risque de pathologies respiratoires allergiques incluant l'asthme (Heo *et al.* 2010). Aucune de ces études n'a permis de caractériser une relation exposition-risque des particules dans l'air des EFS (chapitre 5). L'étude de cohorte prospective sur des expositions à court terme (Bigert *et al.* 2008) suggère un effet inflammatoire systémique à long terme des particules inhalées par les travailleurs du réseau ferré souterrain de Stockholm. L'étude semi-expérimentale RAPTES (Steenhof *et al.* 2014 ; Strak *et al.* 2013a) a mis en évidence une réponse inflammatoire systémique en lien avec les caractéristiques des particules auxquelles des volontaires ont été exposés dans un métro hollandais. Néanmoins les données disponibles dans la publication ne permettent pas d'investiguer une relation exposition-réponse et les données brutes demandées aux auteurs n'ont pas été rendues disponibles.

D'après les données de toxicité expérimentale disponibles dans les revues à comité de lecture, la seule étude *in vivo* (Bachoual *et al.* 2007 ; financée par la RATP) a révélé une capacité de particules de l'air des EFS (PM10 prélevées dans le RER en France) à induire une inflammation transitoire (à 8h, puis à 24h) chez la souris (mâle C57Bl6, 7 semaines, n= 6 à 12) exposée par instillation intrachéale unique à la plus forte des 3 doses testées (5, 50 ou 100 µg/souris, soit de 0,22 à 4,48 mg/kg). La réponse inflammatoire des particules diesel de référence prises comme particules modèles de la pollution atmosphérique, également testée par Bachoual *et al.* (2007), était plus faible. L'étude comparative des effets induits *in vivo* et *in vitro* menée avec les particules du RER, révèle une cohérence dans les effets pro-oxydants et pro-inflammatoires (Bachoual *et al.* 2007). Cette étude a également montré que les particules prélevées dans le RER et dans le métro produisent une réponse pro-inflammatoire équivalente chez des macrophages exposés *in vitro* et à une concentration cohérente avec la plus forte dose testée *in vivo*.

En l'absence d'étude disponible d'exposition (sub)chronique ou répétée permettant de caractériser une relation dose-réponse ou exposition-risque des particules EFS, l'étude Bachoual *et al.* (2007) est retenue comme étude clé. L'effet critique correspondant est une inflammation des voies respiratoires, et vise à protéger d'effets néfastes sur la santé respiratoire et cardiovasculaire (voir paragraphe 9.4.2.1.2). L'utilisation de cette étude d'exposition aiguë pour évaluer les risques liés à une exposition chronique des travailleurs des EFS présente indéniablement des incertitudes discutées aux paragraphes 9.4.2.2.3 et 9.5.7 suivants, et suppose une absence d'autres effets à des doses plus faibles en chronique, notamment une absence d'effet fibrosant ou cancérigène (voir 8.3). Le caractère transitoire de l'inflammation observée par Bachoual *et al.* (2007) à 8h, et pas à 24h, n'est pas considéré comme une limite dans la mesure où il peut supposer une inflammation perdurante pour une exposition chronique. Par ailleurs, l'effet critique retenu est conforté par plusieurs caractéristiques physico-chimiques des particules des EFS en faveur de leur dépôt au niveau alvéolaire, d'une réduction de la clairance pulmonaire ou d'effets inflammatoires au niveau pulmonaire (Braakhuis *et al.* 2014) : la taille des particules individuelles ou agrégats de quelques dizaines de nanomètres, la densité importante de l'aérosol pour des agrégats dont la taille aérodynamique est supérieure à 300 nm, la présence de nombreuses particules non sphériques (ratio longueur sur diamètre supérieur à 1) notamment des particules en formes d'écaille et d'ellipse, leur composition en oxydes métalliques et notamment en oxydes de fer, leur surface de réactivité mise en évidence par leur potentiel élevé d'induction de ROS, leur caractère non hygroscopique et leur faible solubilité.

Dans l'étude clé (Bachoual *et al.* 2007), un effet significatif est rapporté uniquement à la plus forte dose de 100 µg/souris. La demande des données brutes à l'auteur de l'étude n'ayant pu aboutir, l'analyse de la relation dose-réponse en vue de construire une Benchmark Dose (BMD) est rendue impossible par l'absence des données aux plus faibles doses. Aussi le couple NOAEL/LOAEL de 50/100 µg/souris est retenu comme indicateur toxicologique.

Il est important de souligner que cette approche pouvant supposer un seuil de risque est conditionnée par les données disponibles sur la toxicité des particules des EFS et par l'intérêt d'évaluer les risques liés à l'exposition chronique des travailleurs à ces particules. Concernant les particules atmosphériques, il n'existe aucune preuve d'un seuil d'exposition en dessous duquel il n'y aurait aucun effet néfaste (OMS, 2013).

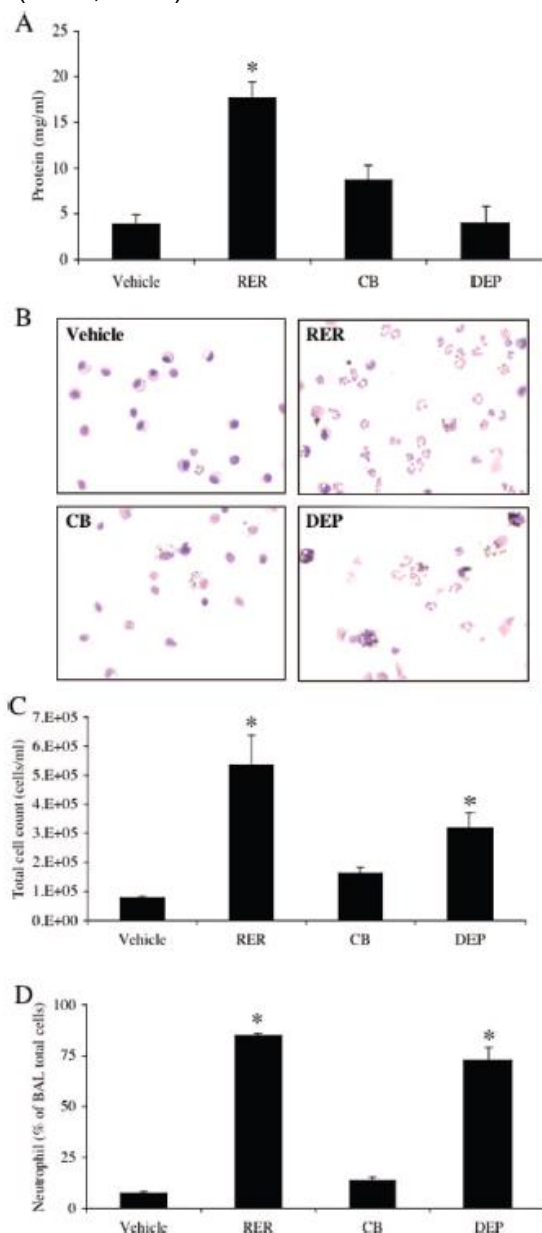


Figure 6. Effect of an 8 h exposure to particles (100 µg/mouse) on BAL cellular content: (A) quantification of BAL protein content; (B) representative optical microscopy images of cells from BAL (magnification 20×); (C) total cellularity; (D) neutrophil content. * $p < 0.05$ compared with results for vehicle-treated mice.

Figure 51 : Résultats d'une étude *in vivo* chez la souris exposée par instillation intrachéale à des particules de RER, de noir de carbone (CB) et diesel (DEP) (100 µg/souris, 8h) (Bachoual *et al.* 2007)

9.4.2.2.2 Détermination d'une dose externe équivalente humaine chez les travailleurs

➤ Objectif et méthode

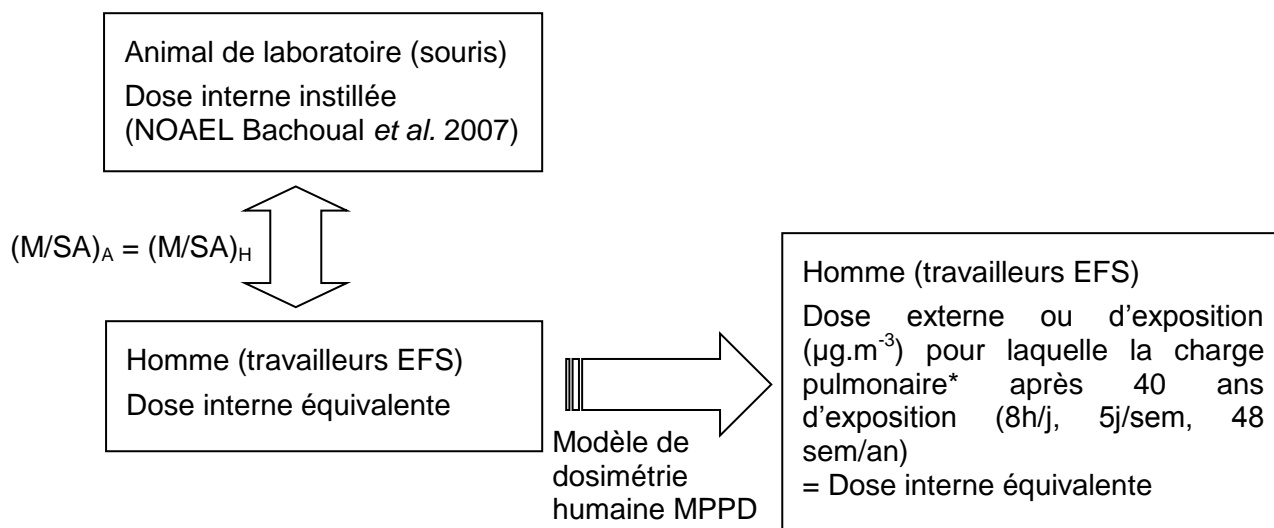
A partir du NOAEL de 50 µg/ chez la souris (Bachoual *et al.* 2007), une dose externe équivalente chez l'Homme (en µg.m⁻³) pour le risque d'inflammation des voies respiratoires et des effets consécutifs chez les travailleurs des EFS (AC, AM, C, R et autres métiers similaires exercés durant les horaires de trafic des rames de voyageurs ; voir paragraphe 9.2.1) est ensuite déterminée à partir d'un ajustement dosimétrique. Cet ajustement s'appuie sur la méthodologie d'ajustements dosimétriques pour l'extrapolation inter-espèces concernant l'inhalation de particules faiblement solubles (Jarabek *et al.* 2005 ; Oller et Oberdörster, 2010) et sur des dérivés applicatifs (Shinohara *et al.* 2011 ; Pirela *et al.* 2013).

La dose externe assimilable à une NOAEC_{HEC}, est construite pour une durée d'exposition de 8h/j, 5j/semaine pendant 40 ans, à partir des 2 étapes suivantes :

1. l'extrapolation de la dose interne chez l'Homme à partir de la dose interne (NOAEL) instillée chez la souris (Bachoual *et al.* 2007) en utilisant un indicateur de dose interne étroitement relié au mécanisme d'action inflammatoire, et préconisé par Jarabek et al (2005), soit l'équivalence chez l'Homme (H) et l'Animal (A) des ratios de la masse de particules déposée (M) sur la surface de la région alvéolaire (SA) :

$$(M / SA)_A = (M / SA)_H$$

2. puis la modélisation (reconstruction) de la dose externe chez l'Homme à partir de la dose interne calculée à l'étape 1, en utilisant le modèle multiple-path particle dosimetry MPPD2.¹³⁰ admis dans la communauté scientifique, et paramétré selon les caractéristiques de l'aérosol des EFS, en suivant les démarches de Shinohara et al (2011) pour extrapoler une concentration d'exposition (sub)chronique à partir d'une dose instillée unique.



M : masse de particules déposée

SA : surface de la région alvéolaire (SA)

A : Animal H : Homme

* charge de rétention pulmonaire de particules (mg)

³⁰ MPPD2.1 : modèle multiple-path particle dosimetry, disponible en ligne : <http://www.ara.com/products/mppd.htm>

L'ajustement dosimétrique est notamment utilisé dans la construction de VTR, de VLEP ou de DNEL en santé environnementale et professionnelle (U.S. EPA, 1994; Jarabek *et al.* 2005 ; Ollet et Oberdörster, 2010). Typiquement, pour construire des valeurs de référence ou dans le cadre d'une EQRS concernant l'inhalation chronique de particules, il conviendrait d'utiliser une étude d'exposition répétée (sub)chronique par inhalation pour l'ajustement. En l'absence d'une telle étude sur les particules des EFS, et en s'appuyant sur la démarche analogue de Shinohara et al (2011), une dose externe d'exposition chronique a donc été extrapolée à partir d'une dose instillée unique. Cette extrapolation a été retenue compte tenu du caractère jugé protecteur de la démarche et afin de prendre en compte l'exposition cumulée dans le temps, éléments jugés prépondérants sur les incertitudes concernant la cohérence avec les effets observés par Bachoual et al (2007) en exposition aiguë. Les incertitudes de cette extrapolation sont discutées au paragraphe 9.5.

La démarche proposée revient à supposer qu'un effet néfaste (inflammation des voies respiratoires et effets consécutifs) peut être écarté lorsque la dose de rétention pulmonaire modélisée après 40 ans d'exposition chez les travailleurs (AUC) est inférieure à la dose interne humaine équivalente à la dose instillée sans effet (NOAEL) chez la souris, toutes considérations d'ordre cinétique et facteurs d'incertitudes étant pris en compte par ailleurs.

➤ Résultats

1. Extrapolation de la dose interne chez l'Homme à partir de la dose interne instillée chez la souris (NOAEL)

$$(M / SA)_A = (M / SA)_H \leftrightarrow M_H = (M / SA)_A \times SA_H$$

où :

M_H = dose interne équivalente chez l'Homme

M_A = dose interne instillée chez la souris C57Bl6 de 22,3 (0,73) g (NOAEL Bachoual *et al.* 2007) = 50 µg

SA_A = surface de la région alvéolaire d'une souris C57Bl6 de 20,6 (0,13) g (conduits et sacs alvéolaires) (Knust *et al.* 2009) = 82,2 cm²

SA_H = surface de la région alvéolaire chez l'Homme, soit la surface de la région pulmonaire, hors région tracheobronchique, utilisée par le modèle MPPD (hors sacs alvéolaires) = 105 180 cm², multiplié par un facteur 10 afin de tenir compte de la surface des sacs alvéolaires (Gangwal *et al.* 2011), soit 1 051 800 cm².

soit :

$$M_H = 50 / 82.2 \times 1051800 = 639780 \text{ µg/Homme}$$

La dose interne équivalente chez l'Homme à la dose interne instillée chez la souris est égale à 639780 µg.

NB : La valeur de SA_H utilisée est celle implémentée dans MPPD (paramètre non modifiable) afin d'être cohérent avec l'étape suivante de modélisation de la dose externe *via* MPPD.

2. Modélisation (reconstruction) de la dose externe chez l'Homme

Les données d'entrée utilisées dans le modèle dosimétrique humain MPPD2.1 pour modéliser la dose externe chez l'Homme (paramètre « Aerosol concentration » dans MPPD) sont présentées dans le Tableau 76.

Tableau 76 : Paramètres d'entrée de la modélisation par MPPD2.1 d'une dose externe chronique équivalente à une dose interne (rétention pulmonaire) chez l'Homme

Paramètre	Source	Commentaire
Densité des particules = 2 g.cm ⁻³	Raut <i>et al.</i> 2009a	Densité de particules EFS à Paris
Diamètre médian en nombre de particules (CMD) = 33 nm Déviation standard géométrique (GSD) = 2.0	Midander <i>et al.</i> 2012	D'après une mesure visuelle sur le graphique (Fig.2) à partir de la courbe pleine faisant la somme des 4 modes, reportée sur une échelle logarithmique. Valeur cohérente avec les données de la littérature qui montrent qu'une large majorité des particules dénombrées est submicronique, les particules de 30-40 nm étant les plus nombreuses (chapitre 2).
5-Lobar Yeh-Schum Model	Anjilvel <i>et al.</i> (1995) Yeh <i>et al.</i> (1980) Oller <i>et al.</i> (2010)	La méthode de modélisation utilisée est issue de Anjilvel <i>et al.</i> (1995). Dans ce modèle, la géométrie à voies multiples des poumons consiste à caractériser complètement l'asymétrie au niveau des principales bronches segmentaires amenant aux 5 lobes des poumons. Chaque lobe est représenté comme un arbre symétrique et la déposition particulière est simulée à chaque génération des branches respiratoires dans chacun des lobes. Les données lobaires sont issues de Yeh <i>et al.</i> (1980).
Modèle nanoparticules : activé	Asgharian <i>et al.</i> (2007)	Un modèle de transport et de déposition spécifique aux nanoparticules (Asgharian <i>et al.</i> , 2007) est employé pour les particules <0,1 µm.
Ajustement de l'inhalabilité : activé	Menache <i>et al.</i> (1995)	Inhalabilité des particules peut être considérée dans le calcul. L'activation de cet ajustement multiplie la concentration inhalée par un facteur d'inhalabilité des particules. Pour les particules >8 µm, la probabilité qu'elles soient inhalées est < 1 et décroît avec l'augmentation de la taille. Cet ajustement s'appuie sur des données empiriques (Menache <i>et al.</i> 1995).
Accélération de la gravité : 981.0 cm/s ²	Valeur par défaut de MPPD	
Orientation corporelle : debout	Option par défaut de MPPD	
Capacité résiduelle fonctionnelle (FRC) = 3300 mL	Valeur par défaut de MPPD ICRP, 1994	Valeur de référence pour les travailleurs dans le modèle ICRP (1994)

Volume des voies respiratoires supérieures (URT) = 50 mL	Valeur par défaut de MPPD Oller et Oberdöster, 2010	
Fréquence respiratoire = 20 min ⁻¹	Valeur par défaut de MPPD ICRP, 1994	Valeur de référence pour les hommes adultes caucasiens en exercice léger (ICRP, 1994).
Volume tidal = 1024 cm ³ (10 m ³ pendant 8h)	Oller et Oberdöster, 2010	
Fraction d'inspiration = 0.5, no pause	Oller et Oberdöster, 2010	
Scénario de respiration = oro-nasal normal augmenter	Oller et Oberdöster, 2010	
Conditions d'exposition = exposition constante		
Durée d'exposition = 8h/j, 5j/semaine, 1920 semaines (soit 48 semaines/an pendant 40 ans)		
Vitesse de la muqueuse trachéale = 5.5 mm/min	Asgharian <i>et al.</i> 2001	Pas de données de clairance humaine identifiée pour les particules EFS. Modèle de clairance pour des particules solides, peu solubles et relativement non toxiques.
Taux de clairance rapide = 0.02 j ⁻¹ Taux de clairance moyenne = 0.001 j ⁻¹ Taux de clairance lente = 0.0001 j ⁻¹ Taux de clairance des ganglions lymphatiques = 0.00002 j ⁻¹	Valeur par défaut de MPPD ICRP, 1994	Pas de données de clairance humaine identifiée pour les particules EFS. Modèle de clairance de l'ICRP (1994) pour des particules solides, peu solubles et relativement non toxiques. A titre indicatif, une demie-vie de rétention pulmonaire de 700 jours a été modélisée pour les oxydes de Nickel (Oller et Oberdöster, 2010), soit un taux de clairance de 0,001 j ⁻¹ .

Le résultat graphique de la modélisation est présenté ci-dessous. La dose externe modélisée chez l'Homme exposé 8h/j, 5j/semaine, 48 semaines/an pendant 40 ans (soit une période de 13440 jours) pour une rétention (ou charge) pulmonaire égale à la dose interne équivalente chez l'Homme de 640 mg, est égale à 440 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$.

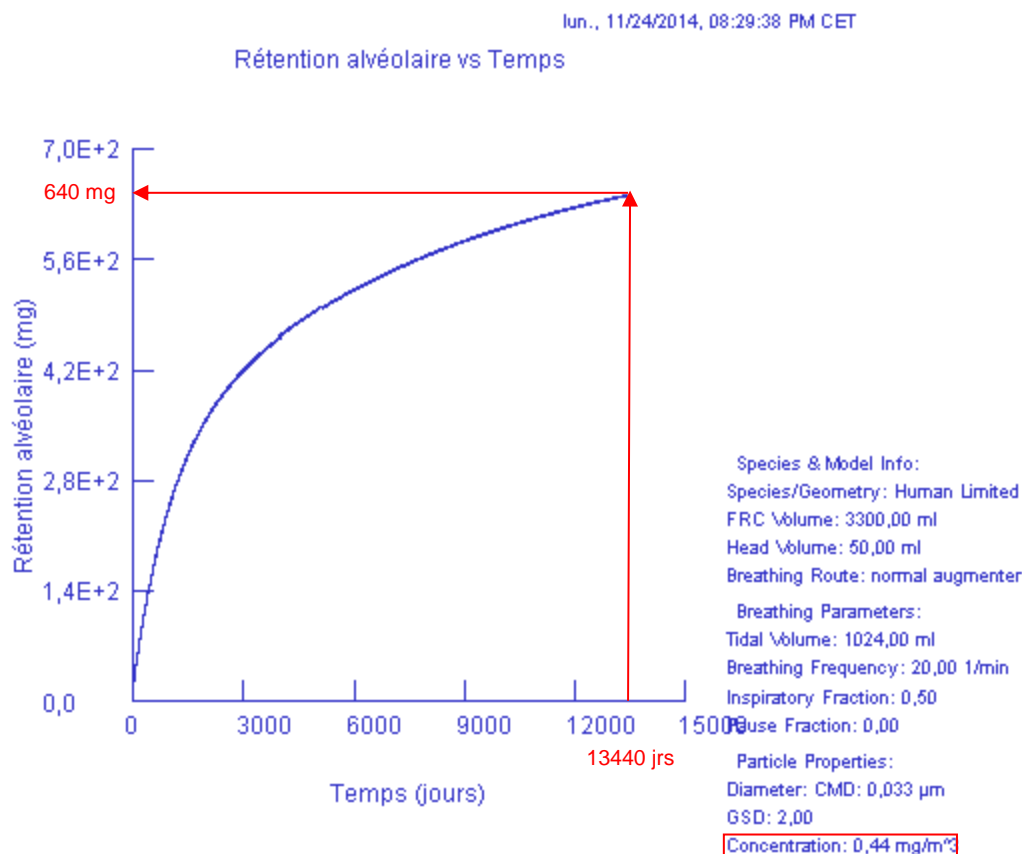


Figure 52 : Dose externe en chronique (Concentration) équivalente à une dose interne (Rétention pulmonaire) chez l'Homme, modélisée sous MPPD2.1

9.4.2.2.3 Comparaison de la marge séparant l'exposition des travailleurs des EFS et la dose externe équivalente humaine, avec une marge de référence

➤ Objectif et méthode

L'objectif est d'estimer si une inflammation des voies respiratoires et des effets consécutifs sont probables en lien avec une exposition chronique des travailleurs aux particules des EFS. Ce risque est caractérisé :

1. En déterminant une marge d'exposition de référence propre à cette ERS à partir des lignes directrices de REACH (ECHA, 2012) : MOEref

→ La marge d'exposition de référence est égale au produit des facteurs d'incertitudes (UF pour Uncertainty Factors ou Assessment Factors) déterminés en suivant les lignes directrices de REACH pour la population des travailleurs, soit : $\text{MOEref} = \text{UF}_1 \times \text{UF}_2 \times \dots$

Tableau 77 : Vue d'ensemble des facteurs d'incertitudes (ou Assessment Factors) par défaut à utiliser en l'absence d'informations pertinentes sur la substance (ECHA, 2012)

Assessment factor – accounting for differences in:		Default value systemic effects	Default value local effects
Interspecies	- correction for differences in metabolic rate per body weight	AS ^a ^b	–
	- remaining differences	2.5	1 ^f 2.5 ^g
Intraspecies	- worker	5	5
	- general population	10 ^c	10 ^c
Exposure duration	- subacute to sub-chronic	3	3 ^h
	- sub-chronic to chronic	2	2 ^h
	- subacute to chronic	6	6 ^h
Dose-response	- issues related to reliability of the dose-response, incl. LOAEL/NAEL extrapolation and severity of effect	1 ^d	1 ^d
Quality of whole database	- issues related to completeness and consistency of the available data	1 ^d	1 ^d
	- issues related to reliability of the alternative data	1 ^e	1 ^e

^a AS = factor for allometric scaling (see [Table R. 8-3](#))

^b Caution should be taken when the starting point is an inhalation or diet study

^c Not always covering for very young children; see text for deviations from default

^d See text for deviations from default

^e Special consideration needed on a case-by-case basis

^f for effects on skin, eye and GI tract via simple destruction of membranes

^g for effects on skin, eye and GI tract via local metabolism; for effects on respiratory tract

^h for effects on respiratory tract.

La marge d'exposition de référence (MOE_{ref}) représente une marge d'exposition minimale des travailleurs des EFS par rapport à une dose critique issue de l'expérimentation (dose externe équivalente humaine), cette marge minimale étant jugée prédictive de l'absence d'effet néfaste chez les travailleurs des EFS. La MOE_{ref} permet de considérer les incertitudes dans l'extrapolation des données expérimentales à la réelle situation d'exposition humaine, en tenant compte de la variabilité et de l'incertitude. Il convient de rappeler que la détermination d'une marge d'exposition de référence ne se substitue pas à la notion d'acceptabilité du risque qui relève du gestionnaire de risque.

2. En comparant ensuite la MOE_{ref} à la marge séparant l'exposition des travailleurs des EFS (9.3.1.2) et la dose externe équivalente humaine (9.4.2.2.2) : MOE

→ Soit $MOE = \text{Dose externe équivalente humaine} / C_{EFS\ i, PM10}$ (ou $C_{RERA\ i, PM10}$)

$C_{EFS\ i, p}$: concentration d'exposition moyenne aux PM10 sur les lignes métro RATP pour un métier i

$C_{RERA\ i, p}$: valeur centrale de concentration de PM10 sur la ligne RERA pour un métier i

→ Si $MOE < MOE_{ref}$, une inflammation des voies respiratoires et des effets consécutifs sont estimés probables en lien avec une exposition chronique des travailleurs aux particules des EFS.

L'IPCS a défini la marge d'exposition (margin of exposure, ici MOE) comme « *le ratio du niveau sans effet néfaste observé (NOAEL, ici la dose externe équivalente humaine ou NOAEC_{HEC}) pour l'effet critique sur la concentration ou la dose d'exposition théorique, prédite, ou estimée (ici la concentration d'exposition estimée)* » (IPCS, 2004. Risk assessment terminology).

Cette approche initialement utilisée pour les substances dont les effets critiques sont considérés à seuil de dose, a été étendue aux substances génotoxiques et cancérigènes, et est utilisée comme méthodologie d'évaluation des risques par différents organismes comme l'Anses, l'EFSA, l'ISLI³¹ et l'US EPA (Edler *et al.* 2014 ; Benford *et al.* 2010), ou par des comités d'experts de la Commission européenne (SCHER/SCCP/SCENIHR³², 2009).

➤ Résultats

1. Détermination de la marge d'exposition de référence (MOE_{ref})

Le choix des valeurs de chacun des facteurs d'incertitudes (UF) déterminés par le GT et les experts rapporteurs spécifiquement nommés, en suivant les lignes directrices de REACH (ECHA, 2012), est argumenté dans cette partie. Le produit des UF est égal à la MOE_{ref}.

Différences inter-espèces (UF_A) = 2,5

Les différences inter-espèces résultent de la variation de sensibilité entre les espèces, ici la souris (souche C57Bl6) et l'Homme, due aux différences de toxicocinétique et de toxicodynamie.

Les différences de toxicocinétique sont essentiellement prises en compte par l'extrapolation de la dose interne chez l'Homme à partir de la dose interne instillée chez la souris et des surfaces de la région alvéolaire chez ces deux espèces ; puis par la modélisation dosimétrique *via* MPPD de la dose externe équivalente chez l'Homme. Pour la composante toxicodynamique, par rapport à l'inflammation des voies respiratoires par des particules inhalées (augmentation des neutrophiles, de la cellularité et des protéines), il apparaît difficile de qualifier la sensibilité des modèles murins par rapport à l'Homme. En comparaison à l'Homme, les modèles murins présenteraient plus de cellules de Clara dans l'épithélium pulmonaire (trachée, bronchioles, etc.), plus de cellules non ciliées dans les bronchioles terminales, et une densité moins importante de macrophages alvéolaires (Derelanko et Auletta, 2014). Les cellules de Clara sont impliquées dans les processus de détoxification du poumon profond et dans la régénération de l'épithélium bronchiolaire. Les cellules ciliées permettent la clairance mucociliaire. Les macrophages alvéolaires assurent la clairance macrophagique (phagocytose). Aussi, ces données pourraient expliquer une sensibilité effective des modèles murins à certains xénobiotiques, notamment protoxiques, et une clairance globalement moins efficace, favorisant la persistance des polluants particuliers dans l'appareil respiratoire. Cependant, les différences anatomiques et physiologiques entre l'appareil respiratoire des modèles murins et de l'Homme ne permettent pas, en l'état des connaissances disponibles, de qualifier la susceptibilité des souris aux effets inflammatoires de particules inhalées en comparaison à l'Homme. Par ailleurs, il n'existe aucune donnée sur les différences toxicodynamiques concernant spécifiquement les particules des EFS. Dans ces conditions où l'effet critique est un effet local sur l'appareil respiratoire impliquant un processus métabolique local, l'Homme est supposé par défaut comme plus sensible que l'animal d'expérimentation et un UF_A de 2,5 est appliqué par défaut pour les incertitudes résiduelles sur les différences de toxicodynamie dans une plus large mesure et de toxicocinétique dans une moindre mesure.

Différences intra-espèce (UF_H) = 5

Chez l'Homme, la variation de sensibilité à l'agression d'un toxique est due à une multitude de facteurs biologiques tels que le polymorphisme génétique affectant par exemple la toxicocinétique/le métabolisme, l'âge, le genre, l'état de santé et l'état nutritionnel. Cette variation peut être le résultat d'influences génétiques et/ou environnementales. Cette variation intra-espèce

³¹ISLI : International Life Sciences Institute

³²SCHER : Scientific Committee on Health and Environmental Risks ; SCCP : Scientific Committee on Consumer Products ; SCENIHR : Scientific Committee on Emerging and Newly Identified Health Risks

est plus importante chez l'Homme que chez la plupart des populations consanguines d'animaux expérimentaux.

La variabilité chez l'animal d'expérimentation est supposée faible et est partiellement prise en compte dans la dérivation de l'indicateur toxicologique (NOAEL). Aussi, l'évaluation de l' UF_H n'est pas corrigée par la variation chez l'animal.

Pour les travailleurs, la procédure standard pour les effets à seuil de dose prévoit l'application d'un UF_H de 5, basée sur le fait que cette sous-population de la population générale n'inclut pas les très jeunes, les très âgés ni les très malades. Pour la population générale, un facteur UF_H de 10 est habituellement utilisé par défaut. Compte tenu de l'effet critique considéré (inflammation des voies respiratoires), il ne peut être exclu que la population des travailleurs en EFS inclut des sous-populations plus sensibles (bien que non « très malades »), tels que les individus présentant des pathologies respiratoires ou cardiovasculaires incluant l'asthme. Par ailleurs, il n'existe aucune donnée sur les différences intra-espèces concernant spécifiquement les particules des EFS. Dans ces conditions, un UF_H de 5 est appliqué par défaut.

Différences sur la durée d'exposition (UF_S) = 1

Ce facteur d'incertitudes permet de prendre en compte les différences entre la durée d'exposition expérimentale et la durée d'exposition de la population cible considérée selon un scénario d'exposition, par exemple pour extrapoler les résultats d'une étude subaiguë à une exposition chronique. Communément, avec l'augmentation de la durée d'exposition, un NOAEL expérimental diminuerait, et d'autres effets néfastes ou des effets plus sévères pourraient apparaître, justifiant l'application d'un facteur UF_S .

Les lignes directrices pour dériver une valeur limite d'exposition dans le cadre de REACH (ou DNEL³³) ne prévoient pas de facteur d'incertitude par défaut pour extrapoler une étude aiguë à une exposition chronique. Néanmoins, lorsque seules des données animales sont disponibles, les lignes directrices prévoient qu'une DNEL pour l'irritation/corrosion de l'appareil respiratoire peut être dérivée à partir d'une NOAEC (ou LOAEC) basée sur une étude d'inhalation aiguë. La NOAEC correspond alors à la plus forte concentration ne causant pas d'irritation respiratoire dans l'étude de toxicité aiguë.

L'extrapolation d'une étude aiguë à une exposition chronique est une démarche toujours délicate et il est généralement redouté une possible sous-estimation du risque. Néanmoins les discussions sur le sujet restent ouvertes, et ce type de démarche impliquant également les études par instillation intra-trachéale est par exemple présenté comme une stratégie alternative à l'évaluation des dangers des nanoparticules manufacturées en l'absence de données chez l'Homme ou d'étude par inhalation chez l'animal (Nel 2013). Cette démarche a d'ailleurs déjà été utilisée en pratique pour le même effet critique (inflammation des voies respiratoires avec augmentation des neutrophiles du LBA) compte tenu des données limitées (Shinohara *et al.* 2011).

