

Qualité de l'air des enceintes de traitement de déchets et des enceintes de transport ferroviaire souterraines

Etat des connaissances et axes d'amélioration



C4H5O2_5 2/ 9/99 THERMC 4H 50 2 0G 300.000 5000.000/ 1392.000 1
1.64121890E+01 1.20184883E-02-4.40468566E-06 7.30124728E-10-4.42784365E-14 2

**QUALITE DE L'AIR DES ENCEINTES DE TRAITEMENT
DE DECHETS ET DES ENCEINTES DE TRANSPORT
FERROVIAIRE SOUTERRAINES**

ÉTAT DES CONNAISSANCES ET AXES D'AMÉLIORATION

RAPPORT FINAL

juillet 2016

S. TRAVERSE, S. DERIEN – BURGEAP
A. GINESTET – CETIAT



Créée en 1989 à l'initiative du Ministère en charge de l'Environnement, l'association RECORD – REseau COopératif de Recherche sur les Déchets et l'Environnement – est le fruit d'une triple coopération entre industriels, pouvoirs publics et chercheurs. L'objectif principal de RECORD est le financement et la réalisation d'études et de recherches dans le domaine des déchets et des pollutions industrielles.

Les membres de ce réseau (groupes industriels et organismes publics) définissent collégalement des programmes d'études et de recherche adaptés à leurs besoins. Ces programmes sont ensuite confiés à des laboratoires publics ou privés.

Avertissement :

Les rapports ont été établis au vu des données scientifiques et techniques et d'un cadre réglementaire et normatif en vigueur à la date de l'édition des documents.

Ces documents comprennent des propositions ou des recommandations qui n'engagent que leurs auteurs. Sauf mention contraire, ils n'ont pas vocation à représenter l'avis des membres de RECORD.

- ✓ Pour toute reprise d'informations contenues dans ce document, l'utilisateur aura l'obligation de citer le rapport sous la référence :
RECORD, Qualité de l'air des enceintes de traitement de déchets et des enceintes de transport ferroviaire souterraines. Etat des connaissances et axes d'amélioration, 2016, 226 p, n°14-0244/1A
- ✓ Ces travaux ont reçu le soutien de l'ADEME (Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie)
www.ademe.fr

© RECORD, 2016

PREAMBULE

Le présent rapport est le document final de la mission confiée au groupement BURGEAP-CETIAT portant sur l'état des connaissances et les perspectives d'amélioration de la qualité de l'air des enceintes fermées / semi-ouvertes de traitement des déchets d'une part et de transport ferroviaire souterrain d'autre part.

Les sites de traitement de déchets étudiés sont les centres de tri, les centres de compostage et de méthanisation et les usines d'incinération. La qualité de l'air dans les engins de chantier n'est pas ciblée par la présente étude.

La mission, conduite en 2014 – 2015, a tout d'abord consisté à réaliser un état des connaissances sur les polluants et les niveaux de concentration présents dans ces enceintes puis à rechercher les axes d'amélioration pouvant être envisagés.

L'étude a été réalisée à partir d'une bibliographie nationale et internationale (finalisée au printemps 2015) d'une part et la conduite d'une quinzaine d'entretiens essentiellement auprès des acteurs du traitement de déchet d'autre part.

Le rapport faisant état de ces travaux est structuré en trois parties distinctes. La première présente la physique des écoulements d'air et du transport des polluants dans l'air ainsi que les outils de diagnostic et de compréhension (mesures et modélisation) pouvant être déployés en fonction de l'objectif recherché. La deuxième et la troisième partie sont consacrées respectivement aux enceintes de traitement de déchets et aux enceintes de transport ferroviaire souterrain. Pour chaque type d'enceinte, sont présentés les aspects réglementaires et les règles de l'art concernant la ventilation puis les concentrations en polluants dans l'air et enfin les axes d'amélioration pouvant être envisagés.

Au présent document s'ajoute un tome d'annexe reprenant a) la description des polluants et les valeurs de référence, b) des illustrations de ventilation de différents métros à l'étranger et c) la liste des entretiens réalisés.

Lors de la conduite de la présente étude, des publications conséquentes sont parues qui complètent l'état des connaissances sur la qualité de l'air des enceintes. Est en particulier à citer : le rapport d'expertise collective (ANSES, 2015) traitant de la pollution chimique de ces enceintes et des risques sanitaires pour les travailleurs. Si un certain nombre d'éléments en sont repris, le lecteur est amené à se référer à ces documents pour de plus amples renseignements.

Enfin, il est à noter que les travaux de recherche en cours devront être suivis permettant d'élargir l'état des lieux et les axes d'amélioration du présent document :

- sur la maîtrise des émissions d'ammoniac en méthanisation : MAMBO (ADEME, PNR EST, 2015),
- sur la qualité de l'air des enceintes de transport ferroviaire souterrain, l'avancement du projet européen (IMPROVE LIFE 13/ENV/ES/000263) 2014-2018.

RESUME

L'exposition des populations à la pollution de l'air est une préoccupation grandissante tant vis-à-vis de l'air atmosphérique qu'au sein de l'habitat, des lieux de travail ou de transport. L'association RECORD a souhaité s'intéresser plus particulièrement à la qualité de l'air des enceintes de traitement de déchets en lien avec l'exposition des travailleurs et des enceintes souterraines de transport ferroviaire en lien avec l'exposition de la population générale.

La mission confiée au groupement BURGEAP-CETIAT, conduite en 2014 – 2016, a tout d'abord consisté à réaliser un état des connaissances sur les polluants et les niveaux de pollution présents dans ces enceintes puis à rechercher les axes d'amélioration pouvant être envisagés. Le présent document rend compte de cette mission.

Pour les enceintes de traitement de déchets (centres de tri, centres de compostage /méthanisation et usines d'incinération),

- les polluants et les niveaux de concentrations sont aujourd'hui relativement bien connus sans que le lien soit clairement établi entre les systèmes de gestion des émissions ou de réduction des concentrations et les niveaux de concentration ;
- les axes d'amélioration identifiés sont d'ordre technique et méthodologique. Les axes techniques d'amélioration reprennent globalement les recommandations formulées par l'INRS et la CARSAT pour chaque filière. Il a également été identifié des axes organisationnels et méthodologiques reposant sur une appréhension et une communication des besoins par les différents acteurs (maître d'ouvrage, constructeur et équipes de conception, et exploitant) permettant de mettre en cohérence la construction et l'exploitation vis-à-vis de l'objectif de l'amélioration de la qualité de l'air des enceintes.

Pour les enceintes de transport ferroviaire souterrain,

- les polluants et des niveaux de concentrations ont fait l'objet de nombreuses études ces dernières années tant en France qu'à l'étranger. Il ressort que les déterminants de la qualité de l'air de ces enceintes sont les émissions de particules métalliques liées au matériel roulant et à la voie (freinage majoritairement, contact roue-rail, caténaire et pantographe) et le transfert vers les populations présentes sur les quais lié aux surpressions lors des passages de trains ;
- les axes d'amélioration de la qualité de l'air identifiés sont d'ordre technique, structurés autour de la réduction des émissions à la source, la limitation des transferts (actions sur l'aéraulique - dont la ventilation- ou l'aménagement des stations) et dans une moindre mesure la réduction des concentrations par la ventilation ou le traitement de l'air. Ces éléments sont à intégrer lors des consultations (matériel roulant) et études de conception (limitation des émissions et des transferts) pour les nouvelles lignes ou stations. Pour les enceintes existantes, les possibilités d'amélioration de la qualité de l'air dépendent des enceintes (géométries, ventilation, aéraulique) et du matériel utilisé.

Si les axes d'amélioration énoncés ci-dessus peuvent être envisagés pour toute nouvelle construction d'enceintes que ce soit de traitement de déchets ou de de transport ferroviaire souterrain, leur pertinence par rapport à des sites exploités est fortement dépendante :

- i) des enceintes (géométries, équipement de ventilation),
- ii) des sources de dégradation de la qualité de l'air (composition des déchets et procédés de traitement ou matériel et système d'exploitation) et
- iii) de l'écoulement et du transport des polluants dans l'air.

L'étude de la pertinence des moyens d'amélioration doit alors reposer sur une bonne connaissance et compréhension des écoulements, du transport des polluants et des concentrations au sein de ces enceintes.

MOTS CLES

Enceintes de transport ferroviaire souterrain, enceintes de traitement de déchets, qualité de l'air, pollution gazeuse et particulaire, bioaérosols, ventilation.

SUMMARY

The exposure of people to the outdoor air pollution as well as to the indoor air pollution (at home, in workplaces, in transport) is a growing concern. RECORD association has decided to study more specifically the air quality, and the exposure of the general population to the air pollution, in waste treatment plants as well as in underground railway and subway systems.

RECORD association has ordered the BURGEAP-CETIAT consortium in 2014 and the study has been carried out in 2016. It has first consisted in to make a review of the existing data regarding air pollutants (type and concentration) in the considered premises then the ways of improvements of the indoor air quality have been studied. This report represents the final deliverable of this study.

For the waste treatment plants (waste sorting units, waste composting units, methanation plants, waste incineration units) :

- The type of pollutants and their respective concentrations in indoor air are today well known but there is not clear relationship between concentrations and both the emissions and the ways to reduce them.
- There are two kinds of identified ways of improvement: technological and methodological. The technical ways of improvements correspond to the recommendations provided by INRS and CARSAT. From the methodological point of view, it has been identified a need of a better communication between all the stakeholders (project manager, designer, manufacturer and owner) in order to make the design and the operation of the waste treatment plants consistent with the desired indoor air quality.

For the underground railway and subway systems:

- There is a lot of studies in France and around the world in recent years. The main conclusion is that there are relationships between the air quality within underground railway and subway systems and the emission of fine metallic particles emitted by the moving trains (friction in brakes, the contact between the wheels and the rails, contact with overhead wires and pantographs); these fine particles are transferred to people by the overpressure which is due to the motion of the trains within the tunnels.
- Ways of improvement of the indoor air quality exist: reduction of the pollution at the source, limitation of the transfers from the most polluted zones to the least polluted zones and dilution of the pollution with ventilation. For new lines and/or stations, these ways of improvements have to be taken into account at the design stage. For the existing systems the ways of improvement depend on the system itself (geometry, ventilation,) and on the equipment in use.

The ways of improvement listed above can be considered for new constructions, their relevance regarding the existing systems depends on :

- the system itself (geometry and ventilation).
- the sources of deterioration of the indoor air quality (composition of wastes, waste treatment, operating system).
- air flows and pollutants transport.

A good knowledge and a good understanding of the air flows and of the pollutants transport is necessary to well design any new system listed as a way of improvement.

KEYWORDS

Underground railway systems, waste treatment plants, air quality, particulate and gaseous pollutants, bioaerosols, ventilation.

Sommaire

| | |
|--|----|
| PREAMBULE..... | 3 |
| RESUME | 4 |
| SUMMARY | 5 |
| 1. ELEMENTS DE COMPREHENSION POUR L'ETUDE DE LA POLLUTION DE L'AIR DES ENCEINTES | 14 |
| 1.1 Ecoulement et transport | 14 |
| 1.1.1 Nature de l'écoulement..... | 14 |
| 1.1.2 Equations de conservation | 15 |
| 1.1.2 Grandeurs caractéristiques..... | 16 |
| 1.1.3 Forces associées au transport des particules | 19 |
| 1.2 Métrologie..... | 22 |
| 1.2.1 Objectifs et stratégies de diagnostics..... | 22 |
| 1.2.2 Méthodes de mesures | 25 |
| 1.2.3 Synthèse..... | 30 |
| 1.3 Modélisation..... | 31 |
| 1.3.1 Les différents types de modélisation..... | 31 |
| 1.3.2 Application aux enceintes considérées | 35 |
| 2. ENCEINTES DE TRAITEMENT DE DECHETS..... | 38 |
| 2.1 Critères de sélection des sites et enceintes | 38 |
| 2.1.1 Sites de traitement des déchets..... | 38 |
| 2.1.2 Enceintes considérées | 38 |
| 2.2 Généralités | 39 |
| 2.2.1 Réglementation | 39 |
| 2.2.2 Toxicité et valeurs de référence dans l'air..... | 41 |
| 2.2.4 Ventilation | 42 |
| 2.3 Centres de tri | 46 |
| 2.3.1 Ventilation | 46 |
| 2.3.2. Polluants en présence | 52 |
| 2.3.3. Axes d'amélioration | 57 |
| 2.4 Compostage et méthanisation | 59 |
| 2.4.1 Ventilation | 59 |
| 2.4.2. Polluants en présence | 61 |
| 2.4.3. Axes d'amélioration | 70 |
| 2.5 Incinération | 73 |
| 2.5.1 Ventilation | 73 |
| 2.5.2. Polluants en présence | 75 |
| 2.5.3. Axes d'amélioration | 79 |

| | | |
|-------|--|-----|
| 2.6 | Zones connexes..... | 82 |
| 2.7 | Synthèse..... | 83 |
| 2.7.1 | Bilan de l'état des lieux..... | 83 |
| 2.7.2 | Moyens de prévention et de réduction des émissions | 85 |
| 3. | ENCEINTE DE TRANSPORT FERROVIAIRE SOUTERRAIN..... | 93 |
| 3.1 | Réglementation et recommandations | 93 |
| 3.2 | Ventilation et effet piston | 95 |
| 3.2.1 | Un peu d'histoire | 95 |
| 3.2.2 | La ventilation aujourd'hui..... | 96 |
| 3.2.3 | La connexion tunnel- station et l'effet piston..... | 98 |
| 3.3. | Polluants en présence..... | 100 |
| 3.3.1 | Sources et polluants..... | 100 |
| 3.3.2 | Concentrations mesurées dans l'air..... | 102 |
| 3.3.3 | Toxicité et valeurs de référence dans l'air..... | 125 |
| 3.4 | Axes d'amélioration..... | 126 |
| 3.4.1 | Synthèse de l'état des lieux..... | 126 |
| 3.4.2 | Moyens d'amélioration de la qualité de l'air..... | 127 |
| | CONCLUSIONS | 155 |
| | REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES..... | 160 |

Tableaux

| | |
|--|-----|
| Tableau 1. Débit minimal d'air neuf par occupant (article R 4222-6)..... | 39 |
| Tableau 2. Enceintes d'intérêt dans les centres de tri | 47 |
| Tableau 3. Synthèse des résultats en cabine de tri (selon ADEME, 2014) | 54 |
| Tableau 4. Synthèse des résultats lors des tâches mobiles (selon ADEME, 2014)..... | 55 |
| Tableau 5. Synthèse des concentrations en poussières organiques, bactéries et champignon en centres de tri (selon IOM, 2012) | 56 |
| Tableau 6. Enceintes d'intérêt dans les centres de compostage/méthanisation..... | 59 |
| Tableau 7. Polluants d'intérêt identifiés en compostage / méthanisation | 62 |
| Tableau 8. Autres polluants identifiés en compostage / méthanisation..... | 62 |
| Tableau 9. Poussières organiques – Synthèse des mesures disponibles (selon IOM, 2012)..... | 63 |
| Tableau 10. Poussières - Dynamique d'émission (selon ADEME, 2012)..... | 64 |
| Tableau 11. Ammoniac - Dynamique d'émission (selon ADEME, 2012)..... | 65 |
| Tableau 12. Ammoniac – Résultats des mesures de concentrations en ppm (selon INRS 2010c)..... | 65 |
| Tableau 13. Bioaérosols – Synthèse des mesures disponibles (selon WERY 2014) | 67 |
| Tableau 14. Bactéries – Synthèse des concentrations mesurées sur différents sites de compostage et méthanisation, médiane et gamme (selon IOM, 2012)..... | 67 |
| Tableau 15. Champignons, endotoxines et 1-3 β -glucans – Synthèse des concentrations mesurées sur différents sites de compostage et méthanisation, médiane et gamme (selon IOM 2012) | 68 |
| Tableau 16. COV – Familles et composés prédominants..... | 69 |
| Tableau 17. Enceintes d'intérêt dans les usines d'incinération..... | 73 |
| Tableau 18. Résultats des mesures en particules, métaux et HAP sur les deux incinérateurs et le site témoin (selon Maitre, 2003)..... | 76 |
| Tableau 19. Concentrations en particules et aérosols métalliques mesurées lors des différentes campagnes de prélèvements (selon INRS, 2014b)..... | 76 |
| Tableau 20. Résultats des mesures en aldéhydes et COV sur les deux incinérateurs et le site témoin (selon Maitre 2003)..... | 77 |
| Tableau 21. Résultats des mesures en bioaérosols sur les centres de traitement thermique des déchets (selon INRS, 2014b) | 78 |
| Tableau 22. Synthèse des polluants majoritaires par type de site de traitement de déchet..... | 84 |
| Tableau 23. Sources et polluants pouvant dégrader la qualité de l'air des enceintes de transport souterrain..... | 101 |
| Tableau 24 : Concentrations en PM ₁₀ et PM _{2,5} dans l'air des enceintes de transport souterrain à l'international (tiré de Sioutas, 2011) | 104 |
| Tableau 25. Concentrations en PM ₁₀ et PM _{2,5} dans l'air des enceintes de transport souterrain à l'international (tiré de Improve Life, 2015)..... | 106 |
| Tableau 26. Concentrations en PM ₁₀ et PM _{2,5} dans le métro de Lille (à partir de Atmo Nord Pas de Calais, 2010)..... | 107 |
| Tableau 27. Concentrations en PM ₁₀ et PM _{2,5} mesurées dans les stations du réseau SQUALE | 108 |
| Tableau 28. Composition des particules dans une station du métro de Séoul (tiré de Kim et al., 2010-a)..... | 110 |
| Tableau 29. Composition des particules PM ₁₀ dans les métros de Toulouse et Barcelone (à partir de ORAMIP, 2012) | 111 |
| Tableau 30. Concentrations en métaux dans l'air des métros de Rennes(2005), Lille (2010) et Marseille (2010)..... | 113 |

| | |
|---|-----|
| Tableau 31. Concentrations en HAP dans l'air des métros de Toulouse (2012) et Marseille (2010).. | 114 |
| Tableau 32. Concentrations en COV dans l'air des métros de Toulouse (2012), Marseille (2010), Rennes (2005) et dans la gare SNCF de Rouen (2005)..... | 117 |
| Tableau 33. Concentrations en BTEX dans différents métros à l'international (extrait de Zhang et al. 2012) | 118 |
| Tableau 34. Concentrations en aldéhydes dans 6 stations du réseau de transport de Shanghai (extrait de Feng et al. 2010)..... | 119 |
| Tableau 35. Concentrations en CO, NO et NO ₂ mesurées dans les transports souterrains en France | 121 |
| Tableau 36. Concentrations en microorganismes dans différentes enceintes souterraines à Téhéran (extrait de Hoseini et al. 2013)..... | 122 |