Dans le cas présent, il n'existe pas d'étude subaiguë, subchronique ou chronique permettant de caractériser une relation dose-réponse ou exposition-risque liée à une exposition répétée aux particules EFS. Par ailleurs, plusieurs arguments sont plutôt rassurants vis-à-vis d'une éventuelle sous-estimation du risque liée aux différences sur la durée d'exposition. Tout d'abord, les études ayant investigué les risques liés à l'exposition aux particules des EFS ne montrent pas de risque de cancer broncho-pulmonaire (Gustavsson *et al.* 2008), ni d'infarctus du myocarde (Bigert *et al.* 2007), ni d'effet fibrosant (Cullen *et al.* 1995), ce qui peut laisser supposer une absence d'effets sévères à des doses plus faibles en chronique. De plus, l'extrapolation des effets à long terme à partir des effets observés par instillation intratrachéale (Bachoual *et al.* 2007) est rendue plus réaliste d'un point de vue cinétique par l'ajustement dosimétrique avec MPPD intégrant la clairance pulmonaire dont le transport mucociliaire de la région trachéo-bronchique et des portions

³³DNEL : Derived No Effect Level

postérieures au passage oronasal. Concernant les effets inflammatoires, l'étude de Baisch *et al.* (2014) montre que sur 24h la réponse (pourcentage de neutrophiles dans le LBA de rats F-344) est diminuée pour une exposition répétée à des particules de TiO₂ par rapport à une exposition unique, à doses totales équivalentes, que ce soit par inhalation ou par instillation intra-trachéale. Ce résultat semble donc en faveur d'une surestimation, et non d'une sous-estimation, du risque lié aux différences sur la durée d'exposition. Dans ces conditions, un UF_S de 1 est appliqué.

Différences sur la relation dose-réponse (UF_L) = 1

Pour la relation dose-réponse, les incertitudes doivent généralement être considérées sur l'indicateur toxicologique (NOAEL, BMD, ...) en tant qu'indicateur d'un réel niveau sans effet néfaste (NAEL), ainsi que sur l'extrapolation d'un LOAEL à un NAEL (dans les cas où seuls un LOAEL est disponible ou quand un LOAEL est considéré comme un point de départ plus approprié).

La demande des données brutes à l'auteur de l'étude n'ayant pu aboutir, l'analyse de la relation dose-réponse en vue de construire une BMD est rendue impossible par l'absence des données aux plus faibles doses. Aussi le NOAEL est retenu comme indicateur toxicologique, correspondant à la dose testée au dessus de laquelle un effet statistiquement significatif est rapporté (LOAEL) dans l'étude de Bachoual *et al.* 2007. Quand le point de départ est un NOAEL, la procédure standard prévoit par défaut un facteur UF_L de 1.

Le faible espacement entre le NOAEL et le LOAEL (LOAEL/NOAEL=2), le nombre d'animaux testés (n= 6 à 12) et la qualité globale de l'étude jugée bonne par le GT et les experts rapporteurs sont des paramètres confortant la confiance dans le NOAEL. Bien que la forme et la pente de la courbe dose-réponse ne puissent être déterminées, l'amplitude importante de la réponse (LOAEL, voir Figure 51), son faible espacement avec le NOAEL et le lien de causalité entre inflammation et exposition aux particules EFS suggéré dans les études *in vitro* et épidémiologiques, confortent également l'existence effective d'une relation dose-réponse. Enfin les effets observés (LOAEL) en lien avec l'exposition aiguë ne sont pas jugés sévères. Ces effets comprennent une augmentation de TNF α , MIP-2 et de neutrophiles dans le LBA, marqueurs de l'inflammation, une augmentation de l'expression des métalloprotéases (rôle dans le maintien de l'homéostasie) et de l'hème-oxygénase 1 (propriétés anti-oxydantes) évoquant une réponse cellulaire face à un stress oxydant ainsi qu'une augmentation du contenu en protéines dans le LBA signe d'une altération de la perméabilité épithéliale. Enfin, le NOAEL retenu, basé sur une étude par instillation intra-trachéale, pourrait surestimer le risque par rapport à une étude par inhalation (Baisch *et al.* 2014). Dans ces conditions, un UF_L de 1 est appliqué.

Qualité de l'ensemble des données (UF_D) = 1

Le facteur d'incertitudes sur la qualité de l'ensemble des données devrait, si justifié, être appliqué pour compenser de potentielles incertitudes résiduelles.

Dans le cas présent, la principale incertitude résiduelle identifiée concerne la différence de voie d'exposition entre l'étude de toxicité par instillation intratrachéale et l'exposition des travailleurs par inhalation. D'après l'étude de Baisch *et al.* (2014), la réponse inflammatoire à court terme (jusqu'à 24h) au niveau des voies respiratoires à l'exposition à des nanoparticules de TiO₂ est potentiellement exagérée par instillation par rapport à l'inhalation. Le débit de dose déposée joue un rôle clé dans ce différentiel et dans le mécanisme d'action (médiateurs de l'inflammation, hème oxygénase HO-1 marqueur de stress oxydant). Les résultats de cette étude mis en perspective avec ceux de Bachoual *et al.* suggèrent qu'une étude similaire à celle de Bachoual mais par inhalation aurait montré une réponse inflammatoire significative (neutrophiles) aux mêmes doses de particules du RER, bien que probablement atténuée par rapport à l'étude existante par instillation intratrachéale. L'incertitude sur la différence de voie d'exposition est décrite plus en détails au paragraphe 9.5. Cette incertitude va dans le sens d'une surestimation du risque et ne justifie donc pas l'application d'un facteur supplémentaire.

L'autre incertitude résiduelle porte sur la cohérence et la plausibilité biologique. Sur ces points, l'étude comparative des effets induits *in vivo* et *in vitro* menée avec les particules du RER, révèle une cohérence dans les effets pro-oxydants et pro-inflammatoires (Bachoual *et al.* 2007). Cette étude a également montré que les particules prélevées dans le RER et dans le métro produisent une réponse pro-inflammatoire équivalente chez des macrophages exposés *in vitro*, et à une concentration cohérente avec la plus forte dose testée *in vivo* correspondant au LOAEL. Par ailleurs, ces effets pro-oxydants et pro-inflammatoires de particules EFS sont observés dans d'autres études *in vitro* (paragraphe 4.2). Chez l'Homme, les études épidémiologiques montrent des effets de l'exposition à court terme sur l'inflammation systémique, l'inflammation des voies respiratoires chez les asthmatiques légers, et sur des marqueurs immunologiques de risque de pathologies respiratoires allergiques incluant l'asthme (Klepczynska-Nyström *et al.* 2010 et 2012 ; Lundström *et al.* 2011 ; Heo *et al.* 2010 ; Steenhof *et al.* 2014 ; Strak *et al.* 2013a).

Concernant l'exposition à long terme, une étude de cohorte prospective (Bigert *et al.* 2008) suggère un effet inflammatoire systémique à long terme des particules inhalées par les travailleurs du réseau ferré souterrain de Stockholm (cf paragraphe 5.2.1.2). Dans cette étude, le niveau moyen d'exposition individuelle aux PM_{2,5} était de 79 µg.m⁻³ (travailleurs sur quais), soit un niveau estimé d'exposition aux PM₁₀ de 158 µg.m⁻³ si on suppose un ratio PM_{2,5}/PM₁₀ de 0,5 (cf paragraphe 3.3.2). Cette exposition long terme à laquelle un effet systémique est suggéré chez l'Homme correspond à une MOE de 2,8 (440 / 158) qui n'est pas supérieure à la MOE_{ref} de 12,5 (5 x 2,5) sans tenir du facteur UF_D. Cette observation signifie que la MOE_{ref}, sans lui affecter de facteur UF_D supplémentaire, ne sous-estime pas le risque par rapport aux effets observés chez l'Homme dans l'étude de Bigert *et al.* (2008).

Dans ces conditions, un UF_D de 1 est appliqué.

Calcul de la marge d'exposition de référence (MOE_{ref}) :

$$MOE_{ref} = UFA \times UFH \times UFS \times UFL \times UFD = 2,5 \times 5 \times 1 \times 1 \times 1 = 12,5$$

2. Comparaison de la MOE_{ref} à la marge séparant l'exposition des travailleurs des EFS (9.3.1.2) et la dose externe équivalente humaine (0) : MOE

Les résultats de la caractérisation du risque sont présentés dans le tableau ci-dessous.

Tableau 78 : Caractérisation de la marge d'exposition (MOE) des travailleurs chroniquement exposés aux PM₁₀ des enceintes ferroviaires souterraines

Une marge d'exposition MOE < MOE_{ref} signifie qu'une inflammation des voies respiratoires et des effets consécutifs sont estimés probables en lien avec une exposition chronique de ces travailleurs aux particules des EFS.

	Dose externe équivalente humaine PM ₁₀ (µg.m ⁻³)	MOE _{ref}	Exposition PM ₁₀ , lignes métro moy(IC95%) (µg.m ⁻³)	MOE Exposition PM ₁₀ , lignes métro	Exposition PM ₁₀ , RER A P50 des mesures (µg.m ⁻³)	MOE Exposition PM ₁₀ , ligne RER A
AC	440	12,5	135(94-176)	3,3 <MOE _{ref}	207	2,1 <MOE _{ref}
AM			145(94-196)	3,0 <MOE _{ref}	s.o.	s.o.
C			148(106-190)	3,0 <MOE _{ref}	203	2,2 <MOE _{ref}
R			75(47-102)	5,9 <MOE _{ref}	173	2,5 <MOE _{ref}

AC : Agents de contrôle

AM : Agents de manoeuvre

C : Conducteurs

R : Agents de recette

La marge d'exposition séparant la Dose externe équivalente humaine de l'exposition des travailleurs (MOE) est inférieure à la marge d'exposition de référence (MOE_{ref}) pour tous les métiers étudiés. Les métiers étudiés sont par extrapolation l'ensemble des métiers/tâches exercés durant les horaires de trafic des rames de voyageurs, regroupant l'exploitation du transport, l'organisation du transport et des services, la police, la sécurité, la prévention et l'action sociale

et les commerces. Pour les commerçants, la MOE peut être jugée proche de celle des agents de recette (R) en moyenne. Pour certains commerçants exerçant au niveau ou en proximité des quais, la MOE peut se rapprocher de celle des trois autres métiers (AC, AM et C).

Ce résultat signifie qu'une inflammation des voies respiratoires et des effets consécutifs à cette inflammation sont estimés probables en lien avec une exposition chronique de ces travailleurs aux particules des EFS.

9.5 Discussion-Incertitudes

L'évaluation réalisée comporte des limites et incertitudes liées au manque de données sur les expositions et la toxicité des substances, ainsi que des limites inhérentes à la méthode d'évaluation des risques utilisée. Ce chapitre discute des principales incertitudes identifiées aux différentes étapes de l'ERS.

9.5.1 Identification et caractérisation des catégories de population

Les effectifs de travailleurs estimés donnent des ordres de grandeurs de la population exposée. Néanmoins, ces estimations ne sont pas le résultat d'un recensement proprement dit et sont issues des données transmises par les exploitants des régies de transport ferroviaires souterrains en France suite à l'envoi d'un questionnaire par le GT. Par ailleurs, les données ont été transmises en 2013, générant par la même un biais par rapport à la période des mesures d'exposition en 2005. Le GT n'a pas investigué l'évolution des effectifs dans le temps, alors que l'organisation des métiers, comme par exemple celui d'agents de contrôle, a évolué entre 2005 et 2013. Néanmoins, sur l'effectif total des travailleurs ciblés, comprenant l'ensemble des métiers/tâches exercés durant les horaires de trafic des rames de voyageurs et qui regroupe l'exploitation du transport, l'organisation du transport et des services, les commerces, la police, la sécurité, la prévention et l'action sociale, il semble peu probable qu'il ait diminué de manière significative entre 2005 et 2013.

9.5.2 Quantification de l'exposition des travailleurs des EFS aux substances

L'incertitude à considérer en premier lieu porte sur l'exhaustivité des polluants considérés sachant qu'ils se limitent à ceux mesurés lors de la campagne finale de la RATP en 2005 (RATP, 2010). Ainsi, la silice cristalline, l'amiante, les fibres minérales artificielles ou les endotoxines mesurées lors de l'enquête pilote sur un faible nombre de lignes, ne sont pas incluses. Néanmoins, les concentrations mesurées pour ces composés étaient inférieures aux VLEP ou à d'autres seuils sanitaires (endotoxines). Pour les autres substances, par rapport à la revue de la littérature réalisée, il n'apparaît pas de manque majeur sauf peut être la mesure d'une gamme plus étendue de HAPs incluant les semi volatils.

Une autre incertitude porte sur la mesure transversale des concentrations d'exposition dans la campagne de métrologie individuelle (RATP, 2010), qui est utilisée pour une évaluation d'exposition chronique, et sur l'ancienneté de cette campagne de mesures réalisée en 2005. Ces mesures n'incluent donc pas les évolutions les plus récentes de matériel roulant, d'infrastructure (ex : système d'aération, porte palière) ou d'organisation des métiers. Sur ce point par exemple, les agents de contrôle ne sont plus aujourd'hui affectés exclusivement en EFS mais interviennent également pour le contrôle des bus en surface, ce qui diminue vraisemblablement leur exposition à la pollution de l'air des EFS. Par ailleurs, les tâches des animateurs agents mobiles ont été modifiées et peuvent ainsi modifier l'exposition estimée pour les agents de recette. Concernant le matériel roulant et l'infrastructure, les modifications identifiées sur la période de 2005 à 2013 sont :

- principalement, l'automatisation de la ligne 1 avec l'installation de portes palières, le renouvellement du matériel roulant (MF01) sur les lignes 2 et 5, ainsi que sur la ligne RERA ;

- et probablement moins impactant sur la qualité de l'air des EFS, la rénovation du matériel roulant et l'installation de portes palières sur 40 % de la ligne 13, et la rénovation partielle du matériel roulant sur la ligne 3.

La sensibilité des résultats de l'ERS aux principales modifications identifiées entre 2005 et 2013 sur le matériel roulant et l'infrastructure a été testée en appliquant aux concentrations PM10 mesurées en 2005 chez les conducteurs (les plus exposés) les facteurs de correction suivants :

- sur la ligne 1 : un facteur de correction de 0,3, correspondant à la variation entre 2005 et 2013 de la concentration moyenne annuelle mesurée par la station SQUALES sur le quai de la station de Châtelet (L1) ;
- sur les lignes 2 et 5 : un facteur de correction de 0,75, correspondant à la variation rapportée par la RATP de la concentration avant et après le renouvellement du matériel roulant sur la ligne 2 ;
- sur le RERA : un facteur de correction de 0,65, correspondant à la variation entre 2005 et 2013 de la concentration moyenne annuelle mesurée par la station SQUALES sur le quai de la station d'Auber (RERA) ;
- et aucun facteur de correction sur les autres lignes.

La concentration d'exposition moyenne des conducteurs estimée sur l'ensemble des lignes métro en 2005 à $148 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ est réduite à $132 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ pour 2013, cette réduction étant trop faible pour modifier les résultats de l'évaluation de risque. De même pour les conducteurs du RERA dont la concentration passe de 203 à $132 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$.

D'autres facteurs ont pu évoluer entre 2005 et 2013, sans que leur impact sur la qualité de l'air des EFS n'ait pu être caractérisé, notamment :

- l'augmentation du trafic de voyageurs, avec pour conséquence attendue une augmentation de la concentration des particules liée à l'augmentation de la charge des rames ;
- l'amélioration de l'aération/ventilation, avec pour conséquence attendue une diminution de la concentration de particules ;
- la diminution du tabagisme, avec pour conséquence attendue une diminution de la concentration de particules, bien que cette diminution soit négligeable si on considère les concentrations d'exposition des conducteurs aux PM10 qui sont les plus élevées, alors que leur exposition à la nicotine est de loin la plus faible ;
- et l'évolution des chantiers sur le réseau, sans connaissance de l'impact attendu.

En tout état de cause, la potentielle diminution de la concentration d'exposition moyenne ne semble pas d'une amplitude suffisante pour remettre en cause les résultats de l'ERS.

Par ailleurs, l'ERS porte sur une exposition chronique (40 ans) et doit donc inclure les expositions passées. A ce titre, des mesures réalisées il y a une dizaine d'années ne peuvent être considérées comme obsolètes.

Pour calculer la moyenne des concentrations représentatives d'un métier sur l'ensemble des lignes de métro, la moyenne des médianes calculées sur chaque ligne a été pondérée par le nombre de trains pour les conducteurs (C) et les agents de manœuvre (AM) ; et par le nombre de voitures pour les agents de contrôle (AC) et les agents de recette (R). Cette pondération suppose que sur chaque ligne, les nombre de conducteurs et d'agents de manœuvre soient corrélés au nombre de trains en service sur la ligne ; et que les nombres de d'agents de contrôle et d'agents de recette soient corrélés au nombre de voitures en service sur la ligne. Cette hypothèse n'a pu être testée. Néanmoins sans cette pondération, la moyenne des médianes calculées sur chaque ligne pour les PM10 chez les conducteurs ($152 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) était équivalente à la concentration d'exposition moyenne utilisée dans l'ERS (avec pondération) ($148 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$). Et le même constat a été observé pour la majorité des substances. Pour d'autres substances, la moyenne calculée sans pondération était supérieure à celle utilisée dans l'ERS (par exemple chez les conducteurs : Cu, Zn, Sn, Sb, Ba et Pb), mais ne modifiait pas la sélection des substances, ni les résultats de risque.

Enfin, les préleveurs Chempass® entraînent une surestimation systématique des concentrations par rapport à des préleveurs de référence comme le Partisol®, aussi bien pour les mesures pondérales de particules que pour celles des HAP. Concernant les PM10 de l'air ambiant en général, les préleveurs Chempass® entraînent une surestimation des concentrations de PM10 d'un facteur 1,4 environ (LCSQA, 2002). La sensibilité des résultats de l'ERS a été testée en appliquant ce facteur aux concentrations PM10 mesurées chez les conducteurs (les plus exposés). La concentration d'exposition moyenne des conducteurs estimée sur l'ensemble des lignes métro en 2005 à $148 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ est réduite à $106 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, cette réduction étant trop faible pour modifier les résultats de risque. De même pour les conducteurs du RERA, dont la concentration passe de 203 à $145 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$; ainsi que pour la population des agents de recette la moins exposée dont la concentration passe de 75 à $55 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$.

9.5.3 Calcul du différentiel d'exposition des travailleurs des EFS aux substances par rapport à l'exposition de fond urbain

Une incertitude porte sur la comparabilité des résultats des campagnes de métrologie individuelle dans l'EFS (RATP, 2010) et à l'extérieur de l'EFS (Nerrière, 2004 ; Nerrière *et al.*, 2007 ; LCSQA, 2001), qui sont combinés pour calculer le différentiel d'exposition lié à la fréquentation de l'EFS. Ces résultats de mesure sont considérés comparables dans la mesure où les méthodes de prélèvement, d'analyse et l'appareillage sont similaires pour les PM10, les PM2,5 et les métaux (prélèvement Chempass®, analyse gravimétrique, sonde PIXE par le même laboratoire) et les BTEX (prélèvement par diffusion passive sur tube à charbon actif, analyse par chromatographie Gaz + Détection Ionisation de Flamme ou chromatographie Gaz-Spectrométrie de masse).

Concernant les HAP, les méthodes de dosage dans les PM10 utilisées respectivement dans l'étude RATP (RATP, 2010) et l'étude Génotox'ER (Nerrière, 2004 ; Nerrière *et al.*, 2007) sont très proches (extraction aux ultrasons, concentration de l'échantillon, analyse par HPLC à détection fluorométrique) à l'exception du solvant d'extraction : acétonitrile dans Génotox'ER, dichlorométhane dans l'étude de la RATP. En ce qui concerne l'extraction par ultrasons les deux solvants donnent des résultats similaires, avec une moyenne globale de 77 % pour l'acétonitrile et de 81 % pour le dichlorométhane (LCSQA, 2002). Néanmoins, l'absence de « scrubber » (épurateur de gaz tel que O_3) dans l'étude Génotox'ER constitue un biais de comparaison non négligeable en sousestimant les concentrations d'exposition à l'air urbain extérieur, donc en surestimant la part relative à l'air des EFS. Par ailleurs, bien que les valeurs inférieures à la limite de détection des HAP aient été traitées de la même manière (seuil / 2), le taux plus élevé de valeurs inférieures au seuil de mesure dans l'étude RATP constitue également un biais de comparaison avec l'étude Génotox'ER.

Concernant la fraction carbonée, l'étude du LCSQA (LCSQA, 2001) a dosé la fraction inhalable et non les PM10, bien que cela ne constitue vraisemblablement pas une différence importante. Comme pour l'étude RATP, l'analyse consistait en une phase de pyrolyse sous azote afin d'éliminer le OC (carbone organique) puis en une phase de combustion sous oxygène pour obtenir le EC (carbone élémentaire), les concentrations de OC et EC étant déterminées en fonction de l'analyse du CO_2 par spectrométrie infrarouge. Néanmoins, le nombre de mesures dans l'étude du LCSQA est très faible ($n=10$) entraînant une incertitude sur la concentration moyenne d'exposition au carbone (élémentaire et organique) à l'extérieur de l'EFS. Ceci étant, la surexposition calculée en lien avec la fréquentation des EFS est confortée par les études de la littérature internationale (voir chapitre 2).

La variabilité spatio-temporelle des mesures semble limitée compte tenu des périodes propres à chaque campagne (2005 pour RATP, été et hiver 2002 pour Génotox'ER, été et automne 2001 pour LCSQA) et des zones d'étude (Ile-de-France pour RATP et Génotox'ER, Angers pour LCSQA). En l'absence d'information sur la variabilité interlaboratoire des mesures, ce biais de comparaison ne peut être apprécié.

Le différentiel d'exposition a été calculé à partir des concentrations mesurées sur les lignes métro du réseau RATP. A titre indicatif, le différentiel a été calculé à partir des concentrations mesurées sur la ligne RER A, plus élevées en particules métalliques notamment (voir résultats en annexe 12). Par rapport aux lignes métro, ce calcul aboutit à ajouter le zirconium aux substances sélectionnés pour l'évaluation quantitative des risques sanitaires compte tenu d'un différentiel positif pour cette substance sur la ligne RER A. Le ratio exposition / VLEP largement inférieur à 1 ($3-5 \cdot 10^{-5}$) calculé à partir de la VLEP-8h la plus faible (valeur MAK de $1000 \mu\text{g}/\text{m}^3$) ne montre pas de risque pour les travailleurs exposés à cette substance. Il n'existe aucune VTR pour le zirconium.

Enfin, il convient de signaler que si cette étape de sélection des substances (surexposition des travailleurs par rapport à l'exposition de fond urbain) conduit à écarter des substances ubiquitaires pour lesquelles la fréquentation de l'EFS n'entraîne pas de surexposition. Elle ne permet pas d'écarter toutes les substances susceptibles d'entraîner des effets sur la santé. Par exemple, la prise en compte des concentrations d'exposition moyenne aux HAPs mesurés sur les lignes métro aurait entraîné un ERI de 10^{-4} environ.

9.5.4 Sélection des VTR et des VLEP

Une incertitude porte sur la sélection implicite à cette étape des substances pour lesquelles il existe une VTR ou une VLEP. Ainsi, le risque n'a pu être caractérisé pour Sr, EC et OC en l'absence de VTR et de VLEP. Pour les PM des EFS ne disposant pas non plus de VTR ni de VLEP, une évaluation a été développée selon une méthode différente de celle des autres substances.

Pour les substances ne disposant que d'une VLEP, comme le fer, cette méthode crée un biais de cohérence par rapport aux substances disposant d'une VTR compte tenu des valeurs des VLEP généralement plus élevées que celles des VTR ajustées. En effet, les VLEP sont des valeurs de gestion pour la surveillance des expositions professionnelles, qui ne protègent pas forcément des effets réversibles ou les plus sensibles comme c'est le cas pour les VTR. Pour tenter de limiter ce biais et favoriser les VLEP dont la construction est transparente, seules les VLEP établies ou révisées depuis 2000 par l'ANSES, l'ACGIH, la MAK, le DECOS et le SCOEL, ont été considérées. L'année plancher d'élaboration/révision (2000) correspond à l'année où l'ACGIH a réalisé une large révision de ses VLEP. Enfin la méthode de construction et la qualité variables des VTR et VLEP selon les substances constituent un biais supplémentaire de cohérence entre les substances, ce biais étant inhérent à la démarche générale de l'ERS. Néanmoins, tous ces biais ont finalement peu de portée dans la mesure où aucune substance (PM exclues) mesurée sur les lignes métro ne présente de risque *in fine*.

9.5.5 Calculs d'un quotient de danger (QD), d'un excès de risque individuel (ERI) et du ratio exposition / VLEP (R_{VLEP})

Outre le fait que les QD, ERI et R_{VLEP} du Sr, du EC et du OC n'ont pu être calculés en l'absence de VTR et de VLEP pour ces substances, la démarche d'évaluation des risques utilisée comporte des limites inhérentes à sa méthode de construction, notamment la non prise en compte des interactions possibles entre différents polluants (effets synergiques, de potentialisation, antagonistes). Pour intégrer les effets sans seuil de dose des différentes substances, les ERI de chaque substance ont été sommés ($\sum\text{ERI}$) en supposant une additivité de ces effets, puis $\sum\text{ERI}$ a été comparé au seuil de 10^{-5} .

9.5.6 Caractérisation des risques liés aux particules des EFS par analogie avec les particules de l'air ambiant extérieur

Cette approche présente des incertitudes de par sa nature (extrapolation, qualitative). Elle correspond à une extrapolation car l'indicateur d'exposition (PM_{2,5}) n'a pas la même signification pour les particules de l'air ambiant extérieur et pour les particules des EFS, en termes de caractéristiques physico-chimiques et vraisemblablement en termes de toxicité.

En termes de caractéristiques physico-chimiques, les PM_{2,5} des EFS sont notamment plus riches en fer et autres éléments métalliques, en carbone (élémentaire et organique), plus denses, moins sphériques, moins hydrosolubles, et le ratio massique PM_{2,5}/PM₁₀ est plus faible dans les EFS. Par rapport à l'air ambiant extérieur, les concentrations massiques de particules dans les EFS sont davantage gouvernées par un nombre relativement faible de grosses particules. Ainsi, à concentrations massiques équivalentes, l'aérosol des EFS comprend moins de particules en nombre et en surface que l'aérosol urbain extérieur. Dans la littérature, la surface de contact des particules a été reliée à leur toxicité, notamment pour les effets pro-inflammatoires (Duffin *et al.* 2002 ; Faux *et al.* 2003).

Néanmoins, la toxicité relative des particules des EFS est peu documentée et ces études ne permettent pas de conclure qu'à concentrations massiques égales, elles seraient moins toxiques que les particules de l'air ambiant extérieur. Pour rappel, la toxicité relative des particules des EFS avec celles de l'air extérieur ou des particules diesel n'a été documentée que pour des expositions aiguës. Les données disponibles montrent un stress oxydant, une cytotoxicité et une génotoxicité élevés des particules des EFS, et suggèrent une toxicité accrue des particules des EFS en termes d'inflammation systémique et respiratoire, et à l'inverse une toxicité moindre sur la fonction ventilatoire par rapport à des indicateurs de pollution urbaine extérieure (PNC, NO_x et NO₂).

Enfin, il convient de rappeler que dans le cadre des principales études épidémiologiques sur les effets de la pollution de l'air ambiant extérieur, les PM_{2,5} (et PM₁₀) sont un indicateur d'exposition à la pollution incluant un mélange complexe de polluants. Ce mélange est vraisemblablement différent de celui de l'air des EFS compte tenu des conditions climatiques et physico-chimiques très distinctes dans ce micro-environnement : températures moins variables, absence de précipitation et d'ensoleillement, conditions aérauliques spécifiques.

Ces conditions posent question sur la cohérence et la plausibilité des effets associés aux concentrations massiques de particules de l'air ambiant extérieur par rapport à ceux de l'air des EFS. Néanmoins, les connaissances relatives aux effets sanitaires des particules de l'air ambiant extérieur, parmi les plus documentées des expositions environnementales, sont telles qu'elles ne peuvent être ignorées.

Considérant :

- les concentrations d'exposition aux PM_{2,5} des travailleurs dans les EFS (de 70 à 80 µg.m⁻³³⁴) très nettement supérieures à celles mesurées à l'extérieur même à proximité ou au sein du trafic routier, et à l'intérieur dans les logements, et la surexposition aux PM_{2,5} des travailleurs des EFS par rapport à l'exposition de fond urbain (de +41% à +52% sur un an),
 - et l'augmentation du risque de décès de causes naturelles et cardiovasculaires déjà associée aux concentrations de fond de l'air extérieur en PM_{2,5} (<20 µg.m⁻³),
- les risques associés aux PM_{2,5} de l'air ambiant extérieur peuvent être attendus pour l'exposition des travailleurs aux PM_{2,5} des EFS.

La mise en perspective avec des relations exposition-risque selon les composés chimiques des PM_{2,5} de l'air ambiant extérieur comporte également des incertitudes de par la difficulté des études épidémiologiques à estimer les risques d'un composé particulière isolément des autres polluants et des sources qui peuvent lui être reliées. Par ailleurs, l'absence de composé identifié comme appauvri dans les EFS par rapport à l'air extérieur peut conduire à surestimer les risques attendus. Ce point est vraisemblablement dû à la sélection des composés mesurés dans la campagne de mesure dans les EFS (RATP, 2010). Cette approche présente néanmoins l'intérêt de tirer parti des larges études épidémiologiques permettant de mettre en évidence des risques délétères pour la santé humaine à des concentrations faibles d'exposition, en tenant compte de la composition chimique des particules des EFS.

³⁴ Concentrations d'exposition moyenne sur 7h quantifiées pour les conducteurs, les agents de contrôle et les agents de manœuvre. La concentration d'exposition moyenne quantifiée chez les agents de recette est inférieure (50 µg.m⁻³).

9.5.7 Caractérisation par calcul d'une marge entre l'exposition et un indicateur de toxicité des particules de l'air des EFS

➤ Choix de l'étude clé, de l'effet critique et de l'indicateur toxicologique

La principale incertitude porte sur l'utilisation d'une étude d'exposition aiguë par instillation intra-trachéale pour évaluer les risques d'une exposition chronique des travailleurs des EFS, à défaut d'étude disponible d'exposition (sub)chronique ou répétée.

L'extrapolation d'une étude aiguë à une exposition chronique est une démarche toujours délicate et il est généralement redouté une possible sous-estimation du risque. Néanmoins les discussions sur le sujet restent ouvertes, et ce type de démarche impliquant également les études par instillation intra-trachéale est par exemple présenté comme une stratégie alternative à l'évaluation des dangers des nanoparticules manufacturées en l'absence de données chez l'Homme ou d'étude par inhalation chez l'animal (Nel *et al.* 2013). Cette démarche a d'ailleurs déjà été utilisée en pratique pour le même effet critique (inflammation des voies respiratoires avec augmentation des neutrophiles du LBA) compte tenu des données limitées (Shinohara *et al.* 2011).

Plusieurs arguments sont plutôt rassurants vis-à-vis d'une éventuelle sous-estimation du risque liée aux différences de durée d'exposition. Tout d'abord, les études ayant investigué les risques liés à l'exposition aux particules des EFS ne montrent pas de risque de cancer broncho-pulmonaire (Gustavsson *et al.* 2008), ni d'infarctus du myocarde (Bigert *et al.* 2007), ni d'effet fibrosant (Cullen *et al.* 1995), ce qui peut laisser supposer une absence d'effets sévères lors d'expositions chroniques. De plus, l'extrapolation des effets à long terme à partir des effets observés par instillation intratrachéale (Bachoual *et al.* 2007) est rendue plus réaliste d'un point de vue cinétique par l'ajustement dosimétrique avec MPPD intégrant la clairance pulmonaire dont le transport mucociliaire de la région trachéo-bronchique et des portions postérieures au passage oronasal. Concernant les effets inflammatoires, l'étude de Baisch *et al.* (2014) montre que sur 24h la réponse (pourcentage de neutrophiles dans le LBA de rats F-344) est diminuée pour une exposition répétée à des particules de TiO₂ par rapport à une exposition unique, à doses totales équivalentes, que ce soit par inhalation ou par instillation intra-trachéale en lien avec le débit de dose. Ce résultat semble donc en faveur d'une surestimation, et non d'une sous-estimation, du risque lié aux différences sur la durée d'exposition pour ce type d'effets. Sur le long terme cependant, une sous-estimation du risque ne peut être exclue.

Il convient de préciser que les plus fortes doses testées par Bachoual et al (2007) étaient cohérentes avec des doses de rétention pulmonaire liée à une exposition chronique des travailleurs du métro simulées avec MPPD (Figure 53) ; ces doses de rétention étaient elles-mêmes cohérentes avec des charges pulmonaires mesurées chez des meuleurs d'acier dont l'exposition externe aux particules est proche de celle des travailleurs du métro. Par ailleurs, l'inflammation des voies respiratoires liée à l'exposition aux particules des EFS peut être vue comme un effet précurseur protégeant au moins en partie des risques liés à une exposition chronique. En effet, Bachoual et al (2007) observent des effets (neutrophiles et cellularité totale) par instillation de particules de métro légèrement plus élevés que ceux par instillation de particules diesel (particules modèle SRM1650) ; et alors que les particules diesel, beaucoup plus documentées, présentent une toxicité chronique partiellement liée à l'inflammation.

Dans le cas présent, la principale incertitude résiduelle identifiée concerne la différence de voie d'exposition entre l'étude de toxicité par instillation intratrachéale et l'exposition des travailleurs par inhalation. D'après l'étude de Baisch et al (2014), la réponse inflammatoire à court terme (jusqu'à 24h) au niveau des voies respiratoire à l'exposition à des nanoparticules de TiO₂ est potentiellement exagérée par instillation par rapport à l'inhalation. Le débit de dose déposée joue un rôle clé dans ce différentiel et dans le mécanisme d'action (médiateurs de l'inflammation, HO-1 marqueur de stress oxydant). La réponse inflammatoire par inhalation semble initiée davantage par les cellules inflammatoires résidentes dans les poumons, alors que celle par instillation (débit élevé de dose déposée) implique une signalisation par le parenchyme pulmonaire, les cellules

inflammatoires résidentes et infiltrées. Néanmoins, les résultats de cette étude mis en perspective avec ceux de Bachoual *et al.* suggèrent qu'une étude similaire à celle de Bachoual, mais par inhalation, aurait montré une réponse inflammatoire significative (neutrophiles) aux mêmes doses de particules du RER, bien que probablement atténuée par rapport à l'étude existante par instillation intratrachéale, compte tenu :

- de la réponse inflammatoire plus modeste mais significative par inhalation à 24h (neutrophiles) dans l'étude de Baisch *et al.* (2014), incluant une augmentation dose dépendante des neutrophiles par inhalation à 24h dans l'étude de Baisch *et al.* bien qu'elle soit là aussi largement inférieure à l'augmentation par instillation,
- de l'ampleur de la réponse (neutrophiles) dans Bachoual *et al.* (2007) visuellement supérieure au facteur 4 observé entre la réponse par instillation et la réponse par inhalation dans Baisch *et al.* (2014).

Cette extrapolation des effets observés en instillation par Bachoual *et al.* (2007) à 8h (augmentation des neutrophiles) à des effets après 40 ans d'exposition par exemple peut être vue comme une démarche protectrice compte tenu du débit de dose déposée élevé dans l'étude de Bachoual *et al.* (2007) par instillation unique par rapport à une exposition par inhalation sur 40 ans, et compte tenu de la corrélation entre l'augmentation du débit de dose déposée de TiO₂ et l'augmentation de l'influx des neutrophiles mis en évidence par Baisch *et al.* (2014).

Cette mise en perspective des résultats de Baisch *et al.* (2014) avec ceux de Bachoual *et al.* (2007) doit néanmoins être interprétée avec prudence compte tenu des doses testées différentes (plus forte dose : 4.5 mg/kg pour Bachoual *et al.* 2007 vs 0.55 mg/kg pour Baisch *et al.* 2014 en considérant un poids de rat adulte de 300g), des potentiels pro-inflammatoire et pro-oxydant des particules du RER supérieurs à ceux des particules de TiO₂, et de certains mécanismes de toxicité probablement différents en lien avec une part soluble plus importante des particules du RER par rapport aux particules de TiO₂. Baisch *et al.* indiquent d'ailleurs qu'un mélange d'oxydes métalliques (Ni et V) administré à une dose déposée équivalente par inhalation en nose-only ou par instillation intra-trachéale, avait produit des réponses similaires entre les deux méthodes pour les neutrophiles et les protéines du LBA, pour l'histologie pulmonaire et pour la réactivité des voies respiratoires (Costa *et al.* 2006, cité dans Baisch *et al.* 2014). Un contre-exemple est même rapporté par Nel *et al.* (2013) avec des réponses pulmonaires à court terme à des nanotubes de carbone environ 4 fois plus élevées par inhalation par rapport à l'instillation oro-pharyngée pour des doses déposées estimées équivalentes. Les auteurs suggèrent que les particules inhalées sont mieux dispersées et ont en conséquence une plus grande surface de contact disponible pour l'interaction biologique.

Plus anecdotique, la préparation de l'échantillon (durée de sonication de 3 minutes) dans l'étude de Bachoual *et al.* (2007) pourrait avoir entraîné une diminution de l'influx des neutrophiles si on se réfère à l'étude de Baisch *et al.* (2014), à l'inverse de l'utilisation d'une solution stérile saline (0.09% NaCl) dont on sait qu'elle peut légèrement exagérer la réponse inflammatoire.

Enfin, les implications physiopathologiques de l'effet critique (inflammation des voies respiratoires) ne peuvent être précisées à cause des connaissances limitées sur la toxicité des particules des EFS. Néanmoins, il ne peut être exclu que cet effet biologique des particules des EFS aient une répercussion sur la santé cardiovasculaire et respiratoire, sous réserve d'une analogie avec les mécanismes d'action des particules de l'air ambiant extérieur. En effet, concernant l'exposition aux particules de l'air ambiant extérieur, les phénomènes inflammatoires et de stress oxydant peuvent agir directement sur les fonctions respiratoires. De plus, l'inflammation et le stress oxydant pulmonaires peuvent induire une inflammation et un stress oxydant systémiques qui, seuls ou associés à d'autres mécanismes, concourent à provoquer ou exacerber différentes pathologies cardiovasculaires associées à l'exposition aux particules de l'air ambiant extérieur : développement de l'athérosclérose, événements ischémiques tels que l'infarctus du myocarde et l'accident vasculaire cérébral, insuffisance cardiaque congestive, et possiblement le développement de facteurs de risques cardiovasculaires comme l'hypertension et le diabète (Brook, 2008).

➤ Détermination d'une dose externe équivalente humaine chez les travailleurs à partir d'un ajustement dosimétrique de l'indicateur toxicologique

Typiquement, dans le cadre d'une EQRS concernant l'inhalation chronique de particules, il conviendrait d'utiliser une étude d'exposition répétée (sub)chronique par inhalation pour l'ajustement dosimétrique. En l'absence d'une telle étude sur les particules des EFS, et en s'appuyant sur la démarche analogue de Shinohara et al (2011), une dose externe d'exposition chronique a donc été extrapolée à partir d'une dose instillée unique. La démarche proposée revient à supposer qu'un effet néfaste (inflammation des voies respiratoires et effets consécutifs) peut être écarté lorsque la dose de rétention pulmonaire modélisée après 40 ans d'exposition chez les travailleurs (AUC) est inférieure à la dose interne humaine équivalente à la dose instillée sans effet (NOAEL) chez la souris, toutes considérations d'ordre cinétique et facteurs d'incertitudes étant prises en compte par ailleurs. Cependant, les résultats de cette démarche pragmatique ne peuvent être à ce jour confirmés à partir des données de la littérature.

Pour l'extrapolation de la dose interne chez l'Homme à partir de la dose instillée chez la souris, l'indicateur de dose interne utilisé correspond au ratio de la masse de particules sur la surface de la région alvéolaire, en supposant que le siège de l'augmentation des neutrophiles est principalement la région alvéolaire ; et ce afin de privilégier un indicateur de dose interne étroitement relié au mécanisme d'action inflammatoire, comme préconisé par Jarabek et al (2005). Compte tenu de la voie d'exposition par instillation intra-trachéale chez Bachoual et al (2007), l'utilisation du ratio de la masse de particules sur la surface pulmonaire totale (incluant la région trachéobronchique) a été envisagée. Néanmoins, comme la surface de la région alvéolaire est beaucoup plus élevée que celle de la région trachéobronchique pour les deux espèces, le résultat n'aurait pas été significativement modifié. Par ailleurs, le ratio masse / surface alvéolaire a également été retenu dans la démarche analogue de Shinohara *et al.* (2011) partant d'une instillation intratrachéale.

A partir de la dose interne chez l'Homme, la dose externe (ou d'exposition en $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) a été reconstruite en modélisant avec le modèle MPPD2.1 une charge de rétention pulmonaire après 40 ans d'exposition des travailleurs (8h/j, 5j/sem, 48 sem/an) équivalente à la dose interne. La sensibilité des résultats (dose externe et MOE chez les conducteurs de métro) a été testée en modifiant des paramètres d'entrée du modèle. Un seul paramètre a été modifié à chaque « run » afin d'isoler son influence, en supposant une absence d'interaction entre les principaux paramètres. Les résultats de l'analyse de sensibilité sont présentés dans le Tableau 79.

Tableau 79 : Analyse de la sensibilité des résultats de risque à la modélisation MPPD2.1

Modélisation de référence			Dose externe En $\mu\text{g.m}^{-3}$		MOE<MOEref (oui/non)
			440		oui
Catégorie du paramètre d'entrée MPPD	Réglage modifié du paramètre d'entrée MPPD	Source du réglage modifié	Dose externe modifiée		MOE<MOEref (oui/non)
			En $\mu\text{g.m}^{-3}$	En % de modification	
Caractéristiques individuelles (modèle 5-Lobar Yeh-Schum)	0,1 x taux par défaut de clairance alvéolaire et interstitielle	Par défaut	9,7	-98%	oui
	10 x taux par défaut de clairance alvéolaire et interstitielle	Par défaut	3933	+794%	non
Scénario d'exposition	Volume tidal (Vt) = 1250 cm ³	Valeur de référence pour les hommes adultes caucasiens en exercice léger (ICRP, 1994)	348	-21%	oui
	Schéma respiratoire au repos : 12 resp/min Vt 625 mL	(ICRP, 1994)	1206	+174%	oui
	Schéma respiratoire en exercice intense : 26 resp/min Vt 1923 mL	(ICRP, 1994)	191	-57%	oui
	Durée d'exposition = 7h/j, 5j/semaine, 1440 semaines (soit 48 semaines/an pendant 30 ans)	Valeurs hautes des données de durée de travail transmises au GT en 2013 par les exploitants de transport ferroviaire souterrain	538	+22%	oui
Propriétés des particules	Diamètre médian en nombre de particules/aggrégats/agglomérats (CMD) = 350 nm	Par défaut à partir de (Tokarek <i>et al.</i> 2002 ; Seaton <i>et al.</i> 2005 ; Raut <i>et al.</i> 2009a ; Garrigou <i>et al.</i> 2013)	790	+80%	oui
	Diamètre aérodynamique médian en masse (MMAD) = 1,7 μm	Diamètre aérodynamique moyen en masse mesuré dans les particules totales dans le métro de Londres (Gorbunov <i>et al.</i> 1999)	750	+70%	oui

	Diamètre aérodynamique médian en masse (MMAD) = 3,3 µm	Diamètre aérodynamique moyen en masse calculé à partir de la densité et du diamètre physique mesuré au microscope, dans les particules totales (<35 µm) dans le métro du Caire (Awad, 2002)	948	+115%	oui
	Densité des particules = 5,25 g.cm ⁻³	Densité du Fe ₂ O ₃	423	-4%	oui
	Ajustement de l'inhalabilité : désactivé	s.o.	441	+0,2%	oui
	Modèle nanoparticules : désactivé	s.o.	441	+0,2%	oui

Il en ressort que la modification de plusieurs des paramètres testés individuellement entraîne une modification importante de la dose externe, mais que seul le taux de clairance alvéolaire et interstitielle, si il est multiplié par 10, entraîne une modification du résultat de risque (MOE>MOEref).

Il n'existe aucune donnée disponible de clairance humaine pour les particules EFS. A titre indicatif, une demie-vie de rétention pulmonaire de 700 jours a été modélisée pour les oxydes de nickel (Oller et Oberdöster, 2010), soit un taux de clairance de 0,001 j⁻¹ correspondant au taux de clairance moyenne utilisé dans la modélisation (ICRP, 1994). Aucune donnée permettant de valider formellement la modélisation dosimétrique n'a été identifiée. Cependant, le modèle a été testé pour prédire la persistance de particules métalliques par ailleurs mesurée dans les poumons de meuleurs d'acier inoxydable par Koponen *et al* (1981). En effet, l'exposition externe moyenne des meuleurs d'acier inoxydable aux concentrations de particules en masse, nombre et surface est proche de celle des travailleurs dans les EFS (conducteurs, agents de manœuvre, agents de contrôle, agents de recette) (paragraphe 7.1.2). Pour tester le modèle, la concentration d'exposition moyenne des travailleurs en EFS de 145 µg.m⁻³ a été utilisée dans MPPD avec les mêmes paramètres (Tableau 76), et la rétention pulmonaire modélisée a été comparée à celle de 0,2 g mesurée dans les poumons de meuleurs d'acier inoxydable exposés depuis 11 ans en moyenne (soit 4000 jours) (Koponen *et al.* 1981) (voir figure ci-dessous). Après 4000 jours d'exposition, la rétention pulmonaire modélisée par MPPD est de 0,16 g, valeur similaire à celle mesurée chez des meuleurs d'acier. Bien que cette très grande similitude entre les résultats puisse être partiellement fortuite, elle conforte l'utilisation de cette modélisation dosimétrique, et notamment des valeurs de clairance utilisées par défaut. Par ailleurs, il conviendrait d'avoir plusieurs valeurs mesurées dans le temps afin de tester plus rigoureusement la modélisation. Le modèle MPPD pourrait surestimer la clairance pulmonaire dans la mesure où les taux de clairance sont constants et ne tiennent donc pas compte d'une réduction possible liée à l'accumulation pulmonaire des particules et au vieillissement des individus.

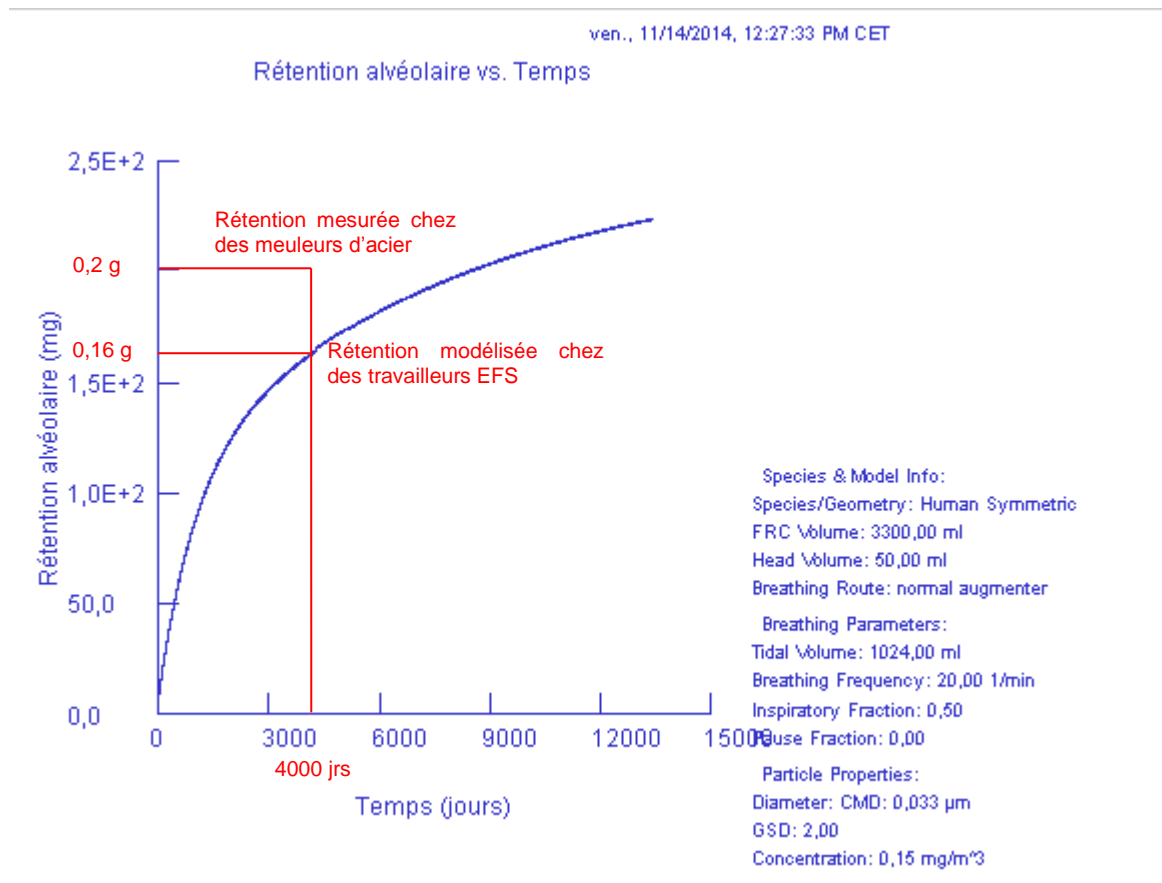


Figure 53 : Test de la modélisation dosimétrique MPPD2.1 (concentration d'exposition moyenne aux PM10 des travailleurs en EFS de $145 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) versus la charge de particules mesurée dans les poumons de meuleurs d'acier inoxydable (0,2 g)

Par ailleurs, le polymorphisme des particules des EFS avec entre autres des particules en lamelles pourrait être source d'incertitude sur les résultats du modèle MPPD adapté à des particules plutôt sphériques. Néanmoins, une analyse de sensibilité de la version du modèle MPPD intégrant le paramètre d'entrée « ratio longueur/diamètre des particules » n'a pas montré une sensibilité importante du modèle pour ce paramètre (Gangwal *et al.* 2011). Enfin, MPPD est adapté à des particules peu solubles, ce qui semble être le cas des particules EFS (cf chapitre 2) composées de particules ferrugineuses sous forme de nanocristaux d'oxydes de fer (hématite, magnetite) (Moreno *et al.* 2015) et générées notamment par des mécanismes de friction ou d'arrachement. Néanmoins, la solubilité de ces particules n'a jamais été testée dans des conditions proches de celles du poumon, et la possibilité d'une élimination partielle des particules (clairance) par hydrolyse, non considérée dans la modélisation MPPD, ne peut être exclue.

➤ Comparaison de la marge séparant l'exposition des travailleurs des EFS et la dose externe équivalente humaine, avec une marge de référence

Les facteurs d'incertitudes composant la marge d'exposition de référence déterminée sont discutés au paragraphe 9.4.2.2.3 en suivant les lignes directrices de REACH (ECHA, 2012). D'autres lignes directrices que celles de REACH existent pour déterminer la valeur de facteurs d'incertitude et donc de la marge d'exposition de référence, comme par exemple le document de référence pour la construction et la mesure de valeurs limites d'exposition à des agents chimiques en milieu professionnel (VLEP) (ANSES, 2014). L'utilisation de cet autre référentiel n'aurait pas modifié les conclusions. En effet, il considère par défaut un facteur résiduel d'incertitude lié à la variabilité inter-espèces de 3 lorsqu'un ajustement dosimétrique a été réalisé (US-EPA, 1994), et un autre maximal de 5 lié à la variabilité intra-espèces, soit une MOE_{ref} de 15 au lieu de 12,5 en suivant les lignes directrices de REACH. Les lignes directrices de REACH issues d'un consensus européen récent dans un cadre réglementaire ont été privilégiées.

Les résultats de l'ERS réalisée peuvent être mis en perspective avec une étude de cohorte prospective (Bigert *et al.* 2008). Cette étude a en effet montré des concentrations plasmatiques en PAI-1 et hs-CRP augmentées dans le groupe le plus exposé (travailleurs sur quais) par rapport à celui moins exposé, suggérant un effet inflammatoire systémique à long terme des particules inhalées par les travailleurs dans le réseau ferré souterrain de Stockholm (cf paragraphe 5.2.1.2). Dans cette étude, le niveau moyen d'exposition individuelle aux PM_{2,5} était de 79 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ (travailleurs sur quais), soit un niveau d'exposition estimée au PM₁₀ de 158 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ si on suppose un ratio PM_{2,5}/PM₁₀ de 0,5 (cf paragraphe 3.3.2). Cette exposition pour laquelle un effet inflammatoire systémique est suggéré chez l'Homme correspond à une MOE de 2,8 (440 / 158). La MOEref déterminée (12,5) est donc 4,5 fois supérieure à cette MOE pour laquelle des effets inflammatoires systémiques ont été suggérés chez l'Homme (Bigert *et al.* 2008). Cet écart est en faveur d'une démarche plutôt protectrice globalement.

9.6 Conclusion

Cette évaluation porte sur les travailleurs qui exercent leur métier durant les horaires de trafic des rames de voyageurs, et regroupant l'exploitation du transport, l'organisation du transport et des services, les commerces, la police, la sécurité, la prévention et l'action sociale.

Chez ces travailleurs, une inflammation des voies respiratoires et des effets consécutifs à cette inflammation sont estimés probables en lien avec une exposition chronique aux particules des EFS, sur la base d'un effet démontré par une étude de la toxicité aiguë de ces particules chez l'animal. Un risque d'effets délétères sur la santé cardiovasculaire et respiratoire en lien avec l'exposition chronique de ces travailleurs aux particules des EFS peut être attendu par analogie avec les risques sanitaires bien documentés des particules de l'air ambiant extérieur.

L'évaluation par analogie avec les particules de l'air ambiant extérieur présente des incertitudes dans la mesure où l'indicateur d'exposition (PM_{2,5}) n'a pas la même signification pour les particules de l'air ambiant extérieur et pour les particules des EFS, en termes de caractéristiques physico-chimiques et vraisemblablement en termes de toxicité. Néanmoins, bien que la toxicité relative des particules des EFS ait été à ce jour peu documentée, les données toxicologiques disponibles suggèrent qu'à concentrations massiques équivalentes, elles ne sont pas moins toxiques à court terme que les particules de l'air ambiant extérieur.

L'évaluation sur la base de l'étude de toxicité aiguë chez l'animal présente des incertitudes principalement liées à l'extrapolation d'une dose externe d'exposition chronique à partir d'une dose instillée unique. En l'absence d'étude d'exposition chronique, cette extrapolation a été retenue compte tenu du caractère jugé protecteur de la démarche et afin de prendre en compte l'exposition cumulée dans le temps. Ces caractéristiques de la démarche sont jugées prépondérantes sur les incertitudes en termes de cohérence entre les effets observés en exposition aiguë et les effets prédits en exposition chronique.

Aucune des substances suivantes, auxquelles ces travailleurs des EFS (lignes métro) sont susceptibles d'être surexposés par rapport à l'exposition de fond urbain, ne présente de risque sanitaire dépassant les seuils retenus : Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, As, Mo, Sn, Sb, Ba, Pb ; à l'exception du Mn et du Ni sur la ligne RER A en particulier. Pour rappel, la démarche d'évaluation des risques utilisée ne prend pas en compte des interactions possibles entre différents polluants ayant des effets à seuil de dose : effets synergiques, de potentialisation, antagonistes.

Les risques liés au Sr, EC et OC n'ont pu être évalués en l'absence de VTR et de VLEP. Les endotoxines, les fibres amiante et les fibres minérales artificielles et la silice cristalline n'ont pas été évaluées compte tenu de leur concentration d'exposition mesurée sur quelques lignes du métro seulement et jugée suffisamment négligeable (inférieures aux VLEP alors en vigueur) par le comité de suivi de cette étude pour ne pas être mesurée sur l'ensemble des lignes. Les HAPs volatils et semi-volatils n'ont pas été évalués en l'absence de concentration d'exposition disponible.

10 Conclusions et recommandations du groupe de travail

10.1 Conclusions

➤ Pollution de l'air des enceintes ferroviaires souterraines et exposition des travailleurs

Il existe 7 réseaux d'EFS en France respectivement dans les agglomérations de Lille, Lyon, Marseille, Paris, Rennes, Toulouse et Rouen. Dans les EFS françaises, comme observé dans les EFS à l'étranger, les concentrations massiques de PM10 et PM2,5 sont nettement supérieures à celles mesurées à l'extérieur même en proximité du trafic routier, et sont corrélées au trafic des rames de voyageurs. La masse des particules PM10 est composée de fer, de carbone organique et de carbone élémentaire principalement, ainsi que de cuivre, de baryum et d'autres éléments métalliques (chrome, nickel, manganèse, etc.) et minéraux (Si, Ca, etc.). La concentration de certaines substances (HAP, HAM, composés carbonylés et NO_x) est parfois légèrement élevée dans les EFS par rapport à l'air extérieur du fait de leur persistance et accumulation (moins de photochimie, dépôt) ou de sources internes. Néanmoins, leur concentration est davantage influencée par l'apport d'air extérieur et reste inférieure aux concentrations en proximité du trafic routier. La principale source des particules riches en fer est l'usure des matériaux par la friction roue-frein, suivie du contact roue-rail et du contact entre le matériel roulant et le système d'alimentation électrique. Les sources de la fraction carbonée des particules semblent être le freinage, l'usure des pneus, la remise en suspension des particules émises par les motrices diesel lors des opérations de maintenance, ainsi que l'apport d'air extérieur.

D'après les données communiquées en 2013 par les exploitants de transport ferroviaire souterrain, le nombre de travailleurs exerçant régulièrement dans les 7 réseaux d'EFS en France (métro, RER) est estimé à plus de 28000 individus dont plus de 26000 individus en Ile-de-France³⁵.

La principale observation est la rareté des données disponibles, tant au niveau international qu'en France, sur l'exposition des travailleurs de la maintenance des infrastructures représentant environ 8000 individus qui sont vraisemblablement les plus intensément exposés. Ces activités sont réalisées en tunnels, le plus souvent de nuit en dehors de la période de trafic des rames de voyageurs. Des expositions aux émissions des motrices diesel, à la silice cristalline, aux particules métalliques ou encore à l'amiante sont possibles lors de ces opérations de maintenance. Ces expositions s'ajoutent aux autres facteurs de risques pour la santé tels que le confinement, le bruit, les délais contraints, la charge physique, la chaleur ou le travail de nuit.

En revanche, les conducteurs, agents de manœuvre, agents de recette, agents de contrôle ont fait l'objet d'une étude de métrologie individuelle par la RATP en 2005. Parmi ces quatre métiers, les conducteurs sont les plus exposés aux PM10, avec une médiane à 155 µg.m⁻³ puis viennent ensuite les métiers d'agent de manœuvre et de contrôle avec des médianes supérieures à 130 µg.m⁻³ et enfin les agents de recette avec une médiane à 75 µg.m⁻³. La situation est sensiblement la même pour les PM2,5 avec une médiane de 70 à 80 µg.m⁻³ pour les trois premiers métiers et à 50 µg.m⁻³ pour les agents de recette. Globalement, les conducteurs, agents de contrôle et agents de manœuvre sont exposés à des particules riches en fer et en carbone principalement. Les agents de recette, plus éloignés des voies, sont moins exposés au fer.

35 Par ailleurs, environ 3300 agents SNCF travaillent plus ou moins ponctuellement à la maintenance des tunnels répartis sur le réseau national SNCF. Ils ne sont pas concernés par la présente expertise.

En France, toutes les concentrations d'exposition disponibles en fibres ont été mesurées lors de la phase pilote de cette étude en 2003-2004 sur quelques lignes métro et RER du réseau francilien. Celles-ci variaient de 0,0021 f/cm³ à 0,1056 f/cm³ pour l'étude des fibres d'amiante en microscopie optique à contraste de phase. Aucune fibre d'amiante n'a été mise en évidence en microscopie électronique à transmission analytique. Les concentrations variaient et de 0,0009 f/cm³ à 0,0368 f/cm³ pour l'étude des fibres minérales artificielles (< 3 µm de diamètre). A l'occasion de cette même phase pilote, les concentrations de silice cristalline variaient de 0,2 à 3 µg/m³ (quartz)³⁶. Les mesures françaises de silice, de fibres d'amiante et de fibres minérales artificielles ne montrent pas de dépassement des VLEP. Sur le plan international, la présence de fibres d'amiante a été observée dans une seule étude sur le métro de Seoul et des concentrations importantes de silice ont été mesurées dans le métro de Rome sans toutefois dépasser les valeurs limites.

➤ Toxicité et effets sanitaires liés à la pollution de l'air des enceintes ferroviaires souterraines

De très nombreuses publications scientifiques montrent, de par le monde, que l'exposition aiguë et chronique aux particules de l'air ambiant extérieur est associée à des effets délétères sur la santé, notamment au niveau respiratoire et cardiovasculaire : accidents vasculaires cérébraux, cardiopathies, cancers du poumon, affections respiratoires, chroniques ou aiguës, y compris l'asthme, etc.

Sur le plan épidémiologique, les données disponibles sur les particules des EFS ne permettent pas de statuer sur les risques à long terme ni sur les risques cumulés avec d'autres expositions professionnelles. Les quelques études transversales et cas-croisés ne mettent pas en évidence d'effets importants à très court terme sur la fonction ventilatoire, la santé respiratoire et cardiovasculaire. Aucun excès de risque de cancer broncho-pulmonaire ni d'infarctus du myocarde n'a été mis en évidence sur la base d'une seule étude pour chacun de ces deux effets ; ces deux études étant sujettes à des biais de confusion et des biais de classement de l'exposition. Au final, le corpus d'études épidémiologiques reste assez peu informatif à ce jour pour évaluer les risques liés à l'exposition des travailleurs à la pollution de l'air des EFS, compte tenu du faible nombre d'études et des limites et biais identifiés dans ces études.

Les données disponibles sur la toxicité des particules de l'air des EFS sont très limitées et portent uniquement sur des effets à court terme. Les données expérimentales *in vitro* montrent un stress oxydant, une cytotoxicité et une génotoxicité élevées des particules des EFS par rapport à la toxicité des particules de l'air extérieur ou des particules diesel. Les données disponibles chez l'Homme et chez l'animal *in vivo* suggèrent une toxicité accrue des particules des EFS en termes d'inflammation systémique et respiratoire. Une seule étude à très forte dose chez l'animal a recherché et a montré une persistance de l'inflammation respiratoire 60 jours après instillation sans montrer de potentiel fibrosant. A l'inverse, les données suggèrent des effets moindres sur la fonction ventilatoire par rapport à des indicateurs de pollution urbaine extérieure (PNC, NO_x et NO₂). Communément, les auteurs ont interprété les effets observés par la forte teneur en métaux des particules soulignant une contribution plus ou moins partielle du fer. Les contributions respectives de la fraction soluble et non soluble restent à préciser. De plus quelques études suggèrent un rôle de la fraction carbonée, élémentaire et organique.

Le fer est le composé majoritaire en masse des particules des EFS. Certaines pathologies sont étroitement liées à une surcharge en fer comme l'inflammation chronique et la sidérose qui est une pneumopathie interstitielle chronique. La sidérose pulmonaire a généralement été associée à des expositions prolongées aux oxydes de fer beaucoup plus importantes que celles rencontrées dans

³⁶ A noter que les concentrations d'endotoxines ont également été mesurées lors de cette campagne pilote de mesures sur quelques lignes de métro et RER du réseau francilien en 2003-2004, et variaient de 0,02 à 6,66 EU/m³.

les EFS (ex : 10-700 mg.m⁻³), sans preuve de détérioration des paramètres de la fonction ventilatoire. Des études expérimentales chez l'Homme et l'animal ont démontré que l'inhalation d'oxyde de fer causait une réponse inflammatoire pulmonaire sans toutefois montrer de potentiel fibrosant. L'implication du fer dans un processus physiopathologique de la cancérogenèse reste encore une question controversée. A ce jour, le potentiel cancérigène du fer n'est pas démontré.

►Caractérisation des risques sanitaires liés à l'exposition chronique de travailleurs à la pollution de l'air des enceintes ferroviaires souterraines

Dans ce contexte d'incertitudes, une évaluation des risques sanitaires est réalisée en s'appuyant sur la démarche générale de l'Evaluation des Risques Sanitaires (ERS) développée par l'Académie des sciences américaines (NRC, 1983 et 2009). Cette évaluation porte sur les travailleurs qui exercent leur métier durant les horaires de trafic des rames de voyageurs, et regroupant l'exploitation du transport, l'organisation du transport et des services, les commerces, la police, la sécurité, la prévention et l'action sociale, soit plus de 50% des travailleurs exerçant dans ces enceintes.

Chez ces travailleurs, une inflammation des voies respiratoires et des effets consécutifs sont estimés probables en lien avec une exposition chronique aux particules des EFS, sur la base d'un effet démontré par une étude de la toxicité aiguë de ces particules chez l'animal. Un risque d'effets délétères sur la santé cardiovasculaire et respiratoire de l'exposition chronique de ces travailleurs aux particules des EFS peut être attendu par analogie avec les risques sanitaires bien documentés des particules de l'air ambiant extérieur.

L'évaluation par analogie avec les particules de l'air ambiant extérieur présente des incertitudes dans la mesure où l'indicateur d'exposition (PM_{2,5}) n'a pas la même signification pour les particules de l'air ambiant extérieur et pour les particules des EFS, en termes de caractéristiques physico-chimiques et vraisemblablement en termes de toxicité. Néanmoins, la toxicité relative des particules des EFS est peu documentée, et ces études ne permettent pas de conclure qu'à concentrations massiques égales, elles seraient moins toxiques que les particules de l'air ambiant extérieur. L'évaluation sur la base de l'étude de toxicité aiguë chez l'animal présente également des incertitudes en lien principalement avec l'extrapolation d'une dose externe d'exposition chronique à partir d'une dose instillée unique. En l'absence d'étude d'exposition chronique, cette extrapolation a été retenue compte tenu du caractère jugé protecteur de la démarche et afin de prendre en compte l'exposition cumulée dans le temps.

Aucune des substances suivantes, auxquelles ces travailleurs des EFS sont susceptibles d'être surexposés par rapport à l'exposition de fond urbain, ne présente de risque sanitaire dépassant les seuils retenus (VTR ajustées et/ou VLEP récente) : Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, As, Mo, Sn, Sb, Ba, Pb, à l'exception du Mn et du Ni sur la ligne RER A en particulier. La démarche d'évaluation des risques utilisée ne prend pas en compte des interactions possibles entre différents polluants ayant des effets à seuil de dose (effets synergiques, de potentialisation, antagonistes) dans la mesure où l'évaluation pour les particules (PM) intègre déjà la toxicité du mélange de ces substances.