Figures

| | |
|---|-----|
| Figure 1 : Coefficient de traînée en fonction du Reynolds (Hinds, 1999)..... | 20 |
| Figure 2 : Vitesse de dépôt en fonction du diamètre de la particule (source Nerisson, 2009)..... | 21 |
| Figure 3 : Schéma des conditions limites d'un box-model d'une plateforme de métro (source Song, 2014)..... | 32 |
| Figure 4 : Découpage zonal d'une pièce (source Bellivier, 2004)..... | 34 |
| Figure 5 : Vitesses de l'air modélisées dans une station de métro existante à 1,7 mètre au dessus du sol (source : Yuan, 2007)..... | 35 |
| Figure 6 : Schéma type d'une installation de ventilation (d'après (INRS, 1989))..... | 43 |
| Figure 7 : Schéma de principe d'un centre de tri..... | 46 |
| Figure 8 : Une chargeuse alimente un convoyeur de déchets (d'après la revue Travail et Sécurité (2010))..... | 47 |
| Figure 9 : Influence de la ventilation sur les concentrations en poussières dans les cabines de de pré-tri et de tri (d'après Viegas, 2014)..... | 49 |
| Figure 10 : Position d'un plénum soufflant par rapport à l'opérateur de tri des déchets (d'après NF X 35-702 (2015))..... | 50 |
| Figure 11 : Préconisations d'installation de plénums soufflants pour la ventilation des cabines de tri de déchets (d'après Eco Emballages (Eco Emballages 2005))..... | 50 |
| Figure 12 : Cartographie des concentrations en polluants dans une cabine de tri de déchets (d'après INRS (INRS, 2005))..... | 51 |
| Figure 13 : Positionnement des plénums dans une cabine de tri de déchets (d'après INRS (INRS, 2011))..... | 51 |
| Figure 14 : Particules – Distribution par poste de travail (selon VIEGAS (2014-2))..... | 54 |
| Figure 15 : Exemple d'une installation de méthanisation-compostage..... | 60 |
| Figure 16 : MPT en mg/m ³ – Valeurs moyennes par poste de travail (selon VIEGAS, 2014)..... | 64 |
| Figure 17 : Valeurs moyennes des concentrations et de charges surfaciques en champignons par poste de travail (selon VIEGAS, 2014)..... | 66 |
| Figure 18 : Schéma de principe d'une usine d'incinération..... | 74 |
| Figure 19 : Axes d'amélioration de la qualité de l'air des enceintes de traitement des déchets..... | 86 |
| Figure 20 : Schéma de principe de la ventilation du métro de Boston (d'après Soper, 1908)..... | 95 |
| Figure 21 : Schéma de principe de la ventilation du métro de Londres (d'après Soper, 1908)..... | 95 |
| Figure 22. La ventilation de tunnels ferroviaires (d'après ASHRAE, 2011)..... | 96 |
| Figure 23. La ventilation des métros (d'après Tabarra et al., 2004)..... | 97 |
| Figure 24 : Pression de l'air modélisée en fonction de la distance au train quand il arrive en station (source Ke et al., 2002)..... | 98 |
| Figure 25 : Vitesses et direction de l'air mesurées dans un tunnel de métro à Dortmund (source : Pflitch, 2003)..... | 99 |
| Figure 26 : Vitesses de l'air mesurées lors d'essais de nuit sur le quai de la station de RER Magenta (source : Fortain, 2008)..... | 99 |
| Figure 27 : Répartition granulométrique des particules..... | 102 |
| Figure 28 : Système de freinage du métro à Marseille..... | 103 |
| Figure 29 : Illustration de l'influence du passage des trains sur les concentrations en PM sur le quai (Improve life, 2015)..... | 109 |
| Figure 30 : Illustration de la variation journalière dans le métro et RER parisien..... | 109 |

| | |
|--|-----|
| Figure 31 : Comparaison descriptive des concentrations en micro-organismes dans l'air de différentes stations de transport ferroviaire (extrait de Hoseini et al. 2013)..... | 123 |
| Figure 32 : Principe et efficacité du filtre inertiel sous les voitures (extrait de Bae, 2015)..... | 130 |
| Figure 33 : Schéma de principe du filtre magnétique (d'après Park, 2015)..... | 131 |
| Figure 34 : Dispositif d'aspiration des poussières sur les roues en développement pour les voitures (d'après Auto Plus, 2014)..... | 131 |
| Figure 35 : L'aspirateur de particules développé par la société Tallano Technologie (d'après Tallano Technologie (non daté)..... | 132 |
| Figure 36 : Schéma de principe d'un train aspirateur (d'après UIPT, 2007)..... | 133 |
| Figure 37 : Schéma de principe du fonctionnement du futur train de nettoyage des voies du métro à Londres (d'après London Underground (non daté)..... | 133 |
| Figure 38 : Photo de stations équipées d'un PSD (platform screen door) toute hauteur à gauche : métro de Toronto et à droite : métro de Dubaï..... | 134 |
| Figure 39 : Schéma de principe de la station et emplacements des points de mesure (d'après Son et al., 2013)..... | 135 |
| Figure 40 : Réduction des proportions de particules ferrugineuses liée au PSD dans deux stations de métro de Seoul (Kim, 2010)..... | 136 |
| Figure 41 : Les concentrations en particules dans différentes stations du métro de Barcelone (d'après Martins, 2015)..... | 137 |
| Figure 42 : Exemple de station équipée d'un PSD (platform screen door) partielle à gauche : métro 14 à Paris..... | 137 |
| Figure 43 : Influence schématique du passage du train sur les écoulements d'air en station (Song, 2014)..... | 138 |
| Figure 44 : Influence de la ventilation mécanique en tunnel sur les concentrations en PM10 dans le métro de Marseille (ATMO Paca, 2011)..... | 141 |
| Figure 45 : Schéma de principe de fonctionnement de la ventilation de confort de la station de RER E Magenta (d'après AEF 2012)..... | 142 |
| Figure 46 : Application du mode été de la ventilation sur les concentrations en PM ₁₀ à la station de RER E Magenta (d'après AEF 2012)..... | 142 |
| Figure 47. La ventilation des quais de tunnels ferroviaires (d'après ASHRAE (ASHRAE, 2011))..... | 144 |
| Figure 48. Différents filtres particulaires testés par Jang et al. (2009)..... | 146 |
| Figure 49. Installation de filtres électrets en medium polypropylène dans le métro (d'après Li (2010))..... | 147 |
| Figure 50. Schéma de principe du filtre électrostatique développé par la société Recycl' Air (d'après Tokarek, 2002a)..... | 148 |
| Figure 51. Détails du filtre électrostatique produit par RITCO (d'après RITCO, 2016)..... | 148 |
| Figure 52. Implantation du filtre magnétique à la sortie de l'air extrait du métro de Séoul (d'après Son, 2014)..... | 150 |
| Figure 53. Schéma de principe des tests de traitement des COV et NO ₂ effectués dans le système de ventilation du métro de Séoul (d'après Son, 2011)..... | 151 |
| Figure 54. Filtre prototype à charbon actif pour le traitement de l'H ₂ S dans le métro parisien (d'après Bouzaza, 2003)..... | 152 |

Annexes (tome séparé)

Annexe 1 - Toxicité des polluants et valeurs de référence

Annexe 2 – Illustrations de ventilation par plénum dans les cabines de tri de déchets

Annexe 3 – La ventilation de différents métros

Annexe 4 – Liste des entretiens menés dans le cadre du projet

Annexe 5 – Les épurateurs d'air autonomes

GLOSSAIRE

ACGIH : American Conference of Governmental Industrial Hygienist
ADEME : Agence De l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie
ANSES : Agence Nationale de Sécurité Sanitaire de l'Alimentation, de l'Environnement et du Travail
BTEX : Benzène, Toluène, Ethylbenzène, Xylènes
CCP : Comité de la Prévention et de la Précaution
CITEPA : Centre Interprofessionnel Technique d'Etudes de la **Pollution** Atmosphérique
COV : Composé Organique Volatil
CRAMIF : Caisse Régionale Assurance Maladie Ile-de-France
CSHPF : Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France
CT : Tétrachlorocarbone
CV : Vinyl Chloride – chlorure de vinyle
pDCB : dichlorobenzène p
EPA : Environmental Protection Agency
EPI : Equipement de Protection Individuelle
ERP : Etablissements Recevant du Public
ETM : Elément trace métallique
HAM : Hydrocarbures aromatiques monocycliques
HAP : Hydrocarbures aromatiques polycycliques
HCSP : Haut Conseil de Santé Publique
IAQ : Indoor Air Quality
IARC : International Agency for Research on Cancer
INRS : Institut National de Recherche et de Sécurité
INVS : Institut National de Veille Sanitaire
IOM : Incinération des Ordures Ménagères ou Institut of occupational medecine
META : microscopie électronique à transmission analytique
MOCT : Microscope optique à contraste de Phase
MTBE : méthyl-ter-butyl-ether
MTP : matière particulaire
OM : Ordures Ménagères
OMS : Organisation Mondiale de la Santé
PCB : polychlorobiphényles
PCE : tétrachloroéthylène ou perchloroéthylène
UIOM : Usine d'Incinération d'Ordures Ménagères
TEQ : Quantité Equivalente Toxique
RATP : Régie Autonome des Transports Parisiens
RER : Réseau Express Régional
RSDT : Règlement Sanitaire Départemental Type
SNCF : Société Nationale des Chemins de Fer Français
TCE : trichloroéthylène
UFC : Unité Formant Colonie
UVO : Unité de Valorisation Organique
VGAI : Valeurs Guides de qualité d'Air Intérieur
VLEP : Valeur Limite d'Exposition Professionnelle
VME : Valeur Moyenne d'Exposition
WHO : World Health Organization

1. ELEMENTS DE COMPREHENSION POUR L'ETUDE DE LA POLLUTION DE L'AIR DES ENCEINTES

1.1 Ecoulement et transport

Préalablement à la présentation des connaissances disponibles dans les enceintes étudiées sur la ventilation, les polluants et leurs concentrations dans l'air, il est intéressant de se pencher sur les différents types d'écoulement et les forces gouvernant le transport dans l'air des polluants gazeux et particulaires.

Ce chapitre présente les différents types d'écoulements (laminaire à turbulent), les équations de l'écoulement et du transfert puis apporte quelques éléments pour comprendre les forces gouvernant le transport des particules, lesquelles dépendent grandement de leur taille.

1.1.1 NATURE DE L'ÉCOULEMENT

La nature de l'écoulement d'un fluide dépend de ses caractéristiques, de sa vitesse et de la géométrie du volume et des obstacles. Les notions de régime laminaire ou turbulent sont liées à la viscosité du fluide.

Un écoulement laminaire se caractérise par des lignes de courant bien identifiées. Dans ce type d'écoulement l'effet de la viscosité s'atténue au fur et à mesure que l'on s'éloigne des parois, les vitesses du fluide tendant à s'homogénéiser. On considère généralement que l'approximation du fluide parfait (non visqueux) est suffisante hors d'une zone proche d'une paroi, appelée couche limite. Cette dernière est présente dans une conduite, autour d'un obstacle ou au voisinage d'une paroi sur laquelle la vitesse relative du fluide est nulle. A proximité apparaissent de fortes variations de vitesse qui impliquent la viscosité.

Le nombre de Reynolds caractérise l'écoulement. Il mesure l'importance relative des forces inertielles liées à la vitesse et des forces de frottement liées à la viscosité. Si ces dernières sont prépondérantes le frottement entre deux couches fluides maintient leur cohésion et l'on obtient un écoulement laminaire.

À partir d'un certain Reynolds se produit une transition qui fait apparaître des instabilités dues à l'amplification des perturbations. La valeur du Reynolds de transition et la nature des instabilités dépendent essentiellement du type d'écoulement considéré. Ensuite, les instabilités augmentent au point de donner naissance à un phénomène chaotique dans lequel il est difficile de voir une organisation : c'est la turbulence.

En fonction des nombres de Reynolds croissants, on distingue quatre régimes principaux : régime de Stokes, le régime laminaire, transitoire et le régime turbulent.

Dans les enceintes de traitement de déchets ou de transport ferroviaire souterrain, les vitesses d'air sont rarement inférieures à 0,1 m/s, l'écoulement est alors gouverné par les forces d'inertie. Par contre dans des zones isolées et plus particulièrement proches des surfaces (sols, coins des pièces...), les vitesses peuvent être réduites.

1.1.2 EQUATIONS DE CONSERVATION

En mécanique des fluides, les équations de Navier-Stokes sont des équations aux dérivées partielles non linéaires qui sont censées décrire le mouvement des fluides « newtoniens » (liquide et gaz visqueux ordinaires) dans l'approximation des milieux continus. Les équations différentielles qui permettent de décrire l'écoulement du fluide et les concentrations sont généralement écrites comme suit (en 2 dimensions) pour un gaz.

Equation de conservation de la masse

$$\frac{\partial \rho_g}{\partial t} + \frac{\partial(\rho_g u_i)}{\partial x_i} + \frac{\partial(\rho_g u_j)}{\partial x_j} = 0$$

u_i : vitesse instantanée du gaz en x_i à l'instant t (m/s)

ρ_g : masse volumique du gaz (kg/m^3)

Equation de quantité de mouvement (Navier Stokes)

$$\frac{\partial \rho_g u_i}{\partial t} + \left(\frac{\partial(\rho_g u_i u_j)}{\partial x_j} + \frac{\partial(\rho_g u_i u_j)}{\partial x_j} \right) = \rho_g F_i - \frac{\partial P}{\partial x_i} + \mu_g \frac{\partial}{\partial x_j} \left(\frac{\partial u_i}{\partial x_j} + \frac{\partial u_j}{\partial x_i} \right)$$

F_i : la somme des forces s'appliquant au fluide (forces de pesanteur, force d'Archimède, forces de convection naturelle liées au gradient thermique, ...) (N/kg)

P : la pression du gaz (Pa)

μ_g : viscosité dynamique du gaz (Pa/s)

Lorsqu'un fluide visqueux s'écoule lentement en un lieu étroit ou autour d'un objet, les effets visqueux dominent sur les effets inertiels. Son écoulement est alors appelé écoulement de Stokes (ou écoulement rampant). Il est régi par une version simplifiée de l'équation ci-dessus : l'équation de Stokes, dans laquelle les termes inertiels sont absents. L'écoulement de Stokes correspond ainsi à un faible nombre de Reynolds (nettement inférieur à 1).

Equation de transport de la concentration par diffusion / convection

$$\frac{\partial C}{\partial t} + u_i \frac{\partial C}{\partial x_i} + u_j \frac{\partial C}{\partial x_j} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left(D_{g,i} \frac{\partial C}{\partial x_i} \right) + \frac{\partial}{\partial x_j} \left(D_{g,j} \frac{\partial C}{\partial x_j} \right) + s - p$$

D : coefficient de diffusion brownienne ou turbulente (m^2/s),

C : concentration dans l'air (g/m^3)

s : terme source constant ou transitoire traduisant la production ($\text{g/m}^3/\text{s}$)

p : terme de puits traduisant les pertes (essentiellement de dépôt pour les particules) ($\text{g/m}^3/\text{s}$)

La diffusion est un phénomène de transport de matière lié à la présence d'un gradient de concentration ou de température.

La diffusion moléculaire est la plus connue, elle représente le transport de matière généré par un gradient de concentration. Le flux diffusif (J^B en $\text{g/m}^2/\text{s}$) s'exprime par la 1ère loi de Fick qui s'écrit de manière générique :

$$J_B = D_B \cdot \overrightarrow{\text{grad}} C$$

D_B : coefficient de diffusion brownien de la molécule gazeuse ou de la particule dans l'air (m^2/s),

C : concentration de la molécule gazeuse ou de la particule dans l'air (g/m^3)

Dans l'air, le transport par diffusion moléculaire est sensiblement plus important que dans l'eau, les coefficients de diffusion moléculaire sont de l'ordre de $10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$ dans l'air tandis qu'ils sont de l'ordre de $10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$ dans l'eau. Pour les particules, le coefficient de diffusion est nettement plus faible,

inversement proportionnel au diamètre des particules (respectivement de l'ordre de 10^{-11} et 10^{-12} m²/s, pour des diamètres de 1 et 10 µm).

Une diffusion peut également se produire sous l'effet d'un gradient thermique, appelée thermodiffusion ou thermophorèse pour les aérosols, elle conduit à la migration des polluants des zones chaudes vers les zones plus froides. A l'image du flux généré par le gradient de concentration, la force de thermophorèse (J_{Th}) s'écrit :

$$J_{Th} = D_{th} \cdot \overrightarrow{\text{grad}T}$$

T : température de l'air (K)

1.1.2 GRANDEURS CARACTERISTIQUES

Généralement tout nombre sans dimension peut être interprété comme un rapport soit de longueur, soit de temps soit de forces. Un même nombre peut souvent s'interpréter de différentes manières. Par ailleurs, ces nombres peuvent être définis à l'échelle macroscopique de l'écoulement de l'air ou à une échelle plus petite dépendant du phénomène étudié (couche limite proche paroi, transport de la particule par exemple). Ainsi, la description des nombres adimensionnels ci-dessous est orientée tout d'abord sur l'échelle macroscopique avec, pour le nombre de Reynolds la description du Reynolds particulaire.

NOMBRE DE REYNOLDS (Re)

Pour le transport, le nombre de Reynolds est le rapport des ordres de grandeur de deux termes de l'équation de Navier-Stokes que l'on peut interpréter comme deux ondes de transfert de quantité de mouvement, le premier l'inertie (transport convectif) et le second la viscosité (transfert diffusif).

Pour un écoulement de vitesse caractéristique u , de dimension caractéristique L (correspondant au diamètre d'une conduite ou la dimension d'un obstacle), d'un fluide de masse volumique ρ et de viscosité dynamique μ , le nombre de Reynolds (-), caractéristique de cet écoulement macroscopique s'écrit :

$$Re = \frac{\rho \cdot u \cdot L}{\mu} = \frac{U \cdot L}{\nu}$$

ν : viscosité cinématique du fluide (m²/s)

μ : viscosité dynamique du fluide (kg/m/s)

ρ : masse volumique du fluide (kg/m³)

L : échelle caractéristique de l'écoulement (m)

u : vitesse d'écoulement du fluide (m/s)

L'échelle caractéristique est représentée par le diamètre hydraulique de l'écoulement (D_h) communément employé pour appréhender un écoulement en dehors de tout conduit circulaire.

$$D_h = 4 \cdot A/P$$

A la section de passage du tube (m²) et P le périmètre (m).

Ainsi pour l'écoulement de l'air dans un tunnel, le diamètre hydraulique correspond au diamètre du tunnel tandis que lors de l'arrivée en station, il peut être significativement augmenté.

Si $Re < 1$, les phénomènes de diffusion dominent. Dans ce cas les forces d'inertie liées aux vitesses étant négligeables, les forces visqueuses et les forces de pression s'équilibrent. L'équation de Navier-Stokes se simplifie et devient l'équation de Stokes.

Si $Re > 1$, les forces d'inertie entrent en jeu : c'est le domaine de la dynamique des fluides.

Si $Re > 2000$, les phénomènes convectifs dominent, l'écoulement non linéaire associé à la turbulence peut être représenté par l'équation de Navier-Stokes.

L'écoulement à l'échelle de la particule est dépendant du nombre de Reynolds particulaire :

$$Re_p = \frac{\rho_g u d_p}{\mu_g}$$

d_p étant la dimension caractéristique de la particule (m)

u la vitesse relative (m/s) entre la particule et l'air ($u_p - u_g$)

ρ_g : masse volumique de l'air (kg/m^3)

μ_g : viscosité dynamique de l'air (Pa/s)

NOMBRE DE KNUDSEN (Kn)

Le nombre de Knudsen (Kn) correspond au rapport entre le libre parcours moyen des molécules d'air et le diamètre d'une particule. Il permet de distinguer le comportement de la particule pouvant être considéré comme moléculaire pour les plus petites particules (mouvement brownien) ou comme représenté par la mécanique des fluides pour les particules les plus grandes.

$$Kn = \frac{L}{d_p}$$

L : libre parcours moyen (m)

LIBRE PARCOURS MOYEN (L)

Le libre parcours moyen, L , représente la distance parcourue par une molécule ou particule entre deux collisions successives, il dépend de la concentration dans l'air et du diamètre de la particule et se définit comme suit :

$$L = \frac{kT}{P\pi\sqrt{2}d_p^2}$$

k est la constante de Boltzmann égale à $1,38 \cdot 10^{-23}$ J/K,

T la température (K)

P la pression (Pa)

d_p le diamètre des particules (m).

Dans l'air et à pression atmosphérique, L , est de l'ordre de $0,07 \mu m$.

Pour les particules de diamètre supérieur à $1 \mu m$ ($Kn \ll 1$), la force associée à la pesanteur (appelée force de trainée) doit être prise en compte pour traduire le transport des particules et leur sédimentation. Le transport des particules s'oppose lors de leur sédimentation à l'écoulement des molécules d'air. La force de trainée est proportionnelle au diamètre des particules.

Les particules de diamètre inférieur à $0,01 \mu m$ ($Kn \gg 1$) subissent, comme pour les molécules gazeuses des déplacements erratiques résultant de l'agitation des molécules d'air, leur comportement est caractérisé par la diffusion moléculaire. Il est à noter cependant qu'à l'échelle macroscopique, la diffusion moléculaire n'explique pas les transports qui sont –en dehors des écoulements laminaires – davantage associés à la diffusion turbulente du fluide porteur.

NOMBRE DE PECLET (PE)

Pour le transport, le nombre de Péclet (-) représente le rapport entre deux temps caractéristiques du transfert, celui par convection et celui par diffusion. Il est égal au produit entre le nombre de Reynolds et le nombre de Schmidt.

$$Pe = \frac{U.L}{D} = Re.Sc$$

Pe : nombre de Péclet (-)

U : vitesse de la particule (m/s)

L : Echelle caractéristique de l'écoulement (m)

D : coefficient de diffusion des particules (m²/s)

Re : nombre de Reynolds du gaz (-)

Sc : nombre de Schmidt (-)

Lorsque le nombre de Péclet est nettement supérieur à 1, le transport convectif prédomine sur le transport diffusif et inversement.

NOMBRE DE SCHMIDT (Sc)

Le nombre de Schmidt (-) représente le rapport entre la viscosité cinématique (ou diffusivité de quantité de mouvement) et la diffusivité massique.

$$Sc = \frac{\nu}{D}$$

ν : viscosité cinématique du gaz (m²/s)

D : coefficient de diffusion des particules (m²/s)

NOMBRE DE STOCKES (St)

Le nombre de Stokes (St) est un nombre sans dimension permettant de déterminer le comportement d'une particule dans un fluide face à un obstacle et notamment permet de savoir si la particule va contourner l'obstacle en suivant le mouvement du fluide ou si elle va percuter l'obstacle. Il représente le rapport entre l'énergie cinétique de la particule et l'énergie dissipée par frottement avec le fluide.

Représenté par le rapport entre le temps caractéristique de la particule et le temps caractéristique de l'écoulement ou de l'obstacle, le nombre de Stokes rend compte du caractère inertiel du transport :

$$St = \frac{t_o}{t_e} = \frac{t_o u}{L}$$

t_o (s) est le temps de relaxation de la particule (temps de la décroissance exponentielle de la vitesse de la particule liée à la force de trainée). Il est dépendant du Reynolds particulaire.

t_e (s) est le temps caractéristique de l'écoulement

u est la vitesse du fluide éloignée de l'obstacle (m/s)

L est le diamètre caractéristique de l'obstacle ou diamètre hydraulique moyen (m)

Si le nombre de Stokes est $\gg 1$, le transport de la particule est peu affecté par l'écoulement, le régime est dit inertiel. A contrario, un nombre de Stokes $\ll 1$ est associé à un transport de la particule totalement lié à celui de l'écoulement.

1.1.3 FORCES ASSOCIEES AU TRANSPORT DES PARTICULES

Le comportement des particules dépend dans une large mesure des mouvements et propriétés intrinsèque du gaz porteur. Quand on étudie l'aérodynamique d'une particule, l'écoulement du fluide est généralement étudié de manière découplée au mouvement et donc à la trajectoire des particules soumis à des forces extérieures (dont celles dues au fluide). Le mouvement d'une particule dans un fluide obéit au principe suivant :

$$\rho_s V_p \frac{du_p}{dt} = \sum F_{ext}$$

V_p est le volume de la particule (m^3) calculé à partir de la dimension caractéristique de la particule d_p ($p. dp^3$)

u_p la vitesse de la particule (m/s)

ρ_s : masse volumique de la particule (kg/m^3)

F_{ext} : force extérieure s'appliquant à la particule ($N : kg.m/s^2$)

Principales forces s'appliquant aux aérosols

Les forces s'appliquant aux aérosols sont nombreuses (Guiraud, 2004) ; n'en sont présentées ci-dessous que les principales dans le champ de la présente étude.