Les risques liés au carbone élémentaire, au carbone organique et au strontium n'ont pu être évalués en l'absence de VTR et de VLEP. Les endotoxines, les fibres d'amiante et les fibres minérales artificielles, et la silice cristalline n'ont pas été évaluées du fait que leur concentration d'exposition n'a été mesurée que sur quelques lignes du métro et du RER et non pas sur l'ensemble des lignes comme pour les autres polluants retenus. Leur concentration avait en effet été jugée suffisamment négligeable à l'issue de la phase pilote par le comité de suivi de la campagne de mesure (RATP, 2010), car inférieures aux VLEP alors en vigueur, pour ne pas être mesurée sur l'ensemble des lignes. Les HAPs volatils et semi-volatils n'ont pas été évalués en l'absence de concentration d'exposition disponible.

Plusieurs autres catégories de travailleurs n'ont pu être incluses compte tenu de la rareté des données d'exposition disponibles tant au niveau international qu'au niveau français, notamment celle en charge de la maintenance des infrastructures vraisemblablement la plus intensément exposée aux particules fines en suspension, et possiblement à d'autres polluants. Bien que l'activité de ces travailleurs implique des mesures de prévention et de protection, ce constat induit un besoin fort d'amélioration des connaissances sur leurs expositions.

10.2 Recommandations

L'amélioration de la qualité de l'air des EFS est fortement encouragée même si elle constitue déjà une préoccupation des exploitants du transport ferroviaire en souterrain, notamment depuis une quinzaine d'années. Ces derniers ont mené de nombreuses actions permettant d'améliorer les connaissances et explorent des solutions techniques pour réduire la pollution particulaire. Ces actions doivent être poursuivies.

Le GT recommande en priorité d'améliorer les connaissances ou la disponibilité des données sur l'exposition des travailleurs chargés de la maintenance dans les EFS. En particulier, l'exposition doit être caractérisée pour des polluants dont la toxicité est avérée comme les fibres d'amiante, la silice et les effluents diesel, ainsi que pour les particules riches en fer et en carbone, en tenant compte d'autres facteurs de risque liés à la pénibilité.

Le GT recommande de substituer les moteurs thermiques utilisés dans les opérations de maintenance par une source d'énergie moins polluante, ou sinon de réduire les effluents de ces moteurs, conformément aux principes généraux de prévention et en s'appuyant entre autres sur des guides existants tels que les recommandations de l'AFTES relatives à la ventilation des ouvrages souterrains en cours de construction (AFTES 2003, en cours de révision) et les recommandations de la CRAMIF relatives aux travaux souterrains autres que galeries linéaires (CRAMIF, 2000).

Le GT recommande d'intégrer systématiquement une évaluation de l'impact sur la qualité de l'air des EFS et sur les expositions professionnelles dès la conception et lors de modifications du matériel roulant et de l'infrastructure, ainsi que dans l'organisation du travail.

Dans l'objectif de mieux évaluer les risques des travailleurs exposés à la pollution de l'air des EFS, le GT recommande d'améliorer les connaissances sur :

- Les effets sur la santé de l'exposition chronique à la pollution de l'air des travailleurs dans les EFS :
 - en poursuivant les études épidémiologiques en cours telle que l'étude de la cohorte EDGAR, et notamment en intégrant des analyses comparant des travailleurs en souterrain à des travailleurs en dehors avec ajustement sur les catégories professionnelles, et en développant des matrices emplois-expositions compatibles avec ces études ;
 - en réalisant des études épidémiologiques incluant la mesure de marqueurs de l'inflammation et du risque cardiovasculaire ;
 - et en réalisant des études expérimentales *in vivo* d'exposition chronique, ou à défaut subchronique ou subaiguë, à des particules prélevées en EFS, tenant compte des mécanismes et effets déjà observés à court terme et incluant une évaluation de la cancérogénicité. Ces études devraient inclure des examens histologiques pour identifier d'éventuelles lésions tissulaires et rechercher la biodistribution des particules dans des organes/systèmes cibles tels que prioritairement les poumons et le système cardiovasculaire et secondairement les reins, le foie et le système nerveux central. Elles devraient également inclure une caractérisation physico-chimique précise des particules des EFS et une comparaison à des particules dont la toxicité est bien documentée comme les particules de l'air urbain, les particules diesel et les particules de soudage.

- Les mécanismes et déterminants de la toxicité des particules des EFS :
 - en évaluant les rôles respectifs des métaux des fractions soluble et insoluble et des composés organiques, à partir d'une caractérisation précise des propriétés physicochimiques des particules ;

- en précisant le potentiel génotoxique et en renseignant les mécanismes de cytotoxicité des particules EFS.

Ces études devraient considérer plusieurs sites ou activités contrastés et comparer par classe granulométrique les effets des particules des EFS à ceux de particules d'autres sources comme la pollution urbaine, les moteurs diesel, le soudage, la métallurgie ou l'usinage, etc.

- L'exposition des travailleurs à la pollution de l'air des EFS :
 - en s'appuyant sur les résultats de la campagne RATP de 2003-2005 ;
 - puis en réalisant des mesures tenant compte dans la stratégie de prélèvement conformément à la norme NF X 43-298, des groupes d'exposition homogène impliquant l'ensemble des travailleurs, en réalisant des prélèvements individuels et en permettant si possible une comparaison avec des résultats de la campagne RATP de 2003-2005 ;
- La pollution de l'air des EFS et ses sources :
 - en renseignant la pollution de l'air dans certains microenvironnements comme les tunnels, les centres techniques en souterrain et les commerces ;
 - en précisant les sources de la fraction organique des particules et leur contribution respective à cette fraction ;
 - en précisant la spéciation et la solubilité des éléments métalliques ;
 - en renseignant la pollution en nanoparticules (concentration, granulométrie, composition physico-chimique) ;
 - en précisant la composition des matériaux (freins, rails, roues, pneus, etc.) ;
 - et en renforçant le dispositif de surveillance de la qualité de l'air sur l'ensemble des réseaux ferroviaires souterrains, afin entre autres d'évaluer au fil des années l'évolution de la qualité de l'air dans ces réseaux ;

Dans l'objectif de réduire l'exposition des travailleurs aux particules de l'air des EFS et les concentrations dans l'air ambiant des EFS, le GT recommande par ordre de priorité conformément aux règles générales de prévention du risque chimique (articles R.4412-1 à R.4412-39 du code du travail) :

- de rechercher des nouvelles techniques permettant de limiter l'utilisation du freinage mécanique, et à plus long terme de le substituer ;
- de transférer si possible en surface les ateliers de maintenance lorsque l'activité le permet ;
- de réduire les phénomènes de friction par l'optimisation du matériel roulant : matériaux de freinage les moins émissifs, allègement des voitures, profils de roues, etc. ;
- d'améliorer les schémas de ventilation des stations et des tunnels, par exemple en modulant le sens (de la station vers le tunnel) et l'intensité de la ventilation mécanique ;
- de réduire la remise en suspension des particules liée à la circulation des rames de voyageurs, par exemples en intégrant des systèmes de réduction de la surpression et du déplacement de l'air des tunnels vers les stations, en réduisant si possible la vitesse des rames en approche de la station, etc. ;
- d'envisager le déploiement de système de climatisation et filtration de l'air des cabines de conducteur ;
- et d'encourager les recherches et le développement de toute autre mesure efficace.

Date de validation du rapport d'expertise collective par le groupe de travail : 5 février 2015

11 Bibliographie

Aarnio P, Yli-Tuomi T, *et al.* (2005) The concentrations and composition of and exposure to fine particles (PM_{2.5}) in the Helsinki subway system. *Atmospheric Environment* **39**(28), 5059-5066.

Abbasi S, Jansson A, Sellgren U, Olofsson U (2013) Particle emissions from rail traffic: A literature review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* **43**(23), 2511-2544

Abbasi S, Olander L, Larsson C, Olofsson U, Jansson A, Sellgren U (2012a) A field test study of airborne wear particles from a running regional train. *Proceedings of the Institution of Mechanical Engineers, Part F: Journal of Rail and Rapid Transit* **226**(1), 95-109

Abbasi S, Jansson A, Olander L, Olofsson U, Sellgren U (2012b) A pin-on-disc study of the rate of airborne wear particle emissions from railway braking materials. *Wear* **284-285**, 18-29

Adams HS, Nieuwenhuijsen MJ, Colvile RN (2001a) Determinants of fine particle (PM_{2.5}) personal exposure levels in transport microenvironments, London, UK. *Atmospheric Environment* **35**(27), 4557-4566

Adams HS, Nieuwenhuijsen MJ, Colvile RN, McMullen MAS, Khandelwal P (2001b) Fine particle (PM_{2.5}) personal exposure levels in transport microenvironments, London, UK. *Science of the Total Environment* **279**(1-3), 29-44

AEF (2013) Campagnes de mesures de particules en gares souterraines et mixtes en Ile de France. Support de présentation de l'Agence d'Essai Ferroviaire, juillet 2013, 7p.

AEF (2012) Etat des lieux des données de qualité d'air disponibles au 14 décembre 2012. Support de présentation de l'Agence d'Essai Ferroviaire, décembre 2012, 12p.

AEF (2010) Campagne de mesure de particules PM₁₀ et de métaux en gare de Porte de Clichy – mars/avril 2010. Rapport n° DOC021963 / MES009315 de l'Agence d'Essai Ferroviaire.

AEF (2009a) Campagne de mesure de particules PM₁₀ et de métaux en gare de la Défense – février/mars 2007. Rapport n° DOC015129 / L003957 de l'Agence d'Essai Ferroviaire.

AEF (2009b) Mesure des particules PM₁₀ et des métaux en trois points de la gare Hausmann Saint Lazare – campagne 15 jours – mai 2008. Rapport n° DOC014815 / L006041 de l'Agence d'Essai Ferroviaire.

AEF (2009c) Mesure des particules PM₁₀ et des métaux en trois points de la gare de Musée d'Orsay – juin 2008. Rapport n° DOC015221 / L005408 de l'Agence d'Essai Ferroviaire.

AEF (2008a) Campagne de mesure de particules PM₁₀ et de métaux en gare de Lyon – décembre 2006/janvier 2007. Rapport n° DOC011149 / L003579 de l'Agence d'Essai Ferroviaire.

AEF (2008b) Campagne de mesure de particules PM₁₀ et de métaux en gare de Magenta – février/mars 2006. Rapport n° DOC011089 / L002640 de l'Agence d'Essai Ferroviaire.

AEF (2008c) Campagne de mesure de particules PM₁₀ et de métaux en gare des Invalides – février 2005. Rapport n° DOC010354 / L000519 de l'Agence d'Essai Ferroviaire.

AEF (2008d) Mesure des particules PM₁₀ et des métaux en gare de Saint Michel Notre Dame – campagne hiver 2005-2006 (15 jours). Rapport n° DOC013733 / L002714 de l'Agence d'Essai Ferroviaire.

AEF (2008e) Campagne de mesure de particules PM10 et de métaux en gare du Nord – décembre 2004. Rapport n° DOC013812 / L000525 de l'Agence d'Essai Ferroviaire.

AEF (2007) Amélioration de la qualité de l'air par nettoyage des voies par train aspirateur – essais étendus 2006. Rapport n° DOC007544 / L003129 de l'Agence d'Essai Ferroviaire.

AEF (2005a) Site de mesure en continu des PM10 en gare du Nord banlieue (niveau RER B & D) – résultats année 2003. Rapport n° DOC000690 / L000524 de l'Agence d'Essai Ferroviaire.

AEF (2005b) Caractérisation de la nature chimique des particules dans 9 gares RER SNCF – mesures de juin 2002, septembre 2002 et septembre 2003. Rapport n° DOC000377 / L001323 de l'Agence d'Essai Ferroviaire.

AEF (2005c) Mesure de la pollution métallique en gares de Saint Michel Notre Dame et Musée d'Orsay. Rapport n° DOC000485 / L000503 de l'Agence d'Essai Ferroviaire.

AEF (2005d) Rapport de synthèse sur la pollution métallique par le plomb. Rapport n° DOC000548 / L001260 de l'Agence d'Essai Ferroviaire.

AEF (2005e) Enquête sur les travaux générateurs d'oxydes d'azote dans les gares souterraines et mixtes. Rapport n° DOC000405 / L000516 de l'Agence d'Essai Ferroviaire.

AEF (2005f) Etude d'impact des travaux de nuit sur les teneurs en oxydes d'azote dans les gares souterraines et mixtes d'Ile de France – mesures en gare de Porte de Clichy. Rapport n° DOC000408 / L000516 de l'Agence d'Essai Ferroviaire.

AEF (2004) Analyses isotopiques du plomb. Rapport n° AEF-L R 04336 / 04 L-102 de l'Agence d'Essai Ferroviaire.

AEF (2003a) Mesures de pollution métallique en gares de la Défense, Saint Lazare et Cergy-Préfecture. Rapport n° AEF-L R 03369 / 03 L-204 de l'Agence d'Essai Ferroviaire.

AEF (2003b) Typologie de 9 gares souterraines et mixtes des lignes RER SNCF de l'Ile de France. Rapport n° AEF-L R 03098 / 01 L-285 de l'Agence d'Essai Ferroviaire.

AEF (2003c) Etude d'efficacité de la réduction de l'empoussièrement à l'aide du train aspirateur laveur WAL2 – essais de mai 2002. Rapport n° AEF-L R 03110 / 02 L-73 de l'Agence d'Essai Ferroviaire.

AEF (2003d) Exposition des usagers aux particules PM10 : trajets sur le RER C – Mesures de novembre – décembre 2002. Rapport n° AEF-L R 03223 / 02 L-406 de l'Agence d'Essai Ferroviaire.

AFSSET (2009) Pollution par les particules dans l'air ambiant - Synthèse des éléments sanitaires en vue d'un appui à l'élaboration de seuils d'information et d'alerte du public pour les particules dans l'air ambiant. Avis et rapport d'expertise collective de l'Agence française de sécurité sanitaire de l'environnement et du travail. Disponible en ligne :

<https://www.anses.fr/fr/system/files/AIR2007et0006Ra.pdf>

AFTES (2003) Recommandations de l'AFTES. Ventilation des ouvrages souterrains en cours de construction. *Tunnels et ouvrages souterrains* **176**, 76-106

AIR BREIZH (2005) Etude de la qualité de l'air dans le métro rennais : campagne estivale du 21 juillet au 19 août 2004, campagne hivernale du 20 janvier au 17 février 2005. Rapport d' AIR BREIZH, Rennes, 29p. Disponible en ligne :

http://www.airbreizh.asso.fr/uploads/media/rapport_Rennes_Metro_V4.pdf

AIR NORMAND (2006) Mesures de polluants particuliers au niveau de la station tramway "gare rue verte" à Rouen – janvier 2005. Rapport n° E 04_13 d'AIR NORMAND, Rouen, 26p. Disponible en ligne : <http://www.airnormand.fr/Publications/Publications-telechargeables/Rapports-d-etudes/%28offset%29/120>

AIR PACA (2011) Surveillance de la qualité de l'air dans le métro de Marseille. Rapport d'AIRPACA avec la participation du CEREGE/CNRS, Marseille, 64p. Disponible en ligne : http://www.atmopaca.org/files/et/110901_RTM_rapportvf.pdf

AIRPARIF (2008) Synthèse des connaissances sur les particules en suspension dans l'air et des travaux d'Airparif sur ces polluants. Rapport d'AIRPARIF, Paris, 99 p. Disponible en ligne : http://www.airparif.asso.fr/pdf/publications/biblio_particules_081022.pdf

AIRPARIF-RATP (2010) Campagne de mesure à la Gare de RER AUBER. Rapport d'AIRPARIF et de la RATP, Paris, 65 p. Disponible en ligne : http://www.airparif.asso.fr/pdf/publications/Rauber_1009.pdf

AIRPARIF-RATP (2009) Campagne de mesure à la station de métro Faidherbe – Chaligny : impact de l'air extérieur sur les niveaux de pollution atmosphérique intérieurs, Paris, 69p. Disponible en ligne : <http://www.appanpc.fr/docs/7/Fichier/23-090707035109.pdf>

Ambroise D, Wild P, Moulin J-J (2006) Update of a meta-analysis on lung cancer and welding. *Scandinavian Journal of Work, Environment and Health* **32**(1), 22-31

Andujar P, Simon-Deckers A, Galateau-Sallé F, Fayard B, Beaune G, Clin B, Billon-Galland M-A, Durupthy O, Paireon J-C, Doucet J, Boczkowski J, Lanone S (2014) Role of metal oxide nanoparticles in histopathological changes observed in the lung of welders. *Particle and Fibre Toxicology* **11**(1), art. no. 23

Anjilvel S, Asgharian B (1995) A multiple-path model of particle deposition in the rat lung. *Fundamental and Applied Toxicology* **28**(1), 41-50

ANSES (2014) Expertise en vue de la fixation de valeurs limites d'exposition à des agents chimiques en milieu professionnel. Document de référence pour la construction et la mesure de valeurs limites d'exposition à des agents chimiques en milieu professionnel (VLEP). Avis et rapport d'expertise collective de l'Agence nationale de sécurité sanitaire alimentation, environnement, travail. Disponible en ligne : <https://www.anses.fr/fr/system/files/VLEP2009sa0339Ra.pdf>

ANSES (2013) Concentrations de CO₂ dans l'air intérieur et effets sur la santé. Avis et rapport d'expertise collective de l'Agence nationale de sécurité sanitaire alimentation, environnement, travail. Disponible en ligne : <https://www.anses.fr/fr/system/files/AIR2012sa0093Ra.pdf>

Antonini JM (2003) Health effects of welding. *Critical Reviews in Toxicology* **33**(1), 61-103

Antonini JM, Murthy GSK, Rogers RA, Albert R, Ulrich GD, Brain JD (1996) Pneumotoxicity and pulmonary clearance of different welding fumes after intratracheal instillation in the rat. *Toxicology and Applied Pharmacology* **140**(1), 188-199

Antonini JM, Roberts JR, Schwegler-Berry D, Mercer RR (2013) Comparative microscopic study of human and rat lungs after overexposure to welding fume. *Annals of Occupational Hygiene* **57**(9), 1167-1179

Antonini JM, Roberts JR, Stone S, Chen BT, Schwegler-Berry D, Chapman R, Zeidler-Erdely PC, Andrews RN, Frazer DG (2011) Persistence of deposited metals in the lungs after stainless steel and mild steel welding fume inhalation in rats. *Archives of Toxicology* **85**(5), 487-498

Antonini JM, Roberts JR, Stone S, Chen BT, Schwegler-Berry D, Frazer DG (2009) Short-term inhalation exposure to mild steel welding fume had no effect on lung inflammation and injury but did alter defense responses to bacteria in rats. *Inhalation Toxicology* **21**(3), 182-192

Antonini JM, Stone S, Roberts JR, Chen B, Schwegler-Berry D, Afshari AA, Frazer DG (2007) Effect of short-term stainless steel welding fume inhalation exposure on lung inflammation, injury, and defense responses in rats. *Toxicology and Applied Pharmacology* **223**(3), 234-245

Antonini JM, Taylor MD, Zimmer AT, Roberts JR (2004) Pulmonary responses to welding fumes: Role of metal constituents. *Journal of Toxicology and Environmental Health - Part A* **67**(3), 233-249

ARCANE (2014) Analyse multi-élémentaire par technique PIXE de particules fines - Détermination du chrome VI - Etude dans la Station « Colonel Fabien » (L2). Rapport d'analyse 47RM05-13 du 17 janvier 2014 de l'Atelier Régional de Caractérisation par Analyse Nucléaire Élémentaire, Centre d'Etudes Nucléaires de Bordeaux Gradignan.

Asgharian B, Hofmann W, Miller FJ (2001) Mucociliary clearance of insoluble particles from the tracheobronchial airways of the human lung. *Journal of Aerosol Science* **32**(6), 817-832

Asgharian B, Price OT (2007) Deposition of ultrafine (NANO) particles in the human lung. *Inhalation Toxicology* **19**(13), 1045-1054

ATMO NPDC (2010) Campagne d'évaluation de la qualité de l'air à l'intérieur et aux abords des stations du métro de Lille du 14/01/2010 au 29/03/2010. Rapport 01/2010/PD-IC de l'ATMO Nord Pas de Calais, Euralille, 64p. Disponible en ligne : www.atmo-npdc.fr

ATMO NPDC (2008) Campagne d'évaluation de la qualité de l'air à l'intérieur et aux abords des stations du métro de Lille du 18/06/2007 au 16/07/2007 et du 14/01/2008 au 11/02/2008. Rapport N°01/2008/MD de l'ATMO Nord Pas de Calais, Euralille, 102p. Disponible en ligne : www.atmo-npdc.fr

Awad AHA (2002) Environmental study in subway metro stations in Cairo, Egypt. *Journal of Occupational Health* **44**(2), 112-118

Axelsson O, Sjöberg A (1979) Cancer incidence and exposure to iron oxide dust. *Journal of Occupational Medicine* **21**(6), 419-422

Bachoual R, Boczkowski J, Goven D, Amara N, Tabet L, On D, Leçon-Malas V, Aubier M, Lanone S (2007) Biological effects of particles from the Paris subway system. *Chemical Research in Toxicology* **20**(10), 1426-1433

Baisch BL, Corson NM, Wade-Mercer P, Gelein R, Kennell AJ, Oberdörster G, Elder A (2014) Equivalent titanium dioxide nanoparticle deposition by intratracheal instillation and whole body inhalation: The effect of dose rate on acute respiratory tract inflammation. *Particle and Fibre Toxicology* **11**(1), art. no. 5

Beaumont C, Karim Z (2013) Actualité du métabolisme du fer. *La Revue de médecine interne*(34), 17-25

Beelen R, Stafoggia M, Raaschou-Nielsen O, Andersen ZJ, Xun WW, Katsouyanni K, Dimakopoulou K, Brunekreef B, Weinmayr G, Hoffmann B, Wolf K, Samoli E, Houthuijs D, Nieuwenhuijsen M, Oudin A, Forsberg B, Olsson D, Salomaa V, Lanki T, Yli-Tuomi T, Oftedal B, Aamodt G, Nafstad P, De Faire U, Pedersen NL, Östenson C-G, Fratiglioni L, Penell J, Korek M, Pyko A, Eriksen KT, Tjønneland A, Becker T, Eeftens M, Bots M, Meliefste K, Wang M, Bueno-De-Mesquita B, Sugiri D, Krämer U, Heinrich J, De Hoogh K, Key T, Peters A, Cyrys J, Concin H, Nagel G, Ineichen A, Schaffner E, Probst-Hensch N, Dratva J, Ducret-Stich R, Vilier A, Clavel-Chapelon F, Stempfelet M, Gioni S, Krogh V, Tsai M-Y, Marcon A, Ricceri F, Sacerdote C, Galassi C, Migliore E, Ranzi A, Cesaroni G, Badaloni C, Forastiere F, Tamayo I, Amiano P,

Dorransoro M, Katsoulis M, Trichopoulou A, Vineis P, Hoek G (2014a) Long-term exposure to air pollution and cardiovascular mortality: An analysis of 22 European cohorts. *Epidemiology* **25**(3), 368-378

Beelen R, Raaschou-Nielsen O, Stafoggia M, Andersen ZJ, Weinmayr G, Hoffmann B, Wolf K, Samoli E, Fischer P, Nieuwenhuijsen M, Vineis P, Xun WW, Katsouyanni K, Dimakopoulou K, Oudin A, Forsberg B, Modig L, Havulinna AS, Lanki T, Turunen A, Oftedal B, Nystad W, Nafstad P, De Faire U, Pedersen NL, Östenson C-G, Fratiglioni L, Penell J, Korek M, Pershagen G, Eriksen KT, Overvad K, Ellermann T, Eeftens M, Peeters PH, Meliefste K, Wang M, Bueno-De-Mesquita B, Sugiri D, Krämer U, Heinrich J, De Hoogh K, Key T, Peters A, Hampel R, Concin H, Nagel G, Ineichen A, Schaffner E, Probst-Hensch N, Künzli N, Schindler C, Schikowski T, Adam M, Phuleria H, Vilier A, Clavel-Chapelon F, Declercq C, Grioni S, Krogh V, Tsai M-Y, Ricceri F, Sacerdote C, Galassi C, Migliore E, Ranzi A, Cesaroni G, Badaloni C, Forastiere F, Tamayo I, Amiano P, Dorronsoro M, Katsoulis M, Trichopoulou A, Brunekreef B, Hoek G (2014b) Effects of long-term exposure to air pollution on natural-cause mortality: An analysis of 22 European cohorts within the multicentre ESCAPE project. *The Lancet* **383**(9919), 785-795

Bell ML, Ebisu K, Peng RD, Samet JM, Dominici F (2009) Hospital admissions and chemical composition of fine particle air pollution. *Am J Respir Crit Care Med.* **179**(12), 1115-1120

Benford D, Bolger PM, Carthew P, Coulet M, DiNovi M, Leblanc JC, Renwick AG, Setzer W, Schlatter J, Smith B, Slob W, Williams G, Wildemann T (2010) Application of the Margin of Exposure (MOE) approach to substances in food that are genotoxic and carcinogenic. *Food Chem Toxicol.* **48 Suppl 1**, S2-24

Bergvall C, Westerholm R (2007) Identification and determination of highly carcinogenic dibenzopyrene isomers in air particulate samples from a street canyon, a rooftop, and a subway station in Stockholm. *Environmental Science and Technology* **41**(3), 731-737

Bigert C, Alderling M, Svartengren M, Plato N, Anderson M, Wiklund A, Gustavsson P (2014) 0391 Heart rate variability in particle exposed train drivers in the Stockholm subway. *Occup Environ Med* **71**(Suppl 1), A113. Disponible en ligne : <http://epicoh2014uicedu/oemed-2014-102362pdf>

Bigert C, Alderling M, Svartengren M, Plato N, De Faire U, Gustavsson P (2008) Blood markers of inflammation and coagulation and exposure to airborne particles in employees in the Stockholm underground. *Occupational and Environmental Medicine* **65**(10), 655-658

Bigert C, Alderling M, Svartengren M, Plato N, Gustavsson P (2011) No short-term respiratory effects among particle-exposed employees in the Stockholm subway. *Scand J Work Environ Health* **37**, 129-135

Bigert C, Klerdal K, Hammar N, Gustavsson P (2007) Myocardial infarction in Swedish subway drivers. *Scandinavian Journal of Work, Environment and Health* **33**(4), 267-271

Birenzige A, Eversole J, Seaver M, Francesconi S, Valdes E, Kulaga H (2003) Aerosol characteristics in a subway environment. *Aerosol Science and Technology* **37**(3), 210-220

Bland JM, Altman DG (1996) Statistics notes: Transformations, means, and confidence intervals. *British Medical Journal* **312**, 1079. Disponible en ligne : <http://www.bmj.com/content/312/7038/1079>

Bonde JP (1990) Subfertility in relation to welding A case referent study among male welders. *Danish medical bulletin* **37**(1), 105-108

Boudia N, Halley R, Kennedy G, Lambert J, Gareau L, Zayed J (2006) Manganese concentrations in the air of the Montreal (Canada) subway in relation to surface automobile traffic density. *Science of the Total Environment* **366**(1), 143-147

- Branis M (2006) The contribution of ambient sources to particulate pollution in spaces and trains of the Prague underground transport system. *Atmospheric Environment* **40**(2), 348-356
- Branis M (2004) Personal exposure to PM10 in the Prague underground. *Journal of Aerosol Science* **35**(SUPPL 2)
- Brook RD (2008) Cardiovascular effects of air pollution. *Clinical Science* **115**(6), 175-187.
- Brook RD, Rajagopalan S, Pope CA, Brook JR, Bhatnagar A, Diez-Roux AV, Holguin F, Hong Y, Luepker RV, Mittleman MA, Peters A, Siscovick D, Smith SC, Whitsel L, Kaufman JD (2010) Particulate matter air pollution and cardiovascular disease: An update to the scientific statement from the American Heart Association. *Circulation* **121**(21), 2331-2378.
- Buonanno G, Morawska L, Stabile L, Viola A (2010) Exposure to particle number, surface area and PM concentrations in pizzerias. *Atmospheric Environment* **44**(32), 3963-3969
- Burtscher H (2005) Physical characterization of particulate emissions from diesel engines: A review. *Journal of Aerosol Science* **36**(7), 896-932
- Bystrom L, Rivella S (2014) Cancer cells with irons in the fire. *Free Radical Biology and Medicine*, article sous presse.
- Cao J, Xu H, Xu Q, Chen B, Kan H (2012) Fine particulate matter constituents and cardiopulmonary mortality in a heavily polluted Chinese city. *Environmental Health Perspectives* **120**(3), 373-378
- Carlton OA (2001) Dust in the London Underground, a review of the health implications of exposure to tunnel dust. Disponible en ligne : <https://archiveis/7pIG>
- Carsat Nord Picardie (1996) Rapport technique n°96/0209 de la caisse d'assurance retraite et de la santé au travail de Nord Picardie, 7p.
- Carsat Nord Picardie (2010) Rapport technique n°10/0131 de la caisse d'assurance retraite et de la santé au travail de Nord Picardie, 20p.
- Carsat Nord Picardie (2011) Rapport technique n°11/0005 de la caisse d'assurance retraite et de la santé au travail de Nord Picardie, 15p.
- Carsat Rhône-Alpes (2009) Rapport technique n°LY/2009/F193 de la caisse d'assurance retraite et de la santé au travail de Rhône-Alpes, 11p.
- Chan CC, Spengler JD, Ozkaynak H, Lefkopoulou M (1991) Commuter exposures to VOCs in Boston, Massachusetts. *Journal of the Air and Waste Management Association* **41**(12), 1594-1600
- Chan LY, Lau WL, Zou SC, Cao ZX, Lai SC (2002a) Exposure level of carbon monoxide and respirable suspended particulate in public transportation modes while commuting in urban area of Guangzhou, China. *Atmospheric Environment* **36**(38), 5831-5840
- Chan LY, Lau WL, Lee SC, Chan CY (2002b) Commuter exposure to particulate matter in public transportation modes in Hong Kong. *Atmospheric Environment* **36**(21), 3363-3373
- Chau N, Benamghar L, Pham QT, Teculescu D, Rebstock E, Mur JM (1993) Mortality of iron miners in Lorraine (France) : relations between lung functions and respiratory symptoms and subsequent mortality. *Brit J Ind Med*(50), 1017-1031
- Chen LC, Lippmann M (2009) Effects of metals within ambient air particulate matter (PM) on human health. *Inhalation Toxicology* **21**(1), 1-31

- Cheng YH, Lin YL (2010) Measurement of particle mass concentrations and size distributions in an underground station. *Aerosol and Air Quality Research* **10**(1), 22-29
- Cheng YH, Lin YL, Liu CC (2008) Levels of PM10 and PM25 in Taipei Rapid Transit System. *Atmospheric Environment* **42**(31), 7242-7249
- Cheng YH, Liu CC, Lin YL (2009) Levels of ultrafine particles in the Taipei Rapid Transit System. *Transportation Research Part D: Transport and Environment* **14**(7), 479-486
- Cheng, YH, Liu ZS, Yan JW (2012) Comparisons of PM10, PM25, particle number, and CO₂ levels inside metro trains traveling in underground tunnels and on elevated tracks. *Aerosol and Air Quality Research* **12**(5), 879-891
- Cheng YH, Yan JW (2011) Comparisons of particulate matter, CO, and CO₂ levels in underground and ground-level stations in the Taipei mass rapid transit system. *Atmospheric Environment* **45**(28), 4882-4891
- Cheu J, Talaska G, Miller M, Rice C, Warshawsky D (1997) Benzo[a]pyrene coated ferric oxide and aluminum oxide particles: Uptake, metabolism and DNA binding in hamster pulmonary alveolar macrophages and tracheal epithelial cells in vitro. *Carcinogenesis* **18**(1), 167-175
- Chillrud SN, Grass D, *et al* (2005) Steel dust in the New York City subway system as a source of manganese, chromium, and iron exposures for transit workers. *Journal of Urban Health* **82**(1), 33-42
- Chillrud SN, Epstein D, Ross JM, Sax SN, Pederson D, Spengler JD, Kinney PL (2004) Elevated Airborne Exposures of Teenagers to Manganese, Chromium, and Iron from Steel Dust and New York City's Subway System. *Environmental Science and Technology* **38**(3), 732-737
- Christensen SW, Bonde JP, Omland Ø (2008) A prospective study of decline in lung function in relation to welding emissions. *Journal of Occupational Medicine and Toxicology* **3**(1), art no 6
- CIRC (2014) Diesel and Gasoline Engine Exhausts and Some Nitroarenes. *IARC Monogr Eval Carcinog Risks Hum* **105**, 1-703
- CIRC (2012) A review of human carcinogens Occupational exposures during iron and steel founding. *IARC Monogr Eval Carcinog Risks Hum* **100F**, 497-508
- CIRC (1987) Overall evaluations of carcinogenicity: an updating of IARC Monographs volumes 1 to 42. *IARC Monogr Eval Carcinog Risks Hum Suppl* **7**, 1-440
- CIRC (1984) Polynuclear aromatic compounds, Part 3, industrial exposures in aluminium production, coal gasification, coke production, and iron and steel founding. *IARC Monogr Eval Carcinog Risk Chem Hum* **34**, 1-219
- CIRC (1972) Some Inorganic Substances, Chlorinated Hydrocarbons, Aromatic Amines, N-Nitroso Compounds, and Natural Products Polynuclear aromatic compounds. *IARC Monogr Eval Carcinog Risk Chem Hum* **1**, 29-39
- CNAB (2009) Résultats des analyses de spéciation du fer des échantillons 6275371, 6285371, QP236FS1, QP236FS2, QP246FS1, et QP246FS2 Rapport d'analyse du 20 juillet 2009 du laboratoire de Chimie Nucléaire Analytique et Bioenvironnementale, Centre d'Etudes Nucléaires de Bordeaux Gradignan
- Colombi C, Angius S, Gianelle V, Lazzarini M (2013) Particulate matter concentrations, Physical characteristics and elemental composition in the Milan underground transport system. *Atmospheric Environment* **70**, 166-178

COPARLY (2003) Étude préliminaire de la qualité de l'air dans le métro lyonnais (21 octobre – 6 novembre 2002). Rapport de COPARLY, 85 p. Disponible en ligne : www.air-rhonealpes.fr

Costa DL, Lehmann JR, Winsett D, Richards J, Ledbetter AD, Dreher KL (2006) Comparative pulmonary toxicological assessment of oil combustion particles following inhalation or instillation exposure. *Toxicological Sciences* **91**(1), 237-246

CRAMIF (2012) Exposition aux gaz et fumées d'échappement des moteurs diesel. Fiche d'Information et de Prévention FIP 3 (version n°5 du 12 septembre 2012) de la Caisse régionale d'assurance maladie d'Île-de-France, 5p. Disponible en ligne : <http://www.cramif.fr/pdf/risques-professionnels/fip3-exposition-gaz-fumees-echappement-moteurs-diesel.pdf>

CRAMIF (2002) Compte-rendu d'intervention n°57/2002 de la caisse régionale d'assurance maladie d'Île-de-France, 6p.

CRAMIF (2000) Travaux souterrains autres que galeries linéaires - Recommandations CRAMIF n° 17. Rapport DTE 107 de la Caisse régionale d'assurance maladie d'Île-de-France, 29p. Disponible en ligne : <http://www.cramif.fr/pdf/risques-professionnels/dte-107-travaux-souterrains-recommandations.pdf>

Cross HJ, Beach J, Levy LS, Sadhra S, Sorahan T, Mc Roy C (1999) Manufacture, processing and use of stainless steel: a review of the health effects. Rapport de l'Institute of Occupational Health (University of Birmingham) commandité par la European Confederation of Iron and Steel Industries (EUROFER), 1-114. Disponible en ligne : <http://www.worldstainless.org/Files/issf/non-image-files/PDF/1999HealthEffectsofStainlessSteelspdf>

Crump KS (2000) Manganese exposures in Toronto during use of the gasoline additive, methylcyclopentadienyl manganese tricarbonyl. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* **10**(3), 227-239

Cullen RT, Addison J, Brown GM, Cowie HA, Davis JMG, Hagen S, Miller BG, Porteous R, Slight J, Robertson A, Vallyathan V, Wetherill GZ, Donaldson K (1995) Experimental studies on dust in the London Underground with special reference to the effects of iron on the toxicity of quartz. Rapport de l' Institute of Occupational Medicine n°TM/95/01, 127p. Disponible en ligne : http://www.iom-world.org/pubs/IOM_TM9501pdf

Dalton TP, Shertzer HG, Puga A (1999) Regulation of gene expression by reactive oxygen. *Annu Rev Pharmacol Toxicol*(39), 67-101

DECOS (1993) Health-based Recommended Occupational Exposure Limit for ARC Welding Fume Particles Not Containing Chromium and Nickel. Ouvrage du Dutch Expert Committee for Occupational Standards, Volumes 1 à 93 de RA, 69 p.

Decoufle P (1978) Further analysis of cancer mortality patterns among workers exposed to cutting oil mists. *Journal of the National Cancer Institute* **61**(4), 1025-1030

Delaunay C, Goupil G, Ravelomanantsoa H, Person A, Mazoué S, Morawski F (2012), Evaluation de l'exposition des citoyens aux polluants atmosphériques au cours de leurs déplacements dans l'agglomération parisienne. *Pollution atmosphérique* **215**, 247-258

Delaunay C, Goupil G, Ravelomanantsoa H, Person A, Mazoué S, Morawski F (2010) City-dwellers exposure to atmospheric pollutants when commuting in Paris urban area. Rapport du programme PRIMEQUAL 2 / PREDIT, Convention n°0762C0047, 132p.

Derelanko MJ, Auletta CS (2014) Tables of Comparative Anatomical, Physiological and Biochemical Data (Tables B.1 through B.14). In: Handbook of Toxicology, Third Edition, CRC Press.

DGS (2003) Qualité de l'air dans les enceintes ferroviaires souterraines d'Ile-de-France. Dossier de presse de juillet 2003 de la Direction Générale de la Santé, 23p. Disponible en ligne : <http://fulltext.bdsp.ehesp.fr/Ministere/Dgs/Publications/2003/dpresse.pdf>

Donaldson K, Robertson A, Addison J, Waclawski ER, Soutar CA (1991) Toxicity of quartz in mixed dusts with special reference to the London Underground. Rapport de l' Institute of Occupational Medicine n°TM/91/03, 57p. Disponible en ligne : http://www.iom-world.org/pubs/IOM_TM9103pdf

Dreher KL, Jaskot RH, Lehmann JR, Richards JH, McGee JK, Ghio AJ, Costa DL (1997) Soluble transition metals mediate residual oil fly ash induced acute lung injury. *J Toxicol Environ Health* **50**, 285-305

Duffin R, Tran CL, Clouter A, Brown DM, Macnee W, Stone V, Donaldson K (2002) The importance of surface area and specific reactivity in the acute pulmonary inflammatory response to particles. *Annals of Occupational Hygiene* **46**, 242-245

Dura G, Szalay B (2007) Particle exposure through the indoor air environment In ' Nanotechnology – Toxicological Issues and Environmental Safety and Environmental Safety ' Eds PP Simeonova, N Opopol and MI Luster, 271-276

Dye JA, Adler KB, Richards JH, Dreher KL (1999) Role of soluble metals in oil fly ash-induced airway epithelial injury and cytokine gene expression. *American Journal of Physiology - Lung Cellular and Molecular Physiology* **277**(3 21-3), L498-L510

ECHA (2012) Guidance on information requirements and chemical safety assessment. Chapter R.8: Characterisation of dose [concentration]-response for human health. Rapport ECHA-2010-G-19-EN (version 2.1) de l'European Chemicals Agency, Helsinki, 186 p. Disponible en ligne : https://echa.europa.eu/documents/10162/13632/information_requirements_r8_en.pdf

Edler L, Hart A, Greaves P, Carthew P, Coulet M, Boobis A, Williams GM, Smith B (2014) Selection of appropriate tumour data sets for Benchmark Dose Modelling (BMD) and derivation of a Margin of Exposure (MoE) for substances that are genotoxic and carcinogenic: considerations of biological relevance of tumour type, data quality and uncertainty assessment. *Food Chem Toxicol.* **70**, 264-89

Elihn K, Berg P (2009) Ultrafine particulate characteristics in seven industrial plants. *Annals of Occupational Hygiene* **53**(5), 475-484

Estlander T, Kanerva L, Tupasela O, Keskinen H, Jolanki R (1993) Immediate and delayed allergy to nickel with contact urticaria, rhinitis, asthma and contact dermatitis. *Clinical and Experimental Allergy* **23**(4), 306-310

Faux SP, Tran CL, Miller BG, Jones AD, Monteiller C, Donaldson K (2003) In vitro determinants of particulate toxicity: The dose-metric for poorly soluble dusts. Rapport de recherche 154 de l'Health & Safety Executive, Norwich (Grande Bretagne), 64p. Disponible en ligne : <http://www.hse.gov.uk/research/rrpdf/rr154.pdf>

Feng Y, Mu C, Zhai J, Li J, Zou T (2010) Characteristics and personal exposures of carbonyl compounds in the subway stations and in-subway trains of Shanghai, China. *Journal of Hazardous Materials* **183**(1-3), 574-582

Fischer N (2003) Compréhension des mécanismes d'aérocontamination croisés (gaz et aérosols) dans les espaces d'une station du métro parisien. Thèse de doctorat spécialité physique des aérosols présentée en 2003 devant l'Université Paris-Est Créteil Val de Marne.

Fortain A (2008) Caractérisation des particules en gares souterraines. Thèse de doctorat spécialité génie civil et sciences de l'habitat présentée le 12 juin 2008 devant l'Université de La Rochelle.

Fromme H, Oddoy A, Lahrz T, Piloty M (1997) Aromatic hydrocarbons, polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) and carbon monoxide inside a car and a subway-train. *International Conference on Air Pollution - Proceedings*, 727-734

Fromme H, Oddoy A, Lahrz T, Piloty M, Gruhlke U (1998a) Exposure of the population against volatile organic compounds inside a car and a subway-train. *Zentralblatt für Hygiene und Umweltmedizin* **200**(5-6), 505-520

Fromme H, Oddoy A, Piloty M, Krause M, Lahrz T (1998b) Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) and diesel engine emission (elemental carbon) inside a car and a subway train. *Science of the Total Environment* **217**(1-2), 165-173

Furuya K, Kudo Y, Okinaga K, Yamuki M, Takahashi S, Araki Y, Hisamatsu Y (2001) Seasonal variation and their characterization of suspended particulate matter in the air of subway stations. *Journal of Trace and Microprobe Techniques* **19**(4), 469-485

Gangwal S, Brown JS, Wang A, Houck KA, Dix DJ, Kavlock RJ, Hubal EA (2011) Informing selection of nanomaterial concentrations for ToxCast in vitro testing based on occupational exposure potential. *Environ Health Perspect.* **119**(11), 1539-1546

Garrigou A, Mohamed-Brahim M, Lecoin L, Bonga Bouna K, Pasquereau P, Benoist C, Sellin M, Rinaldo M (2013) Etude ergotoxicologique des situations à risques liées aux opérations de meulage des rails dans les tunnels du métro d'une entreprise de transport. Conférence Pénibilité et Santé au Travail, Vannes, Palais des Arts, 10 et 11 octobre 2013 (Ed Société de Médecine et de Santé au Travail de l'Ouest, SMSTO). Disponible en ligne :

http://www.smstofr/public/uploads/actu/922_Etude_ergotoxicologiquepdf?PHPSESSID=750c0034c2c11bd69ce5f57801b43b17

Ghio AJ, Silbajoris R, Carson JL, Samet JM (2002) Biologic effects of oil fly ash. *Environmental Health Perspectives* **110**(SUPPL 1), 89-94

Gomez-Perales JE, Colville RN, *et al* (2007) Bus, minibus, metro inter-comparison of commuters' exposure to air pollution in Mexico City. *Atmospheric Environment* **41**(4), 890-901

Gomez-Perales JE, Colville RN, *et al* (2004) Commuters' exposure to PM_{2.5}, CO, and benzene in public transport in the metropolitan area of Mexico City. *Atmospheric Environment* **38**(8), 1219-1229

Gorbunov B, Priest N, Burns G (1999) London underground aerosol (modelling and measurements). *Journal of Aerosol Science* **30**(Suppl 1), S525-SS526

Grass DS, Ross JM, *et al* (2010) Airborne particulate metals in the New York City subway: A pilot study to assess the potential for health impacts. *Environmental Research* **110**(1), 1-11

Grosjean E, Green PG, Grosjean D (1999) Liquid chromatography analysis of carbonyl (2,4-dinitrophenyl) hydrazones with detection by diode array ultraviolet spectroscopy and by atmospheric pressure negative chemical ionization mass spectrometry. *Analytical Chemistry* **71**(9), 1851-1861

Guo L, Hu Y, Hu Q, Lin J, Li C, Chen J, Li L, Fu H (2014) Characteristics and chemical compositions of particulate matter collected at the selected metro stations of Shanghai, China. *Science of the Total Environment* **496**, 443-452

Gustafsson M, Blomqvist G, Swietlicki E, Dahl A, Gudmundsson A (2012) Inhalable railroad particles at ground level and subterranean stations - Physical and chemical properties and relation to train traffic. *Transportation Research Part D: Transport and Environment* **17**(3), 277-285

Gustavsson P, Bigert C, Pollán M (2008) Incidence of lung cancer among subway drivers in stockholm. *American Journal of Industrial Medicine* **51**(7), 545-547

Hansen KS, Lauritsen JM, Skytthe A (1996) Cancer incidence among mild steel and stainless steel welders and other metal workers. *American Journal of Industrial Medicine* **30**(4), 373-382

Harel D, Ayton S, Busk A, Lei P (2013) A delicate balance: iron metabolism and diseases of the brain. *Frontiers in Aging Neuroscience* **5**(34), 1-19

Hawkins L (2001) Dust in the London Underground Guildford: Robens Centre, University of Surrey, 48p.

Henry MC, Port CD, Kaufman DG (1975) Importance of physical properties of benzo(a)pyrene-ferric oxide mixtures in lung tumor induction. *Cancer Res*(35), 207-217

Heo Y, Lee SH, Kim SH, Lee SH, Kim HA (2010) Public facility workers' immunological characteristics involved with development of respiratory allergic diseases in Korea. *Industrial Health* **48**(2), 171-177

Hinds WC (1999) *Aerosol Technology: Properties, Behavior, and Measurement of Airborne Particles*, John Wiley & Sons, 2nd Edition, 504 p.

Hoek G, Krishnan RM, Beelen R, Peters A, Ostro B, Brunekreef B, Kaufman JD (2013) Long-term air pollution exposure and cardio-respiratory mortality: A review. *Environmental Health: A Global Access Science Source* **12**(1), art. no. 43

Hurley F, Cherrie J, Donaldson K, Seaton A, Tran CL (2003) Assessment of health effects of long-term exposure to tunnel dust in the London Underground. Rapport de l' Institute of Occupational Medicine n°TM/03/02, 104p. Disponible en ligne : http://www.iom-world.org/pubs/iom_tm0302pdf

Iavicoli I, Leso V, Fontana L, Cottica D, Bergamaschi A (2013) Characterization of inhalable, thoracic, and respirable fractions and ultrafine particle exposure during grinding, brazing, and welding activities in a mechanical engineering factory. *Journal of Occupational and Environmental Medicine* **55**(4), 430-445

ICRP (1994) Human respiratory tract model for radiological protection. A report of a Task Group of the International Commission on Radiological Protection. *Ann ICRP*. **24**(1-3), 1-482

INERIS (2009) INTER'MODAL - Vers une meilleure maîtrise de l'exposition individuelle par inhalation des populations à la pollution atmosphérique lors de leurs déplacements urbains. Rapport INERIS DRC-09-104243-11651A de l'Institut national de l'environnement industriel et des risques, Verneuil-en-Halatte, 117p.

Inoue N (1995) Psychiatric symptoms following accidental exposure to sarin--a case report. *Fukuoka igaku zasshi = Hukuoka acta medica* **86**(9), 373-377

INRS (2012a) Valeurs limites d'exposition professionnelle aux agents chimiques en France. Aide-mémoire technique ED 984 de l'Institut national de recherche et de sécurité pour la prévention des accidents du travail et des maladies professionnelles, 28p. Disponible en ligne : <http://www.inrs.fr/media.html?refINRS=ED%20984>

INRS (2012b) Les maladies professionnelles. Guide d'accès aux tableaux du régime général et du régime agricole de la Sécurité sociale. Rapport ED 835 (mise à jour mai 2012) de l'Institut national de recherche et de sécurité pour la prévention des accidents du travail et des maladies professionnelles, 349p. Disponible en ligne : <http://www.inrsfr/mediahtml?refINRS=ED%20835>

INRS (2007) Particules émises par des moteurs diesels. Fiche MetroPol 038 de l'Institut national de recherche et de sécurité pour la prévention des accidents du travail et des maladies professionnelles, 6p. Disponible en ligne :

[http://www.inrs.fr/inrs-pub/inrs01.Nsf/IntranetObject-accesParReference/Metropol%20038/\\$File/038.pdf](http://www.inrs.fr/inrs-pub/inrs01.Nsf/IntranetObject-accesParReference/Metropol%20038/$File/038.pdf)

INRS (2001) Echantillonnage des aérosols. Échantillonnage individuel de la fraction alvéolaire par cyclone 10 mm Dorr-Oliver. Fiche MétroPol H3 de l'Institut national de recherche et de sécurité pour la prévention des accidents du travail et des maladies professionnelles, 7p. Disponible en ligne :

[http://www.inrs.fr/inrs-pub/inrs01.nsf/inrs01_metropolMeth_view/A5ABDBC5A573559FC1256D5C00422120/\\$File/MetH3.pdf](http://www.inrs.fr/inrs-pub/inrs01.nsf/inrs01_metropolMeth_view/A5ABDBC5A573559FC1256D5C00422120/$File/MetH3.pdf)

INVS (2012) Impact sanitaire de la pollution atmosphérique dans neuf villes françaises. Résultats du projet Aphekom. Rapport de l'Institut de veille sanitaire, Saint-Maurice, 33p. Disponible en ligne :

http://www.aphekom.org/c/document_library/get_file?uuid=b178074e-82fc-4d38-be0d-9ab526df2580&groupId=10347

IPCS (2004) IPCS Risk Assessment Terminology. Rapport de l'International Programme on Chemical Safety, Genève, 117p. Disponible en ligne :

<http://www.inchem.org/documents/harmproj/harmproj/harmproj1.pdf>

Ito K, Mathes R, Ross Z, Nádas A, Thurston G, Matte T (2011) Fine particulate matter constituents associated with cardiovascular hospitalizations and mortality in New York City. *Environmental Health Perspectives* **119**(4), 467-473

Ivankovic S, Zeller WJ, Komitowski D, Edler L, Lehmann E, Fröhlich N (1988) [Different carcinogenicity of two nickel alloys following intratracheal instillation in the hamster] Schriftenreihe der Bundesanstalt für Arbeitsschutz, Dortmund. Cité dans Cross *et al* (1999)

Jacquemin B, Siroux V, Sanchez M, Carsin A-E, Schikowski T, Adam M, Bellisario V, Buschka A, Bono R, Brunekreef B, Cai Y, Cirach M, Clavel-Chapelon F, Declercq C, de Marco R, De Nazelle A, Ducret-Stich RE, Ferretti VV, Gerbase MW, Hardy R, Heinrich J, Janson C, Jarvis D, Al Kanaani Z, Keidel D, Kuh D, Le Moual N, Nieuwenhuijsen MJ, Marcon A, Modig L, Pin I, Rochat T, Schindler C, Sugiri D, Stempfelet M, Temam S, Tsai M-Y, Varraso R, Vienneau D, Vierkötter A, Hansell AL, Krämer U, Probst-Hensch NM, Sunyer J, Künzli N, Kauffmann F (2015) Ambient air pollution and adult asthma incidence in six european cohorts (Escape). *Environmental Health Perspectives* **123**(6), 613-621

Jafari MJ, Abbaspour M, Mansoori N, Moattar F, Nouri N, Allahyari M (2011) The air quality of Tehran underground railway transit system. *BHR Group - 14th International Symposium on Aerodynamics and Ventilation of Tunnels*, 551-561

Jakobsson K (1997) Deaths and tumours among workers grinding stainless steel: A follow up. *Occupational and Environmental Medicine* **54**(11), 825-829

Janssen, NAH, Yang A, Strak M, Steenhof M, Hellack B, Gerlofs-Nijland ME, Kuhlbusch T, Kelly F, Harrison R, Brunekreef B, Hoek G, Cassee F (2014) Oxidative potential of particulate matter collected at sites with different source characteristics. *Science of the Total Environment*, **472**, 572-581

Jarabek AM, Asgharian B, Miller FJ (2005) Dosimetric adjustments for interspecies extrapolation of inhaled poorly soluble particles (PSP). *Inhalation Toxicology* **17**(7-8), 317-334

Järholm B, Lillienberg L, Sällsten G, Thiringer G (1981) Cancer morbidity among men exposed to oil mist in the metal industry. *Journal of Occupational Medicine* **23**(5), 333-337

Jilma B, Kastner J, Mensik C, Vondrovec B, Hildebrandt J, Krejcy K, Wagner OF, Eichler HG (1996) Sex differences in concentrations of exhaled nitric oxide and plasma nitrate. *Life Sci* **58**(6), 469-76

Johansson C, Johansson P (2003) Particulate matter in the underground of Stockholm. *Atmospheric Environment* **37**(1), 3-9

Jomovaa K, Valko M (2011) Advances in metal-induced oxidative stress and human disease. *Toxicology*(283), 65-87

Jung HJ, Kim B, Malek MA, Koo YS, Jung JH, Son YS, Kim JC, Kim H, Ro CU (2012) Chemical speciation of size-segregated floor dusts and airborne magnetic particles collected at underground subway stations in Seoul, Korea. *Journal of Hazardous Materials* **213-214**, 331-340

Jung HJ, Kim B, Ryu J, Maskey S, Kim JC, Sohn J, Ro CU (2010) Source identification of particulate matter collected at underground subway stations in Seoul, Korea using quantitative single-particle analysis. *Atmospheric Environment* **44**(19), 2287-2293

Jung MH, Kim HR, Park YJ, Park DS, Chung KH, Oh SM (2012) Genotoxic effects and oxidative stress induced by organic extracts of particulate matter (PM10) collected from a subway tunnel in Seoul, Korea. *Mutation Research - Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*, **749**(1-2), 39-47

Kam W, Delfino RJ, Schauer JJ, Sioutas C (2013) A comparative assessment of PM25 exposures in light-rail, subway, freeway, and surface street environments in Los Angeles and estimated lung cancer risk. *Environ Sci Process Impacts* **15**(1), 234-243

Kam W, Ning Z, Shafer MM, Schauer JJ, Sioutas C (2011a) Chemical characterization and redox potential of coarse and fine particulate matter (PM) in underground and ground-level rail systems of the Los Angeles Metro. *Environ Sci Technol* **45**(16), 6769-6776

Kam W, Cheung K, Daher N, Sioutas C (2011b) Particulate matter (PM) concentrations in underground and ground-level rail systems of the Los Angeles Metro. *Atmospheric Environment* **45**(8), 1506-1516

Kang S, Hwang H, Park Y, Kim H, Ro CU (2008) Chemical compositions of subway particles in Seoul, Korea determined by a quantitative single particle analysis. *Environmental Science and Technology* **42**(24), 9051-9057

Karlsen JT, Farrants G, Torgrimsen T, Reith A (1992) Chemical composition and morphology of welding fume particles and grinding dusts. *American Industrial Hygiene Association Journal* **53**(5), 290-297

Karlsson HL, Holgersson, Möller L (2008) Mechanisms related to the genotoxicity of particles in the subway and from other sources. *Chemical Research in Toxicology* **21**(3), 726-731

Karlsson HL, Ljungman AG, Lindbom J, Möller L (2006) Comparison of genotoxic and inflammatory effects of particles generated by wood combustion, a road simulator and collected from street and subway. *Toxicology Letters* **165**(3), 203-211

Karlsson HL, Nilsson L, Möller L (2005) Subway particles are more genotoxic than street particles and induce oxidative stress in cultured human lung cells. *Chemical Research in Toxicology* **18**(1), 19-23

Keenan KP, Saffiotti U, Stinson SF, Riggs CW, McDowell EM (1989a) Morphological and cytokinetic responses of hamster airways to intralaryngeal or intratracheal cannulation with instillation of saline or ferric oxide particles in saline. *Cancer Res*(49), 1521-1527

Keenan KP, Saffiotti u, Stinson SF, Riggs SF, McDowell EM (1989b) Multifactorial hamster respiratory carcinogenesis with interdependent effects of cannula-induced mucosal wounding, saline, ferric oxide, benzo(a)pyrene and N-methyl-N-nitrosourea. *Cancer Res*(49), 1528-1540

Kendzia B, Behrens T, Jöckel K-H, Siemiatycki J, Kromhout H, Vermeulen R, Peters S, Gelder RV, Olsson A, Brüske I, Wichmann H-E, Stücker I, Guida F, Tardón A, Merletti F, Mirabelli D, Richiardi L, Pohlabein H, Ahrens W, Landi MT, Caporaso N, Consonni D, Zaridze D, Szeszenia-Dabrowska N, Lissowska J, Gustavsson P, Marcus M, Fabianova E, Mannetje A, Pearce N, Tse LA, Yu IT-S, Rudnai P, Bencko V, Janout V, Mates D, Foretova L, Forastiere F, McLaughlin J, Demers P, Bueno-De-Mesquita B, Boffetta P, Schüz J, Straif K, Pesch B, Brüning T (2013) Welding and lung cancer in a pooled analysis of case-control studies. *American Journal of Epidemiology* **178**(10), 1513-1525

Kim HH, Lim YW, Jeon JM, Kim TH, Lee GW, Lee WS, Lim JY, Shin DC, Yang JY (2013) Indoor exposure and health risk of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in public facilities, Korea. *Asian Journal of Atmospheric Environment* **7**(2), 72-84

Kim MH, Kim YS, Lim J, Kim JT, Sung SW, Yoo C (2010) Data-driven prediction model of indoor air quality in an underground space. *Korean Journal of Chemical Engineering* **27**(6), 1675-1680

Kim MH, SankaraRao B, Kang O, Kim JT, Yoo C (2012) Monitoring and prediction of indoor air quality (IAQ) in subway or metro systems using season dependent models. *Energy and Buildings* **46**, 48-55

Kim Y, Kim M, Lim J, Kim JT, Yoo C (2010) Predictive monitoring and diagnosis of periodic air pollution in a subway station. *Journal of Hazardous Materials* **183**(1-3), 448-459

Kim YS, Roh YM, Lee CM, Park WM (2007) Exposure level of particle matter materials and CO₂ in subway carriages in Seoul. *IAQVEC 2007 Proceedings - 6th International Conference on Indoor Air Quality, Ventilation and Energy Conservation in Buildings: Sustainable Built Environment* **2**, 181-189

Kittelson DB (1998) Engines and nanoparticles: A review. *Journal of Aerosol Science* **29**(5-6), 575-588

Klepczyńska-Nyström A, Larsson BM, Grunewald J, Pousette C, Lundin A, Eklund A, Svartengren M (2012) Health effects of a subway environment in mild asthmatic volunteers. *Respiratory Medicine* **106**(1), 25-33

Klepczyńska-Nyström A, Svartengren M, Grunewald J, Pousette C, Rodin I, Lundin A, Skold CM, Eklund A, Larsson B-M (2010) Health effects of a subway environment in healthy volunteers. *European Respiratory Journal* **36**(2), 240-248

Knibbs LD, Cole-Hunter T, Morawska L (2011) A review of commuter exposure to ultrafine particles and its health effects. *Atmospheric Environment*, **45**(16), 2611-2622

Knust J, Ochs M, Gundersen HJG, Nyengaard JR (2009) Stereological estimates of alveolar number and size and capillary length and surface area in mice lungs. *Anatomical Record* **292**(1), 113-122

Kodavanti UP, Hauser R, Christiani DC, Meng ZH, McGee J, Ledbetter A, Richards J, Costa DL (1998) Pulmonary responses to oil fly ash particles in the rat differ by virtue of their specific soluble metals. *Toxicol Sci* **43**, 204-212

Koponen M, Gustafsson T, Kalliomäki P-L, Kalliomäki K, Moilanen M (1981a) Grinding dusts of alloyed steel and hard metal. *Annals of Occupational Hygiene* **24**(2), 191-204

Koponen M, Gustafsson T, Kalliomaki PL, Pyy L (1981b) Chromium and nickel aerosols in stainless steel manufacturing, grinding and welding. *American Industrial Hygiene Association Journal* **42**(8), 596-601

Kreyling G, Hirn S, Möller W, Schleh C, Wenk A, Celik G, Lipka J, Schäffler M, Haberl N, Johnston BD, Sperling R, Schmid G, Simon U, Parak WJ, Semmler-Behnke M (2014) Air–Blood Barrier Translocation of Tracheally Instilled Gold Nanoparticles Inversely Depends on Particle Size. *ACS Nano*, **8** (1), 222–233

Kwon SB, Kim S, Park DS, Cho Y, Kim J, Kim M, Kim T (2011) Novel air filtration device for building air handling unit. *Aerosol and Air Quality Research* **11**(5), 570-577

LCSQA (2012) Carbone élémentaire ou black carbon ? Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air (INERIS), note INERIS-DRC-12-126716-12912A , 5p.

LCSQA (2010) Evaluation de l'artefact de mesure induit par l'ozone pour la détermination de la concentration en benzo[a]pyrène dans l'air ambiant : Bilan. Rapport LCSQA DRC-10-111583-02304A du Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air et de l'Institut national de l'environnement industriel et des risques, Verneuil-en-Halatte, 101p. Disponible en ligne : <http://www.lcsqa.org/rapport/2010/ineris/evaluation-artefact-mesure-induit-ozone-determination-concentration-benzoapyrene>

LCSQA (2008) Indicateurs optiques pour la mesure massique des particules dans les environnements intérieurs. Rapport DRC-08-94302-15168A du Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air et de l'Institut national de l'environnement industriel et des risques, Verneuil-en-Halatte , 37p. Disponible en ligne : <http://www.lcsqa.org/rapport/2008/ineris/indicateurs-optiques-mesure-massique-particules-environnements-interieurs>

LCSQA (2002) Comparaison métrologique entre l'échantillonneur portatif ChemPass™ et différents chantillonneurs utilisés en stations fixes. Rapport INERIS-DRC-02-39298-AIRE-OBI/763.doc du Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air et de l'Institut national de l'environnement industriel et des risques, Verneuil-en-Halatte, 27p (+annexes). Disponible en ligne : www.lcsqa.org/system/files/Etude_23_763_OBI.pdf

LCSQA (2001) Evaluation de l'exposition des citoyens aux particules diesel. Rapport INERIS-DRC-01-20887-ERSA-OBI/52.doc du Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air et de l'Institut national de l'environnement industriel et des risques, Verneuil-en-Halatte, 23p (+annexes). Disponible en ligne : www.lcsqa.org/system/files/expo_citadin_part_diesel_fev2001.pdf

Le Moullec Y, Laurent AM, Person A (1998) City-dwellers exposure to atmospheric pollutants originated by cars when commuting in Paris urban area. *World Clean Air Congress* **6**, 17A-2.1-17A-2.6.

Lee CM, Kim YS, Nagajyoti PC, Park W, Kim KY (2011) Pattern classification of volatile organic compounds in various indoor environments. *Water, Air, and Soil Pollution* **215**(1-4), 329-338

Lee JC, OkSon Y, Pratheeshkumar P, Shi X (2012) Oxidative stress and metal carcinogenesis. *Free Radical Biology and Medicine*(53), 742-757

Lee JG, Byeon SH, Lee JH (2009) The effect of platform screen door (PSD) for fine particles at subway train in Seoul, Korea. *Conference ICCAS-SICE 2009*, 1707-1710

Lentsch AB, Czermak BJ, Bless NM, Van Rooijen N, Ward PA (1999) Essential role of alveolar macrophages in intrapulmonary activation of NF-κB. *Amer J Respir Cell Mol Biol* **20**, 692-698

Leonard SS, Chen BT, Stone SG, Schwegler-Berry D, Kenyon AJ, Frazer D, Antonini JM (2010) Comparison of stainless and mild steel welding fumes in generation of reactive oxygen species. *Particle and Fibre Toxicology* **7**, art no 32

- Li J, Yan L, Xie C, Cai J, Liu W (2012) Characteristics of carbonyls: Concentrations, possible sources, and personal exposures for indoor and outdoor subway microenvironments. *2nd International Conference on Remote Sensing, Environment and Transportation Engineering, RSETE 2012 - Proceedings*, art no 6260431
- Li N, Kim S, Wang M, Froines J, Sioutas C, Nel A (2002) Use of a stratified oxidative stress model to study the biological effects of ambient concentrated and diesel exhaust particulate matter. *Inhal Toxicol* **14**, 459-486
- Lindbom J, Gustafsson M, Blomqvist G, Dahl A, Gudmundsson A, Swietlicki E, Ljungman AG (2006) Exposure to wear particles generated from studded tires and pavement induces inflammatory cytokine release from human macrophages. *Chemical Research in Toxicology* **19**(4), 521-530
- Lindbom J, Gustafsson M, Blomqvist G, Dahl A, Gudmundsson A, Swietlicki E, Ljungman AG (2007) Wear particles generated from studded tires and pavement induces inflammatory reactions in mouse macrophage cells. *Chemical Research in Toxicology* **20**(6), 937-946
- Thurston GD, Ito K, Lall R, Burnett RT, Turner MC, Krewski D, Shi Y, Jerrett M, Gapstur SM, Diver WR, Pope III AC (2013) NPACT Study 4. Mortality and Long-Term Exposure to PM_{2.5} and Its Components in the American Cancer Society's Cancer Prevention Study II Cohort. In: National Particle Component Toxicity (NPACT) Initiative: integrated epidemiologic and toxicologic studies of the health effects of particulate matter components. Rapport de recherche 177 de l'Health Effects Institute, Boston, 127-166. Disponible en ligne : <http://pubs.healtheffects.org/getfile.php?u=946>
- Lonati G, Ozgen S, Ripamonti G, Cernuschi S, Giugliano M (2011) Pedestrian Exposure to Size-Resolved Particles in Milan. *Journal of the Air and Waste Management Association* **61** (11), 1273-1280
- Lorenzo R, Kaegi R, Gehrig R, Grob ty B (2006) Particle emissions of a railway line determined by detailed single particle analysis. *Atmospheric Environment* **40**(40), 7831-7841
- Loomis D, Grosse Y, Lauby-Secretan B, El Ghissassi F, Bouvard V, Benbrahim-Tallaa L, Guha N, Baan R, Mattock H, Straif K; International Agency for Research on Cancer Monograph Working Group IARC (2013) The carcinogenicity of outdoor air pollution. *Lancet Oncol* **14**(13), 1262-1263
- Loxham M, Cooper MJ, Gerlofs-Nijland ME, Cassee FR, Davies DE, Palmer MR, Teagle DAH (2013) Physicochemical characterization of airborne particulate matter at a mainline underground railway station. *Environmental Science and Technology* **47**(8), 3614-3622
- Lundstr m SL, Lev nen B, Nording M, Klepczynska-Nystr m A, Sk ld M, Haeggstr m JZ, Grunewald J, Svartengren M, Hammock BD, Larsson B-M, Eklund A, Wheelock  M, Wheelock CE (2011) Asthmatics exhibit altered oxylipin profiles compared to healthy individuals after subway air exposure. *PLoS ONE* **6**(8), art no e23864
- Ma CJ, Matuyama S, Sera K, Kim SD (2012) Physicochemical Properties of Indoor Particulate Matter Collected on Subway Platforms in Japan. *Asian Journal of Atmospheric Environment* **6**(2), 73-82
- Maricq MM (2007) Chemical characterization of particulate emissions from diesel engines: A review. *Journal of Aerosol Science* **38**(11), 1079-1118
- Maskey S, Kang T, Jung H-J, Ro C-U (2011) Single-particle characterization of indoor aerosol particles collected at an underground shopping area in Seoul, Korea. *Indoor Air* **21**(1), 12-24

Mazoué S, Parfait C (2007) Measurements of PM10 concentrations on Paris subway trains. *Proc 14th International Union of Air Pollution Prevention and Environmental Protection Associations (IUAPPA) World Congress 2007, 18th Clean Air Society of Australia and New Zealand (CASANZ) Conf*, 4 p.