- La **diffusion brownienne**. Elle traduit l'effet des chocs entre les particules et le fluide portant, elle a une influence croissante lorsque la taille des particules diminue. Elle est essentiellement localisée dans la couche visqueuse de l'écoulement et peut ainsi gouverner le dépôt de particules de faibles dimensions.
- Le **pooids**. La masse volumique de la particule nettement plus élevée que celle de l'air ($\rho_p / \rho_g \sim 1000$) influence son écoulement dans le fluide environnant. La force de pesanteur influence directement la vitesse de sédimentation. La **vitesse de sédimentation** est conditionnée par le poids de la particule.
- La **force de trainée** (Drag Force). Cette force de frottement est exercée par le fluide sur la particule, elle s'oppose au mouvement de la particule. Essentielle dans la couche limite elle devient négligeable en écoulement turbulent. Elle est dépendante du nombre de Reynolds particulaire (Re_p) comme illustré en figure suivante en distinguant le régime de Stokes ($Re_p < 1$), le régime intermédiaire ($1 < Re_p < 1000$) et le régime turbulent.

Comme illustré sur la figure ci-dessous, en régime de Stokes le coefficient de trainée (C_d) dépend du nombre de Reynolds particulaire : $C_d = 24 / Re_p$. En régime intermédiaire, une correction est appliquée à la formule permettant d'estimer cette force : le coefficient de Cunningham (C_n) venant au numérateur de la définition de la force de trainée. C_n dépend du diamètre des particules (d_p) et du libre parcours moyen (L) :

$$C_n = 1 + \frac{2L}{d_p} \cdot \left(A_1 + A_2 \cdot e^{-\frac{A_3 d_p}{L}} \right) \text{ avec } A_1, A_2 \text{ et } A_3 \text{ constantes empiriques}$$

C_n est de l'ordre de 20 pour $d_p = 0,01 \mu m$, ~ 3 pour $d_p = 0,1 \mu m$ et ~ 1 pour $d_p = 1 \mu m$.

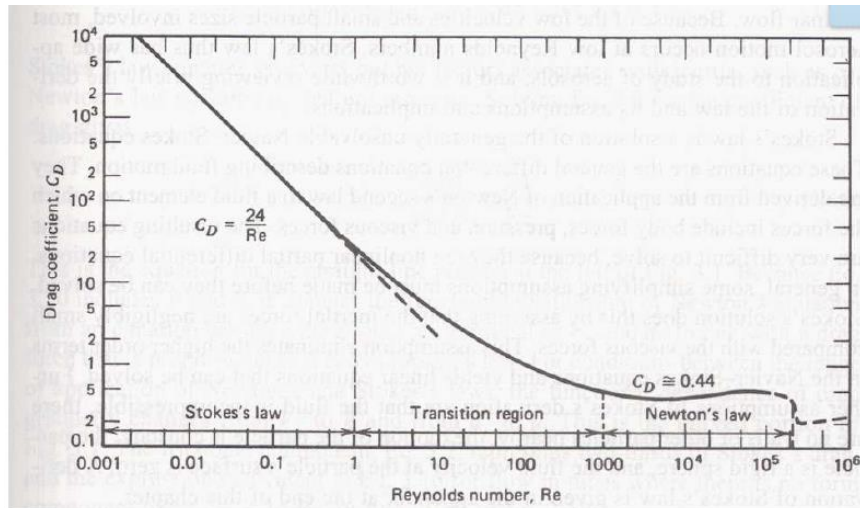


Figure 1 : Coefficient de trainée en fonction du Reynolds (Hinds, 1999)

- La **force de portance**. Elle traduit les effets de gradient de vitesse sur une particule dans un écoulement cisailé (proche paroi par exemple). Cette force est perpendiculaire au déplacement du fluide. Elle est fonction du poids des particules.
- Les **forces électrostatiques**. En présence d'ions dans une atmosphère, les particules peuvent se charger électriquement et subir alors une force électrostatique modifiant leur vitesse et pouvant équilibrer la force de trainée. Entre les particules et une paroi, ces forces interviennent lors du dépôt particulaire. La force est dépendante des différences de charge entre particules, des distances et de la constante de Coulomb (k_c) :

$$|F_{\text{électrostatique}}| = k_c \cdot \frac{|q_1 \cdot q_2|}{r^2}$$

q_1 et q_2 sont les magnitudes positives ou négatives des charges, le scalaire r est la distance entre les charges, k_c la constante de Coulomb

- Les **forces thermophorétiques**. Lorsque des gradients de température sont présents, les particules migrent des zones de températures élevées vers les zones de température plus faibles, plus particulièrement en proche paroi. Pour des petites particules ($< 0,1 \mu\text{m}$), la thermophorèse joue un rôle important sur les phénomènes de dépôts (ni la diffusion brownienne ni la sédimentation ne dominent). A l'inverse, les forces associées à la thermophorèse ont une influence négligeable sur le dépôt des particules de diamètre supérieur à $1 \mu\text{m}$.

Pour les particules, parmi les phénomènes à prendre en compte pour la compréhension du transport dans les enceintes étudiées, leur dépôt et leur ré-envol sont des phénomènes prépondérants. Ils dépendent des forces ci-avant présentées. La vitesse de dépôt des particules est fonction de la turbulence (déterminant le flux de polluant près de la surface), des caractéristiques des particules (taille, masse et forme) et des caractéristiques de la surface (rugosité et réactivité) :

- les particules fines ($0,1$ à $1 \mu\text{m}$) ont des vitesses de dépôt les plus faibles.
- les particules inférieures à $0,3 \mu\text{m}$ ont des vitesses de dépôt essentiellement liées à la diffusion brownienne,
- les particules de $0,3$ à $10 \mu\text{m}$ ont des vitesses de dépôt essentiellement liées aux impacts par inertie et interception,
- les particules supérieures à $10 \mu\text{m}$ ont des vitesses de dépôt essentiellement liées à la sédimentation.

Du fait de ces phénomènes majoritaires, comme illustré sur la figure ci-dessous, il est observé une diminution des constantes de dépôt avec la taille des particules jusque 0,3 μm , une période de transition puis une augmentation.

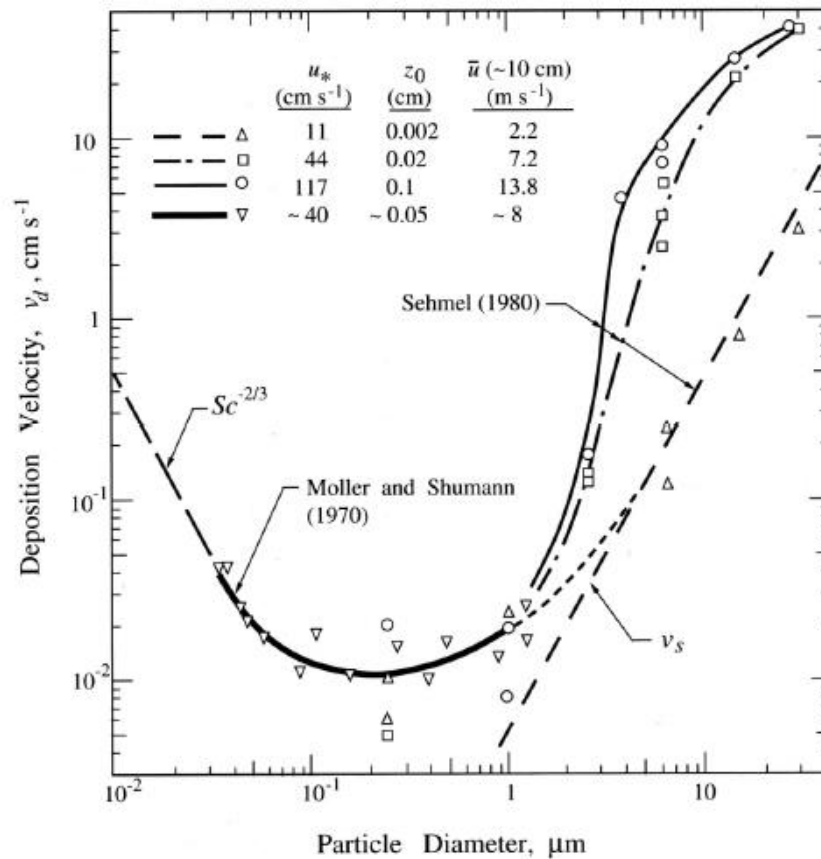


Figure 2 : Vitesse de dépôt en fonction du diamètre de la particule (source Nerisson, 2009)

Dans la station de RER parisien Magenta (Fortain, 2008), des mesures ont permis d'estimer les constantes de décharge (traduisant de manière couplée le dépôt et la remise en suspension) des particules de 0,3 à 5 μm ont été déterminées expérimentalement en conditions nocturnes (sans trafic). Elles sont en majorité positives signifiant un dépôt prépondérant et varient (en dehors des valeurs négatives non significatives) de 0,07 /h (0,8 à 1 μm) à 0,93 /h (0,5 à 0,65 μm).

1.2 Métrologie

1.2.1 OBJECTIFS ET STRATEGIES DE DIAGNOSTICS

LES OBJECTIFS

La typologie de mesure et la stratégie de déploiement doivent être définies en fonction de l'objectif recherché. Les différents objectifs pouvant être rencontrés sont les suivants :

- **Le contrôle réglementaire des expositions des travailleurs**

Le contrôle de l'exposition des travailleurs repose sur l'utilisation de prélèvements individuels. Les prélèvements et analyses se réfèrent à la réglementation et aux protocoles détaillés dans la base de données METROPOL de l'INRS. L'établissement préalable de la stratégie de contrôle peut nécessiter cependant des diagnostics préalables afin de dimensionner la campagne (choix des travailleurs ciblés, les polluants à rechercher et les périodes de mesures).

- **La cartographie des concentrations dans l'air des enceintes**

La connaissance de la répartition spatiale des concentrations en polluant dans l'air permet généralement d'avoir une première vision de la situation dans une enceinte. Cette cartographie peut aider au diagnostic de l'efficacité de la ventilation (effet de dilution, zones mortes), à la définition de groupes d'exposition homogènes, à la discrimination de zones présentant des degrés de pollution différents, etc.

- **L'évolution temporelle des concentrations dans l'air à un endroit donné**

La connaissance de la variabilité temporelle des concentrations dans les enceintes est une connaissance importante pour le dimensionnement des mesures correctives en cas de situation dégradée. En effet, la concentration peut ne pas être constante mais dépendre i) des sources et de leurs émissions qui peuvent varier dans le temps, ii) de la ventilation. La ventilation naturelle dépend en effet des conditions météorologiques et de chauffage, tandis qu'une ventilation mécanique modulée est dépendante des seuils de déclenchement établis (critères de concentration, température, humidité, horaire...)

Il s'agit également d'une connaissance préalable nécessaire pour l'établissement de la stratégie de suivi des expositions des travailleurs (à quels moments seront réalisées les mesures ?) ou pour la stratégie de suivi de la qualité de l'air pour les enceintes de transport (périodes et durées d'intégration des mesures).

- **Le contrôle du fonctionnement des équipements de ventilation**

Ce contrôle est réalisé d'une part à la réception des installations afin de s'assurer que les objectifs en termes de débit et d'efficacité de la ventilation établis sont bien atteints. D'autre part, en cours d'exploitation, de telles mesures peuvent être réalisées lors des phases de maintenance ou plus spécifiquement lors de diagnostic visant à comprendre des situations où la qualité de l'air est dégradée.

- **La connaissance et la compréhension des écoulements d'air et des transferts de polluants**

Cet objectif repose en grande partie sur les objectifs définis dans les points précédents. Il s'agit d'une étape nécessaire pour permettre de traiter des situations dégradées

Ce type de diagnostic repose non seulement sur la mesure de concentrations, de débits et plus largement de l'efficacité de la ventilation mais également sur l'utilisation d'outils de

modélisation. Il est à noter par ailleurs que les aspects de confort des populations ou la sécurité vis-à-vis du risque incendie sont également des critères à intégrer pour dimensionner les axes d'amélioration pouvant être envisagés.

DETAILS DES TYPOLOGIES DE DIAGNOSTICS

L'évaluation de l'exposition (contrôle réglementaire)

L'utilisation de prélèvements individuels est l'approche la plus représentative de l'exposition réelle. Les prélèvements et analyses se réfèrent aux protocoles détaillés dans la base de données METROPOL de l'INRS.

Le contrôle de l'exposition des travailleurs est réalisé suite à l'établissement d'une stratégie (arrêté du 15 décembre 2009) visant à définir :

- les agents chimiques qu'il convient de rechercher et les méthodes de prélèvement à mettre en œuvre. Si pour les autres objectifs de nombreuses méthodes non normées peuvent être employées, pour le contrôle des expositions, celles-ci font l'objet de normes et d'accréditation spécifiques. Elles ne sont pas décrites dans le présent document ;
- les groupes d'exposition similaires (GES), terme équivalent à groupes d'exposition homogènes (GEH). Les groupes d'exposition similaires sont des ensembles de personnes, de postes ou de fonctions de travail pour lesquels on estime que l'exposition est de même nature et d'intensité similaire. Le contrôle périodique annuel de l'exposition repose sur un minimum de 3 mesures par GES ;
- la période et les séquences durant lesquelles les mesures seront réalisées. La durée totale des prélèvements est liée à la VLEP de référence (VLEP-CT pour des prélèvements d'une durée de 15 min et VLEP-8h pour une journée de travail), les expositions sur 8 heures peuvent faire l'objet d'un prélèvement unique ou d'une série de prélèvements séquentiels permettant de mettre en évidence une éventuelle variabilité des expositions dans les différents espaces où évoluent les travailleurs, lors des différentes actions qu'ils réalisent, etc.

La cartographie des concentrations – variabilité spatiale

La *variabilité spatiale* des concentrations est associée aux sources d'émission dans les enceintes (localisation, flux...) et à la ventilation de ces espaces (dilution, entrainement de la pollution...).

Pour les enceintes de traitement des déchets, l'exposition des travailleurs dépend de la localisation de leur travail (poste ou endroits où ils évoluent) par rapport aux sources d'émission et des éventuels équipements de protection individuelle. Ainsi, il est souvent nécessaire avant le contrôle des expositions des travailleurs de connaître la répartition spatiale des polluants et de leurs concentrations dans les enceintes.

Pour les enceintes de transport ferroviaire souterrain, la variabilité spatiale repose sur la proximité des quais et des entrées d'air neuf. Sur le quai, le champ de concentration est également variable dépendant des flux d'air associés au passage du train et donc de la distance au bord et au bout du quai.

La connaissance des concentrations dans l'air en différents endroits d'une enceinte à une période donnée est utile dans les situations dégradées pour l'étude des solutions de remédiation, en particulier lorsqu'une modélisation de l'enceinte est conduite (voir § 1.3) cherchant à identifier et dimensionner ces solutions. En effet, avant de simuler les possibles actions, le calage du modèle sera réalisé sur cette situation mesurée.

La représentativité temporelle de cette cartographie devra dans tous les cas être discutée conditionnant la pertinence de l'interprétation et du recours à la modélisation stationnaire (émissions et écoulements considérés comme stables dans le temps).

Enfin, il est à mentionner que pour le choix d'un maillage (nombre et localisation des points de mesure), il peut être pertinent au préalable d'identifier la présence éventuelle de zones mortes ou de

zones particulières en termes de renouvellement d'air. Le recours à des essais par traçage ou tests à la fumée est alors recommandé.

La cartographie des concentrations dans l'air des enceintes peut être réalisée pour des polluants préalablement identifiés par des méthodes reposant sur des prélèvements sur site et l'analyse en laboratoire ; elle peut également être réalisée par des mesures sur site à l'aide d'analyseurs (voir § 1.2.3). De tels diagnostics permettent la multiplication des points de mesures pour des polluants individuels ou pour un large spectre de polluants permettant à travers ce screening de localiser des sources, des zones mortes et d'identifier les problématiques éventuelles dans les différentes zones des enceintes.

La mesure en continu – variabilité temporelle

La variabilité temporelle des concentrations est associée aux modifications au cours du temps des émissions des sources et des conditions de ventilation (débits naturels ou mécaniques,...).

Dans les enceintes de type traitement de déchet, cela fait référence aux séquences du procédé de réception et de traitement des déchets. La variabilité temporelle dépend ainsi de l'enceinte considérée, des principes de fonctionnement de la ventilation (modulations éventuelles en cours de journée à la fois pour la ventilation mécanique qui peut être asservie aux concentrations, aux procédés ou aux horaires et pour la ventilation naturelle à l'ouverture des portes, aux variations de températures, ...) et de la qualité des déchets entrants (pouvant suivre une saisonnalité pour les enceintes de tri, de méthanisation et de compostage).

Ainsi, préalablement à la mesure des expositions des travailleurs, l'intégration de cette variabilité est importante afin de choisir les périodes de mesures les plus représentatives. L'INRS (INRS, 2015, fiches de synthèse) recommande « pour prendre en compte cette variabilité, de réaliser plusieurs mesures sur des journées différentes représentatives de l'activité et sur des travailleurs différents. Les prélèvements peuvent, par exemple, être réalisés à différentes périodes de l'année si l'activité est saisonnière ou si les conditions climatiques influent sur l'exposition. »

Dans les enceintes de transport ferroviaire souterrain, pour les poussières, la variabilité temporelle est dépendante du passage des trains. Par ailleurs, une variabilité saisonnière est également possible si les conditions de ventilation sont dépendantes de la saison. Ainsi dans ces enceintes, l'étude des émissions et contributions des sources, de leur possible réduction et l'étude de l'efficacité de la ventilation nécessitent la connaissance des variations des concentrations au cours du temps.

En synthèse, la connaissance de la variabilité temporelle est nécessaire à plusieurs titres.

- pour la compréhension des systèmes dans l'objectif de résoudre des situations dégradées ou d'optimiser les conditions de travail ou de ventilation.
 - ✓ L'interprétation du suivi temporel devra être réalisée avec les facteurs d'influence de cette variabilité (par exemple les évolutions du procédé de traitement, des déchets, ou les fréquences et vitesses de passage des trains ou encore la modulation de la ventilation ou l'ouverture des portes...).
 - ✓ A partir de cette interprétation, des pistes éventuelles d'amélioration de la situation pourront être recherchées ;
- pour le dimensionnement et l'interprétation de diagnostic répondant à la réglementation (où et à quel moment faire les mesures d'exposition ?, où et à quels moments les expositions sont les plus critiques ? ...). Comme précédemment, l'interprétation devra être conjointe avec les origines potentielles des variations (emploi du temps pour le suivi sur l'opérateur).

Cas de la ventilation asservie à la demande.

Si l'asservissement de la ventilation est utilisé dans les bâtiments résidentiels ou tertiaires (assez classiquement avec l'humidité dans les logements ou plus récemment avec le taux de CO₂ dans les écoles ou encore les horaires dans les bureaux), il ne semble pas que la modulation des débits soit déployée dans les enceintes de traitement de déchets ou de transport ferroviaire souterrain.

Cette technique permet de moduler les débits d'air en fonction de différents facteurs de présence des populations, de confort (comme l'hygrométrie, la température ou le confinement représenté par le taux

de CO₂) ou encore la concentration en polluants. Cette modulation permet d'assurer une ventilation suffisante permettant de réduire le paramètre retenu en dessous d'un seuil préalablement défini.

Elle est soit automatisée (augmentation/diminution ou marche/arrêt automatique des débits), soit dépendante d'une action humaine dans le cas où un indicateur visuel alerte sur le besoin de déclenchement.

La modulation des débits est généralement associée à des économies d'énergie car le débit d'air n'est pas maintenu en permanence à sa valeur maximum. L'analyse de la pertinence de tels dispositifs et son dimensionnement nécessitent au préalable la connaissance des variations de facteurs ou concentrations du traceur choisi. La mesure des chroniques de concentrations en conditions normales et en conditions modifiées lors d'une étude pilote permettent d'ajuster le ou les seuils d'actions automatiques sur la ventilation.

Actuellement, comme présenté au § 1.2.2, de nombreux dispositifs existent pour la mesure en continu des concentrations en polluants gazeux ou particulaire permettant d'envisager ce type de système. Il conviendra cependant, au-delà de cet aspect technique, d'étudier l'intérêt économique et sanitaire de tels dispositifs dépendant des spécificités de chaque enceinte.

1.2.2 METHODES DE MESURES

CONCENTRATIONS EN POLLUANTS

Deux méthodologies principales peuvent être mises en œuvre pour la mesure des concentrations de polluants dans l'air :

- la mesure sur site des concentrations (mesures directes),
- le prélèvement sur un support ou dans un contenant adapté suivi d'une analyse en laboratoire (mesures différées). Ces prélèvements peuvent être actifs (par pompage) ou passifs (par diffusion).

Le choix de la technique de prélèvement et d'analyse est guidé avant tout par les objectifs de la mesure (recherche de sources, dimensionnement des campagnes de mesures, quantification des concentrations d'exposition...), par la connaissance des pollutions en présence (multi-composés, gammes de teneurs attendues) et des conditions in situ (température, humidité relative...) et enfin par le référentiel de comparaison utilisé (limites de quantification et valeurs de référence).

De nombreuses normes existent décrivant les différentes méthodes de prélèvement et d'analyse. Elles ne sont pas imposées, en dehors de l'évaluation des expositions reposant sur la réglementation :

- pour l'évaluation de l'exposition des travailleurs, les méthodes sont encadrées par l'article R4412-151 du code de la santé public et décrites par l'INRS dans les fiches METROPOL ;
- pour l'évaluation de l'exposition de la population générale, la réglementation de surveillance de la qualité de l'air de certains établissements recevant du public (Décret n° 2015-1926 du 30 décembre 2015) impose les méthodes de mesure par dispositif passif pour le formaldéhyde (NF ISO 16000-4 février 2012) et pour le benzène et le tétrachloroéthylène (NF EN ISO 16017-2 octobre 2003).

Vis-à-vis de l'intégration temporelle, trois types de mesures ont distingués :

- *les mesures ponctuelles*. Le prélèvement est effectué sur une courte durée (inférieure à une heure) et en un point donné de l'espace, et l'analyse réalisée sur site ou au laboratoire ;
- *les mesures intégrées*. La mesure consiste en une accumulation de polluants au cours du temps et une analyse réalisée au laboratoire à l'issue de la période d'accumulation ;

- *les mesures en continu*. La mesure consiste en un prélèvement effectué de façon continue (ou par pas d'intégration inférieur ou égal à l'heure) et en une analyse réalisée sur site simultanément ou en léger différé.