Mazoué S, Parfait C (2000) Test bench analysis of dust emitted by various friction materials. *Revue Generale des Chemins de Fer*(4), 9-12+55

Ménache MG, Miller FJ, Raabe OG (1995) Particle inhalability curves for humans and small laboratory animals. *Annals of Occupational Hygiene* **39**(3), 317-328

Midander K, Elihn K, Wallén A, Belova L, Karlsson AK, Wallinder IO (2012) Characterisation of nano- and micron-sized airborne and collected subway particles, a multi-analytical approach. *Sci Total Environ* **427-428**, 390-400

Migdal C, Serres M (2011) Espèces réactives de l'oxygène et stress oxydant. *Médecine/sciences*(27), 405-412

Minguillón MC, Schembari A, Triguero-Mas M, de Nazelle A, Dadvand P, Figueras F, Salvado JA, Grimalt JO, Nieuwenhuijsen M, Querol X (2012) Source apportionment of indoor, outdoor and personal PM25 exposure of pregnant women in Barcelona, Spain. *Atmospheric Environment* **59**, 426-436

Mirer FE, Silverstein MA, Park R, Maizlish N (1988) Occupational cancer in metalworking and transportation equipment industries. *Annals of the New York Academy of Sciences* **534**, 387-393

Morabia A, Amstislavski PN, Mirer FE, Amstislavski TM, Eisl H, Wolff MS, Markowitz SB (2009) Air Pollution and Activity During Transportation by Car, Subway, and Walking. *American Journal of Preventive Medicine* **37**(1), 72-77

Moreno T, Martins V, Querol X, Jones T, Bérubé K, Minguillón MC, Amato F, Capdevila M, de Miguel E, Centelles S, Gibbons W (2015) A new look at inhalable metalliferous airborne particles on rail subway platforms. *Science of the Total Environment* **505**, 367-375

Moreno T, Pérez N, Reche C, Martins V, de Miguel E, Capdevila M, Centelles S, Minguillón MC, Amato F, Alastuey A, Querol X, Gibbons W (2014) Subway platform air quality Assessing the influences of tunnel ventilation, train piston effect and station design. *Atmospheric Environment* **92**, 461-468

Mugica-Álvarez V, Figueroa-Lara J, Romero-Romo M, Sepúlveda-Sánchez J, López-Moreno T (2012) Concentrations and properties of airborne particles in the Mexico City subway system. *Atmospheric Environment* **49**, 284-293

Muhle H, Bellmann B, Koch W, Fuhst R, Takenaka S (1988) [Investigation of the potential carcinogenicity of nickel-containing stainless steel dusts and pentlandite]. Rapport final du Fraunhofer Institut für Toxikologie und Aerosolforschung, Hanovre, 89 p. Cité dans Cross *et al* (1999).

Muhle H, Bellmann B, Takenaka S, Fuhst R, Mohr U, Pott F (1992) Chronic effects of intratracheally instilled nickel containing particles in hamsters In: Nieboer E and Nriagu JO (eds) Nickel and Human Health: Current Perspectives. *Advances in Environmental Science and Technology* **25**, 467-479. Cité dans Cross *et al* (1999).

Muiras ML, Giacomoni PU, Tachon P (1992) Modulation of bimodal DNA nicking by H₂O₂ and ferrous iron. *Ann N Y Acad Sci* **663**, 447-9

Mur JM, Meyer-Bisch C, Pham QT, Massin N, Moulin JJ, Cavelier C, Sadoul P (1987) Risk of lung cancer among iron ore miners : 1,075 deceased miners in Lorraine, France. *J Occup Med*(29), 762-768

Mur JM, Pham QT, Teculescu D, Massing N, Meyer-Bisch C, Moulin JJ, Wild P, Leonard M, Henquel JC, Baudin V, Betz M, Fontana JM, Toamain JP (1989) Arc welders' respiratory health evolution over five years. *International Archives of Occupational and Environmental Health* **61**(5), 321-327

Murrini LG, Solanes V, Debray M, Kreiner AJ, Davidson J, Davidson M, Vázquez M, Ozafrán M (2009) Concentrations and elemental composition of particulate matter in the Buenos Aires underground system. *Atmospheric Environment* **43**(30), 4577-4583

Nel AE (2013) Implementation of alternative test strategies for the safety assessment of engineered nanomaterials. *Journal of Internal Medicine* **274**(6), 561-577

Nerriere É (2004) Distribution de l'exposition de la population urbaine à des polluants particulaires et gazeux génotoxiques et évaluation du risque de cancer – Etude Genotox'ER. Thèse de doctorat spécialité épidémiologie et santé publique présentée le 29 septembre 2004 devant l'Université Henri Poincaré Nancy 1. [Données brutes des valeurs de concentrations d'exposition communiquées à l'Anses le 4 juin 2014]

Nerriere É, Guegan H, Bordigoni B, Hautemaniere A, Momas I, Ladner J, Target A, Lameloise P, Delmas V, Personnaz M-B, Koutrakis P, Zmirou-Navier D (2007) Spatial heterogeneity of personal exposure to airborne metals in French urban areas. *Science of the Total Environment* **373**(1), 49-56.

Nicolas G, Vaulont S (2005) Le mécanisme d'action de l'hepcidine déchiffré. *Médecine/sciences* **21**(1), 7-9

Nieuwenhuijsen MJ, Gómez-Perales JE, Colville RN (2007) Levels of particulate air pollution, its elemental composition, determinants and health effects in metro systems. *Atmospheric Environment* **41**(37), 7995-8006

NRC (2009) Science and Decisions: Advancing Risk Assessment. Ouvrage du National Research Council (USA) Committee on Improving Risk Analysis Approaches Used by the U.S. EPA, Washington (DC). Disponible en ligne : <http://www.epa.gov/region9/science/seminars/2012/advancing-risk-assessment.pdf>

NRC (1983) Risk Assessment in the Federal Government: Managing the Process. Ouvrage du National Research Council (USA) Committee on the Institutional Means for Assessment of Risks to Public Health, Washington (DC). Disponible en ligne : <http://www.epa.gov/region9/science/seminars/2012/red-book.pdf>

Oh TS, Kim MJ, Lim JJ, Kang OY, Vidya Shetty K, SankaraRao B, Yoo CK, Park JH, Kim JT (2012) A real-time monitoring and assessment method for calculation of total amounts of indoor air pollutants emitted in subway stations. *Journal of the Air and Waste Management Association* **62**(5), 517-526

Okada S (1996) Iron-induced tissue damage and cancer: The role of reactive oxygen species-free radicals. *Pathology International* **46**(5), 311-332

Oliveira F, Rocha S, Fernandes R (2014) Iron metabolism: From health to disease. *Journal of Clinical Laboratory Analysis* **28**(3), 210-218

Oller AR, Oberdörster G (2010) Incorporation of particle size differences between animal studies and human workplace aerosols for deriving exposure limit values. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* **57**(2-3), 181-194

OMS (1995) GEMS/Food-EURO Second Workshop on Reliable Evaluation of Low-Level Contamination of Food Report on a Workshop in the Frame of GEMS/Food-EURO, Kulmbach, Federal Republic of Germany, 26 - 27 May 1995.

OMS (2005) WHO air quality guidelines global update 2005. Rapport de la réunion du groupe de travail les 18-20 octobre 2005 à Bonn (Allemagne), 30p. Disponible en ligne : http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0008/147851/E87950.pdf

OMS (2011) Guidelines for drinking water quality – Recommendations, 4th Edition. Rapport de l'Organisation mondiale de la santé, 541p. Disponible en ligne : http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/44584/1/9789241548151_eng.pdf

OMS (2013) Review of evidence on health aspects of air pollution - REVIHAAP Project Rapport technique de l'Organisation mondiale de la santé Europe, 309p. Disponible en ligne : http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0004/193108/REVIHAAP-Final-technical-report-final-versionpdf

OMS (2014a) Burden of disease from Ambient Air Pollution for 2012. Rapport de synthèse de l'Organisation mondiale de la santé, 3p. Disponible en ligne : http://www.who.int/phe/health_topics/outdoorair/databases/AAP_BoD_results_March2014pdf

OMS (2014b) WHO Expert Meeting: Methods and tools for assessing the health risks of air pollution at local, national and international level. Rapport de la réunion du groupe de travail les 12-13 mai 2014 à Bonn (Allemagne), 109p. Disponible en ligne : http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0010/263629/WHO-Expert-Meeting-Methods-and-tools-for-assessing-the-health-risks-of-air-pollution-at-local,-national-and-international-level.pdf

OQAI (2007) Campagne nationale Logements – Etat de la qualité de l'air dans les logements français. Rapport final de l'Observatoire de la Qualité de l'Air Intérieur. Disponible en ligne : <http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/OQAI.pdf>

ORAMIP (2013) Mesures de qualité de l'air dans le métro toulousain en 2012. Rapport de l'Oramip n°ETU-2013-12, 78p. Disponible en ligne : <http://www.oramip.org/pdf/classeur/ORAMIP-metro-hiver-2012.pdf>

ORAMIP (2012) Mesures de qualité de l'air dans le métro toulousain en 2011. Rapport de l'Oramip n°ETU-2012-02, 58p.

ORS (2012) Pollution de l'air dans les enceintes souterraines de transport ferroviaire et santé. Synthèse de l'Observatoire régional de santé Île-de-France Disponible en ligne : http://www.ors-idf.org/dmdocuments/2012/Synthese_pollution_enceintes_souterraines_webpdf

Ostro B, Lipsett M, Reynolds P, Goldberg D, Hertz A, Garcia C, Henderson KD, Bernstein L (2010) Long-term exposure to constituents of fine particulate air pollution and mortality: Results from the California Teachers Study. *Environmental Health Perspectives* **118**(3), 363-369.

Ostro B, Reynolds P, Goldberg D, Hertz A, Burnett RT, Shin H, Hughes E, Garcia C, Henderson KD, Bernstein L, Lipsett M (2011). Assessing Long-Term Exposure in the California Teachers Study. *Environmental Health Perspectives* **119**(6), A242–A243.

Pantopoulos K, Kumar S, Tartakoff A, Devireddy L (2012) Mechanisms of mammalian iron homeostasis. *Biochemistry* **29**(51), 5705-5724

Park DU, Ha KC (2008) Characteristics of PM10, PM25, CO₂ and CO monitored in interiors and platforms of subway train in Seoul, Korea. *Environment International* **34** (5), 629-634

Park D, Oh M, Yoon Y, Park E, Lee K (2012) Source identification of PM 10 pollution in subway passenger cabins using positive matrix factorization. *Atmospheric Environment* **49**, 180-185

Park D, Kim D, Cho Y, Kwon SB, Park EY (2007) Air quality and PM10 source analysis on the railway vehicles. *J Korean Soc Atmos Environ* **23**(3), 311-321

Park HS, Lin JY, Lim SB, Woo JH, Kim S, Sunwoo Y, Piao M (2009) Design issues of integrated subway air quality management system base on particulate matter measurements. *ACM International Conference Proceeding Series* **403**, 830-834

Park JH, Woo HY, Park JC (2014) Major factors affecting the aerosol particulate concentration in the underground stations. *Indoor and Built Environment* **23**, 629-39

Park RM (2001) Medical insurance claims and surveillance for occupational disease: Analysis of respiratory, cardiac, and cancer outcomes in auto industry tool grinding operations. *Journal of Occupational and Environmental Medicine* **43**(4), 335-346

Peyssonnaud C (2008) Les facteurs de transcription HIF: régulateurs clés du métabolisme du fer? *Médecine/sciences* **24**(2), 137-138

Pfeifer GD, Harrison RM, Lynam DR (1999) Personal exposures to airborne metals in London taxi drivers and office workers in 1995 and 1996. *Science of the Total Environment* **235**(1-3), 253-260

Pham QT, Caillier I, Chau N, Teculescu D, Patris A, Trombert B (1993) La mortalité des mineurs de fer du Bassin de Lorraine. *Arch Mal Prof*(54), 391-396

Pham QT, Teculescu D, Bruant A, Chau N, Viaggi MN, Rebstock E (1992) Iron miners A ten year follow-up. *J Epidemiol*(8), 594-600

Pierre JL, Fontecave M (1999) Iron and activated oxygen species in biology: The basic chemistry. *BioMetals* **12**(3), 195-199

Pierce A, Legrand D, Mazurier J (2009) La lactoferrine: une protéine multifonctionnelle. *Médecine/sciences*(25), 361-369

Pirela S, Molina R, Watson C, Cohen JM, Bello D, Demokritou P, Brain J (2013) Effects of copy center particles on the lungs: A toxicological characterization using a Balb/c mouse model. *Inhalation Toxicology* **25**(9), 498-508

Pope III CA, Burnett RT, Thun MJ, Calle EE, Krewski D, Ito K, Thurston GD (2002) Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution. *Journal of the American Medical Association* **287**(9), 1132-1141

Pott F, Rippe RM, Roller M, Csicsaky M, Rosenbruch M, Huth F (1992) Carcinogenicity of nickel compounds and nickel alloys in rats by intraperitoneal injection In: Nieboer E and Nriagu JO (eds) Nickel and Human Health: Current Perspectives. *Advances in Environmental Science and Technology* **25**, 491-502. Cité dans Cross *et al* (1999).

Pott F, Rippe RM, Roller M, Rosenbruch M, Huth F (1991) Comparative studies on the carcinogenicity of nickel, different nickel compounds and nickel alloys. Bundesanstalt für Arbeitsschutz Vergleichende Untersuchungen über die Kanzerogenität verschiedener Nickelverbindungen und Nickellegierungen Wirtschaftsverlag, Bremerhaven, Germany. Cité dans Cross *et al* (1999)

Querol X, Moreno T, Karanasiou A, Reche C, Alastuey A, Viana M, Font O, Gil J, de Miguel E, Capdevila M (2012) Variability of levels and composition of PM10 and PM25 in the Barcelona metro system. *Atmos Chem Phys* **12**, 5055-5076

RATP (2014) "SQUALES" – Surveillance de la Qualité de l'Air de l'Environnement Souterrain – bilan 2013. Rapport de février 2014 de la Régie autonome des transports parisiens Disponible en ligne : http://www.ratp.fr/fr/upload/docs/application/pdf/2014-02/bilan_squales_2013pdf

RATP (2013a) Caractérisation de la qualité de l'air inhalé par les salariés dans les enceintes ferroviaires souterraines de la RATP : Résultats par lignes et par métiers, 2003-2005. Données brutes communiquées en 2013 par la Régie autonome des transports parisiens à l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail.

RATP (2013b) Santé en général et cardiovasculaire des salariés de la RATP travaillant dans les enceintes ferroviaires souterraines. Document de travail du 2 mai 2013 du Service de santé au travail de la Régie autonome des transports parisiens, 18p.

RATP (2012) Analyse de la mortalité par professions des salariés et ex-salariés de la RATP sur la période 1980-1999 Cohorte EDGAR. Rapport et annexes de juin 2012 du Service de santé au travail de la Régie autonome des transports parisiens, 400p.

RATP (2010a) Caractérisation de la qualité de l'air inhalé par les salariés dans les enceintes ferroviaires souterraines de la RATP : Résultats par lignes et par métiers, 2003-2005. Rapport du Service de santé au travail de la Régie autonome des transports parisiens, juin 2010, 33p.

RATP (2010b) Santé respiratoire des salariés de la RATP travaillant dans les enceintes ferroviaires souterraines. Rapport de juillet 2010 du Service de santé au travail de la Régie autonome des transports parisiens, 67p.

RATP/InVS (2008) Analyse de la mortalité des agents et ex-agents de la RATP sur la période 1980-1999 Cohorte EDGAR. Rapport de la Régie autonome des transports parisiens et de l'Institut de veille sanitaire, 21 p. Disponible en ligne : http://opacinvssantefr/doc_numphp?explnum_id=1408

RATP (2004) Etude de l'impact du lavage et du chaulage du tunnel de la ligne 10 sur les teneurs particulaires mesurées dans les stations Avenue Emile Zola et Maubert Mutualité. Rapport d'étude N° DEE E 04-5238, 10p.

Raut JC, Chazette P, Fortain A (2009a) Link between aerosol optical, microphysical and chemical measurements in an underground railway station in Paris. *Atmospheric Environment* **43**(4), 860-868

Raut JC, Chazette P, Fortain A (2009b) New approach using lidar measurements to characterize spatiotemporal aerosol mass distribution in an underground railway station in Paris. *Atmospheric Environment* **43**(3), 575-583

Ripanucci G, Grana M, Vicentini L, Magrini A, Bergamaschi A (2006) Dust in the underground railway tunnels of an Italian town. *Journal of Occupational and Environmental Hygiene* **3**(1), 16-25

Ripanucci G, Bergamaschi A, Magrini A, Vicentini L (2002) Esposizioni alle polveri per i macchinisti della metropolitana di Roma. *Rivista degli infortuni e delle malattie professionali* Parte I, 535-542

Saffiotti U, Cefis F, Kolb LH (1968) A method for the experimental induction of bronchogenic carcinoma. *Cancer Res*(28), 104-124

Saffiotti U, Montesano R, Sellakumar AR, Cefis F, Kaufman DG (1972a) Respiratory tract carcinogenesis induced in hamsters by different numbers of administrations of benzo(a)pyrene and ferric oxide. *Cancer Res*(32), 1073-1081

Saffiotti U, Montesano R, Sellakumar AR, Kaufman DG (1972b) Respiratory tract carcinogenesis induced in hamsters by different dose levels of benzo(a)pyrene and ferric oxide. *J Natl Cancer Inst*(49), 1199-1204

Şahin ÜA, Onat B, Stakeeva B, Ceran T, Karim P (2012) PM10 concentrations and the size distribution of Cu and Fe-containing particles in Istanbul's subway system. *Transportation Research Part D: Transport and Environment* **17**(1), 48-53

- Salma I, Weidinger T, Maenhaut W (2007) Time-resolved mass concentration, composition and sources of aerosol particles in a metropolitan underground railway station. *Atmospheric Environment* **41**(37), 8391-8405
- Salma I, Pósfai M, Kovács K, Kuzmann E, Homonnay Z, Posta J (2009) Properties and sources of individual particles and some chemical species in the aerosol of a metropolitan underground railway station. *Atmospheric Environment* **43**(22-23), 3460-3466
- Seaton A, Cherrie J, Dennekamp M, Donaldson K, Hurley JF, Tran CL (2005) The London Underground: Dust and hazards to health. *Occupational and Environmental Medicine* **62**(6), 355-362
- Sehlstedt M (2011) Respiratory effects of particulate matter air pollution - Studies on diesel exhaust, road tunnel, subway and wood smoke exposure in human subjects. Rapport du département de santé publique et médecine clinique de l'université Umeå, Suède, 110p. Disponible en ligne : <http://umudiva-portalorg/smash/get/diva2:394200/FULLTEXT03pdf>
- Seinfeld J H, Pandis SN (1998) Atmospheric Chemistry and Physics: From Air Pollution to Climate Change, section 5, John Wiley, New York
- Shinohara N, Gamo M, Nakanishi J (2011) Fullerene C 60: Inhalation hazard assessment and derivation of a period-limited acceptable exposure level. *Toxicological Sciences* **123**(2), 576-589
- Sioutas C (2011) Physical and chemical characterization of personal exposure to airborne particulate matter (PM) in the Los Angeles subways and light-rail trains University of Southern California METRANS final report, 44 p.
- Sitzmann B, Kendall M, Watt J, Williams I (1999) Characterisation of airborne particles in London by computer-controlled scanning electron microscopy. *Science of the Total Environment* **241**(1-3), 63-73
- SNCF (2013) Qualité de l'air intérieur Gare de Magenta. Support de présentation de la Société nationale des chemins de fer français, juillet 2013, 23p.
- SNCF (2011) Bilan des travaux SNCF sur la qualité de l'air des gares souterraines Transilien. Rapport de la Société nationale des chemins de fer français, février 2011, 19p.
- Sohn JR, Kim JC, Kim MY, Son YS, Sunwoo Y (2008) Particulate behavior in subway airspace. *Asian Journal of Atmospheric Environment* **2**(1), 54-59
- Son YS, Kang YH, Chung SG, Park HJ, Kim JC (2011) Efficiency evaluation of adsorbents for the removal of VOC and NO₂ in an Underground subway station. *Asian Journal of Atmospheric Environment* **5**(2), 113-120
- Song J, Lee H, Kim SD, Kim DS (2008) How about the IAQ in subway environment and its management? *Asian Journal of Atmospheric Environment* **2**(1), 60-67
- Stachowiak GP, Stachowiak GW, Podsiadlo P (2008) Automated classification of wear particles based on their surface texture and shape features. *Tribology International* **41**(1), 34-43
- Steenhof M, Gosens I, Strak M, Godri KJ, Hoek G, Cassee FR, Mudway IS, Kelly FJ, Harrison RM, Lebret E, Brunekreef B, Janssen NAH, Pieters RHH (2011) In vitro toxicity of particulate matter (PM) collected at different sites in the Netherlands is associated with PM composition, size fraction and oxidative potential - the RAPTES project. *Particle and Fibre Toxicology* **8**, art no 26

Steenhof M, Janssen NAH, Strak M, Hoek G, Gosens I, Mudway IS, Kelly FJ, Harrison RM, Pieters RHH, Cassee FR, Brunekreef B (2014) Air pollution exposure affects circulating white blood cell counts in healthy subjects: The role of particle composition, oxidative potential and gaseous pollutants-the RAPTES project. *Inhalation Toxicology* **26**(3), 141-165

Steinhoff D, Mohr U, Hahnemann S (1991) Carcinogenesis studies with iron oxides. *Experimental Pathology* **43**(3-4), 189-194

Steinbicker A, Muckenthaler M (2013) Out of balance—systemic iron homeostasis in iron-Related disorders. *Nutrients*(5), 3034-3061

STIF (2013) Schéma Directeur du Matériel Métro. Rapport RG130332D du Syndicat des Transports d'Ile-de-France. Disponible en ligne : http://www.stif.org/IMG/pdf/Deliberation_no2013-534_-_Schema_directeur_materiel_metro.pdf

STIF (2012) Schéma Directeur du RER A. Rapport du Syndicat des Transports d'Ile-de-France. Disponible en ligne : http://www.stif.org/IMG/pdf/Deliberation_no2012-0163_relative_au_schema_directeur_du_RER_A.pdf

Stoeger T, Reinhard C, Takenaka S, Schroepel A, Karg E, Ritter B, Heyder J, Schulz H (2006) Instillation of six different ultrafine carbon particles indicates a surface area threshold dose for acute lung inflammation in mice. *Environ Health Perspect* **114**(3), 328-33

Stokinger HE (1984) A review of world literature finds iron oxides noncarcinogenic. *American Industrial Hygiene Association Journal* **45**(2), 127-133

Strak M, Janssen NAH, Godri KJ, Gosens I, Mudway IS, Cassee FR, Lebret E, Kelly FJ, Harrison RM, Brunekreef B, Steenhof M, Hoek G (2012) Respiratory health effects of airborne particulate matter: The role of particle size, composition, and oxidative potential-the RAPTES project. *Environmental Health Perspectives* **120**(8), 1183-1189

Strak M, Hoek G, Godri KJ, Gosens I, Mudway IS, van Oerle R, Spronk HMH, Cassee FR, Lebret E, Kelly FJ, Harrison RM, Brunekreef B, Steenhof M, Janssen NAH (2013a) Composition of PM Affects Acute Vascular Inflammatory and Coagulative Markers - The RAPTES Project. *PLoS ONE* **8**(3), art n° e58944

Strak M, Hoek G, Steenhof M, Kilinc E, Godri KJ, Gosens I, Mudway IS, Van Oerle R, Spronk HMH, Cassee FR, Kelly FJ, Harrison RM, Brunekreef B, Lebret E, Janssen NAH (2013b) Components of ambient air pollution affect thrombin generation in healthy humans: The RAPTES project. *Occupational and Environmental Medicine* **70**(5), 332-340

Strak M, Steenhof M, Godri KJ, Gosens I, Mudway IS, Cassee FR, Lebret E, Brunekreef B, Kelly FJ, Harrison RM, Hoek G, Janssen NAH (2011) Variation in characteristics of ambient particulate matter at eight locations in the Netherlands - The RAPTES project. *Atmospheric Environment* **45**(26), 4442-4453

Sumner P, Wood HT (1979) Studies of the air quality in the underground stations of the rail transportation system (METRO) of Wash , DC. *J Environ Health* **42**(2)

Sundh J, Olofsson U (2011) Relating contact temperature and wear transitions in a wheel-rail contact. *Wear* **271**(1-2), 78-85

Sussman HH (1992) Iron in cancer. *Pathobiology* **60**(1), 2-9

Svensson BG, Englander V, Akesson B, Attewell R, Skerfving S, Ericson A, Moller T (1989) Deaths and tumors among workers grinding stainless steel. *American Journal of Industrial Medicine* **15**(1), 51-59

Sysalova J, Szakova J (2006) Mobility assessment and validation of toxic elements in tunnel dust samples-Subway and road using sequential chemical extraction and ICP-OES/GF AAS measurements. *Environmental Research* **101**(3), 287-293

Szram J, Schofield SJ, Cosgrove MP, Cullinan P (2013) Welding, longitudinal lung function decline and chronic respiratory symptoms: A systematic review of cohort studies. *European Respiratory Journal* **42**(5), 1186-1193

Tandara L, Salamunic I (2012) Iron metabolism: Current facts and future directions. *Biochimica Medica* **22**(3), 311-328

Taylor MD, Roberts JR, Leonard SS, Shi X, Antonini JM (2003) Effects of welding fumes of differing composition and solubility on free radical production and acute lung injury and inflammation in rats. *Toxicological Sciences* **75**(1), 181-191

Tokarek S, Bernis A (2006) An exemple of particle concentration reduction in Parisian subway stations by electrostatic precipitation. *Environmental Technology* **27**(11), 1279-1287

Tokarek S, Gabay D, Bernis A (2002) A method to reduce the particle pollution in the air of parisian subway stations. *Advances in Air Pollution* **11**, 561-570

US EPA (2009) Final Report: Integrated Science Assessment for Particulate Matter. Rapport EPA/600/R-08/139F de l'U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, 1157 p. Disponible en ligne : <http://cfpub.epa.gov/ncea/cfm/recordisplay.cfm?deid=216546#Download>

US EPA (2006) 40 CFR 53.1. Registre fédéral, volume 71, n°200, Rules and Regulations.

US EPA (1994) Methods for Derivation of Inhalation Reference Concentrations (RfCs) and Application of Inhalation Dosimetry. Rapport EPA/600/8-90/066F de l'U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, 100 p. Disponible en ligne : <http://cfpub.epa.gov/ncea/cfm/recordisplay.cfm?deid=71993>

Valdés A, Zanobetti A, Halonen JI, Cifuentes L, Morata D, Schwartz J (2012) Elemental concentrations of ambient particles and cause specific mortality in Santiago, Chile: A time series study. *Environmental Health: A Global Access Science Source* **11**(1), art. no. 82

Vallejo M, Lerma C, Infante O, Hermosillo AG, Riojas-Rodriguez H, Cardenas M (2004) Personal exposure to particulate matter less than 25 µm in Mexico City: A pilot study. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* **14**(4), 323-329

Wang M, Beelen R, Stafoggia M, Raaschou-Nielsen O, Andersen ZJ, Hoffmann B, Fischer P, Houthuijs D, Nieuwenhuijsen M, Weinmayr G, Vineis P, Xun WW, Dimakopoulou K, Samoli E, Laatikainen T, Lanki T, Turunen AW, Oftedal B, Schwarze P, Aamodt G, Penell J, De Faire U, Korek M, Leander K, Pershagen G, Pedersen NL, Östenson C-G, Fratiglioni L, Eriksen KT, Sørensen M, Tjønneland A, Bueno-de-Mesquita B, Eeftens M, Bots ML, Meliefste K, Krämer U, Heinrich J, Sugiri D, Key T, De Hoogh K, Wolf K, Peters A, Cyrys J, Jaensch A, Concin H, Nagel G, Tsai M-Y, Phuleria H, Ineichen A, Künzli N, Probst-Hensch N, Schaffner E, Vilier A, Clavel-Chapelon F, Declercq C, Ricceri F, Sacerdote C, Marcon A, Galassi C, Migliore E, Ranzi A, Cesaroni G, Badaloni C, Forastiere F, Katsoulis M, Trichopoulou A, Keuken M, Jedynska A, Kooter IM, Kukkonen J, Sokhi RS, Brunekreef B, Katsouyanni K, Hoek G (2014) Long-term exposure to elemental constituents of particulate matter and cardiovascular mortality in 19 European cohorts: Results from the ESCAPE and TRANSPHORM projects. *Environment International* **66**, 97-106

Warshawsky D, Bingham E, Niemeier RW (1983) Influence of airborne particulate on the metabolism of benzo[a]pyrene in the isolated perfused lung. *Journal of Toxicology and Environmental Health* **11**(4-6), 503-517

- Warshawsky D, Bingham E, Niemeier RW (1984) The effects of a cocarcinogen, ferric oxide, on the metabolism of benzo[a]pyrene in the isolated perfused lung. *Journal of Toxicology and Environmental Health* **14**(2-3), 191-209
- Warshawsky D, Reilman R, Cheu J, Radike M, Rice C (1994) Influence of particle dose on the cytotoxicity of hamster and rat pulmonary alveolar macrophage in vitro. *Journal of Toxicology and Environmental Health* **42**(4), 407-421
- Weiss G, Wachter H, Fuchs D (1995) Linkage of cell-mediated immunity to iron metabolism. *Immunology Today* **16**(10), 495-500
- Wolterbeek AP, Schoevers EJ, Rutten AA, Feron VJ (1995) A critical appraisal of intratracheal instillation of benzo[a]pyrene to Syrian golden hamsters as a model in respiratory tract carcinogenesis. *Cancer Lett* **89**(1), 107-16
- Yasuhara A, Tanaka Y, Makishima M, Suzuki S, Shibamoto T (2011) LC-MS Analysis of Low Molecular Weight Carbonyl Compounds as 2,4-Dinitrophenylhydrazones Using Negative Ion Mode Electrospray Ionization Mass Spectrometry. *J Chromatograph Separat Techniq* **2**(108), doi:10.4172/2157-7064.1000108
- Ye X, Lian Z, Jiang C, Zhou Z, Chen H (2010) Investigation of indoor environmental quality in Shanghai metro stations, China. *Environmental Monitoring and Assessment* **167**(1-4), 643-651
- Yeh H-C, Schum GM (1980) Models of human lung airways and their application to inhaled particle deposition. *Bulletin of Mathematical Biology* **42**(3), 461-480
- Yu IJ, Yoo CH, Chung YH, Han JH, Yhang SY, Yu GM, Song KS (2004) Asbestos exposure among Seoul metropolitan subway workers during renovation of subway air-conditioning systems. *Environment International* **29**(7), 931-934
- Yu Q, Lu Y, Xiao S, Shen J, Li X, Ma W, Chen L (2012) Commuters' exposure to PM 1 by common travel modes in Shanghai. *Atmospheric Environment* **59**, 39-46
- Zhang W, Jiang H, Dong C, Yan Q, Yu L, Yu Y (2011) Magnetic and geochemical characterization of iron pollution in subway dusts in Shanghai, China. *Geochem Geophys Geosyst* **12**, Q06Z25
- Zhou J, Ito K, Lall R, Lippmann M, Thurston G (2011) Time-series analysis of mortality effects of fine particulate matter components in Detroit and seattle. *Environmental Health Perspectives* **119**(4), 461-466
- Zimmer AT, Maynard AD (2002) Investigation of the aerosols produced by a high-speed, hand-held grinder using various substrates. *Annals of Occupational Hygiene* **46**(8), 663-672

ANNEXES

Annexe 1 : Lettre de saisine

2011 -SA- 0 2 6 5



COURRIER ARRIVE

17 OCT. 2011

DIRECTION GENERALE

MINISTERE DU TRAVAIL, DE L'EMPLOI
ET DE LA SANTEMINISTERE DE L'ECOLOGIE, DU
DEVELOPPEMENT DURABLE, DES TRANSPORTS
ET DU LOGEMENT

Direction générale de la santé

Direction générale
de la prévention des risques

Direction générale du travail

Paris le

Le Directeur général de la prévention des risques

Le Directeur général de la santé

Le Directeur général du travail

à

**Monsieur le Directeur général
de l'Agence nationale de sécurité sanitaire de
l'alimentation, de l'environnement et du travail**
27-31 avenue du Général Leclerc
94701 Maisons-Alfort cedex

Objet : Pollution chimique de l'air des enceintes de transports ferroviaires souterrains et risques sanitaires associés chez les travailleurs

Depuis le début des années 2000, les études de mesure de la qualité de l'air dans des enceintes ferroviaires souterraines (stations RER et métropolitaines à Paris, Lille, Lyon, Rennes, Toulouse) ont mis en évidence des niveaux élevés de particules en suspension avec des concentrations en PM10 très supérieures à celles mesurées à l'extérieur. La composition de ces particules en suspension diffère des particules de l'air urbain extérieur, avec comme constituants majeurs identifiés : du carbone élémentaire, du carbone organique, et différents métaux dont le fer (jusqu'à 85 % en masse des particules). D'autres polluants chimiques, présents à des concentrations parfois supérieures à celles mesurées à l'extérieur, ont été identifiés tels que des hydrocarbures aromatiques (toluène, phénanthrène, fluoranthène, anthracène et pyrène), et plus rarement le benzène, le dioxyde d'azote et le benzo(a)pyrène.