Mesures en continu

Les mesures en continu reposant sur des détecteurs en temps réel de gaz, vapeurs ou poussières peuvent être utilisées :

- *en poste fixe* pour la surveillance de l'atmosphère d'installations spécifiques. L'intérêt est alors d'alerter (actions sur le procédé, sur la ventilation ou mise en sécurité). Il est à noter cependant, que la localisation de la mesure doit être préalablement étudiée compte tenu de l'hétérogénéité de concentrations dans les installations qui est fréquente (le recours à une étude spécifique reposant sur des mesures et de la modélisation peut être pertinent) ;
- *en individuels sur les opérateurs*. De telles mesures peuvent permettre de connaître la variabilité des expositions d'un travailleur (intégrant l'espace où il évolue et le temps) ;
- *en portatif*. Suivant l'objectif des mesures, l'appareil peut être déplacé en différents endroits des enceintes permettant la cartographie de la qualité de l'air (vis-à-vis des sources connues ou de fuites, de l'efficacité de la ventilation) et ainsi d'identifier les lieux où les concentrations sont les plus critiques ou les fuites se produisent.

Il est important de noter qu'en fonction des polluants recherchés, les mesures en temps réel peuvent ne pas être précises, permettant davantage une comparaison entre différents points d'une installation que la détermination d'une valeur absolue de concentration. Une attention particulière doit être portée sur :

- le choix de l'appareil de mesure en lien avec les conditions d'ambiance (température, humidité co-polluants pouvant interférer sur la mesure),
- la nécessité d'un étalonnage régulier de ces appareils afin de s'assurer de l'absence de dérive dans les réponses apportées,
- les gammes de mesure proposées qui peuvent parfois ne pas être adaptées à l'objectif de la mesure et aux concentrations recherchées (limites de détection en particulier),
- les polluants pouvant être identifiés et la spécificité ou non de la détection d'une molécule,
- l'ergonomie et la technicité d'utilisation des appareils.

Composés gazeux

Les prélèvements passifs pour la mesure de concentration reposent sur le principe de diffusion des polluants présents dans l'air à travers une membrane dont les caractéristiques de diffusion sont connues pour les polluants ciblés, le support adsorbant sera ensuite analysé en laboratoire. Ce type de prélèvement est généralement déployé pour la mesure des expositions de la population générale et pour l'évaluation des expositions des travailleurs (en référence aux VLEP-8h). Les mesures sont usuellement réalisées sur des durées de quelques heures à plusieurs jours. Elles concernent à l'heure actuelle de nombreux polluants (NO₂, O₃, NH₃, CO, aldéhydes, COV, etc.).

Les prélèvements actifs (ou par pompage) regroupent les prélèvements qui feront ensuite l'objet d'analyses par un laboratoire (avec pré-concentration sur un support adapté ou sans pré-concentration directement dans un contenant (canister, sac ou autre)). Ces prélèvements actifs sont réalisés sur des durées allant de quelques minutes à plusieurs heures. Les supports adsorbants sont dépendant des familles de polluants recherchés, des risques d'interférences (en particulier avec l'humidité) et des limites de quantifications recherchées.

Enfin, de nombreux appareils portables permettent la mesure en continu d'une large gamme de polluants. Ils sont généralement équipés d'une mémoire permettant le suivi en continu, lequel est soit communiqué à distance par ordinateur, soit téléchargé directement sur l'appareil. Les appareils basés sur des techniques d'analyses de laboratoire (chimiluminescence, fluorescence, photométrie UV, ionisation de flamme, etc.) doivent être distingués des appareils construits autour de capteurs. Un capteur transforme la grandeur chimique en un signal physique (électrique, optique) utilisable à des fins de mesure.

Les détecteurs de gaz actuellement disponibles permettent la mesure de nombreux polluants (CO, H₂S, NH₃, Cl, SO₂, CO₂, O₂, HCl, NO_x, HCHO, benzène, et plus largement les COV ou COTV ...). Il est à noter que :

- les capteurs électrochimiques permettent à l'heure actuelle la mesure des COV dits totaux, du benzène, de l'ozone, du monoxyde de carbone, de l'ammoniac ;
- Les appareils PID (Photolionisation Detector) et FID (Flame Ionisation Detector) sont non sélectifs, c'est-à-dire que la réponse concerne l'ensemble des polluants détectables. La réponse est donnée en équivalent au gaz étalon utilisé, elle peut ensuite par l'application de facteurs correctifs, en présence d'une pollution mono-composée, être traduite en concentration équivalente pour ce composé ;
- les méthodes reposant sur la chimiluminescence (réaction chimique provoquée s'accompagnant d'émissions de radiations spécifiques) se développent également sur les analyses en continu, il s'agit de la méthode de référence pour la mesure des oxydes d'azote (norme européenne EN14211, 2005),
- Les chromatographes de terrain peuvent être employés sur site pour l'identification des polluants présents, couplés à des détecteurs (FID, IR (InfraRouge), ECD (Electron Capture Detector), ...), ils peuvent permettre la quantification sur site des concentrations en continu (cycles courts) ou ponctuel. L'avantage majeur est de pouvoir disposer des concentrations d'une grande gamme de polluants selon les méthodes normées, mais le principal inconvénient est le coût de ses appareils.

Aérosols

Les différentes mesures de particules dans l'air reposent sur :

- la concentration massique (exprimée en $\mu\text{g}/\text{m}^3$) de particules totales, PM_{2,5} ou de PM₁₀ suivant les têtes de prélèvements mises en place. Cette information ne rend pas compte de la granulométrie des particules ni de leurs compositions. La réglementation actuelle sur la qualité de l'air repose sur cette concentration massique. La norme EN12341 (2014) encadre ces mesures pour les PM_{2,5} et PM₁₀ ;
- la détermination du nombre de particules (comptage de particules) est généralement associée à une analyse de la distribution granulométrique des poussières ;
- la détermination de la composition chimique des particules.

Il existe plusieurs méthodes de mesures (méthodes gravimétriques, optiques, aérodynamique ou électrostatique). Parmi les méthodes gravimétriques, les microbalances appelées TEOM (Tapered Element Oscillating Microbalance) permettent le suivi en temps réel des concentrations en particules (PM₁, PM_{2,5}, PM₁₀) en fonction des têtes de prélèvement installées. Les TEOM constituent la méthode de référence et sont largement utilisées par les associations de surveillance de la qualité de l'air ambiant. D'autres méthodes de mesures peuvent être utilisées (optique : jauge β , aérodynamique : impacteurs). La norme XP CEN TS 16450 (2013) synthétise les différentes méthodes et appareils automatiques permettant la mesure des concentrations en particules PM_{2,5} et PM₁₀.

La connaissance de la répartition granulométrique fine et le nombre de particules repose sur des mesures par méthode optique ou électrostatique, de nombreux appareils sont disponibles actuellement permettant la mesure en continu. Il est à noter que comme pour les polluants gazeux, des développements sont nombreux pour la mesure des concentrations et de la caractérisation en temps réel des particules.

De nombreuses méthodes et appareils sont disponibles pour la mesure des bioaérosols. Plusieurs normes existent pour le mesurage des micro-organismes dans l'atmosphère des lieux de travail (NF EN 13098 pour le mesurage des micro-organismes, EN 14031 pour le mesurage des endotoxines). Il est à mentionner également une étude bibliographique de l'INRS (ND2170, 2002) sur l'échantillonnage et l'analyse des endotoxines dans l'air.

Synthèse

La qualité de l'air est une préoccupation grandissante à laquelle s'associent les exigences de réduction des consommations énergétiques. Parmi les axes d'optimisation conjointe de ces deux enjeux, un champ de recherche relativement soutenu à l'heure actuelle est la modulation de la ventilation en fonction de la qualité de l'air. Pour répondre à cela, des développements de capteurs mesurant en continu les différents polluants pouvant être présents dans l'air intérieur sont nombreux tant pour les polluants gazeux organiques ou inorganiques que les particules.

Le tableau suivant présente de manière synthétique l'intérêt et les limites des différentes méthodes de diagnostic pour les polluants gazeux et particulaires.

| | Avantages | Limites |
|---|---|--|
| Polluants gazeux | | |
| Mesures en continu | <p>Visualisation des variations de concentrations au cours du temps avec des analyses généralement réalisées en temps réel.</p> <p>Approche qualitative (pour des analyses non sélectives) intéressante préalablement à des mesures quantitatives.</p> | <p>Certains analyseurs reposent sur des méthodes globales ne permettant pas de cibler des substances en particulier mais des familles (COV).</p> <p>La calibration par rapport à des méthodes d'analyses normées est nécessaire.</p> <p>L'étalonnage régulier des appareils est nécessaire.</p> |
| Mesures ponctuelles par pompage et analyse en laboratoire | <p>Méthodes de prélèvement et analyse normées permettant d'obtenir une concentration intégrée sur des durées courtes (quelques minutes à plusieurs heures).</p> <p>Une très large gamme de polluants peut être analysée soit sur support soit par barbotage soit en sac.</p> | <p>Absence d'information sur les variations temporelles des concentrations.</p> <p>Matériel nécessaire en sus du support de prélèvement (pompe, débitmètre).</p> <p>Risques de saturation des supports avec l'humidité pour des durées de prélèvement longue et des atmosphères spécifiques</p> <p>Compétition d'adsorption à considérer pour des prélèvements sur support adsorbant.</p> |
| Mesures intégrées par capteur passif (processus diffusif) | <p>Méthodes de prélèvement et analyse normées faisant référence pour l'évaluation des expositions des populations. Elles permettent en effet de moyenniser les expositions sur des durées adaptées.</p> <p>Dispositif ne nécessitant pas de matériel en plus des supports et corps diffusifs.</p> <p>Intégration temporelle dépendant des dispositifs (8h pour les VLEP à 7-15 jours pour la population générale).</p> | <p>Absence d'information sur les variations temporelles des concentrations.</p> <p>Les coefficients de diffusion ne sont pas connus pour tous les polluants gazeux.</p> <p>Risques de rétrodiffusion pour des ambiances présentant de fortes variations de concentrations au cours du temps.</p> <p>Les lieux de prélèvement doivent respecter une gamme d'humidité, de température et de vitesse d'air spécifique au capteur utilisé.</p> |
| Aérosols | | |
| Mesures en continu | <p>Visualisation des variations de concentrations en particules au cours du temps avec des analyses réalisées en temps réel.</p> <p>Choix des fractions possibles : PM totales, PM10, PM 2,5 ou PM1.</p> <p>Méthode normée de référence pour la mesure de la qualité de l'air.</p> <p>Nombreux développements et amélioration des dispositifs ces dernières années.</p> <p>Certains appareils équipés de filtres permettent ensuite l'analyse des poussières accumulées (granulométrie et composition).</p> | <p>Information sur la concentration en particule pour une gamme préalablement choisie (généralement un appareil = une tête de prélèvement PM10, PM 2,5 ou PM1)</p> <p>La majorité des appareils ne permet pas la détermination de la granulométrie des particules présentes ni la détermination des concentrations en polluants dans les poussières. Des prélèvements spécifiques doivent alors être réalisés sur filtre.</p> |

Perspectives sur l'utilisation du LIDAR dans les enceintes fermées/ semi ouvertes

Par contre, concernant la caractérisation couplée spatiale et temporelle, aucun dispositif n'est actuellement disponible. Le LIDAR (Light Detection And Ranging) est une méthode qui permet la caractérisation des particules dans l'air en temps réel et l'obtention d'une image spatiale dans une direction choisie et cela sur plusieurs centaines de mètres. Cette technique est utilisée classiquement dans les atmosphères extérieures pour des caractérisations sur longues distances (couche limite atmosphérique par exemple) mais n'est pas développée pour les enceintes fermées ou semi-

ouvertes. Son utilisation dans la gare de Magenta a cependant été testée par Fortain (2008). De tels travaux mériteraient d'être poursuivis compte tenu de l'intérêt de la technique pouvant permettre une visualisation en continu et dans l'espace des concentrations en particules.

VENTILATION

Sont décrits ci-dessous les méthodes assez classiquement mise en œuvre pour évaluer la ventilation dans les bâtiments. Pour les enceintes traitées dans la présente étude il est important de mentionner que la complexité des écoulements d'air dans les volumes ou entre les enceintes peut limiter la portée de ces évaluations. Il est ainsi nécessaire préalablement à leur mise en œuvre de conduire une étude globale de la ventilation et de l'accès au réseau permettant de rendre compte des difficultés d'un éventuel diagnostic, de cibler les mesures adaptées à l'objectif et d'en définir les limites.

Débits, étanchéité

Pour le diagnostic et les mesures de la ventilation (débit, étanchéité, renouvellement d'air et qualité de diffusion), les principales techniques sont présentées ci-dessous.

Pour la mesure des débits, plusieurs guides existent (dont CETIAT, 2005 et 2013). La méthode à déployer est très différente selon que l'on cherche à réaliser une mesure d'un faible débit d'air sur une bouche de petites dimensions, ou sur un grand diffuseur d'air de type tertiaire ou industriel (de géométrie parfois très différente d'un modèle à l'autre).

La méthode de vérification de l'étanchéité des réseaux est présentée dans la norme NF EN 12237 qui précise les différents paramètres qu'il convient de mesurer pour s'assurer de la bonne étanchéité du réseau avec en particulier la mesure du débit de fuite et de la pression de l'essai. Le principe des mesures repose sur l'obturation de la conduite, l'imposition d'une pression à l'aide d'un ventilateur à débit variable et la mesure du débit de fuite à l'aide de dispositifs de mesure des vitesses en bouche.

De telles mesures sont généralement réalisées à réception mais peuvent s'avérer nécessaire lors de l'exploitation en cas de dysfonctionnement des systèmes ou de concentrations anormalement élevées. En effet, le vieillissement des équipements, l'encrassement de filtres, des actions sur les bouches de ventilation en lien avec d'éventuelles nuisances (bruit, courant d'air...), etc. peuvent conduire à une réduction des débits.

Renouvellement d'air, qualité de la diffusion de l'air

Le renouvellement d'air intervient directement sur la concentration des polluants dans l'air intérieur. Il est la résultante des débits des systèmes de ventilation mis en place (ventilation mécanique) et pour la ventilation naturelle par les ouvrants et les infiltrations des conditions de chauffage et des conditions météorologiques (différence de température entre l'intérieur et l'extérieur, force et direction du vent).

Du fait des volumes conséquents des enceintes étudiées, la présence de zones mortes est quasi inévitable. Le recours aux méthodes décrites ci-après permet de les identifier.

La mesure du renouvellement d'air peut être réalisée pour un ensemble de pièces ou volume par volume en maintenant les portes de communication fermées ou en utilisant plusieurs gaz traceurs en parallèle. De telles mesures peuvent également permettre d'évaluer les transferts d'air entre pièces.

Les mesures de renouvellement d'air et de la qualité de la diffusion peuvent être réalisées dans un volume donné par mesure de la décroissance en gaz traceur effectuée avec un analyseur de gaz. L'utilisation d'un gaz traceur de type Hélium ou Argon est recommandée car ces gaz ne sont pas présents à l'état naturel dans les enceintes investiguées, ne participent pas à l'effet de serre (contrairement au SF₆) et leur limite de quantification est faible sur les analyseurs commerciaux.

L'atmosphère du local étudié estensemencée avec le gaz traceur puis, les concentrations en plusieurs endroits du bâtiment (x,y,z) et au niveau des gaines de sortie sont suivies au cours du temps. La dérivée du signal obtenu permet de calculer la *Détermination du Temps de Séjour*. D'autres techniques utilisant les gaz traceurs avec des logiques d'étude à concentration constante ou à émission constante existent (voir NF EN ISO 12569, 2013).

Enfin, des tests à la fumée peuvent également être utilisés pour évaluer de manière visuelle et donc qualitative le taux de renouvellement d'air (ils sont généralement mis en œuvre pour visualiser les zones mortes, identifier les zones de fuites du bâtiment et les directions des écoulements d'air). Le principe de la méthode est l'ensemencement du local et l'observation à différents pas de temps de l'état d'enfumage.

1.2.3 SYNTHÈSE

Les diagnostics de site combinent généralement plusieurs types de mesures et d'observations (mesures de concentrations dans l'air, de débits, de diffusion de l'air dans les enceintes, l'analyse des procédés et de leurs émissions) qui sont mis en œuvre de manière progressive et proportionnée.

La stratégie de mesures (positionnement et période des mesures, méthode de prélèvement, méthode d'analyse ...) dépend des objectifs et du niveau de compréhension souhaité.

L'étude des axes potentiels de remédiation à une situation dégradée en termes de qualité de l'air ne doit pas être conduite sans connaissances suffisantes des différents facteurs contribuant à cette dégradation :

- facteurs liés à la/les source(s) : permanence ou non des émissions, contribution des différentes sources à la dégradation observée de la qualité de l'air, facteurs pouvant contribuer à la diminution des émissions ;
- facteurs liés aux transferts vers les populations ciblées: permanence ou non du transfert, part relative de l'écoulement, de la diffusion et de la remise en suspension, etc., facteurs pouvant contribuer à la diminution de ces transferts ;
- facteurs liés à la ventilation permettant la réduction des concentrations par dilution : en particulier le contrôle de l'efficacité de la ventilation reposant sur des mesures classiques de débits, de pertes de charge et d'étanchéité des réseaux s'ils sont nécessaires ne suffisent pas à s'assurer d'une bonne diffusion de l'air. L'analyse de l'efficacité du balayage pourra, si nécessaire, reposer sur les tests décrits au § 1.2.2 (test à la fumée, traçage).

L'interprétation de la cartographie des concentrations ou de leur variation au cours du temps peut nécessiter le recours à des outils de modélisation décrits au § 1.3. Généralement les outils CFD seront utilisés pour la modélisation stationnaire des champs de concentration tandis que les outils de type nodaux seront utilisés pour des modélisations instationnaires afin d'interpréter les variations dans le temps des concentrations ou simuler l'effet de la modulation des émissions ou de la ventilation.

Comme présenté au § 1.3, la modélisation est alors non seulement un outil d'aide à l'interprétation mais également un outil prospectif visant à étudier les solutions de remédiation possibles. Parmi les solutions pouvant être modélisées, on peut citer les actions sur les écoulements et débits d'air (les débits d'insufflation et d'extraction en lien avec d'éventuelles différences de pression, la localisation dans l'espace de ces bouches, ...) et les actions sur les émissions (limitation, confinement physique ou aérodynamique), et sur les transferts (confinement, géométrie des espaces,...).

1.3 Modélisation

1.3.1 LES DIFFERENTS TYPES DE MODELISATION

La modélisation constitue une démarche dont la mise en œuvre répond généralement à deux objectifs :

- la représentation d'une situation existante et à travers elle, la compréhension des phénomènes en jeu,
- la simulation de situations potentielles induites par différentes hypothèses en termes de source (localisation, taux d'émission), de conditions aux limites (géométries des espaces, localisation des entrées et sorties d'air, débits de, perméabilité du bâtiment, ...) et de phénomènes physiques (diffusion, biodégradation...).

Dans le premier cas, la modélisation est souvent conduite comme un outil d'aide à l'interprétation de mesures de concentrations dans l'air. Une meilleure compréhension des écoulements et du transport des polluants est atteinte à travers l'exercice de calage du modèle pour la représentation des mesures et les études de sensibilité sur les paramètres.

Dans le second cas, il s'agit d'une démarche prospective visant à rendre compte de l'efficacité de différentes approches pouvant être déployées pour l'amélioration de la qualité de l'air. Les simulations conduites permettront d'alimenter les études de conception pour les nouvelles enceintes ou de réhabilitation de situations existantes dégradées.

Des phénomènes à étudier dépendront le choix du type de modèle : sa schématisation et ses fonctionnalités. Les différents types de modèles pouvant être appliqués à l'étude de la qualité de l'air dans les enceintes étudiées sont décrits succinctement dans les paragraphes ci-dessous.

MODELE « BOITE » - BOX MODEL

La première approche de modélisation pouvant être déployée est un modèle dit « boîte » ou « box-model » permettant de représenter en fonction du temps l'évolution de la concentration dans un volume par la réalisation d'un bilan massique.

Au sein de ce volume, les vitesses et concentrations sont considérées comme homogènes, la concentration étant uniquement dépendante de l'émission, des échanges avec l'extérieur et d'éventuels phénomènes qui peuvent être ajoutés de manière simplifiés à l'équation de conservation de masse (comme par exemple la disparition par dégradation, sa production, le dépôt et ré-envol de poussières, l'adsorption sur les surfaces...).

Ce type de modélisation est généralement mis en œuvre en première approche du fait d'un besoin limité en termes de connaissance des systèmes. Son application à des enceintes de transport souterrain a été recensée dans la littérature (Fortain, 2008, Song, 2014).

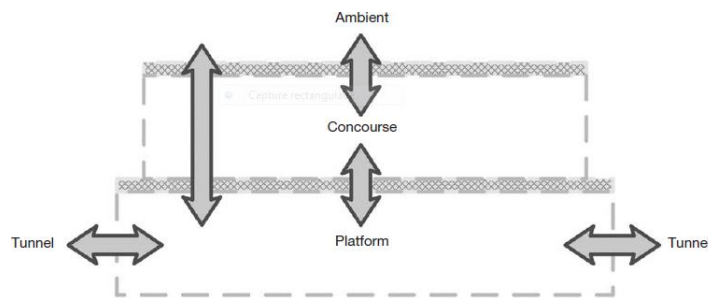


Fig. 2. Schematic diagram of the air flow and pollutant transfer in a subway station.

Figure 3 : Schéma des conditions limites d'un box-model d'une plateforme de métro (source Song, 2014)

L'équation de Nazaroff (2004) permet à partir d'un bilan de conservation massique de retranscrire l'évolution de la concentration de particules dans l'air dépendant des entrées/sorties et des phénomènes de dépôt et de ré-envoi :

$$\frac{dC_{int}(t)}{t} = \alpha \cdot C_{out}(t) - (\alpha + \lambda_{dépôt}) \cdot C_{int}(t) + (\lambda_{renvoi}) \cdot C_{dépôt}(t) + S_i(t)$$

Avec :

$C_{int}(t)$ = concentration dans l'air du volume considéré (kg/m^3)

$C_{out}(t)$ = concentration dans l'air alimentant le volume considéré (kg/m^3)

$C_{dépôt}(t)$ = concentration de dépôt (kg/m^3)

α = coefficient d'échange entre le volume donné et l'extérieur (s^{-1})

$\lambda_{dépôt}$ = constante de dépôt (s^{-1})

λ_{renvoi} = constante de remise en suspension (s^{-1})

$S_{int}(t)$ = émission par une source interne au volume considéré ($kg/m^3 \cdot s^{-1}$)

MODELES NODAUX

Ce sont des modèles qui considèrent le bâtiment avec des caractéristiques uniformes (une maille). Ces modèles sont simples à utiliser et nécessitent uniquement des données générales concernant les sources et les conditions aux limites. Les modèles mono-zones permettent d'accéder à des évaluations du renouvellement d'air et aux estimations des concentrations moyennes dans une zone donnée. Toutefois, ces modèles s'avèrent insuffisants si des écarts importants de température ou de concentration existent entre les différentes parties du volume ou si une information plus locale est souhaitée.

Dans la modélisation nodale, on différencie le modèle « thermique » (résolution de l'équation de conservation de l'énergie au niveau d'un bâtiment) du modèle « aéraulique » (résolution de l'équation de conservation de la masse). Les modèles de ventilation dits « aérauliques » peuvent cependant être couplés à des modèles de « thermique » du bâtiment. On parle alors de modèles « thermo-aérauliques » qui permettent d'avoir directement l'influence réciproque de la thermique et de l'aéraulique.

Ces modèles mono-zones ne permettent pas une représentation des écoulements et du transfert de masse ou de chaleur entre les différentes zones du volume modélisé, d'où le développement d'outils nodaux multizones. Dans ce type de modélisation, le bâtiment est divisé en différentes zones où chaque zone thermique et/ou aéraulique correspond à une pièce ou plusieurs pièces soumises à des conditions similaires.

La modélisation multizones permet de prendre en compte la répartition non uniforme des sources, températures et renouvellements d'air dans les différentes zones. Ces modèles ne permettent pas d'appréhender les détails de l'écoulement, du transport ou du champ de température au sein même des zones. Quand cette connaissance s'avère nécessaire l'utilisation de modèles dits CFD (Computational Fluid Dynamic) est davantage pertinente.

Hypothèses

Cette modélisation fait appel au bilan massique afin de calculer le champ de pression sur la hauteur d'un bâtiment et d'en déduire les échanges d'air entre l'intérieur et l'extérieur via les défauts d'étanchéité du bâtiment et les différents composants des systèmes de ventilation, ainsi que les renouvellements d'air de chaque pièce à chaque pas de temps.

Il est considéré un mélange homogène par pièce (valeur moyenne des variables).

Comme il l'a été mentionné plus haut, on peut différencier le modèle mono-zone (un seul champ de pression hydrostatique dans le bâtiment puis reconstitution des différents volumes) du modèle multizones (un champ de pression hydrostatique par pièce).

Il s'agit d'une modélisation pouvant être instationnaire. Le pas de temps est choisi en fonction de l'objectif, il varie généralement de quelques minutes à une heure.

La phénoménologie introduite dans ces modèles peut aussi être plus ou moins sophistiquée (prise en compte des pertes de charges au niveau des portes de communication, modélisation des échanges d'air au niveau des grandes ouvertures verticales ou horizontales,...). Egalement, concernant les sources de polluants à y introduire, on peut concevoir plusieurs niveaux de sophistications (source constante, loi de comportement...).

Pour le transport des polluants, il s'agit d'une approche convective globale par pièce où il n'y a pas de prise en compte de la diffusion. Les phénomènes de réactivité et de dépôt ne sont généralement pas introduits excepté dans les outils de recherche propriétaire.

Potentiels et limites d'utilisation

Ce type de modélisation permet d'étudier des évolutions temporelles de concentration au sein d'un ou plusieurs volumes en lien avec les hypothèses d'émission et de ventilation. La limite principale, en dehors de l'absence de discrétisation de l'espace, est la phénoménologie limitée pouvant actuellement être introduite dans ces modèles. En effet, en présence d'une réactivité importante des polluants dans l'air ou d'un transport essentiellement lié aux phénomènes de dépôt et ré-envol de poussières, l'absence de modélisation de ces phénomènes est rédhibitoire.

Les phénomènes de diffusion ne sont pas pris en compte et les résultats sont des moyennes spatiales par volume considéré Cette hypothèse de mélange parfait reste valable tant que l'on a des volumes relativement petits mais peut atteindre ses limites en présence de grands volumes intérieurs et de source de pollutions très ponctuelles dans l'espace.

Outils associés

Pour les modèles aérauliques, il existe plusieurs modèles commerciaux (COMIS, CONTAM, ...) ainsi que des outils de recherche propriétaires. Pour les modèles thermiques, on peut citer TRNSYS. Citons également un couplage existant entre COMIS et TRNSYS, permettant ainsi d'accéder à un calcul thermo aéraulique nodal et multizones d'un bâtiment.

MODELES ZONAUX

Il s'agit de découper le volume considéré en plusieurs sous-volumes et de résoudre dans ces sous-volumes les équations de conservation de la masse et de l'énergie. Ces modèles permettent d'étudier des hétérogénéités dans un volume mais nécessitent une bonne connaissance des conditions aux limites du domaine et des phénoménologies.

Le choix des zones est gouverné par les phénomènes prépondérants concernant l'écoulement (champ de vitesse) et le transport (champ de concentration) ou la spécificité des phénomènes à considérer ou encore ses conditions aux limites. Une illustration est présentée en figure ci-dessous (extrait de Bellivier, 2004).

Dans chaque zone, considérée homogène, un seul nœud est modélisé. Les interactions entre les zones sont exprimées de manière globale à partir de résultats expérimentaux ou de solutions analytiques.

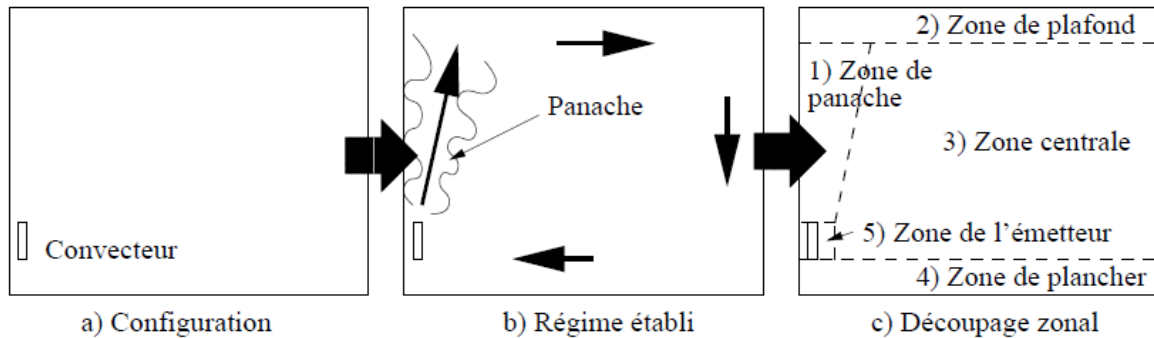


Figure 4 : Découpage zonal d'une pièce (source Bellivier, 2004)

Le modèle zonal est en général considéré comme insuffisant pour appréhender correctement le transport de polluants au sein d'un local. L'utilisation de ces modèles était justifiée lorsque les calculs CFD étaient inaccessibles à l'étude de ces problématiques. Ils sont de moins en moins utilisés car ils ont les défauts des modélisations CFD (connaissance des conditions aux limites) sans en avoir les avantages (précision du résultat, souplesse de mise en œuvre du calcul).

MODELES DE CHAMPS

Les codes de champs dits CFD (Computational Fluid Dynamics) résolvent les équations de Navier Stokes. L'utilisation de tels modèles a un intérêt lorsqu'il s'agit d'évaluer des situations avec des hétérogénéités fortes de certains paramètres (température, vitesse, concentration en polluants), pouvant être déterminantes pour l'étude considérée.

La réalisation de ce type de calcul nécessite cependant un bon niveau de compétence (étude phénoménologique, choix des conditions aux limites, réalisation de maillage, prise en compte de la turbulence, analyse des résultats). Il est difficile de réaliser des calculs instationnaires car ces derniers apportent un niveau de complexité supplémentaire et surtout des temps de calculs qui peuvent devenir rédhibitoires.

La réalisation de calculs CFD stationnaires sur un bâtiment entier est délicate et sa mise en œuvre se fait souvent au détriment de la qualité du maillage et donc du résultat. Ainsi, des calculs sur des espaces délimités sont généralement réalisés.

(par exemple cabines de tri, tunnel ferroviaire, tunnel ferroviaire+quai de station)

A titre illustratif, le graphique suivant montre les vitesses d'air modélisées en CFD sur une station de métro de Séoul (Yuan, 2007), la modélisation conduite dans cette étude avait pour objectif d'optimiser les installations (puits d'équilibrage des pressions et extraction de l'air sous les voies) pour les futures lignes de métro de Séoul.

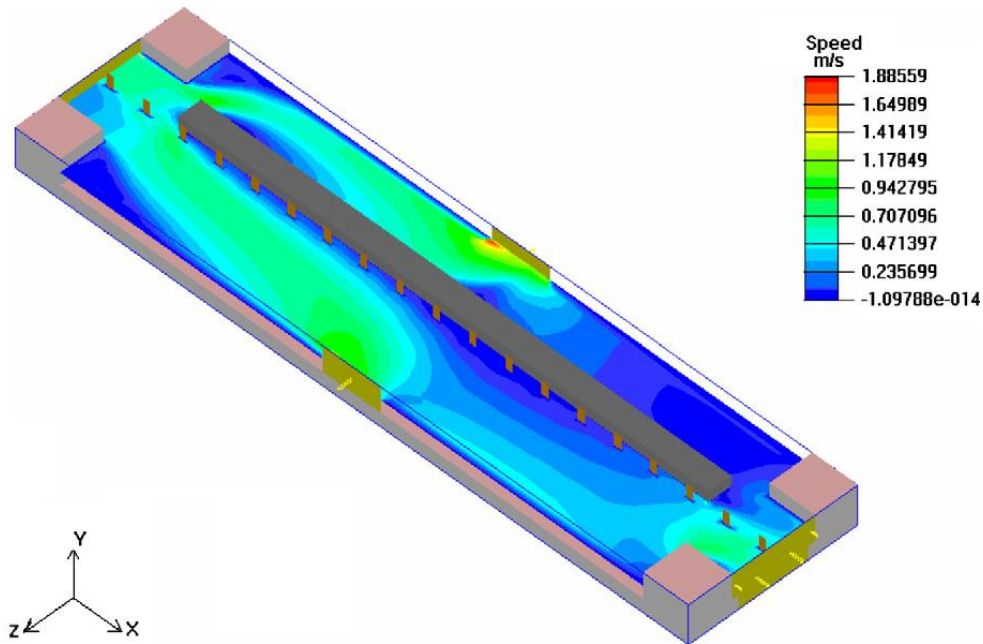


Figure 5 : Vitesses de l'air modélisées dans une station de métro existante à 1,7 mètre au dessus du sol (source : Yuan, 2007)

Hypothèses

Les codes CFD reposent sur des modes de résolution tels que les différences finies, les volumes finis ou les éléments finis. Ils calculent les paramètres d'état et de l'écoulement dans un maillage formant un réseau de volumes infinitésimaux auxquels on applique les équations de Navier-Stokes (masse, quantité de mouvement, énergie). Pour l'étude des écoulements dans les bâtiments qui sont turbulents à faible vitesse, il est nécessaire d'adjoindre des équations permettant de prendre en compte cette turbulence (modèles K- ϵ standard ou à bas Reynolds - Joubert et al, 2005).

Potentiels et limites d'utilisation

L'intérêt de cette modélisation est de pouvoir prendre en compte assez finement les phénoménologies considérées. La connaissance et la mise en œuvre des conditions aux limites du domaine de calcul est déterminante et l'analyse des résultats n'est souvent que qualitative du fait des approximations nécessaires.

Compte tenu de la puissance de calcul nécessaire, de tels modèles sont généralement réalisés en régime stationnaire.

Outils associés

De nombreux codes de calculs CFD sont distribués dans le commerce (FLUENT, STAR-CD, COMSOL, ...). Certains distributeurs proposent des versions adaptées (dédiées ou métier) à certaines problématiques comme la ventilation des bâtiments.

1.3.2 APPLICATION AUX ENCEINTES CONSIDEREES

Les outils de modélisation présentés ci-avant sont mis en œuvre dans le cadre de la construction et de l'exploitation de ces enceintes, le recours à des outils de modélisation est réalisé d'une part lors des *études de conception* (modélisation prospective) et d'autre part *lors de l'exploitation* (modélisation interprétatives et prospectives).

Les modélisations prospectives en **phase de conception** visent à optimiser de manière couplée le process/ les sources, la géométrie des espaces et la ventilation. Le design de la ventilation générale y est en particulier étudié afin de garantir une bonne diffusion de l'air ; la notion de débit par bouche (et de renouvellement d'air global) n'étant pas suffisante pour s'assurer des concentrations futures (respect des VLEP pour les travailleurs du traitement de déchet par exemple). Ces modélisations sont généralement conduites par enceinte, elles peuvent traiter de l'écoulement uniquement ou de l'écoulement et du transport des polluants. L'optimisation d'une construction vis-à-vis de la qualité de l'air repose sur l'interprétation de simulations successives permettant de visualiser les champs de vitesse, les écoulements de l'air ou les concentrations pour différentes hypothèses en termes de sources, de process, de géométrie des espaces ou de ventilation.

Enceintes de traitement de déchet

Les entretiens conduits pour la présente étude mettent en évidence que de plus en plus de constructeurs d'enceinte de tri, compostage et méthanisation s'associent à des bureaux d'étude de modélisation (ou développent des logiciels internes) en phase conception afin de simuler les écoulements d'air dans les bâtiments et implanter judicieusement les bouches d'extraction et gaines de soufflage. Il est à noter que pour les usines d'incinération, de la modélisation 1D ou 2D en CFD de certaines unités a été publiée mais elle est focalisée sur les fours (RECORD, 2010¹). Elle s'intéresse au process (chimie du mélange, champs de température et de concentration) mais ne s'intéresse pas à la qualité de l'air de ce type de site.

Enceintes de transport ferroviaire souterrain

Pour les enceintes ferroviaires souterraines, le recours à de tels outils a été identifié à travers les nombreuses publications dont certaines sont reprises au chapitre 3, elles portent sur l'évaluation de l'effet piston, de l'influence des PSD, de rideaux d'air, de la géométrie des plateformes, etc.

Lors de **'exploitation**, le recours à la modélisation est généralement associé à un besoin de compréhension d'une situation dégradée en termes de qualité de l'air et à la recherche de solutions. Elle est ainsi utilisée dans un premier temps pour rendre compte d'une réalité mesurée (étape de calage) puis pour modéliser l'influence de modifications des émissions ou des écoulements d'air sur les champs de concentrations.

La modification des émissions peut porter par exemple sur la qualité des déchets ou leur confinement, la modification du mode de freinage pour les trains ou la mise en place de portes de séparation entre les voies et les quais...

Pour les écoulements d'air, les modifications peuvent porter sur les débits insufflés ou extraits, sur la localisation de ces entrées/prises d'air, sur la perméabilité de l'enveloppe et la géométrie et localisation des prises d'air naturelles, sur les vitesses ou la taille des tunnels pour les trains, sur la présence de rideaux d'air, etc.

Au-delà de l'application dans les marchés de construction ou pour l'amélioration de la qualité de l'air lors de l'exploitation, les outils de modélisation sont également mis en œuvre dans le cadre de travaux de type R&D afin d'étudier de nouveaux dispositifs (par exemple pour la ventilation des zones de tri de déchets, pour les systèmes de réduction des transferts de chaleur ou de polluants dans les enceintes de type gare souterraine, etc.).

En cas de recours à la modélisation, il est primordial que les étapes classiques de toute modélisation précédant les simulations prospectives soient réalisées, elles sont brièvement rappelées ci-dessous :

- **Choix de l'outil de modélisation**

Comme exposé au § 1.3.1, les outils de modélisation sont multiples et présentent des caractéristiques les rendant plus ou moins adaptés à certains lieux et certains objectifs. Les questions qu'il convient en particulier de se poser pour choisir un outil approprié sont : le besoin de discrétisation spatiale des champs de vitesse et de concentration, le besoin ou non

¹ Nouvelles méthodes de conduite pour le contrôle primaire des émissions et l'amélioration du rendement des installations de traitement thermique des déchets , RECOD 08-229-1A

d'évaluer l'évolution temporelle des écoulements et concentrations, les processus physiques et chimiques souhaités (phénomènes de dépôts et ré-envols pour les aérosols, réactivité chimique dans l'air...).

Il est important de mentionner qu'une connaissance insuffisante peut conduire à limiter le choix de l'outil de modélisation et inversement que l'atteinte de certains objectifs nécessite l'acquisition de données complémentaires. Par exemple, le degré de connaissance des émissions sera corrélé à la confiance pouvant être accordée aux concentrations modélisées. Par ailleurs, la modélisation temporelle des écoulements et du transport dans le cas d'une ventilation naturelle nécessite la connaissance des conditions météorologiques et des éventuelles variations temporelles des émissions.

- **Schématisation**

La schématisation est une étape importante dans la mesure où les volumes, la discrétisation de l'espace et le paramétrage des processus seront établis en lien avec le site, les objectifs du modèle et les connaissances disponibles. Les conditions aux limites en écoulement et en transport (perméabilité, débits d'air, débits massiques d'émission...) sont également établies à ce stade à partir de l'interprétation des mesures ayant été réalisées sur le site ou d'hypothèses théoriques.

- **Calage**

Le calage consiste à reproduire une situation existante, cette étape est un préalable à toutes simulations prospectives. Associée aux études de sensibilité, elle permet d'asseoir la confiance aux résultats de simulations ultérieures. Il repose donc sur une connaissance suffisante des écoulements d'air et du transport des polluants, le degré de suffisance dépendant de l'objectif recherché et de la précision attendue.

2. ENCEINTES DE TRAITEMENT DE DECHETS

2.1 Critères de sélection des sites et enceintes

2.1.1 SITES DE TRAITEMENT DES DECHETS

Les sites de traitement de déchet retenus pour l'étude sont :

- les centres de tri ;
- les centres de compostage industriel. Pour ces centres, on ne s'intéresse pas aux plateformes à ciel ouvert qui ne concernent quasiment que le compostage de déchets verts, de biodéchets ou de boues dans une moindre mesure. On s'intéresse uniquement au compostage de boues et au compostage d'ordures ménagères, qui représentent les principaux tonnages en compostage industriel (28% en 2010 ; les déchets verts représentent 61 % des déchets envoyés en compostage²) ;
- les unités de méthanisation. Ne sont considérées que les unités de méthanisation liées à une unité de tri mécano-biologique (TMB) ou à un site de compostage. Les unités « à la ferme » ne sont pas considérées ;
- les usines d'incinération d'ordures ménagères.

2.1.2 ENCEINTES CONSIDEREES

La sélection des enceintes est basée sur des critères liés :

- à la pollution : l'enceinte est retenue si elle répond à l'un ou l'autre de ces deux critères :
 - présence de sources internes à ces espaces et spécifiques de l'activité déchets
 - positionnement de l'enceinte dans le flux de polluants d'une enceinte à une autre (présence d'une zone source connexe) ;
- à la configuration des espaces :
 - l'enceinte n'est retenue que si elle fermée ou semi-ouverte ;
- à la présence de populations :
 - l'enceinte n'est retenue que si du personnel piéton accède à l'enceinte en fonctionnement normal ou en maintenance régulière.

Nous verrons cependant dans la suite de ce document que le niveau d'information par enceinte est difficilement accessible.

² Source : ADEME, Octobre 2012. ITOM : Les installations de traitement des ordures ménagères en France – Résultats 2010)

2.2 Généralités

2.2.1 REGLEMENTATION

Les enceintes de traitement des déchets sont des établissements relevant du code du travail.

Les locaux de travail où sont émis des polluants (gaz, poussières, aérosols...) sont considérés par le **Code du travail** comme des **locaux à pollution spécifique** soumis à des règles spécifiques de **ventilation** (articles R. 4222-10 à R. 4222-17). Les installations de captage et de ventilation doivent permettre de réduire les concentrations de ces polluants dans l'atmosphère au niveau le plus bas possible, ces concentrations devant rester inférieures aux **valeurs limites d'exposition professionnelle** (VLEP) réglementaires, lorsqu'elles existent.

a) La ventilation

Le texte ci-dessous reprend mot pour mot les textes réglementaires et les exigences associées sans préjuger des pratiques réelles et recommandations formulées dans le présent rapport. Le § 2.2.4 et les § de chaque type de site (§ 2.3.1, 2.4.1 et 2.5.1) reviennent sur leur application effective dans les enceintes de traitement de déchets.

Pour chaque local à pollution spécifique, la ventilation est réalisée et son débit déterminé en fonction de la nature et de la quantité des polluants ainsi que, le cas échéant, de la quantité de chaleur à évacuer, sans que le débit minimal d'air neuf puisse être inférieur aux valeurs fixées à l'article [R. 4222-6](#). Lorsque l'air provient de locaux à pollution non spécifique, il est tenu compte du nombre total d'occupants des locaux desservis pour déterminer le débit minimal d'entrée d'air neuf (article R 4222-11).