Depuis 2000, plusieurs avis visant à améliorer la qualité de l'air dans les enceintes ferroviaires souterraines ont été rendus par le Conseil supérieur d'hygiène publique de France. Un des avis (3 mai 2001) proposait des valeurs guides de qualité de l'air en PM10 dans les enceintes ferroviaires souterraines destinées aux usagers des transports, et non aux travailleurs.

La connaissance de l'impact sanitaire des particules en suspension dans les enceintes ferroviaires souterraines apparaît bien plus limitée que pour les particules composant la pollution atmosphérique urbaine (transport routier, secteurs industriel, tertiaire et résidentiel). Ces dernières ont en effet fait l'objet de nombreuses études épidémiologiques et expérimentales, qui font état d'effets biologiques et sanitaires aux niveaux respiratoire et cardiovasculaire, à court et long termes, associés aux concentrations de PM10 et PM2,5 dans l'air ambiant. Bien qu'ils soient peu documentés, les effets potentiels des particules en suspension dans les enceintes ferroviaires ont été récemment investigués au travers de quelques études épidémiologiques et expérimentales humaines, dont l'étude de mortalité EDGAR, en cours, qui est menée par l'InVS et la RATP.

Cette saisine est prévue dans le programme de travail 2011 de l'Anses. Elle entre dans le cadre de l'action 16 du deuxième plan national santé environnement (PNSE 2) qui prévoit « d'améliorer la santé et le confort des usagers et des travailleurs des transports » et plus particulièrement de développer les connaissances sur les déterminants de la qualité de l'air intérieur des différents modes de transport (en particulier les enceintes ferroviaires souterraines). Elle s'inscrit également dans l'action 5 du deuxième plan santé au travail (PST 2) qui prévoit « d'améliorer la connaissance sur les exposition professionnelles ».

En lien avec les actions susmentionnées et afin de répondre aux préoccupations concernant l'exposition des travailleurs à la pollution chimique de l'air des enceintes de transports ferroviaires souterrains, je vous saurais gré de nous fournir au travers de votre expertise :

1. Un état des connaissances sur :
 - a. La pollution chimique de l'air dans ce type d'enceinte, à partir d'une analyse des données françaises issues des campagnes de mesures ponctuelles et des données de surveillance de la qualité de l'air, ainsi que d'une synthèse bibliographique de la littérature scientifique internationale ;
 - b. La toxicité par inhalation associée aux polluants majeurs en présence, en particulier les particules en suspension dans ce type d'enceinte, à partir d'une synthèse bibliographique et d'une analyse critique de la littérature scientifique internationale (études chez l'animal, in vitro, ex vivo, d'exposition humaine contrôlée) ;
 - c. L'exposition individuelle des travailleurs à la pollution chimique de l'air dans ce type d'enceinte (y compris les travailleurs travaillant dans les espaces commerciaux), à partir des études françaises, ainsi que d'une synthèse bibliographique de la littérature scientifique internationale ;
 - d. Les effets associés à l'exposition des travailleurs à la pollution chimique de l'air dans ce type d'enceinte, à partir d'une synthèse bibliographique et analyse critique de la littérature scientifique internationale (études épidémiologiques), ainsi que des éventuelles études françaises existantes ;
 - e. Les politiques de gestion existantes voire les réglementations visant à limiter la pollution atmosphérique dans ces enceintes et les risques associés pour les travailleurs, ainsi que sur leur efficacité.
2. Un jugement d'experts, au regard de l'état des connaissances, sur :
 - a. Une première qualification des risques sanitaires potentiellement encourus par les travailleurs vis à vis de la pollution chimique de l'air des enceintes de transports ferroviaires souterrains ;
 - b. La pertinence et la faisabilité d'engager une évaluation quantitative des risques sanitaires.
3. Le cas échéant, une évaluation quantitative des risques sanitaires liés à la pollution chimique de l'air des enceintes de transports ferroviaires souterrains, chez les travailleurs, en particulier :
 - a. Si une relation « exposition-risque » (ou « dose-réponse ») pour les particules en suspension dans ces enceintes est retrouvée ou peut être élaborée à partir des données disponibles dans la littérature scientifique ;
 - b. Et à partir de scénarios d'exposition élaborés pour différents types d'activités professionnelles (par exemples conducteurs de rame, personnel de maintenance, ...) ; les données d'exposition pourraient être recueillies par la réalisation d'enquêtes visant les activités professionnelles exercées et la réalisation de mesures in situ.
4. Des propositions d'axes de recherches et de pistes de gestion pour réduire la pollution chimique de l'air dans ces enceintes et les risques associés chez les travailleurs, en intégrant une réflexion sur les modalités d'articulation entre la gestion des risques pour les usagers des transports et la gestion des risques pour les travailleurs

Cette expertise pourra utilement s'appuyer sur des auditions de régies de transport (par exemple RATP, RTM, SNCF) et fédérations professionnelles concernées, ainsi que sur le rapprochement avec certaines AASQA et l'InVS qui ont travaillé sur le sujet.

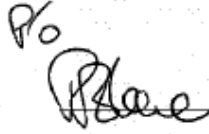
Nous vous remercions de bien vouloir nous indiquer dans les meilleurs délais les modalités et le calendrier de réponse à cette saisine que vous envisagez de mettre en œuvre.

Le Directeur général
de la santé



Jean-Yves GRALL

Le Directeur général
de la prévention des risques



Laurent MICHEL

Le Directeur général
du travail



Jean Denis COMBEXELLE

Copie : Direction générale de l'agriculture (DGAL), Direction générale de la concurrence, de la consommation et de la répression des fraudes (DGCCRF).

Annexe 2 : Présentation des positions divergentes

Absence de position divergente au sein du Groupe de Travail et du CES.

Annexe 3 : Valeurs de qualité de l'air environnementales

AIR EXTERIEUR – AIR AMBIANT

Polluant	Valeurs guides OMS (µg/m3)		Normes européennes (µg/m3)				Valeurs de la réglementation française (µg/m3)					
Dioxyde d'azote (NO2)	200 sur 1h	40 en moy. annuelle	VL en moy. horaire : 200 à ne pas dépasser plus de 18 fois/an	VL en moy. annuelle : 40	Seuil d'alerte : 400 en moy. horaire sur 3 heures consécutives	VL en moy. horaire (depuis le 01/01/2010) : 200 à ne pas dépasser plus de 18 fois/an	VL en moy. annuelle (depuis le 01/01/2010) : 40	Obj. de qualité en moy. annuelle : 40	Seuil d'info et de reco : 200 en moy. horaire	Seuil d'alerte : 400 en moy. horaire dépassé sur 3h consécutives 200 si dépassement la veille et dépassement prévu pour le lendemain		
Oxydes d'azote (NOx)	/		Niveau critique : 30 en moy. an. (équivalent NO2 ; protection de la végétation)				Niveau critique : 30 en moy. an. (équivalent NO2 ; protection de la végétation)					
Dioxyde de soufre (SO2)	500 sur 10 minutes	20 sur 24h	VL en moy. horaire : 350 à ne pas dépasser plus de 24 h/an	VL en moy. jour : 125 à ne pas dépasser plus de 3 j/an	Seuil d'alerte : 500 en moy. horaire sur 3 heures consécutives	Niveau critique : pour une année, en moy. du 1 ^{er} oct. au 31 mars : 20	VL en moy. horaire : 350 à ne pas dépasser plus de 24 h/an	VL en moy. jour : 125 à ne pas dépasser plus de 3 j/an	Obj. de qualité en moy. an. : 50	Seuil d'info et de reco : 300 en moy. horaire	Seuil d'alerte : 500 en moy. horaire sur 3 heures consécutives	Niveau critique : pour une année, en moy. du 1 ^{er} oct. au 31 mars : 20
PM10	50 sur 24h à ne pas dépasser plus de 3j/an	20 en moy. annuelle	VL en moy. jour : 50 à ne pas dépasser plus de 35 j/an	VL en moy. annuelle : 40			VL en moy. jour : 50 à ne pas dépasser plus de 35 j/an	VL en moy. annuelle (depuis le 01/01/2005) : 40	Obj. de qualité en moy. annuelle : 30	Seuil d'info et de reco : 50 en moy. journalière	Seuil d'alerte : 80 en moy. journalière	
PM2,5	25 sur 24h à ne pas dépasser plus de 3j/an	10 en moy. annuelle	VL en moy. annuelle : 25 depuis le 01/01/2015 20* en 2020	VC en moy. annuelle : 25 (depuis le 01/01/2010)	Obligation en matière de [C] relative à l'exposition, à respecter en 2015 : 20 pour l'IEM**		VL en moy. annuelle : 25 depuis le 01/01/2015	VC en moy. annuelle : 20	Obj. de qualité en moy. annuelle : 10	Obligation en matière de [C] relative à l'exposition, à respecter en 2015 : 20 pour l'IEM**		

Polluant	Valeurs guides OMS (µg/m3)				Normes européennes (µg/m3)				Valeurs de la réglementation française (µg/m3)					
					VC en moy. 8h (santé) :	VC – AOT40 (végétation) :	Seuil d'info :	Seuil d'alerte :	Obj. de qualité (santé):	Obj. de qualité (végétation) –AOT40 :	VC en moy. 8h (santé) :	VC – AOT40 (végétation) :	Seuil d'info :	Seuil d'alerte :
Ozone (O3)	100 sur 8 heures				120 à ne pas dépasser plus de 25j/an	18 000 (de mai à juillet de 8h00 à 20h00)	180 en moy. horaire	240 en moy. horaire	120 en max journalier de la moy. 8h	6 000 (de mai à juillet de 8h00 à 20h00)	120 à ne pas dépasser plus de 25j/an	18000 (de mai à juillet de 8h00 à 20h00)	180 en moy. horaire	240 en moy. horaire
Monoxyde de carbone (CO)	100 000 Sur 10 min.	60 000 sur 15 min.	30 000 sur 1h	10000 sur 8h	/				Maximum journalier de la moy. sur 8h : 10 000					
Plomb (Pb)	0,5 en moy. annuelle				VL en moy. annuelle : 0,5				VL en moy. annuelle : 0,5 (depuis le 01/01/2002)			Obj. de qualité en moy. annuelle : 0,25		
Benzène	ERU : 6.10^{-6} (µg/m3) ⁻¹				VL en moy. annuelle : 5				VL en moy. annuelle : 5 (depuis le 01/01/2010)			Obj. de qualité en moy. annuelle : 2		
Arsenic	/				VC : 6 ng/m3				VC : 6 ng/m3					
Cadmium	/				VC : 5 ng/m3				VC : 5 ng/m3					
Nickel	/				VC : 20 ng/m3				VC : 20 ng/m3					
B(a)P	ERU : $8,7.10^{-2}$ (µg/m3) ⁻¹				VC : 1 ng/m3				VC : 1 ng/m3					

VL : valeur limite

VC : valeur cible

ERU : excès de risque unitaire

* : valeur limite indicative que la commission européenne prévoyait de réviser en 2013 à la lumière des informations complémentaires sur l'impact sanitaire et environnemental, la faisabilité technique...

** : IEM : indicateur d'exposition moyenne, calculé dans chaque pays en considérant un ensemble de stations représentatives de la pollution urbaine de fond dans les agglomérations et les zones urbaines.

AIR INTERIEUR

Valeurs Haut Conseil de Santé Publique :

Avis relatif à la fixation de valeurs repères d'aide à la gestion pour les particules dans les espaces clos. 14 juin 2013

Avis relatif à la fixation de valeurs repères d'aide à la gestion pour le naphtalène dans les espaces clos. 5 janvier 2012

Avis relatif à la fixation de valeurs repères d'aide à la gestion pour le benzène dans les espaces clos. 16 juin 2010

Valeurs repères d'aide à la gestion dans l'air des espaces clos, Le formaldéhyde, 13 octobre 2009

Organisation Mondiale de la Santé :

Lignes directrices OMS relatives à la qualité de l'air : particules, ozone, dioxyde d'azote et dioxyde de soufre. Mise à jour mondiale 2005.

Air quality guidelines for Europe. 2000

ANSES :

Propositions de valeurs guides de qualité d'air intérieur. Le dioxyde d'azote. Février 2013

Valeurs guides de qualité d'air intérieur. Particules. Janvier 2010

Valeurs guides de qualité d'air intérieur. Le naphtalène. Août 2009

Valeurs guides de qualité d'air intérieur. Le benzène. Mai 2008

Valeurs guides de qualité d'air intérieur. Le monoxyde de carbone. Juillet 2007

Valeurs guides de qualité d'air intérieur. Le formaldéhyde. Juillet 2007

Air ambiant :

niveau européen :

Directive 2008/50/CE du parlement européen et du conseil du 21 mai 2008 concernant la qualité de l'air ambiant et un air pur en Europe.

Directive 2004/107/CE du parlement européen et du conseil du 15 décembre 2004 concernant l'arsenic, le cadmium, le mercure, le nickel et les hydrocarbures aromatiques polycycliques dans l'air ambiant

niveau français :

Décret n°2010-1250 du 21 octobre 2010 relatif à la qualité de l'air.

Annexe 4 : Valeurs limites d'exposition professionnelle

(en mg.m ⁻³)	Air des lieux de travail											
	VLEP recommandées par l'Anses		VLEP réglementaires contraignantes		VLEP réglementaires indicatives		VLEP indicatives		Recommandation CNAM		Recommandation Scoel	
Poussières réputées sans effet spécifique inhalables			VLEP-8h = 10	1984								
Poussières réputées sans effet spécifique alvéolaires			VLEP-8h = 5	1984								
Plomb	En cours		VLEP-8h = 0,1	2004							Chromate de Pd : VLEP-8h = 100 µg Pb / m ³	2004
Argent Métallique					VLEP-8h = 0.1	2004					VLEP-8h = 0.1	1993
Composés solubles					VLEP-8h = 0.01	2007						
Baryum (composés solubles)					VLEP-8h = 0.5	2007						
Cadmium Oxyde de Cd	Consultation à venir						VLEP-8h = 0,05	1992			VLEP-8h = 0,004 (alvéolaire)	2010
							VLCT-15min = 0,05	1987				
Chrome métal, composés inorganique et inorganiques insolubles					VLEP-8h = 2	2007					VLEP-8h = 2	2002

(en mg.m ⁻³)	Air des lieux de travail											
	VLEP recommandées par l'Anses		VLEP réglementaires contraignantes		VLEP réglementaires indicatives		VLEP indicatives		Recommandation CNAM		Recommandation Scoel	
Chrome VI	Étape pertinente : VLEP-8h = 0,001 (ERI = 10 ⁻² , limites analytiques)	2010	VLEP-8h = 0.001 VLCT-15min = 0.005	2012								
Fer Oxyde rouge synthétique Fer pentacarbonyle Trioxyde de Fer, fumées							VLEP-8h = 10 VLEP-8h = 0,8 VLEP-8h = 5	1987				
Etain et composés inorganiques											Données insuffisantes	2003
Manganèse et composés inorganiques											VLEP-8hg = 0.200 mg/m ³ (fraction inhalable) 0.050 mg.m ⁻³ (fraction alvéolaire)	2011
Benzo(a)pyrène									150 ng.m ⁻³	1983 à 1986 (selon les CNT)		
Naphtalène											Données insuffisantes	2010
Benzène	En cours		VLEP-8h = 3.25	1997							VLEP-8h < 3.25	1991

(en mg.m ⁻³)	Air des lieux de travail											
	VLEP recommandées par l'Anses		VLEP réglementaires contraignantes		VLEP réglementaires indicatives		VLEP indicatives		Recommandation CNAM		Recommandation Scoel	
Toluène	VLEP-8h = 75,4 VLCT-15min = 377	2008	VLEP-8h = 76,8 VLCT-15min = 384	2012							VLEP-8h = 192 VLCT-15min = 384	2001
Ethylbenzène			VLEP-8h = 88,4 VLCT-15min = 442	2007							VLEP-8h = 442 VLCT-15min = 884	1995
Xylènes m-xylène o-xylène p-xylène xylene, isomères mixtes purs			VLEP-8h = 221 VLCT-15min = 442	2007							VLEP-8h = 221 VLCT-15min = 442	1992
Formaldéhyde	VLEP-8h = 0,25 VLCT-15min = 0,5	2008										
Acétone			VLEP-8h = 1210 VLCT-15min = 2420	2007							VLEP-8h = 1210 VLCT-15min = 2420	1997
Monoxyde de carbone	VLEP-8h = 20 Valeur plafond = 230	2011									VLEP-8h = 23 VLCT-15min = 117	1995

(en mg.m ⁻³)	Air des lieux de travail											
	VLEP recommandées par l'Anses		VLEP réglementaires contraignantes		VLEP réglementaires indicatives		VLEP indicatives		Recommandation CNAM		Recommandation Scoel	
Amiante	Étape pertinente : VLEP-8h =10 F/L Recommandation cible : VLEP-8h = 0,03 F/L Court terme : ne pas dépasser 5*VLEP-8h sur 15min	2009	VLEP-8h =100 F/L A compter du 1 ^{er} juillet 2015 : VLEP-8h = 10 F/L (En META)	2012								
Silice cristalline Cristobalite (alvéolaire) Quartz (alvéolaire) Tridymite (alvéolaire)			VLEP-8h = 0.05 VLEP-8h =0.1 VLEP-8h =0.05	1997							VLEP-8h = 0.05 (silice cristalline alvéolaire)	2003

Annexe 5 : Composition élémentaire des particules d'EFS

En %			Fe	Ca	Cu	As	Ba	Cr	Mn	Ni	Pb	Zn	Sb	Si	Al	Na	K	Mg	S	Comentaires	
Amsterdam	Strak <i>et al.</i> 2011	PM10	18		0,97		0,120		0,170	0,010		0,430	0,090		0,14					Quai	
		PM2,5	49		2,61		0,421		0,519	0,026	0,011	1,491	0,274		0,61					Quai	
	Steenhoff <i>et al.</i> 2011	PM10-2.5	31		2,7								0,120		0,23					Quai	
		PM2,5	46		4,1								2,300		0,54					Quai	
	Loxham <i>et al.</i> 2013	PM10-2.5	41		2,20																Quai
		PM2,5-1	40		2,10																Quai
		PM1	48	5,40	2,60															Quai	
Barcelone	Querol <i>et al.</i> 2012	PM10	43	1,33	0,52	0,010	1,563	0,047	0,410	0,012	0,009	0,330	0,019		0,47	0,21	0,18	0,62		L3, station Fontana, quai	
		PM2,5	36	1,16	0,41	0,010	1,419	0,040	0,348	0,017	0,007	0,310	0,002		0,48	0,19	0,06	0,58		L3, station Fontana, quai	
		PM10	29	2,50	0,07	0,005	0,030	0,041	0,310	0,015	0,006	0,161	0,014		0,74	0,80	0,50	0,30		L9, station Sagrera, quai	
		PM2,5	36	1,33	0,13	0,007	0,022	0,046	0,344	0,033	0,003	0,111	0,014		0,41	0,27	0,09	0,14		L9, station Sagrera, quai	
Budapest	Salma <i>et al.</i> 2007	PM10-2	40	3,07	0,59		0,173	0,042	0,370	0,035	0,056	0,141		2,50	0,63			0,35	1,17	Station Astoria, quai	
		PM2	47	1,23	0,58			0,046	0,450	0,024	0,064	0,150		1,34	0,28			0,39	2,51	Station Astoria, quai	
Fukuoka	Ma <i>et al.</i> 2012	PM2,5						0,012	0,005		0,008									mezzanine	
		PM2,5						0,016	0,005		0,001										Quai
Helsinki	Aarnio <i>et al.</i> 2005	PM2,5	44	0,70	0,37			0,089	0,498	0,049	0,021	0,264		1,17	0,58		0,48		1,35	Station Rautatientori, quai	
		PM2,5	57	0,29	0,23			0,118	0,622	0,068	0,026	0,068		0,69	0,55		0,30		1,51	Station Sörnäinen, quai	
Londres	Pfeifer <i>et al.</i> 1999	PM2,5		2,50					0,318											expo perso	
		TSP		2,50					0,341									0,13			expo perso
Los Angeles	Kam <i>et al.</i> 2011	PM10-2.5	6	1,80	0,41		0,247	0,022	0,058	0,009		0,204			1,69		0,81	0,91		Gold line (aérienne), expo perso	
		PM2,5	3	0,45	0,23		0,112	0,013	0,035	0,009	0,015	0,146			0,38				3,67	Gold line (aérienne), expo perso	
		PM10-2.5	27	0,83	0,16		0,502	0,054	0,203	0,027		0,070			0,63		0,24	0,29			Red line (souterraine), expo perso
		PM2,5	32	0,57	0,20		0,651	0,070	0,256	0,036	0,009	0,090			0,46					2,42	Red line (souterraine), expo perso
Mexico	Nieuwenhuijsen <i>et al.</i> 2007	PM2,5	7	1,25	2,57			0,164	0,115	0,049	0,066	0,459		3,97			0,70		11,57	Expo perso, d'après Gomez-Perales (2005)	

En %			Fe	Ca	Cu	As	Ba	Cr	Mn	Ni	Pb	Zn	Sb	Si	Al	Na	K	Mg	S	Comentaires
	Mujica-Alvarez <i>et al.</i> 2012	PM10	6	2,74	1,06		0,100	0,022	0,042	0,008	0,086	0,260		2,48	1,46			0,39		médiane
		PM2,5	5	1,94	0,46		0,063	0,035	0,054	0,013	0,125	0,273		2,80	1,32			0,27		médiane
Milan	Colombi <i>et al.</i> 2013	PM10	41	1,58	1,08		2,054	0,004	0,322	0,023	0,107	0,564	0,228	2,39	0,66		0,33		1,79	Quai, moyenne de 8 stations
		PM10	13	3,16	0,40		0,548	0,013	0,121	0,015	0,047	0,313	0,071	5,11	1,26		0,81		2,48	Hall, moyenne de 8 stations
New York	Chillrud <i>et al.</i> 2004	PM2,5	42					0,135	0,387											
Prague	Sysalova and Szakova, 2006	??				0,007		0,020	0,142	0,011	0,075	0,173								tunnel
Rome	Ripanucci <i>et al.</i> 2006	PM10	8		0,83			0,122	0,135	0,016	0,064	0,192	0,064							Ligne A, tunnel entre station 4 et 5
		PM10	8		0,28			0,122	0,125	0,016	0,031	0,063	0,025							Ligne B, tunnel entre stations 8 et 9
		PM10	10		0,83			0,087	0,158	0,017	0,017	0,158	0,073							Ligne A, Station 1, Quai
		PM10	10		0,67			0,094	0,157	0,010	0,021	0,157	0,063							Ligne A, Station 3, quai
		PM10	11		0,58			0,246	0,141	0,007	0,035	0,232	0,049							Ligne A, Station 1, Mezzanine
		PM10	11		0,63			0,109	0,172	0,020	0,029	0,144	0,057							Ligne B, Station 1, Quai
		PM10	11		0,37			0,128	0,171	0,017	0,028	0,085	0,028							Ligne B, Station 7
		PM10	12		0,54			0,124	0,202	0,020	0,022	0,067	0,067							Ligne B, Station 9, quai
		PM10	13		0,80			0,115	0,157	0,021	0,028	0,174	0,070							Ligne A, tunnel entres stations 1 et 2
		PM10	15		0,58			0,199	0,228	0,029	0,039	0,228	0,005							Ligne B, tunnel entre stations 6 et 7
		Sédim	1		0,11				0,020			0,180	0,020							Ligne A, Station 1, Mezzanine
		Sédim	6		4,90				0,120			0,440	0,043							Ligne A, Station 1, Quai
		Sédim	8		4,30				0,150			0,210	0,020							Ligne A, Station 3, quai
		Sédim	8		5,30				0,200			0,200	0,030							Ligne A, tunnel entres stations 1 et 2
Shanghai	Zhang <i>et al.</i> 2011	Sédim	9	3,28	0,07		0,016	0,100	0,006					1,68	0,41					souterrain
		Sédim	4	7,56	0,03		0,037	0,090	0,009					3,72	0,93					aérien
Seoul	Park <i>et al.</i> 2012	PM10	44		0,30		0,364	1,561	0,364	0,970	1,470	3,470		4,11	0,30			7,18		Ligne 7, moyenne de 30 filtres dans les trains
Stockholm	Karlsson, 2006	?	44	2,98	1,47			0,390	0,070		0,050			1,09						reprise d'un article suédois, pas clair sur la granulo

En %			Fe	Ca	Cu	As	Ba	Cr	Mn	Ni	Pb	Zn	Sb	Si	Al	Na	K	Mg	S	Comentaires
	Gustafsson <i>et al.</i> 2012	PM10	53	0,13	3,99		0,875	0,134	0,486		0,100	3,075	1,027	1,50	0,96		0,25	0,00	2,24	Station Arlanda Sud, moyenne de plusieurs prélèvements horaires
		PM10	57	0,19	1,92		0,470	0,247	0,435		0,053	2,055	0,591	0,97	0,56		0,26	0,00	1,31	Station Arlanda Centre, moyenne de plusieurs prélèvements horaires
	Klepczynska-Nyström <i>et al.</i> 2012	PM10	59		0,80		1,000		0,500											Station Odenplan, 16-18h, exposition volontaires sains
		PM10	49				0,700		0,400											Station Odenplan, 16-18h, exposition volontaires asthmatiques
Lille	Atmo Nord-Pas de Calais, 2010	PM10	21		0,92			0,06	0,24	0,02	0,02	0,13								Station Flandres, Janvier-Mars 2010
	Atmo Nord-Pas de Calais, 2008	PM10	36		2,65			0,12	0,32	0,04	0,02	0,20								Station République, Juin-Juillet 2007
		PM10	9		0,54			0,05	0,09	0,03	0,01	0,12								Station République, Janvier-Février 2008
		PM10	25		1,63			0,11	0,21	0,03	0,02	0,34								Station Roubaix Eurotéléport, Juin-Juillet 2007, métro Val
		PM10	17		1,24			0,06	0,15	0,02	0,03	0,32								Station Roubaix Eurotéléport, Janvier-Février 2008, métro Val
Marseille	Atmopaca, 2011	PM10	28		3,48		0,09		0,17	0,04	0,02	1,42								Station Castellane, Ligne 1, Janvier-Février 2010
		PM10	26		3,75		0,01	0,05	0,29	0,06	0,02	0,40								Station Castellane, Ligne 1, Juillet 2010
		PM10	27		6,09		0,13	0,05	0,26	0,10	0,02	2,21								Station Castellane, Ligne 2, Janvier-Février 2010
		PM10	30		5,70		0,01	0,06	0,27	0,05	0,02	0,37								Station Castellane, Ligne 2, Juillet 2010
		PM10	23		4,44		0,07	0,06	0,22	0,02	0,02	1,09								Station St Charles, Janvier-Février 2010
		PM10	33		4,69		0,04	0,05	0,30	0,01	0,02	0,34								Station St Charles, Juillet 2010
Paris	Bachoual <i>et al.</i> 2007	PM10	42		1,20															Station Chatelet, Ligne 11

En %			Fe	Ca	Cu	As	Ba	Cr	Mn	Ni	Pb	Zn	Sb	Si	Al	Na	K	Mg	S	Comentaires	
Rennes	Air Breizh, 2005	PM10	13					0,06	0,12	0,01	0,02									Station République, Février 2005	
Rouen	Air Normand, 2006	PM10	28					0,05	0,21	0,03	0,03									Station Rue Verte, tramway en partie souterrain, du 10 au 19 Janvier 2005	
Toulouse	Oramip, 2013	PM10	33		2,04		0,71	0,09	0,23	0,01	0,02	2,04	0,31							Station Compans Caffarelli, 25/01/2012 – 14/02/2012	
		PM10	4		0,42		0,18	0,01	0,07	0,01	0,01	0,32	0,03							Station Compans Caffarelli, 05/09/2012 – 07/10/2012	
		PM10	53		5,82			0,30	0,35	0,07	0,12			0,40							Station Esquirol, Eté 2004
		PM10	33		3,68			0,19	0,22	0,04	0,07			0,25							Station Esquirol, Hiver 2004-2005

Annexe 6 : Données sur les HAP dans les EFS

Études	ASPA 2008	Atmo PACA 2011	CSHPF 2003	Campagna 2010	Lille 2008	Bergvall 2007	Fromme 1998	Furuya 2001	Kam 2013	Kim 2013
N° ANSES	19394	19691	21054	21821	25495	19543	19673	19681	21100	25966
Ville	Strasbourg	Marseille	Paris	Paris	Lille	Stockholm	Berlin	Tokyo	Los Angeles	6 villes Corée
Comparaison site		Site de fond urbain	site de fond urbain ou de trafic mesure en été	Mesure de l'exposition des travailleurs Sur 4 lignes de metro et 1RER	Plusieurs sites exemple quai république hiver	Site de fond urbain et site rue canyon (prox trafic) 3 stations de métro	Intérieur de voiture	A l'extérieur de la station	Parcours routier et ligne ouverte	Comparaison de différent site intérieur et extérieur
Comparaison saisonnière		oui			oui		oui	oui		
Mesure Quai (Q), Train (T), Couloir (C)	C	Q	Q	T, Q, C par ligne		Q	T	Q	T	
Nombre de prélèvements	1	20	21			12	16	12	1?	6
Conc. moyenne (ng.m ⁻³)	Σ-HAP		X HAP : 29,72 -62,30				12HAP : 30,2(été)-67,5(hiver)	7 HAP	11 HAP : 0,6	23 HAP
	Phénanthrène				0,1		4,8 (hiver)			5,63 (8%)
	Anthracène				0,3		0,2 (hiver)			3,19 (14%)
	Fluoranthène				1,2		18,9 (hiver)	5,0-84,9		0,99 (27%)
	Pyrène				1,2		12,3 (hiver)	5,5-98,2	0,06 DG	1,13 (17%)
	Benzo(a)anthracène	0,15	DG		x	0,5	5,2 (hiver)	1-5,9	nd	1,12 (36%)
	Chrysène	0,19				1,2	5,7 (hiver)		0,15 DG	0,85 (45%)
	Benzo(b)fluoranthène	0,32	DG		x	0,7	5,2 (hiver)		0,1 DG	

	Benzo(k) fluoranthène	0,11	DG		x	0,3		2,3 (hiver)	0,1-7,3	0,04 DG	1,07 (34%)
	Benzo(a)pyrène	0,17	0,10 (m été) 0,52 (m hiv)	0,28- 0,34	x	0,5	0,09-1,09	4,0 (hiver)	0,7-9,0	nd	3,68 (34%)
	Pérylène						0,02-0,24				
	Benzo(e)pyrène	0,22							Nd-7,4	0,03 DG	2,46 (32%)
	Indéno(1,2,3-cd) pyrène	0,27	DG		x	0,3		3,8 (hiver)	Nd-2,9	0,08 DG	1,29 (98%)
	Dibenzo(a,h) anthracène	0,04	DG		x	0,1(?)		0,9 (hiver)			0,79 (100%)
	Benzo(ghi) pérylène	0,28			0,76-1,2	0,1		4,3 (hiver)		0,12 DG	0,9 (100%)
	Dibenzo(a,l) pyrène						0,002-0,007				0,42 (100%)
	Coronène						0,04-0,16			0,08 DG	
	Utilisation de facteurs d'équivalence toxique						oui	oui		Potency equivalent factor BaP	
	Remarques				Pas de données chiffrées à l'exception du BGP. Valeur < aux limites de détection						Concentration totale en phase gaz et particulaire (% en phase particulaire)

DG = données graphiques

Annexe 7 : Données sur les COV dans les EFS

Etude	ASPA 2008	Le Moulec 1998	Campagna 2010	Delaunay 2012	Atmo PACA 2011	Air breizh 2004-2005	ORAMIP 2013	ORAMIP 2012	ANPC 2008	Chan 1991	Fromme 1997	Chan 2002	Blanco-Jimenez 2003	Lee 2011
N° ANSES	19394	19516	21821	21881	19691	25500	25519	25939	25494 25495	19405	19393	19675	19406	19667
Ville	Strasbourg	Paris	Paris	Paris	Marseille	Rennes	Toulouse	Toulouse	Lille	Boston	Berlin	Guangzhou	Mexico	Seoul
Comparaison site	Fond urbain et trafic	Autres modes de transports	Comparaison par ligne et par métier	3 lignes de métro, 2 lignes rer, Comparaison de trajet	Différent site du métro et station de fond urbaine	Plusieurs stations, tunnels et rames		Ligne A et rappel des études antérieurs	Plusieurs stations		Intérieur de voiture	Bus et taxi	Autres modes de transports	Nombreux site d'air interieur
Comparaison saisonnière					Moyenne des données hiver et été	Oui Eté et hiver	Oui Eté et hiver		Eté et hiver		oui	non	non	non
Mesure Quai, Train, Couloir	C	T			Q	Q,T,C					T	T	T	Q
Nombre de prélèvements	2	80									16	10	6	3
Benzène	1,9	10-27µg.m ⁻³	3,3 moy 0,4 min 9,9 max	1,7 à 3,1 DG	2,6 - 3,5	0,8 à 1,4	2,0 (m été) 2,2 (m hiver)	2,3* hiver 1,4* été	1,5 été 1,5 hiver		5,4(été)- 7,4 (hiver)	7,6	4ppb	5,2
Toluène	4,2		23,1 (2,2- 238,8)		8,4 - 13,1	2,6 à 5,7			4,2 été 5,5 hiver		32,9- 30,7	38,0		65,4
Ethylbenzène	1,7		3,27 (0,4- 10,7)		2,1 - 3,3	0,5 à 1,3			1,1 Été 1,1 hiver		5,5-4,4	5,6		13,1
m,p-xylène			10,05 (1,1- 36,4)		6,7 -10,8				3,6 été 3,3hiver		15-12	4,6		15,1
o-xylène	7,7		3,6 (0,4- 10,7)		2,9 -4,4	1,8 à 4,2			2,0 été 1,8 hiver		5,4-4,7	4,7		8,8

Prélèvement			Charbon actif extraction CS2				Echantillonneur passif et cartouche + pompage Phase adsorbante							
Analyse			GC-FID	GC/FID/MS			Désorption thermique							
Valeur en $\mu\text{g.m}^{-3}$					Valeur stations saint- Charles et Castellane			*données graphiques	Valeurs de la station Quai de la république					

Annexe 8 : Données sur les composés carbonylés dans les EFS

Etude	Airparif 2010	Delaunay 2012	ASPA 2008	Feng 2010	Chan 1991	Lee 2011	Li 200x
N° ANSES	19391	21881	19394	19399	19405	19667	21505
Ville	Paris	Paris	Strasbourg			Seoul	Shangai
Comparaison site		3lignes de métro et 2 RER et comparaison avec différent trajets			Comparaison par trajet (voiture piéton, vélo)		6 stations
Comparaison saisonnière		hiver					Non juin
Mesure Quai, Train, Couloir		Q,T,C					Quai +extérieur
Nombre de prélèvements		15	2		38		36
Formaldéhyde	3,5(min)-6,4(max)	7-10 (données graphiques)	2,6	31,7 ±2,76	4,5 ± 2.5	33,0 ±8,0	21-31
Acétaldéhyde			5,0	20,6±2,63			14-22
Acétone		19-29 (données graphiques)	-	17.4±2,2			12-18
Autres			1,2 propionaldéhyde, 3,8 butyraldéhyde.				
Méthode		Tube silice et DNPHHPLCUV	HPLC-UV échantillonnage diffusif			HPLC_ ?	
En µg.m ⁻³		Moyennes					

Exposition aux composés carbonylés en station et dans les rames à Shanghai (Feng *et al.* 2010)

		Formaldéhyde ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)			Acétaldéhyde ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)			Acétone ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)		
		Moyenne	max	min	Moyenne	max	min	Moyenne	max	min
stations	Petite taille	21,2	28,8	13,5	12,3	18,4	6,46	12,1	17,3	5,75
	Taille moyenne	24,9	30,2	14,7	16,3	20,7	9,89	15,3	18,5	10,3
	Grandes stations	31,7	35,6	25,5	20,6	24,7	16,4	17,4	20,8	13,6
rames	ligne1	12,8	18,6	5,89	15,9	18,7	6,14	8,55	12,6	4,41
	ligne2	14,3	19,7	6,15	17,4	20,9	7,91	10,2	13,6	5,21
	linge3	9,87	12,6	5,71	12,6	15,7	6,58	8,21	10,6	4,70

Annexe 9 : Données sur le carbone particulaire, les NO_x, le SO₂, le CO et le CO₂ dans les EFS

Etude	Le Moullec 1998	Raut 2009a	Airparif 2009	Airparif 2010	Delaunay 2012	Oramip 2012	Oramip 2013	Atmo Nord-pas de Calais	Atmo PACA 2011	Fromme 199 Fromme 1998	Chan 2002	Park 2008	Aarnio 2005	Gomez 2006	Cheng20 11	Oh 2012	Kam 2011 Kam2013
Ville	Paris	PARIS	Paris	Paris	Paris	Toulouse	Toulouse	Lille	Marseille	Berlin	Guangzh ou (Canton)	Seoul	Helsinki	Mexico	Taipei	Seoul	Los Angeles
Comparaison site	Autres modes de transports			Air intérieur et extérieur de la station	3 lignes de métro et 2 RER et comparaison avec différents trajets	Ligne A	Ligne B 2 stations pour OC et EC	Plusieurs stations En exemple quai république		Voiture et métro	Métro, bus et taxi		Site de fond urbain	Métro, bus et taxi	3 stations (dont 2 souterraines)	Quai	
Comparaison saisonnière				décembre		Campagne hiver 2011 et été 2011	Campagne hiver 2012 et été 2012	Été et hiver	De janvier à juin	Été et hiver	Printemps et hiver						Mai et aout
Mesure Quai, Train, Couloir	Trajet	quai		quai						Dans les trains	Dans les trains			Dans les trains	Quai, hall ticket et extérieur station	Quai	
Nombre de prélèvements		Mesure en continu sur 10 jours								16 sur 2x1 mois (mesure de 7 à 16h)	20			30 jours de mesure sur 10 semaines, matin et soir	40 mesures de 15 min entre aout et novembre	1 année	
Conc. (µg.m ⁻³)	BC		2-5											6.3			
	EC						7 et 16.3 en hiver 4.2 et 13.1 en été			10,9 été 6,9 hiver				4.0			0,8

Etude	Le Moullec 1998	Raut 2009a	Airparif 2009	Airparif 2010	Delaunay 2012	Oramip 2012	Oramip 2013	Atmo Nord-pas de Calais	Atmo PACA 2011	Fromme 199 Fromme 1998	Chan 2002	Park 2008	Aarnio 2005	Gomez 2006	Cheng20 11	Oh 2012	Kam 2011 Kam2013	
	OC						8.3 et 9.9 en hiver 6.5 et 7.3 en été						7.4					4,4
	EC/OC						0.8 et 1.6 en hiver 0.6 et 1.8 en été											
	NO			60-56				22 en été 14 en hiver										
	NO ₂			59-64	45	35 à 65 DG	25 * en hiver Et 28 en été	39 en hiver et 65 en été	13 été 24hiver	36-38							81	
	SO ₂							2 été										
Conc. (mg.m ⁻³)	CO	1-2,3			0,4 à 1,1 DG			0.52été 0.97 hiver	0,2 à 0,4 pour les stations intérieures	2,4 (été) 2,2 (hiver)	3,2 et 3,8 (heure creuse et pleine)			8,6 (médiane)	0,30-0,48 (quai)	1.71		
Conc. (ppm)	CO ₂						800 et 1200	494 et 542				1153-3377			477-1052 moyenne quai	502ppm (903mg.m ⁻³)	400-1200DG	
Commentaires			Mesure par analyse chimique sur filter et par aethalomètre	Analyseur automatique	Analyseur automatique et tube à diffusion passive	CO En cm ³ .m ⁻³	*selon graphique ou 21 selon le tableau pour la ligne A			Niveau plus faible dans le metro pour CO et EC	Niveau plus faible dans le metro pour CO			Niveau plus faible dans le metro pour CO	Niveau plus faible sur le quai pour CO plus élevé pour le CO ₂ sauf quai extérieur			

Annexe 10 : Concentrations d'exposition à l'air urbain mesurées dans les études Génotox'ER (Nerrière et al, 2004) et Inéris (2001)

Etude Génotox'ER (Nerrière, 2004) :

Concentrations personnelles en BTEX, PM, NO₂, HAP et métaux mesurées en 2002 sur des volontaires non fumeurs en Ile-de-France (n=164) pendant 48h, au cours de deux saisons dites « été » et « hiver ».

	Expositions personnelles des sujets au BTEX, PM et NO ₂ en µg/m ³																			
	benzène (µg/m ³)	toluène (µg/m ³)	éthylbenzène (µg/m ³)	m-p-xylène (µg/m ³)	o-xylène (µg/m ³)	PM2.5 (µg/m ³)	PM10 (µg/m ³)	NO ₂ (µg/m ³)	PM2.5/PM10											
n	146	146	146	146	146	164	163	165	163											
moyenne (C _{Ext p})	7,1	27,1	4,2	12,4	5,1	23,9	45,0	34,5	0,5											
écart-type de la moyenne	0,8	2,7	0,6	1,9	0,7	0,8	1,4	1,1	0,01											
	Expositions personnelles des sujets aux HAP en ng/m ³																			
	Acenaphthene	Anthracene	Fluoranthene	Pyrene	B(a)A	Chrysene	B(b)F	B(k)F	B(a)P	D(a,h)A	B(g,h,i)P	In(1,2,3,c,d)P	total							
n	155	155	155	155	155	155	155	155	155	155	155	155	155							
moyenne (C _{Ext p})	0,091	0,018	0,289	0,137	0,072	0,134	0,310	0,114	0,204	0,072	0,462	0,282	2,185							
écart-type de la moyenne	0,003	0,001	0,020	0,015	0,006	0,010	0,024	0,010	0,019	0,004	0,030	0,022	0,129							
	Expositions personnelles des sujets aux métaux en ng/m ³																			
	Al	Si	P	S	Cl	K	Ca	Ti	V	Cr	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	As	Br	Sr	Zr	Pb
n	161	161	161	161	161	161	161	161	161	161	161	161	161	161	161	161	161	161	161	161
moyenne (C _{Ext p})	1,174	1,784	0,092	2,339	0,488	0,351	1,478	0,032	0,002	0,006	0,009	0,428	0,003	0,026	0,056	0,002	0,004	0,009	0,008	0,017
écart-type de la moyenne	0,090	0,104	0,006	0,130	0,037	0,013	0,103	0,002	1,6E-04	0,001	0,000	0,036	1,4E-04	0,002	0,002	7,6E-05	0,000	0,001	1,7E-04	0,001

Etude « Evaluation de l'exposition des citadins aux particules diesel » (LCSQA, 2001) :

Concentrations personnelles en carbone mesurées en 2001 pendant 48h sur des secrétaires, des agents administratifs et des médecins volontaires (n=10) à Angers, au cours de deux saisons dites « été » et « automne ». La concentration d'exposition personnelle moyenne au carbone organique et carbone total a été calculée par le GT à partir des concentrations mesurées pour le carbone élémentaire et du ratio carbone élémentaire/carbone total renseigné dans l'étude pour la saison « automne » uniquement.

Expositions personnelles moyennes cumulées au <u>carbone élémentaire (EC)</u> de secrétaires, agents administratifs et médecins (n=10), en µg/m ³	
Phase 1 (été)	3,9
Phase 2 (automne)	6,0
C_{Ext EC} = moyenne Phase 1 + Phase 2	5,0
Expositions personnelles moyennes cumulées au <u>carbone organique (OC)</u> de secrétaires, agents administratifs et médecins (n=10), en µg/m ³	
EC/TC au lieu "activité" (en %)*	54,6%
EC/TC au lieu "domicile" (en %)*	56,7%
EC/TC _{moy} = moyenne (EC/TC"activité" + EC/TC"domicile") (en %)*	55,7%
C_{Ext OC} = (1 - EC/TC_{moy}) x C_{Ext EC} / EC/TC_{moy}	3,9
* Données disponibles uniquement pour la phase 2 (automne)	
Expositions personnelles moyennes cumulées au <u>carbone total (TC)</u> de secrétaires, agents administratifs et médecins, en µg/m ³	
C_{Ext TC} = C_{Ext EC} + C_{Ext OC}	8,9

Annexe 11 : VTR et VLEP sélectionnées

➤ VTR sélectionnées et ajustées à la population professionnelle

☐ VTR inexistante NA : non applicable/absence d'information SO : sans objet TDI : tolerable daily intake TCA : tolerable concentration in air REL : Reference exposure level

Substances	CAS	Organisme (année)	Effet critique	VTR inhalation - à seuil chronique / subchronique				Organisme (année)	Effet critique	VTR inhalation - sans seuil			
				Dose critique (µg/m3)	UF	VTR (µg/m3)	VTR ajustée (µg/m3)			Dose critique	UF	VTR (µg/m3)-1	VTR ajustée
Chrome VI et composés particulaire	18540-29-9	ATSDR (2012)	Modifications des niveaux de lactate déshydrogénase dans le liquide de lavage bronchioloalvéolaire chez des rats exposés en continu à 0, 50, 100, 200 et 400 µg/m3 de Cr VI particulaire (aérosol de Na2Cr2O7) pendant 90 jours (Glaser et al., 1990)	BMC10% = 16 µg/m3 BMCLHEC10% = 10 µg/m3 Ajustement à une exposition discontinue BMCLHEC10%adj = 42 µg/m3	15 (UFA = 3 ; UFH = 5) UFH pop générale de 10 réduit à 5 pour pop travailleurs	MRL (subchronique) = 0,3 µg/m3		IPCS (2013)	Cancer pulmonaire chez des travailleurs exposés à 1, 10 et 100 µg/m3 de Cr VI trioxide (Gib et al, 2000 ; Park et al, 2004) pour une exposition 8h/j 5j/sem pendant 45 ans à partir de 20 ans	NA	NA	0,006	SO
Chrome II, III et composés	7440-47-3	ATSDR (2012)	Hyperplasie des cellules septales et inflammation interstitielle chronique (thoracique) chez des rats exposés en nose-only à 0, 3, 10 ou 30 mg/m3 de Cr III particulaire (oxyde), 6h/j 5j/sem pendant 13 jours (Derelanko et al, 1999)	LOAEL = 3000 µg/m3 LOAEL [HEC] = LOAEL x RDDR = 3000 x 0,789 = 2367 µg/m3 Ajustement de l'ATSDR à une exposition continue pas utilisé (LOAELadj [HEC] = 430 µg/m3)	27 (UFA = 3 ; UFH = 3 ; UFL = 3) UFH pop générale de 10 réduit à 3 pour pop travailleurs (Riihimäki & Luotamo, 2006)	MRL (subchronique) = 5 µg/m3							
Manganèse	7439-96-5	ATSDR (2012)	Atteinte des performances neurocomportementales, notamment temps de réaction, coordination œil-main et stabilité de la main, chez des ouvriers d'une usine de fabrication de piles sèches exposés en moyenne à 215 µg/m3 de Mn dans les poussières inhalables, et 948 µg/m3 dans les poussières totales, 8h/j 5j/sem pendant en moyenne 5,3 ans (Roels et al, 1992) Dose critique établie pour l'effet sur la coordination œil-main.	BMDL10% = 142 µg/m3 Ajustement de l'ATSDR à une exposition continue pas utilisé (BMDL10%adj) = 33 µg/m3	100 (UFH = 5 ; UFD = 10) UFH pop générale de 10 réduit à 5 pour pop travailleurs	MRL (chronique, fraction respirable) = 0,3 µg/m3							
Fer	1309-37-1												
Nickel	7440-02-0	TCEQ (2011) <small>applicable à Nickel 7440-02-0 Nickel Sulfate 7786-81-4 Nickel Sulfhydrate 5059-72-2 Nickel Oxide 1313-99-1 Nickel Chloride 7785-54-9</small>	Lésions pulmonaires incluant une inflammation chronique, une hyperplasie des macrophages alvéolaires, une prothèse alvéolaire et une fibrose chez des rats F344 mâles et femelles exposés à 0, 0,03 - 0,06 et 0,11 mg/m3 de sulfate de nickel hexahydrate (diamètre aérodynamique médian en masse = 2,24 - 2,50 µm) 6 h/j 5j/sem pendant 2 ans (NTP, 1996)	NOAEL = 30 µg/m3 NOAEL [HEC] = LOAEL x RDDR = 30 x 1,313 = 39,39 µg/m3 Ajustement de TCEQ à une exposition continue pas utilisé (NOAELadj [HEC] = 7,034 µg/m3)	15 (UFA = 3 ; UFH = 5) UFH pop générale de 10 réduit à 5 pour pop travailleurs	ReV (chronique) = 0,23 µg/m3		TCEQ (2011) <small>Applicable à un mélange de différentes espèces de Nickel mais aussi à toute forme de Nickel inorganique. Plus protecteur pour Nickel métallique 7440-02-0</small>	Cancer pulmonaire chez des travailleurs exposés à des mélanges de Nickel contenant relativement peu de Nickel sulfuré à partir d'une méta-analyse de 2 études (Enterline and Marsh, 1982; Grimrud et al., 2003).	NA	NA	1,7E-04	3,5E-05
Cuivre	7440-50-8	ATSDR (2004)											
Zinc	7440-66-6												
Arsenic	127-18-4	ATSDR (2004) TCEQ (2012)							Cancers pulmonaire et respiratoire chez des travailleurs exposés à des composés d'arsenic inorganique (Enterline et al, 1995 ; Lubin et al, 2000, 2008 ; Jarup et al, 1989 ; Viren et Silvers, 1994)	NA	NA	0,00015	5,4E-05
Sr	7440-24-6	ATSDR (2004) IPCS (2007)											

➤ VTR sélectionnées et ajustées à la population professionnelle (suite)

☐ VTR inexistante NA : non applicable/absence d'information SO : sans objet TDI : tolerable daily intake TCA : tolerable concentration in air REL : Reference exposure level

Mo	7439-98-7	RIVM (2000)	Atteinte du poids corporel chez des rats et souris exposés à du Molybdenum trioxyde dans une étude semichronique (NTP, 1997)	NOAEL = 100 mg/m ³ Ajustement du RIVM à une exposition continue pas utilisé (NOAELadj = 12 mg/m ³)	500 (UFA = 10 ; UFH = 5 ; UFS = 10) UFH pop générale de 10 réduit à 5 pour pop travailleurs	TCA = 12 µg/m ³	200						
Sn	7440-31-5	RIVM (2008) ATSDR (2007) IPCS (2004)				Données insuffisantes pour élaborer une VTR		RIVM (2008) ATSDR (2005) IPCS (2004)					RIVM considère l'étain inorganique comme non génotoxique et non cancérigène in vivo.
Sb	7440-36-0	RIVM (2008)						RIVM (2008)					RIVM considère l'antimoine comme non génotoxique
Ba	7440-39-3	RIVM (2000)	Effets cardiovasculaires chez des rats exposés 4h/j, 6j/sem pendant 4 mois à des poussières insolubles du carbonate de Baryum (IPCS, 1990)	NOAEL = 1150 µg BaCO ₃ /m ³ NOAEL = 790 µg Ba/m ³ Ajustement du RIVM à une exposition continue pas utilisé (NOAELadj = 160 µg BaCO ₃ /m ³ = 110 µg Ba/m ³)	50 (UFA = 10 ; UFH = 5) UFH pop générale de 10 réduit à 5 pour pop travailleurs	TCA = 1 µg/m ³	15,8	ATSDR (2007) IPCS (2000) RIVM (2000)					Données insuffisantes pour élaborer une VTR, et jugée non génotoxique par le RIVM
Plomb	87-68-3	ANSES (2013)	Maladie rénal chronique définie comme par la persistance pendant plus de trois mois d'un taux de filtration glomérulaire < à 60 mL/min/1,73 m ² de surface corporelle, étude de cohorte en population générale NHANES 1999-2006 (Navas-Acien et al., 2009)	BMD10%L95% (plombémie) = 15 µg/L Exposition journalière d'un adulte estimée pour une plombémie de 15 µg/L (équation de Carlisle et al. 1992) = 0,9 µg/m ³	s.o.		0,9	0,9 ATSDR (2007)					Classé comme probablement cancérigène chez l'Homme par l'IARC (2A). Pas de VTR élaborée par l'ATSDR
Carbone élémentaire	NA												
Carbone organique	NA												
Carbone total	NA												

➤ VLEP sélectionnées

 VLEP inexistant NA : non applicable/absence d'information SO : sans objet

Substances	CAS	Organisme (année)	Effet critique	VLEP - long terme		VLEP (µg/m ³)
				Dose critique (µg/m ³)	UF	
Chrome VI et composés particulaire	18540-29-9	ANSES (2010) http://www.anses.fr/Documents/VLEP-Ra-chrome.pdf	cancer du poumon (cohorte de travailleurs de l'étude de Gibb)	NA	NA	1
Chrome II, III et composés	7440-47-3	IPCS (2009) http://www.inchem.org/documents/cicads/cicads/cicad76.pdf	Hyperplasie des cellules septales et inflammation interstitielle chronique (thoracique) chez des rats exposés en nose-only à 0, 3, 10 ou 30 mg/m ³ de Cr III particulaire (oxyde), 6h/j 5j/sem pendant 13 jours (Derelanko et al, 1999) Concentration tolérable en expo professionnelle établie par Riihimäki & Luotamo (2006)	LOAEL = 3000 µg/m ³	6 (UFA = 2 ; UFH = 3 ; UFL = 1) Variabilité inter-espèces jugée faible car effet local et rat espèce sensible aux dommages liés à surcharge pulmonaire	500
Manganèse	7439-96-5	SCOEL (2011) (même VLEP que ACGIH (2001))	Effets neurofonctionnels subtils et précoces (fraction inhalable) (Roels et al. (1992), Gibbs et al. (1999) Myers et al. 2003b, Young et al. 2005, Bast-Pettersen et al. (2004), Ellingsen et al. (2008) et Lucchini et al. (1999)	NA	NA	200
Fer	1309-37-1	ACGIH, 2006 applicable à oxydes de Fer <i>particules respirables</i>	Sidérose pulmonaire	NA	NA	5000
Nickel	7440-02-0	ACGIH, 2001 applicable à Nickel: 7440-02-0 <i>particules inhalables</i>	Atteintes pulmonaires incluant inflammation, modification biochimiques et histologiques chez le rat et la souris (NTP, 1994 et 1995)	NA	NA	1500
		ACGIH, 2001 applicable à composés insolubles du Nickel (ex : Nickel Oxide: 1313-99-1) <i>particules inhalables</i>	Atteintes pulmonaires incluant inflammation, modification biochimiques et histologiques chez le rat et la souris (NTP, 1994 et 1995) Risque augmenté de cancer pulmonaire et du sinus nasal chez des travailleurs de raffinerie (ICNCM, 1990)	NA	NA	200
Cuivre	7440-50-8	DFG (2014) <i>particules alvéolaires</i>	NA	NA	NA	10
Zinc	7440-66-6	ACGIH (2003) applicable à oxyde de zinc 1314-13-2 <i>particules thoraciques</i>	Fièvre des fondeurs (frissons, douleurs musculaires, nausées, vomissements)	NA	NA	2000
Arsenic	127-18-4	ACGIH, 2001 applicable à Arsenic et composés inorganiques	Effets adverses minimaux sur la peau, le foie, la vascularisation périphérique, les voies respiratoires supérieures, les poumons, incluant le cancer Etudes chez des travailleurs dont (Enterline et al, 1987)	NA	NA	10
Sr	7440-24-6					

➤ VLEP sélectionnées (suite)

 VLEP inexistante NA : non applicable/absence d'information SO : sans objet

Substances	CAS	Organisme (année)	VLEP - long terme			
			Effet critique	Dose critique ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	UF	VLEP ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Zr	7440-67-7	DFG (2012) applicable à zirconium métal, alliages au zirconium et composés de zirconium insolubles dans l'eau <u>particules inhalables</u>	Signes de pneumopathie interstitielle diffuse avec des effets fibrogéniques légers observés chez des rats, des cochons d'Inde et des hamsters après une exposition de plus de 200 jours à une concentration de zirconium de 5,4 mg/m^3 administré sous forme de zirconate de baryum.	NA	NA	1000
Mo	7439-98-7	ACGIH (2001) applicable à Molybdène métallique et composés inorganiques <u>particules alvéolaires</u>	Irritation Etudes chez l'animal	NA	NA	3000
Sn	7440-31-5	ACGIH (2001) applicable à Etain et composés inorganiques (sauf étain hydride)	Stannose (une forme modérée de pneumoconiose) Etudes chez l'animal	NA	NA	2000
Sb	7440-36-0	Circulaire française + ACGIH (2001) (élaboration 1964) applicable à Antimoine et composés (sauf stibine)	Minimiser effets d'irritation des voies respiratoires supérieures, douleurs abdominales et perte d'appétit Protéger d'effets plus sévères comme pneumonies, troubles cardiaques et hématologiques	VLEP extrapolée à partir des effets de SbCl_5 , un des composés les plus actifs biologiquement	NA	500
Ba	7440-39-3	ACGIH (2001) applicable à Baryum et composés solubles	Minimiser effets d'irritation des yeux et de la peau, détresses gastro-intestinales incluant nausées, vomissements, coliques, et diarrhées, stimulations myocardiques et autres stimulations adverses musculaires	NA	NA	500
Plomb	87-68-3	ACGIH (2001) (élaboration 1995) applicable à Plomb et composés inorganiques	Minimiser effets incluant dyscrasies sanguines, neuropathies péricéphériques, dysfonctionnements rénaux, troubles de la spermatogénèse, altération du développement intellectuel chez l'enfant exposé durant la gestation, et cancérogénicité.	IBE (plombémie) = 300 $\mu\text{g}/\text{L}$ Exposition journalière d'un adulte estimée pour une plombémie de 300 $\mu\text{g}/\text{L}$ = 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	NA	50
Carbone élémentaire	NA	Technische Richtkonzentration en (TRK : concentration technique de référence allemande) (CRAMIF, 2012; INRS, 2007)	comme traceur des particules diesel, en fraction alvéolaire : - mines souterraines et travaux souterrains (excepté mines de charbon) = 300 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ - autres travaux = 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ retenu car population cible (conducteurs, agents de contrôle, ...) différenciée des travaux de chantier			100
Carbone organique	NA					
Carbone total	NA	TRK (concentration technique de référence allemande) (CRAMIF, 2012)	comme traceur des particules diesel, en fraction alvéolaire : - autres travaux que mines souterraines et travaux souterrains = 150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ si le rapport OC/EC > 50% 150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ retenu car OC/EC > 50%			150

Annexe 12 : Différentiel d'exposition annuelle des travailleurs des EFS (ligne RER A) par rapport à l'exposition de fond urbain

en +% et en $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ (et $\text{ngHAP}\cdot\text{m}^{-3}$)

Cellules grisées : substances associées à une surexposition des travailleurs en lien avec leur fréquentation annuelle des EFS par rapport à l'exposition à l'air urbain extérieur ; ou substances dont l'impact n'a pu être estimé mais pour lesquelles une surexposition est envisagée compte tenu des connaissances disponibles dans la littérature scientifique (voir chapitre 2).

	PM10		PM2,5		PM2,5 /PM10	Cr		Mn		Fe		Ni		Cu		Zn		As	
AC	+45%	+20	+59%	+14	+4%	+1390%	+0,09	+16358 %	+1,39	+3889%	+17	+382%	+0,01	+311%	+0,08	+45%	+0,02	+50%	+0,001
AM	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
C	+77%	+35	+76%	+18	-1%	+1275%	+0,08	+19583 %	+1,67	+4256%	+18	+825%	+0,02	+306%	+0,08	+35%	+0,02	+62%	+0,001
R	+62%	+28	+68%	+16	+1%	+1031%	+0,06	+13440 %	+1,14	+3074%	+13	+335%	+0,01	+259%	+0,07	+46%	+0,03	+29%	+0,0005
	Sr		Zr		Mo	Sn	Sb	Ba	Pb										
AC	+25%	+0,002	+112%	+0,009	nd	nd	nd	nd	+28%	+0,005									
AM	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.									
C	+26%	+0,002	+72%	+0,006	nd	nd	nd	nd	+44%	+0,007									
R	+32%	+0,003	+49%	+0,004	nd	nd	nd	nd	+44%	+0,008									
	Benzène		Toluène		Ethylbenzène		m+p xylène		o xylène		1,2,4 TMB	BaA ($\text{ng}\cdot\text{m}^{-3}$)	BbF ($\text{ng}\cdot\text{m}^{-3}$)	BkF ($\text{ng}\cdot\text{m}^{-3}$)	BaP ($\text{ng}\cdot\text{m}^{-3}$)				
AC	-16%	-1,13	-9%	-2,48	-14%	-0,58	-14%	-1,76	-15%	-0,78	nd	nd ‡	nd ‡	nd ‡	nd ‡	nd ‡	nd ‡	nd ‡	nd ‡
AM	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
C	-19%	-1,32	-15%	-4,00	-17%	-0,70	-17%	-2,12	-18%	-0,90	nd	nd ‡	nd ‡	nd ‡	nd ‡	nd ‡	nd ‡	nd ‡	nd ‡
R	-16%	-1,11	-3%	-0,69	-10%	-0,41	-10%	-1,25	-12%	-0,60	nd	nd ‡	nd ‡	nd ‡	nd ‡	nd ‡	nd ‡	nd ‡	nd ‡
	diBahA ($\text{ng}\cdot\text{m}^{-3}$)		BghiP ($\text{ng}\cdot\text{m}^{-3}$)		IP ($\text{ng}\cdot\text{m}^{-3}$)		Carbone élémentaire (EC)		Carbone organique (OC)		Carbone total (TC)		EC / TC	Nicotine					
AC	nd ‡	nd ‡	+6% †	+0,03†	nd ‡	nd ‡	+79%	+3,9	+97%	+4,0	+87%	+7,9	-2%	nd					
AM	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.					
C	nd ‡	nd ‡	nd ‡	nd ‡	nd ‡	nd ‡	+57%	+2,8	+82%	+3,3	+68%	+6,1	-3%	nd					
R	nd ‡	nd ‡	nd ‡	nd ‡	nd ‡	nd ‡	+53%	+2,6	+107%	+4,3	+82%	+7,4	-6%	nd					

† : Valeurs surestimées compte tenu de l'absence de « scrubber » (épurateur de gaz tel que O_3) dans l'étude Génotox'ER sousestimant les concentrations d'exposition à l'air urbain extérieur par rapport à celles en EFS.

nd : Donnée non disponible car substance non mesurée dans l'air extérieur urbain (étude Génotox'ER)

nd ‡ : Donnée non disponible car taux important (>65%) de valeurs inférieures à la limite de détection dans l'étude RATP

s.o. : sans objet

Annexe 13 : Suivi des actualisations du rapport

Date	Version	Page	Description de la modification
03/2015	01		Première version validée du rapport.
08/2015	02	22	Précision dans le texte : Ajout du texte « <i>(de la station vers le tunnel)</i> ».
		252-253	Apport d'une précision en ajoutant le tableau 64 : Répartition des prélèvements réalisés par ligne et par métier dans la campagne finale (toutes les lignes en 2005) (RATP, 2013a) et mise à jour dans le texte des renvois relatifs à ce tableau et aux informations qu'il contient.
		263	Précision dans le texte : Ajout du texte suivant : « <i>Cette évaluation, qui se base en première approche sur une exposition 8h/j, 5j/7 pendant 40 ans, pourra être ajustée le cas échéant sur la base des durées d'exposition réelles des travailleurs concernés.</i> »
		263	Précision : Ajout de la note de bas de page intitulée « <i>Rappel : Signification des quotients de danger (QD) et des excès de risque individuel (ERI)</i> »
		302	Précision dans le texte : Ajout du texte « <i>(de la station vers le tunnel)</i> ».
		1-361	Actualisation des numéros de tableau et numéros de page.

Notes





Agence nationale de sécurité sanitaire
de l'alimentation, de l'environnement et du travail
14 rue Pierre et Marie Curie
94701 Maisons-Alfort Cedex
www.anses.fr / [@Anses_fr](https://twitter.com/Anses_fr)