Lorsque l'aération est assurée par ventilation mécanique, le débit minimal d'air neuf à introduire par occupant est fixé dans le tableau suivant (Tableau 1) (article R 4222-6).

Tableau 1. Débit minimal d'air neuf par occupant (article R 4222-6)

| Désignation des locaux | Débit minimal d'air neuf par occupant (m ³ /h) |
|--|---|
| Bureaux, locaux sans travail physique | 25 |
| Locaux de restauration, locaux de vente, locaux de réunion | 30 |
| Ateliers et locaux avec travail physique léger | 45 |
| Autres ateliers et locaux | 60 |

Les émissions sous forme de gaz, vapeurs, aérosols de particules solides ou liquides, de substances insalubres, gênantes ou dangereuses pour la santé des travailleurs sont supprimées, y compris, par la mise en œuvre de procédés d'humidification en cas de risque de suspension de particules, lorsque les techniques de production le permettent. A défaut, elles sont captées au fur et à mesure de leur production, au plus près de leur source d'émission et aussi efficacement que possible, notamment en tenant compte de la nature, des caractéristiques et du débit des polluants ainsi que des mouvements de l'air. S'il n'est techniquement pas possible de capter à leur source la totalité des polluants, les polluants résiduels sont évacués par la ventilation générale du local (article R 4222-12).

Les installations de captage et de ventilation sont réalisées de telle sorte que les concentrations dans l'atmosphère ne soient dangereuses en aucun point pour la santé et la sécurité des travailleurs et qu'elles restent inférieures aux valeurs limites d'exposition fixées aux articles [R. 4222-10](#) et [R. 4412-149](#). Les dispositifs d'entrée d'air compensant les volumes extraits sont conçus et disposés de façon à ne pas réduire l'efficacité des systèmes de captage. Un dispositif d'avertissement automatique signale toute défaillance des installations de captage qui n'est pas directement décelable par les occupants des locaux (article R4222-13).

L'air provenant d'un local à pollution spécifique ne peut être recyclé que s'il est efficacement épuré. Il ne peut être envoyé après recyclage dans d'autres locaux que si la pollution de tous les locaux concernés est de même nature. En cas de recyclage, les concentrations de poussières et substances dans l'atmosphère du local doivent demeurer inférieures aux valeurs limites d'exposition professionnelle définies aux articles [R. 4222-10](#), [R. 4412-149](#) et [R. 4412-150](#) (article R 4222-14) (par exemple poussières de bois, benzène, brome, chlore, .

Des prescriptions particulières, prises en application du 3° de l'article [L. 4111-6](#), interdisent ou limitent, le cas échéant, l'utilisation du recyclage pour certaines catégories de substances ou catégories de locaux (article R 4222-15),

Les installations de recyclage comportent un système de surveillance permettant de déceler les défauts des dispositifs d'épuration. En cas de défaut, les mesures nécessaires sont prises par l'employeur pour maintenir le respect des valeurs limites d'exposition professionnelle définies aux articles [R. 4222-10](#) et [R. 4412-149](#), le cas échéant, en arrêtant le recyclage (article R 4222-16).

En cas de recyclage de l'air, les conditions du recyclage sont portées à la connaissance du médecin du travail, des membres du comité d'hygiène, de sécurité et des conditions de travail ou, à défaut, des délégués du personnel. Ces personnes sont également consultées sur toute nouvelle installation ou toute modification des conditions de recyclage (article R 4222-17).

b) Respect des VLEP

L'employeur doit faire procéder annuellement à des contrôles réglementaires du respect des VLEP par un organisme accrédité pour :

- les agents chimiques Cancérogènes, Mutagènes ou toxiques pour la Reproduction (CMR) de catégorie 1 et 2 pour l'union européenne³ (articles R.4412 – 76 à 88) ;
- les Agents Chimiques Dangereux (ACD4) en cas de risque non faible mis en évidence dans l'évaluation du risque chimique (articles R.4412 – 27 à 31).

Ces contrôles techniques sont effectués au moins une fois par an et lors de tout changement susceptible d'avoir des conséquences néfastes sur l'exposition des travailleurs.

Les modalités, méthodes et moyens à mettre en œuvre pour ces contrôles sont encadrés par l'article R.4412-151. Les dispositions relatives au contrôle du risque chimique sur les lieux de travail sont inscrites dans le décret n°2009-1570 du 15 décembre 2009 et la circulaire DGT 2010/03 du 13 avril 2010.

Il est à noter que les prélèvements et analyses doivent être réalisés par un organisme accrédité qui au préalable définira une stratégie de prélèvement sur la base des données communiquées par l'employeur, notamment le résultat de l'évaluation des risques chimiques. Les stratégies de mesure sont présentées au § 1.2.

Ainsi, concernant la qualité de l'air dans les enceintes de traitement des déchets, la seule réglementation applicable concerne le respect du code du travail, soit des expositions inférieures aux VLEP avec ou sans EPI adaptés.

³ Pour la cancérogénicité Cat 1 (UE) : substance que l'on sait être cancérogène pour l'homme ; Cat2 (UE) : substance suspectée d'être cancérogène pour l'homme

⁴ Sont considérés comme « agents chimiques dangereux » et non comme CMR au sens du code du travail : les CMR de catégorie 3 (effets suspectés), les CMR classés cancérogènes par le CIRC. Et les CMR dont le caractère cancérogène est reconnu dans un tableau de maladie professionnelle (ex : poussières de silice cristalline)

2.2.2 TOXICITE ET VALEURS DE REFERENCE DANS L'AIR

Les valeurs limites d'exposition professionnelle (VLEP) en milieu de travail, établies pour protéger les travailleurs, sont des valeurs de référence qui fournissent des repères chiffrés d'appréciation de la qualité de l'air de ces lieux. Les VLEP sont celles établies sur une journée de travail (VLEP-8h), et sur des expositions de courte durée inférieure ou égale à 15 min VLEP-CT).

Le Code du travail distingue les valeurs limites d'expositions professionnelles dont le respect est obligatoire (VLEP contraignantes) et des valeurs qui fixent des objectifs de prévention (VLEP indicatives).

Il est important de noter que les VLEP ne garantissent pas l'absence d'effet sur la santé et doivent être considérées comme des objectifs minimaux. En effet, l'INRS définit la VLEP d'un composé chimique comme « la concentration dans l'air que peut respirer une personne pendant un temps déterminé sans risque d'altération pour sa santé, même si des modifications physiologiques réversibles sont parfois tolérées ». De plus, il est communément admis que la fixation des VLEP intègre non seulement des critères scientifiques et techniques, mais également sociaux et économiques voir psychologiques.

Ces valeurs construites pour une situation professionnelle ne s'adaptent pas à la population générale (présence d'enfants et de populations fragiles).

Les valeurs de références sont présentées en annexe 1.

2.2.4 VENTILATION

INTRODUCTION

La stratégie générale de réduction des risques liés à la pollution de l'air sur les lieux de travail repose sur l'application, dans cet ordre, des principes suivants :

- Réduction des émissions de polluants,
- Captage des polluants au plus près de leur source d'émission. Cette opération s'effectue à l'aide d'un système d'assainissement de l'air qui comprend le dispositif de captage, des gaines, un épurateur d'air ou un dépoussiéreur, un ventilateur, un rejet à l'extérieur (éventuellement un système de recyclage de l'air).
- Ventilation générale pour diluer la pollution résiduelle.

Les enceintes de type déchets sont considérées comme des lieux "à pollution spécifique" (au sens de la réglementation) où la pollution de l'air n'est pas due à la seule présence humaine mais à la présence d'activités (manipulation des déchets : stockage, collecte, tri, incinération, etc.).

La ventilation des locaux à pollution spécifique a pour objectif de réduire l'exposition des travailleurs aux polluants de l'air : les concentrations en polluants doivent être réduites aux niveaux les plus faibles possibles. Le guide pratique de ventilation N° 0 de l'INRS (INRS, 1989) pose les différents problèmes liés à la mise en place ou à l'étude d'un système de ventilation et présente une démarche pour aborder ces problèmes et les résoudre en considérant en particulier (Figure 6) : poste de travail, captage, transport des polluants, ventilateurs, rejet, air de compensation, ventilation générale, implantation du matériel, contrôles et entretien.

Le document de l'INRS propose d'aborder l'étude d'un système de ventilation en suivant la démarche suivante :

- Définition précise du poste de travail ou du local à traiter. Identifier les possibilités de supprimer ou réduire les causes de pollution (modification du procédé ou de la conception de l'installation industrielle).
- Détermination et classification par niveau de risque des sources de pollution.
- Détermination de la solution technique de captage (ventilation locale) et de ventilation générale. La ventilation locale (solution qui doit être retenue en priorité) consiste à capter les polluants au plus près possible de leur source d'émission (envelopper au maximum la zone de production des polluants, capter au plus près de la zone d'émission) avant qu'ils ne soient dispersés dans l'atmosphère du local et/ou n'atteignent les voies respiratoires des travailleurs. Avec la ventilation locale, les polluants ne sont pas dilués (comme avec la ventilation générale) mais concentrés puis évacués, ce qui engendre des coûts moindres (investissements, fonctionnement, chauffage) ; la ventilation générale est utilisée en complément de la ventilation locale pour l'apport des quantités minimum d'air neuf et la dilution des polluants non évacués par la ventilation locale. Au sein d'une enceinte, la ventilation générale doit être conçue de manière à ce que l'écoulement de l'air s'effectue des zones les plus propres vers les zones les plus polluées, sans transferts de polluants d'une enceinte à une autre. Enfin, tout air extrait (ventilation locale) doit être traité (filtration avant rejet à l'extérieur et/ou recyclage) et compensé par un apport d'air neuf provenant de l'extérieur. L'air de compensation peut être introduit de manière non contrôlée à travers les défauts d'étanchéité du bâtiment, ou de manière plus contrôlée via la ventilation naturelle (par les ouvrants) ou mécanique (ventilation générale), cette dernière étant à privilégier pour la maîtrise de la qualité de l'air.

- Détermination des paramètres (vitesses d'air, débits, chauffage, etc.) et calcul de l'installation (diamètres, pertes de charge, etc.). L'air pollué capté sur les lieux de travail doit être évacué vers l'extérieur et, selon les cas, épuré conformément à la réglementation des installations classées ; l'air pollué doit être rejeté en dehors des zones de prise d'air neuf. Il est possible de récupérer une partie de la chaleur contenue dans l'air extrait, soit en le recyclant à l'intérieur (solution qui ne doit a priori être retenue en priorité car des polluants peuvent être recyclés même si une filtration de l'air est utilisée), soit en utilisant un échangeur pour transférer la chaleur de l'air extrait à l'air introduit via la ventilation générale.
- Choix des composants (bouches, matériaux, ventilateurs, etc.).
- Implantation et localisation des composants.
- Réception et mise en conformité de l'installation.
- Rédaction d'une consigne d'utilisation pour le suivi des performances de l'installation dans le temps.

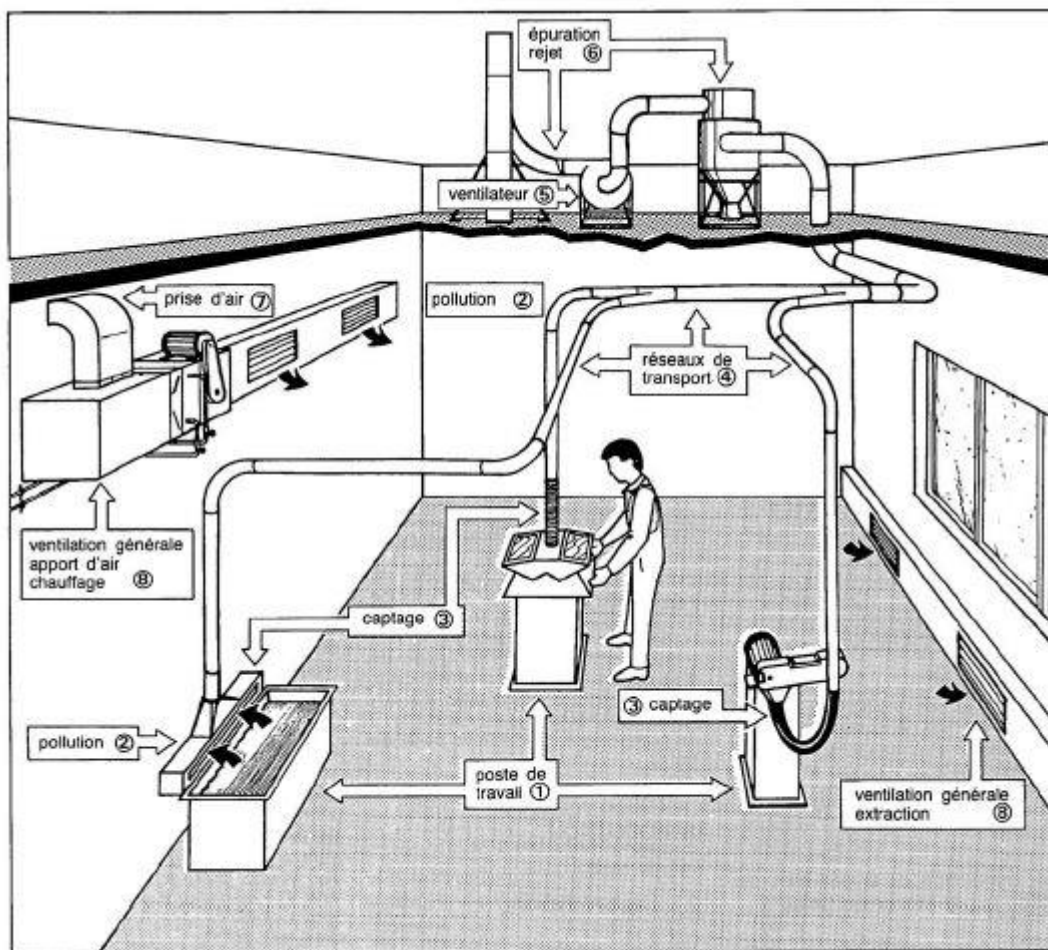


Figure 6 : Schéma type d'une installation de ventilation (d'après (INRS, 1989)).

La mise en œuvre d'un système d'assainissement de l'air (ventilation locale) impose le rejet d'air pollué à l'extérieur et donc son traitement. Il existe un document de référence sur les BREF (Best Available Techniques Reference) relatif à l'industrie du traitement des déchets, publié en 2006 par la Commission Européenne (Commission Européenne, 2006). Le BREF "Traitement des déchets" fournit une description actualisée du secteur de traitement des déchets considéré sur les plans technique et environnemental et présente les meilleures techniques disponibles (MTD) recensées dans le secteur du traitement des déchets.

En ce qui concerne la gestion de l'air intérieur, le BREF "Traitement des déchets" affirme que dans les zones où des émanations polluantes (principalement odeurs et poussières) sont possibles lors de la manipulation de déchets, une ventilation locale doit être installée ; il stipule en particulier que :

- Les produits chimiques douteux⁵ en petits conditionnements sont habituellement triés et regroupés dans des locaux clos, prévus à cet effet, avec une ventilation par dépression (pression de l'air inférieure à la pression atmosphérique), ou dans des zones sous abri ouvertes sur les côtés.
- Normalement, l'aire ou la fosse de réception des déchets est couverte et les portes sont fréquemment fermées en raison des émissions d'odeur, de poussière et de bruit. L'aire ou la fosse de réception dispose d'une installation de ventilation qui collecte l'air d'échappement (en pression négative).
- Lors de la manipulation des déchets solides, il faut utiliser une ventilation locale pour contrôler les odeurs et les poussières.

Le BREF "Traitement des déchets" contient également un chapitre assez complet qui décrit les techniques de filtration utilisées pour le traitement des effluents gazeux afin de réduire, contrôler ou réguler les émissions dans l'air.

DEBITS DE VENTILATION ET RENOUVELLEMENT D'AIR

Des recommandations de l'INRS existent en termes de ventilation. La note ED657 (L'assainissement de l'air des locaux de travail) précise que l'objectif minimal à atteindre est le maintien de la salubrité de l'air dans les locaux de travail et qu'un bon système de référence consiste à utiliser les VLEP pour les concentrations de substances toxiques. Si des débits de ventilation réglementaires existent pour les locaux à pollution non spécifique (où la pollution n'est liée qu'à la présence humaine à l'exception des locaux sanitaires) et retranscrits dans le code du travail, aucun débit de ventilation réglementaire ne s'applique aux locaux à pollution spécifique où le seul critère réglementaire est le respect des VLEP.

La note ED820, « guide pratique de ventilation » spécifique aux « Usines de dépollution des eaux résiduaires et ouvrages d'assainissement » définit les débits de ventilation générale à mettre en œuvre afin de respecter les VLEP en vigueur :

$$Q = \frac{k \times F}{C - C_0}$$

Avec : Q = Débit de ventilation générale (m³/s)

F = débit d'émission de polluants, supposé régulier dans le temps (kg/s) l'application de cette formule nécessite impérativement que soit connu le débit d'émission de polluants F ;

C : concentration en polluants tolérée dans l'ambiance du local (kg/m³) ; la valeur à prendre en compte est basée sur les VLEP en vigueur ;

C₀: concentration en polluants dans l'air neuf (en général C₀ = 0 ; c'est le cas lorsque la prise d'air est aérauliquement indépendante des rejets ou d'autres sources de pollution) ;

k : coefficient qui représente le rapport de la concentration dans la zone d'occupation humaine à la concentration moyenne. Ce coefficient varie dans une large fourchette estimée habituellement de 3 à 10.

La note ED820 précise toutefois que cette formule ne donne qu'une estimation de débit pour la ventilation générale. Le problème principal de l'assainissement de l'air concerne la conception de

⁵ Terme employé dans le BREF

l'ensemble du système de ventilation qui doit prioritairement capter les polluants au plus près des sources de pollution et, à défaut, assurer leur dilution suffisante. L'ensemble du système de ventilation comprendra ainsi obligatoirement un réseau d'extraction, conçu pour limiter la dispersion des polluants, et un réseau d'apport d'air neuf et de compensation, conçu pour permettre le balayage efficace en air neuf des zones habituelles d'évolution du personnel.

Enfin, la note ED820 insiste sur le fait que le taux de renouvellement d'un local, défini comme le ratio du débit de ventilation du local (en m³/h) sur son volume (en m³), n'intervient pas dans le calcul du débit de ventilation générale (en régime permanent). L'utilisation d'une valeur de taux de renouvellement d'air comme critère de ventilation est donc sans justification. Elle peut même être dangereuse puisqu'elle peut conclure, pour une même source de pollution, à des débits de ventilation différents selon le volume du local, et donc à des niveaux de concentration en polluants différents.

Précisons que cette note, spécifique aux « Usine de dépollution des eaux résiduaires et ouvrages d'assainissement », bien que proposant des principes pertinents de dimensionnement de réseau aéraulique, ne semble pas transposable à l'ensemble des enceintes des sites de traitement de déchets étudiés ici. En effet, les volumes des locaux de station d'épuration sont généralement plus faibles que ceux rencontrés sur les sites de traitement des déchets. Dans ces derniers, les concentrations ne peuvent être homogènes dans l'ensemble du local (variations sur la hauteur notamment), contrairement aux exigences de certains cahiers des charges. Pour la suite de ce document, il sera admis que les « zones de respect » de la VLEP ne concernent que les zones où du personnel travaille ou circule.

2.3 Centres de tri

2.3.1 VENTILATION

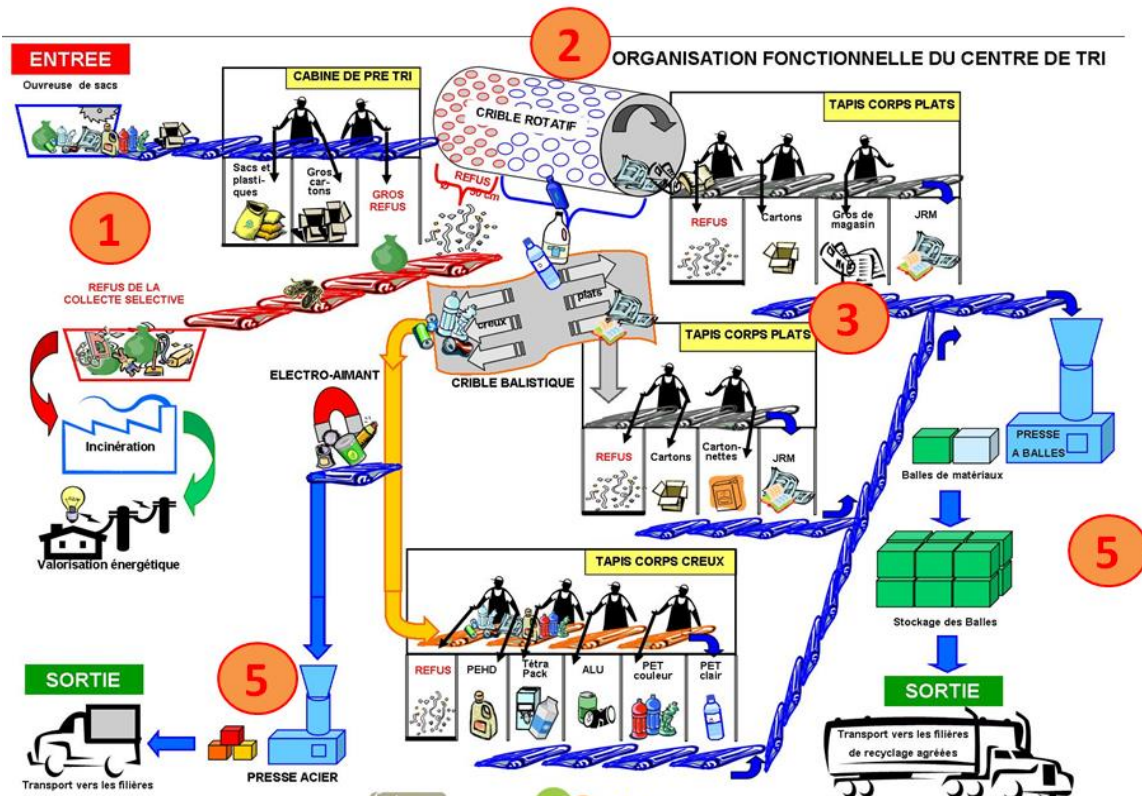
Le document ED 6098 de l'INRS s'adresse aux centres de tri de déchets recyclables secs ménagers et assimilés issus des collectes séparées (INRS, 2011). Ces déchets sont en provenance d'établissements industriels et commerciaux, administratifs ou hospitaliers, et de collectivités territoriales (principalement emballages (flacons en plastique, boîtes ou caisses en carton, verres ménagers, canettes en acier ou en aluminium, etc.) et papiers graphiques (journaux, magazines, papiers de bureaux, etc.).

La manipulation des déchets est à l'origine de l'émission de poussières qui peuvent être à l'origine de diverses pathologies respiratoires. Des systèmes de captage des poussières doivent être prévus pour tout lieu d'émissions importantes de poussières. L'air capté par les systèmes de captage localisés doit être rejeté à l'extérieur après filtration. Les différentes zones (hall de déchargement, hall de chargement des produits finis, partie process) sont séparées par des murs coupe-feu pour préserver la partie process en cas d'incendie et pour rendre la ventilation générale plus efficace. Les halls sont équipés d'une ventilation générale mécanique pour évacuer les polluants présents (poussières, microorganismes, gaz d'échappement). L'arrivée de l'air neuf se fait généralement en partie basse et l'extraction de l'air est en partie haute.

Le document ED 914 de l'INRS (INRS, 2005) présente des éléments à prendre en compte lors de la conception de centre de tri de déchets (déchets d'emballages ménagers et assimilés issus de la collecte sélective).

RAPPEL SUR LES ENCEINTES CONSIDEREES

Figure 7 : Schéma de principe d'un centre de tri



Sur la figure ci-avant, 1 correspond à la réception des déchets, 2- au prétraitement, 3 – au tri manuel en cabine et 5 – au stockage des matériaux triés et des refus. Concernant le prétraitement, il peut encore exister aujourd'hui des cabines de pré-tri. Toutefois, les cabines de pré-tri ayant vocation à disparaître, il est considéré dans la présente étude que le prétraitement est associé à un pré-tri automatique (ouvre-sacs, dé-ferraillage, tri du verre, ..)

Selon la première phase de l'étude, les enceintes suivantes sont à considérer :

Tableau 2. Enceintes d'intérêt dans les centres de tri

| Zone | Local | Intérêt |
|-------------------|-------------------------------------|---|
| 1. Réception | Hall de réception | Présence régulière de personnel piéton lors des déchargements et pour les nettoyages. Inclus la zone de chargement trémie (cas des déchargements en fosses). |
| 2. Pré-traitement | Hall de pré-tri | Entretien et maintenance récurrents dans cette zone où la qualité de l'air peut être dégradée |
| 3. Traitement | Cabine de tri | Présence permanente de personnel posté |
| 6. Zones connexes | Vestiaires (uniquement si contigus) | Lien aéraulique avec les « zones source » contiguës |
| | Atelier de maintenance | Pas de source spécifiquement liée au site mais lien aéraulique avec les « zones source » contiguës |
| | Bureaux (uniquement si contigus) | Lien aéraulique avec les « zones source » contiguës |

HALL DE RECEPTION ET DE PRE-TRI

La cabine de la chargeuse qui alimente le convoyeur est généralement ventilée avec un air filtré qui permet de la maintenir en pression par rapport à l'extérieur, afin de protéger l'opérateur contre les poussières (Figure 8) -> sujet à part entière ne faisant pas partie du cadre de la présente étude.

Figure 8 : Une chargeuse alimente un convoyeur de déchets (d'après la revue Travail et Sécurité (2010)).



La brumisation pour la réduction des poussières

Si sur certains sites, des systèmes de brumisation ont été mis en place dans l'objectif de réduire les concentrations en poussière, la contribution à l'encrassement des équipements, la favorisation du développement bactérien et l'humidification des déchets pouvant conduire à une gêne pour les opérateurs du tri, conduisent à ne pas recommander cette technique de réduction des concentrations (l'INRS ED6098, 2011, proscrit son utilisation).

Débit de renouvellement d'air

En l'absence de travailleurs en poste fixe dans cet espace et la gestion particulière de l'exposition des travailleurs dans les chargeuses, aucune recommandation n'est faite au-delà d'un renouvellement d'air théorique permettant d'extraire les principaux polluants et poussières. Les débits préconisés correspondent à environ 4 renouvellements d'air par heure (INRS, ED948, 2006). La ventilation, qu'elle soit naturelle ou mécanique, se faisant avec une arrivée d'air neuf en partie basse (éloignée des sources comme les échappements des engins et camions) et une extraction en toiture.

Compte tenu des grands volumes, des ouvertures fréquentes des accès aux camions, et de l'absence de travailleurs en poste, l'optimisation de la qualité de l'air de ces espaces n'est généralement pas une priorité.

Captation à la source

La mise en place de dispositifs de captage des poussières aux points de chute des matériaux est mentionnée dans la littérature (aspiration localisée, encoffrement...).

Isolation des autres espaces

Afin de limiter la propagation des polluants dans l'air (dont les gaz d'échappement des véhicules), engendrée notamment par les courants d'air dus aux portails ouverts, une séparation physique (cloisonnement) doit être créée entre le hall de réception des déchets, la chaîne de tri et le hall de chargement des produits finis. Ces murs seront coupe-feu (INRS ED 6098).

CABINES DE TRI

Les cabines de tri des déchets doivent être ventilées. La conception des systèmes de ventilation des cabines de tri doit permettre de garantir le respect des valeurs limites d'exposition professionnelles (VLEP) réglementaires pour les polluants chimiques et limiter le risque de contamination biologique sans avoir recours à des équipements de protection individuelle (EPI) respiratoires, elle doit en outre assurer un confort acceptable pour les opérateur (thermique, acoustique, courants d'air).

Le système de ventilation doit induire une surpression dans la cabine suffisante pour éviter les entrées de polluants parasite (l'ouverture de portes, entrée et sortie de déchets de la cabine) et pour maîtriser la température. Les caractéristiques de cette ventilation spécifique sont largement décrites dans INRS (2008 et 2009).

Sont ci-dessous présentés les recommandations et la norme NFX35-702 (Sécurité des machines — Principes ergonomiques pour la conception des cabines de tri manuel des déchets recyclables secs ménagers et assimilés issus des collectes sélectives) relatives aux cabines de tri. Des illustrations de mise en œuvre des dispositifs recommandés et de mesures d'efficacité sont présentées en annexe.

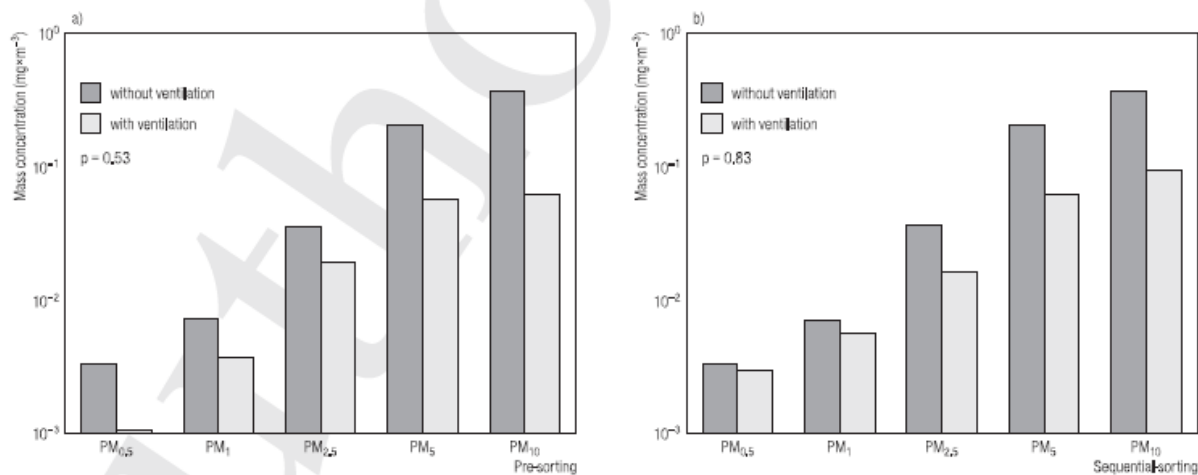
Efficacité

Plusieurs documents font état de l'efficacité de la ventilation spécifique en cabine de tri.

Dans un article publié en 2014 [Viegas 2014], l'impact de la ventilation sur les concentrations en poussières dans 2 centres de tri de déchets au Portugal est mis en évidence. Des cabines de pré-tri et de tri sont équipées de systèmes de ventilation mécanique et les résultats des mesures montrent

qu'avec la ventilation en fonctionnement les concentrations en poussières sont plus faibles (figure ci-dessous).

Figure 9 : Influence de la ventilation sur les concentrations en poussières dans les cabines de de pré-tri et de tri (d'après Viegas, 2014)



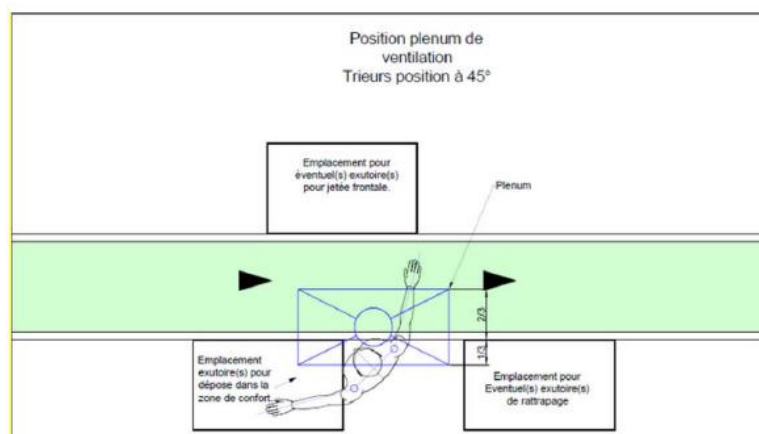
Les résultats de l'étude Eco-emballage (2015) ont montré qu'un seul site, reconstruit au cours de l'étude, présentait un système de ventilation dans la cabine de tri conforme aux recommandations de l'INRS. Lors de la mise en œuvre de l'extension des consignes de tri, l'existence de ce système de ventilation conforme a permis une réduction de l'exposition aux poussières et aux moisissures par rapport à la situation précédente de non-conformité de la ventilation.

Pour les opérateurs placés dans des cabines de tri manuel, L'INRS (ED914) recommande que chaque opérateur soit placé sous un flux d'air neuf vertical descendant (Figure 11). Le flux d'air passe d'abord au niveau des voies respiratoires des opérateurs avant de diffuser et de sortir en partie basse de la cabine de tri. A cet effet, un plénum de soufflage est positionné au-dessus de chaque opérateur ; les dimensions du plénum doivent être adaptées à l'activité de l'opérateur (fixe ou mobile) et la vitesse de l'air en sortie du plénum doit être inférieure à 0,4 m/s. L'INRS recommande de bannir les diffuseurs d'air qui produisent un écoulement d'air turbulent favorisant la dispersion des polluants. L'air neuf doit être pris loin de sources de pollution et l'air extrait ne peut pas être recyclé mais rejeté après filtration à l'atmosphère. La vitesse de l'air au niveau des voies respiratoires doit être comprise entre 0,2 et 0,4 m/s et ne pas dépasser 0,5 m/s. La cabine doit rester en surpression par rapport au hall.

Dans son guide pour la conception, la construction et l'exploitation de centres de tri de déchets (Eco Emballages, 2005), Eco-Emballage propose de s'inspirer des recommandations de l'INRS (INRS, 2005) pour la ventilation des cabines de tri (Figure 11).

Enfin, la norme française NF X 35-702, publiée en juin 2015, est relative à la conception des cabines de tri manuel des déchets recyclables secs ménagers et assimilés issus des collectes sélectives (NF X 35-702, 2015). Elle exige l'utilisation de plénums de soufflage installés au-dessus des opérateurs de tri et il est expliqué comment calculer le débit d'air d'un plénum en considérant une vitesse de soufflage de 0,4 m/s. Des exemples de positionnement des plénums sont fournis en fonction de la position de l'opérateur de tri (Figure 10) pour un opérateur en position 45°.

Figure 10 : Position d'un plénum soufflant par rapport à l'opérateur de tri des déchets (d'après NF X 35-702 (2015)).



Le document de l'INRS fournit un exemple de l'implantation de 19 plénums de soufflage dans une cabine de tri de déchets. Les dimensions des grilles de soufflage sont 0,90 m x 0,55 m ; avec une vitesse de soufflage de 0,4 m/s, le débit d'air total est égal à 13 000 m³/h. Une cartographie de la pollution de l'air montre une colonne d'air neuf non pollué à chaque poste de travail et la concentration en polluants aux postes de travail est très proche de zéro (Figure 12).

Figure 11 : Préconisations d'installation de plénums soufflants pour la ventilation des cabines de tri de déchets (d'après Eco Emballages (Eco Emballages 2005))

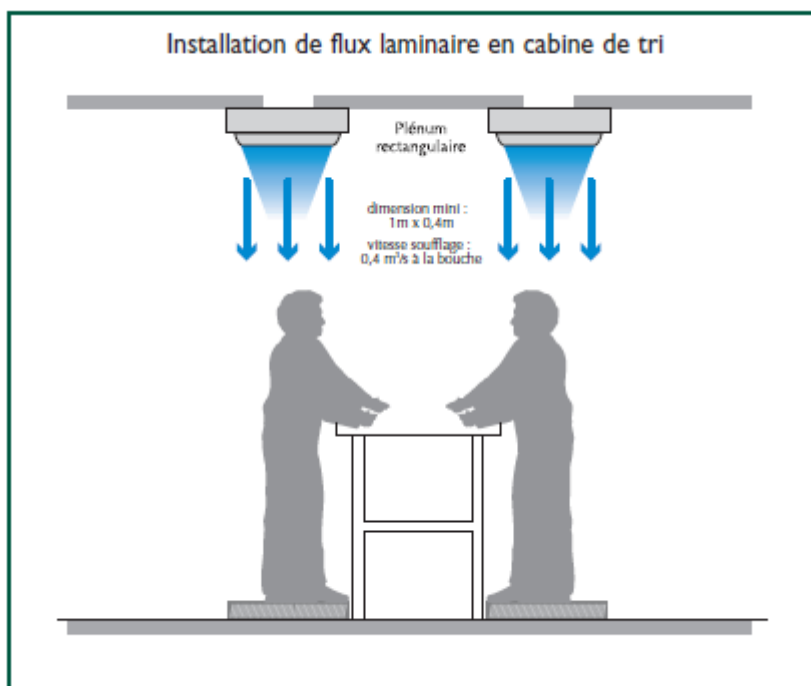


Figure 12 : Cartographie des concentrations en polluants dans une cabine de tri de déchets (d'après INRS (INRS, 2005)).

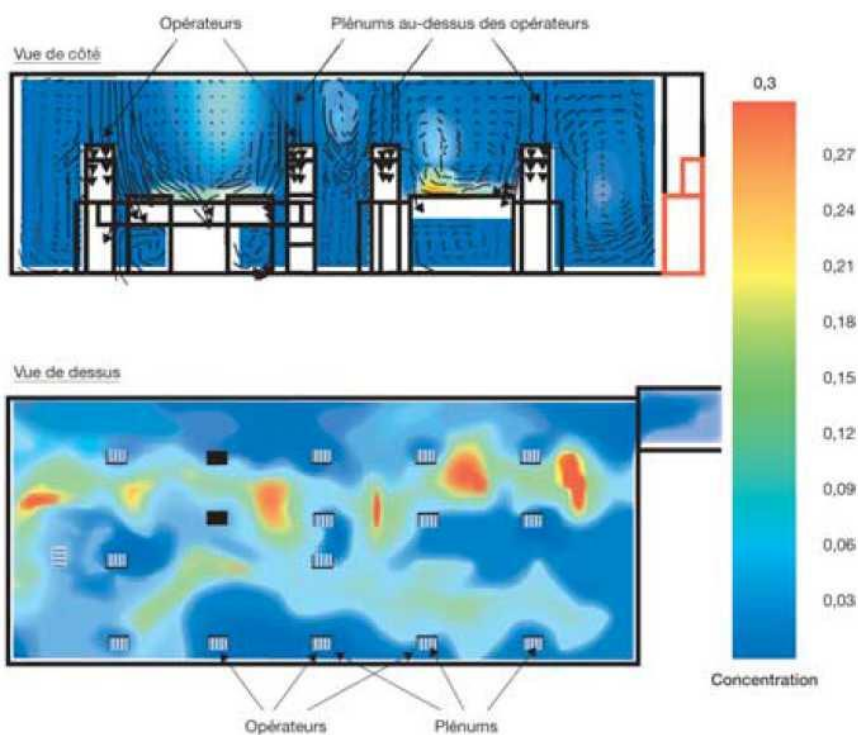
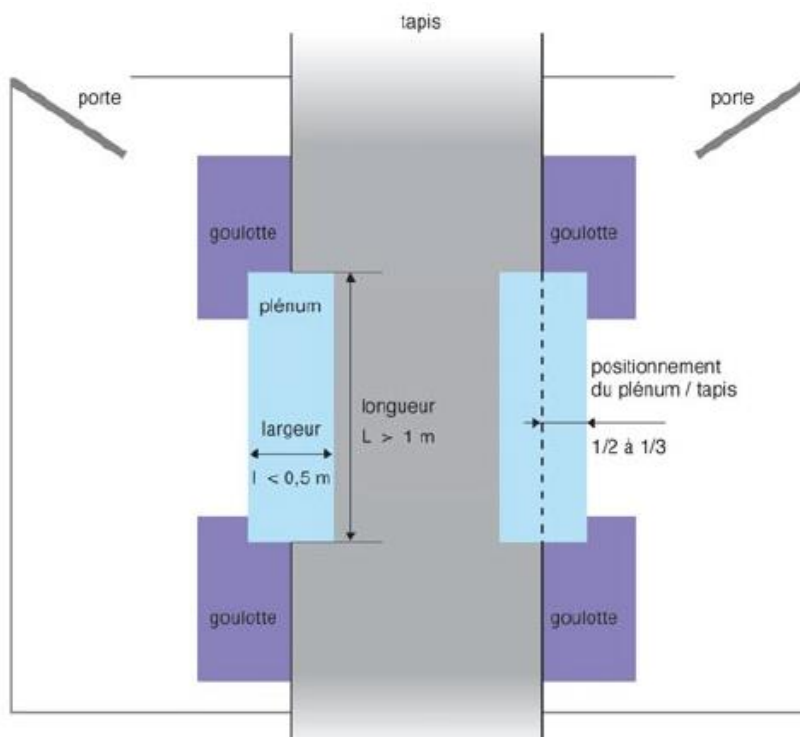


Figure 13 : Positionnement des pléniums dans une cabine de tri de déchets (d'après INRS (INRS, 2011)).



Les cabines de tri des déchets qui sont ventilées sont équipées de systèmes d'insufflation d'air dont l'objectif premier est de délivrer de l'air filtré dans la zone de respiration des travailleurs via des

plénums soufflants. Pour l'aspect confort (thermique), celui-ci peut être assuré par les plénums soufflants où avec des systèmes de climatisation fonctionnant en recyclage.

La norme NF EN ISO 7730 traitant de l'ergonomie du confort thermique permet d'exprimer le degré de gêne lié au courant d'air par le pourcentage prévisible de la population se déclarant dérangé par ce courant d'air (personnes insatisfaites). Le calcul prend en compte les valeurs de température locale de l'air, vitesse moyenne locale de l'air et l'intensité locale de turbulence.

L'INRS recommande que la température de l'air soufflé soit comprise entre 18 et 22 °C et que la vitesse de l'air soit en comprise entre 0,2 et 0,4 m/s. L'application de la méthode de calcul de la norme NF X 35-203 tendrait à montrer que pour ces gammes de températures et de vitesses, 12 à 27 % des personnes ressentiraient une gêne liée au courant d'air (BARA, 2015). Ce constat d'inconfort nous a été confirmé lors d'une interview avec une personne du SYTCOM.

Par ailleurs, il a été mentionné lors de cet entretien que malgré les recommandations de l'INRS appliquées en conception, les vitesses d'air mesurées sur 50 % des postes de travail du centre de Nanterre, les vitesses de l'air dépassent ponctuellement 0,5 m/s.

2.3.2. POLLUANTS EN PRESENCE

SOURCES ET POLLUANTS

Cas particulier du tri des OM

Dès 2002, Nedellec avait identifié le déversement des ordures ménagères comme à l'origine de l'émission de plusieurs substances potentiellement dangereuses pour la santé [Nedellec 2002]. Notons que cette étape constitue une opération commune à la plupart des filières étudiées ici.

Nedellec a recherché et compilé les publications scientifiques ou techniques faisant référence à des campagnes météorologiques (réalisées en France et à l'étranger) permettant de dresser l'inventaire des agents présents dans les émanations d'OM fraîches, c'est-à-dire âgées au plus de 1 à 2 semaines. Il en conclut que cette opération expose les salariés à un large spectre d'agents microbiologiques (bactéries, champignons, endotoxines et mycotoxines), de poussières minérales ou organiques et de composés organiques volatils.

L'INRS [ND2309, 2009] reprend ces conclusions en indiquant que, dans les centres de tri, le déplacement et la manipulation des déchets génèrent l'émission de poussières qui peuvent être à l'origine d'un risque chimique et biologique.

Selon la synthèse effectuée par Nedellec [Nedellec 2002], les opérations les plus émettrices de microorganismes sont, dans l'ordre, le tri des déchets puis le déchargement des camions.

Tri des déchets recyclables

Plus récemment [Anzivino-Viricel, 2012], ces mêmes conclusions sont à nouveau confirmées. Sur la base de synthèses d'études sur les risques sanitaires encourus par les travailleurs de centres de tri en Europe (Danemark, Pays-Bas, Royaume-Uni, Grèce) et dans le monde (Brésil, Inde), Anzivino-Viricel [Anzivino-Viricel, 2012] conclut que ces filières exposent les travailleurs essentiellement à des poussières d'agents biologiques dispersés dans l'air (bioaérosols) et à des composés organiques volatils.

CONCENTRATIONS MESUREES DANS L'AIR

Cas particulier du tri des OM

Pour les COV, les zones de réception des OM sont plus polluées que les autres aires de traitement (stockage ou compostage). Les concentrations en COV à l'intérieur des centres de tri d'OM sont relativement élevées. Elles s'étendent de quelques centaines de $\mu\text{g}/\text{m}^3$ à plusieurs dizaines de mg/m^3 [Nedellec 2002]. En général, toutes les grandes familles de COV sont représentées, notamment les aromatiques, alcanes, aldéhydes, chlorés, esters et terpènes. Les plus abondants, tant en concentration qu'en fréquence, semblent, selon cette étude [Nedellec 2002], être les BTEX et les solvants chlorés.

Ces conclusions sont en partie basées sur l'étude menée par Kaluzny et al. (1998) qui ont réalisé des mesures des principaux composés organiques volatils (COV) émis lors du traitement des déchets sur deux sites grenoblois (usines de tri et de compostage). Il en ressort que les teneurs moyennes en COV sont parfois très élevées dans la salle de tri des déchets, notamment celle du toluène (>1 ppm), de l'éthylbenzène (>250 ppb), du tétrachloroéthène (400 ppb), du n-butyle acétate (600 ppb), de l'acétaldéhyde (>200 ppb), du décane (1 ppm) et du limonène (3 ppm). Le limonène constitue ainsi la source principale d'hydrocarbures. Les concentrations mesurées restent toutefois très inférieures aux VLEP des composés considérés (le limonène ne dispose pas, à ce jour, de VLEP).

Tri des déchets recyclables

Concernant les COV, Veolia Recyclage et Valorisation des Déchets a indiqué avoir mesuré une centaine de COV sur quatre centres de tri de collecte sélective, déchets industriels ou papier/carton. Les prélèvements ont été réalisés en points fixes sur 6h au plus proche des sources d'émissions potentielles. Seules trois substances ont été quantifiées à plus de 0,5% de la VLEP : n-hexane, toluène et 1-méthoxypropan-2-ol. Les concentrations mesurées sont inférieures à la VLEP pour ces trois composés.

Les études récentes semblent davantage axées sur la caractérisation des poussières et microorganismes que sur les COV.

Dans une étude récente, Dong-Uk Park (2011) a quantifié les expositions en poussières totales et micro-organismes sur un panel de 48-49 travailleurs en Corée. Il en ressort une exposition significative aux poussières et micro-organismes, avec des valeurs d'exposition supérieures aux valeurs de référence retenues notamment pour les endotoxines et les microorganismes. Une contamination élevée des visages et vêtements de ces travailleurs a également été constatée. Toutefois, l'auteur précise que les lieux n'étaient pas ventilés, ce qui limite la transposition aux centres français mais tend à confirmer l'intérêt de systèmes de ventilation mécanique.

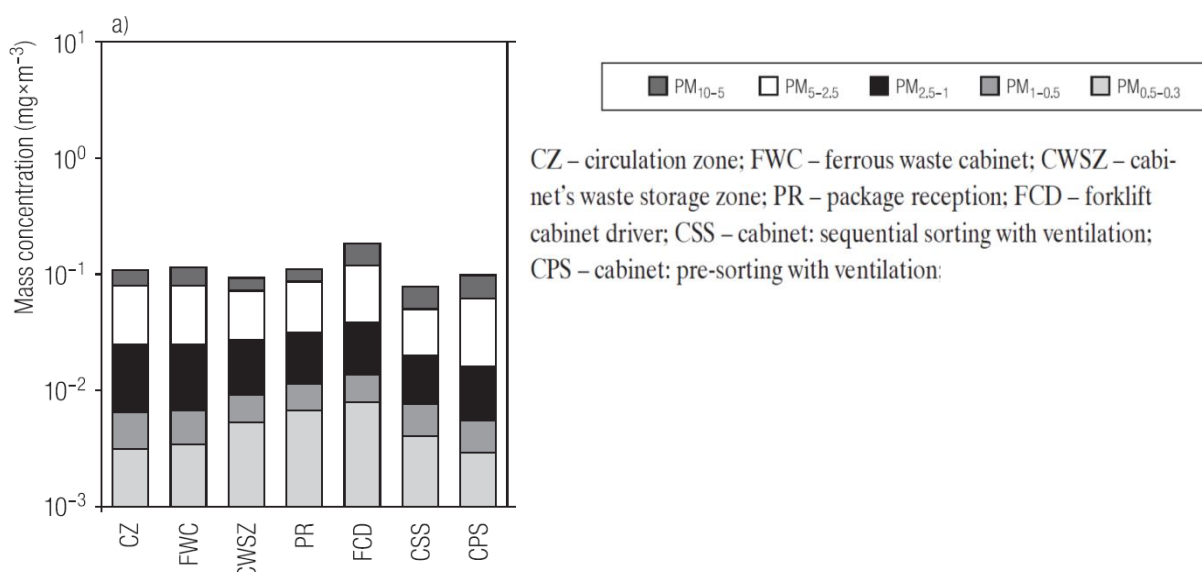
Cette analyse est partagée par VIEGAS [2014-b] qui a mené des campagnes de mesures sur deux usines de tri au Portugal, en 2011 et 2013, l'une disposant de systèmes de ventilation mécanique et l'autre non. Les concentrations mesurées en poussières sont significativement plus élevées dans l'usine sans ventilation. De même, sur l'usine ventilée des mesures ont été réalisées à l'intérieur des cabines de tri avec le système de ventilation en fonctionnement puis à l'arrêt : l'impact de la ventilation est avéré même s'il reste modéré.

Cette étude [VIEGAS 2014-2] présente des mesures de concentrations en poussières selon différentes fractions et différents postes de travail. Une mesure de 5 minutes par poste a été réalisée, au plus près des voies respiratoires des travailleurs. Les résultats ont été traités à la fois sous l'angle de la concentration massique et du nombre de particules. Si les plus fortes concentrations sont enregistrées pour les PM_{10} et les PM_5 (de l'ordre de $0,1 \text{ mg}/\text{m}^3$ pour ces fractions – tous postes de travail confondus – contre $0,01 \text{ mg}/\text{m}^3$ pour la fraction suivante la plus représentée, soit les $\text{PM}_{2,5}$). Ce sont cependant les fractions les plus fines ($0,3 \mu\text{m}$) qui comptent le plus grand nombre de particules.

Les résultats démontrent également (voir Figure 14) que l'intérieur de la cabine de conducteur est la zone la plus « impactée », à la fois en termes de concentration globale en poussières et en raison de la plus grande représentation de particules ultra-fines ($< 1 \mu\text{m}$). Toutefois, il faut préciser que le conducteur maintenait la fenêtre ouverte lors des prélèvements, ce qui annule toute efficacité des systèmes de prévention (cabine en surpression, filtre à particules sur entrée d'air). Cela confirme

néanmoins que la manutention des déchets au chargeur est bien une action qui entraîne une forte contamination de l'air des locaux.

Figure 14 : Particules – Distribution par poste de travail (selon VIEGAS (2014-2))



La Figure 14 montre également que les autres postes de travail présentent des concentrations relativement homogènes. Il est dommage qu'aucun plan de l'usine étudiée ou davantage de précisions sur le fonctionnement et l'interaction des zones investiguées ne soient mentionnés.

Comme pour les références précédentes, les interprétations présentées sont à considérer avec précaution dans la mesure où elles ne reposent que sur une seule étude, n'ont été réalisées que sur un pas de temps de 5 minutes et que les mesures de poussières ont été réalisées avec un appareil portable (Lighthouse, model 3016 IAQ) qui effectue un comptage des particules (toutes les fractions simultanément) puis une approximation de la masse (sur la base de la densité du carbone).

Enfin, une récente étude française a été menée par l'APAVE pour l'ADEME et ECOBALLAGES [ADEME, 2014] dans le cadre de l'extension des consignes de tri des plastiques. Pendant un an, les concentrations en poussières organiques inhalables, bactéries et moisissures cultivables mésophiles et endotoxines ont été suivies sur 5 sites expérimentaux, avant et après extension des consignes de tri. La synthèse des résultats de mesures, réalisées sur les personnels en cabines de tri et sur les personnels « mobiles » (chargement, nettoyage, cariste, conducteur de presse,...), sont présentés dans le Tableau 3 (cabine) et le Tableau 4 (hors cabine) ci-dessous.

Tableau 3. Synthèse des résultats en cabine de tri (selon ADEME, 2014)

| Site | Extension | Poussières mg/m^3 | Endotoxines UE/m^3 | Moisissures UFC/m^3 | Bactéries UFC/m^3 |
|--|-----------|--------------------------------------|---------------------------------------|--|--------------------------------------|
| 1 | Avant | 0,31 (0,22 - 4,63) | 21 (7 - 60) | 3 600 (900 - 350 000) | 1 600 (300 - 2 300) |
| | Après | 0,31 (0,2 - 3,02) | 12 (2 - 300) | 26 000 (1 700 - 2 600 000) | 4 900 (730 - 510 000) |
| 2 | Avant | 0,18 (0,15 - 0,2) | 4 (2 - 6) | 7 800 (3 400 - 12 000) | 600 (400 - 800) |
| | Après | 0,12 (0,06 - 0,34) | 18 (2 - 49) | 40 000 (10 000 - 670 000) | 2 600 (200 - 18 000) |
| 3 | Avant | 1,47 (0,74 - 2,2) | 100 (100 - 110) | 140 000 (73 000 - 220 000) | 92 000 (36 800 - 150 000) |
| | Après | 0,14 (0,06 - 1,32) | 20 (2 - 280) | 10 000 (1 700 - 110 000) | 2 400 (300 - 88 000) |
| 4 - BCMP | Avant | 0,04 (0,04 - 0,05) | 10 (9 - 30) | 3 000 (1 100 - 3 200) | 600 (300 - 1 100) |
| | Après | 0,18 (0,05 - 2,06) | 20 (4 - 70) | 74 000 (10 500 - 290 000) | 6 400 (400 - 59 000) |
| 4- BCMPJ | Avant | 0,29 (0,14 - 0,59) | 150 (21 - 350) | 82 000 (58 000 - 120 000) | 85 000 (85 000 - 85 000) |
| | Après | 0,27 (0,1 - 0,65) | 20 (8 - 130) | 54 000 (17 000 - 180 000) | 5 200 (400 - 25 000) |
| 5 | Avant | 0,98 (0,25 - 2,44) | 140 (20 - 200) | 77 000 (32 000 - 190 000) | 30 000 (6 700 - 58 000) |
| | Après | 1,17 (0,2 - 9,64) | 60 (0,03 - 460) | 102 000 (2 300 - 1 900 000) | 8 400 (800 - 200 000) |
| Valeurs représentées : Médiane (Min - Max) | | | | | |

Tableau 4. Synthèse des résultats lors des tâches mobiles (selon ADEME, 2014)

| Site | Extension | Poussières mg/m ³ | Endotoxines UE/m ³ | Moisissures UFC/m ³ | Bactéries UFC/m ³ |
|--|-----------|---------------------------------|----------------------------------|-----------------------------------|---------------------------------|
| 1 | Avant | 0,47 (0,22 - 4,63) | 56 (5 - 200) | 61 000 (6 300 – 260 000) | 9 800 (1 300 – 28 000) |
| | Après | 0,65 (0,24 - 12,59) | 60 (6 - 900) | 130 000 (4 800 – 2 700 000) | 23 000 (1 200 – 1 200 000) |
| 2 | Avant | 0,5 (0,11 - 0,89) | 12 (5 - 19) | 24 000 (21 000 – 27 000) | 1 300 (600 – 2 100) |
| | Après | 0,27 (0,03 - 0,70) | 8 (5 - 27) | 50 000 (10 000 – 420 000) | 1 000 (100 – 12 000) |
| 3 | Avant | 2,21 (0,32 - 4,1) | 30 (30 - 30) | 31 000 (29 000 – 32 000) | 29 000 (16 000 – 42 000) |
| | Après | 1,61 (0,41 - 7,67) | 60 (10 - 260) | 180 000 (1 400 – 770 000) | 18 500 (2 500 – 90 000) |
| 4 - BCMP | Avant | 0,02 (0,02 - 0,02) | 5 (5 - 5) | 1 500 (1 500 – 1 500) | 450 (450 - 450) |
| | Après | 0,19 (0,05 - 0,47) | 4 (1 - 20) | 89 000 (16 000 – 210 000) | 1 900 (400 – 110 000) |
| 4- BCMPJ | Avant | 0,37 (0,37 - 0,37) | 10 (10 - 10) | 85 000 (85 000 – 85 000) | 9 600 (9 600 – 9 600) |
| | Après | 0,30 (0,07 - 0,86) | 8 (3 - 20) | 38 000 (17 000 – 57 000) | 2 000 (800 – 18 000) |
| 5 | Avant | 1,60 (1,60 - 1,60) | 60 (20 - 90) | 23 000 (13 000 – 33 000) | 11 000 (8 000 – 13 000) |
| | Après | 0,84 (0,27 - 48,48) | 20 (10 – 3 400) | 63 000 (900 – 91 000) | 4 700 (900 – 33 000) |
| Remarques : - Valeurs représentées : Médiane (Min - Max) | | | | | |

L'interprétation porte bien sûr sur l'évolution des concentrations avant et après extension des consignes de tri. Mais elle s'intéresse également à l'influence d'autres facteurs, internes au site (type de poste, mode de gestion : LIFO/FIFO⁶, ventilation...) ou externes (présence de pluie, jour de collecte, nature des déchets,...).

Les résultats des mesures réalisées montrent que les niveaux d'exposition atteints pour les moisissures et dans une moindre mesure pour les bactéries sont élevés. Les concentrations de poussières et moisissures mesurées sur les opérateurs « mobiles » (opérateur de nettoyage, de maintenance, chargeurs) hors cabine de tri sont plus élevées que celles relevées sur les opérateurs postés en cabines. Les phases de nettoyage sont identifiées comme particulièrement exposantes.

Par ailleurs, pour les endotoxines, les concentrations sont, pour certaines mesures réalisées après l'extension des consignes de tri, supérieures aux valeurs guides établies par l'Assurance maladie – Risques professionnels en juin 2015 (INRS, Note HST n°239, 2015) de 200 UE/m³ et 1000 UE/m³ à partir desquelles des mesures de prévention doivent être respectivement planifiées et mises en place immédiatement.

Notons que les plages de concentrations mesurées dans l'étude ADEME/ECOEMBALLAGES [ADEME, 2014] sont globalement cohérentes avec ce qui est reporté dans la synthèse de l'IOM [IOM 2012].

⁶ Last In First Out / First In First Out (dernier déchet entré, premier trié / premier déchet entré, premier trié)

Tableau 5. Synthèse des concentrations en poussières organiques, bactéries et champignon en centres de tri (selon IOM, 2012)

| Source | Zone d'étude | Paramètre | Valeur (médiane et gamme) |
|--------------------------------------|------------------|--|---|
| Tri des recyclables secs des ménages | Finlande (2001) | Bactérie mésophile (en nombre/m ³) : | 14 200 (2 600 – 38 400) 1 400 (process off) |
| | | Champignon mésophile (en CFU/m ³) : | 55 200 (5 400 – 202 000) 3 000 (process off) |
| | | Poussières organiques (mg/m ³) : | 0,9 (< LQ – 1,3) |
| Zone de réception | Allemagne (1996) | Spores de champignons (en UFC/m ³) : | 66 000 |
| | | Poussières organiques (mg/m ³) : | < 6 en moyenne et pics ponctuels > 6 |
| Tri des déchets | Canada (2001) | Bactéries totales (en nombre/m ³) : | 9 600 – 13 000 |
| Eté Hiver | | | 1 840 - 6 110 |
| « Grande usine » | Pologne (2009) | Spores de champignons (en UFC/m ³) : | 29 000 |
| Zone de travail | | | 3 600 |
| Bureau | | | 78 000 |
| « Petite usine » | | | 2 500 |
| Zone de travail | | | |
| Bureau | | | |
| « Grande usine » | | Poussières inhalable (mg/m ³) : | 2,38 |
| « Petite usine » | | | 1,12 |

Dans cette synthèse de l'IOM [IOM 2012], l'étude Finlandaise (2001) met également en évidence l'impact de l'activité dans les halls (variations d'un facteur 10 entre process on et process off). L'étude canadienne semble quant à elle démontrer un effet de saisonnalité. Ce dernier ne transparaît pas dans les résultats de l'étude ADEME [ADEME 2014].

Les bureaux, considérés comme zones connexes dans notre étude, apparaissent préservés par rapport aux zones de travail (étude polonaise).

2.3.3. AXES D'AMELIORATION

En préambule, notons que des axes d'amélioration transverses, d'ordre techniques, organisationnels, de contractualisation ou de sensibilisation ont également été identifiés ; ils sont détaillés en §2.7.2.

Les éléments présentés ici font référence au tri des déchets recyclables, le tri sur ordures ménagères brutes étant très limité et ayant vocation à disparaître.

REDUCTION DES EMISSIONS

La récente publication APAVE/ADEME/ECOEMBALLAGES [ADEME 2014], axée sur l'extension des consignes de tri (tri des plastiques), traite les résultats issus de 6 campagnes de mesures (1 campagne avant extension des consignes ; 5 campagnes après) menées sur 5 centres de tri. Ces résultats permettent de dresser un état des lieux récent et bien documenté de la qualité de l'air dans les centres de tri français.

Selon cette étude, plusieurs campagnes ont montré l'influence de l'âge de la collecte sur les niveaux de concentrations en moisissures : des niveaux élevés de concentrations en moisissures peuvent être corrélés à l'augmentation de l'âge de la collecte des produits recyclés le jour de la campagne.

Concernant les moisissures, il a été noté que le facteur « Pluie » modifie de façon importante la relation entre l'extension des consignes de tri et la concentration mesurée dans les cabines de tri. Lorsque la collecte a été réalisée par temps de pluie, l'exposition aux moisissures en cabine est augmentée par un facteur 35, alors que ce facteur est seulement 2.5 lorsque la collecte est réalisée par temps sec.

L'ordre du traitement des déchets est également apparu comme un facteur déterminant de l'exposition aux poussières et aux agents biologiques : le mode LIFO (Last In First Out) est associé à une augmentation significative des concentrations, en cabines de tri comme sur les postes mobiles.

Ainsi l'étude conclut qu'il paraît nécessaire d'associer à l'activité de tri des recyclables secs des ménages :

- un âge de collecte modéré,
- une protection des produits de la collecte sélective des effets de la pluie (bac avec couvercle plein),
- une gestion de l'ordre de traitement des produits de la collecte sélective en FIFO (First In First Out).

Notons également que l'étude conclut que l'extension des consignes de tri des emballages plastiques augmente l'exposition aux moisissures et aux bactéries dans les cabines de tri. L'influence conséquente de la nature de la matière première traitée est à nouveau démontrée.

LIMITATION DES TRANSFERTS / REDUCTION DES CONCENTRATIONS

- Opérateurs en cabines de tri

L'étude de l'APAVE pour l'ADEME/ECOEMBALLAGE [ADEME 2014] a montré que la qualité du système de ventilation de la cabine joue un rôle déterminant concernant les niveaux d'exposition. En comparaison avec un système de ventilation des cabines non conforme aux recommandations de l'INRS, un système de qualité intermédiaire (approchant de la conformité aux prescriptions INRS) est associé à une réduction significative, mais modérée (réduction des concentrations par un facteur moyen de 2,8 et 3,3) des concentrations de poussières et d'endotoxines. En revanche, l'effet ne semble pas significatif sur les concentrations de moisissures et de bactéries.

L'impact des systèmes de ventilation est également démontré dans l'étude de VIEGAS [VIEGAS 2014-2], qui atteste que les concentrations mesurées en poussières sont significativement plus élevées dans une usine sans ventilation.

Il semble ainsi nécessaire d'équiper les centres de tri d'une ventilation des cabines de tri conçue **et maintenue** conforme aux recommandations de l'INRS.

- Opérateurs mobiles

Les opérateurs mobiles sont plus exposés aux poussières et moisissures que les opérateurs en cabines de tri. Pour ces travailleurs spécifiques l'amélioration de la qualité de l'air respiré nécessite une évaluation spécifique de leur travail (identification des tâches, évaluation des expositions biologiques, définition des mesures de prévention...).

- Actions générales

Afin de rendre plus efficace la ventilation générale et de limiter le transfert de pollutions, l'INRS (INRS ED6098) recommande d'aménager les centres de tri en 3 zones séparées physiquement par des murs coupe-feu : hall de déchargement, hall de chargement des produits finis, et la partie process.

Par ailleurs afin de limiter les transferts de polluants, le capotage de l'ensemble du process (cribles, chutes de tapis, convoyeurs, ...) est un axe d'amélioration recommandé. Il faut cependant éviter que cela ne nuise à l'exploitation. Ainsi, pour faciliter la maintenance (débouillage, ...) les convoyeurs pourront disposer d'un capotage qui s'enlève facilement (ex : flasques latérales rehaussées prolongées par des arceaux qui supporteront les bâches fixées par des sandows) et de capteurs avec report en supervision (ex : détecteur de rotation sur les tambours des tapis), etc.

Il est également recommandé de maximiser les extractions au début du process pour enlever les fines le plus tôt possible dans la chaîne de traitement.

EXPLOITATION, ENTRETIEN ET MAINTENANCE

Les axes d'amélioration proposés sont transposables à tous type de site et sont détaillés en §2.7.2.

2.4 Compostage et méthanisation

2.4.1 VENTILATION

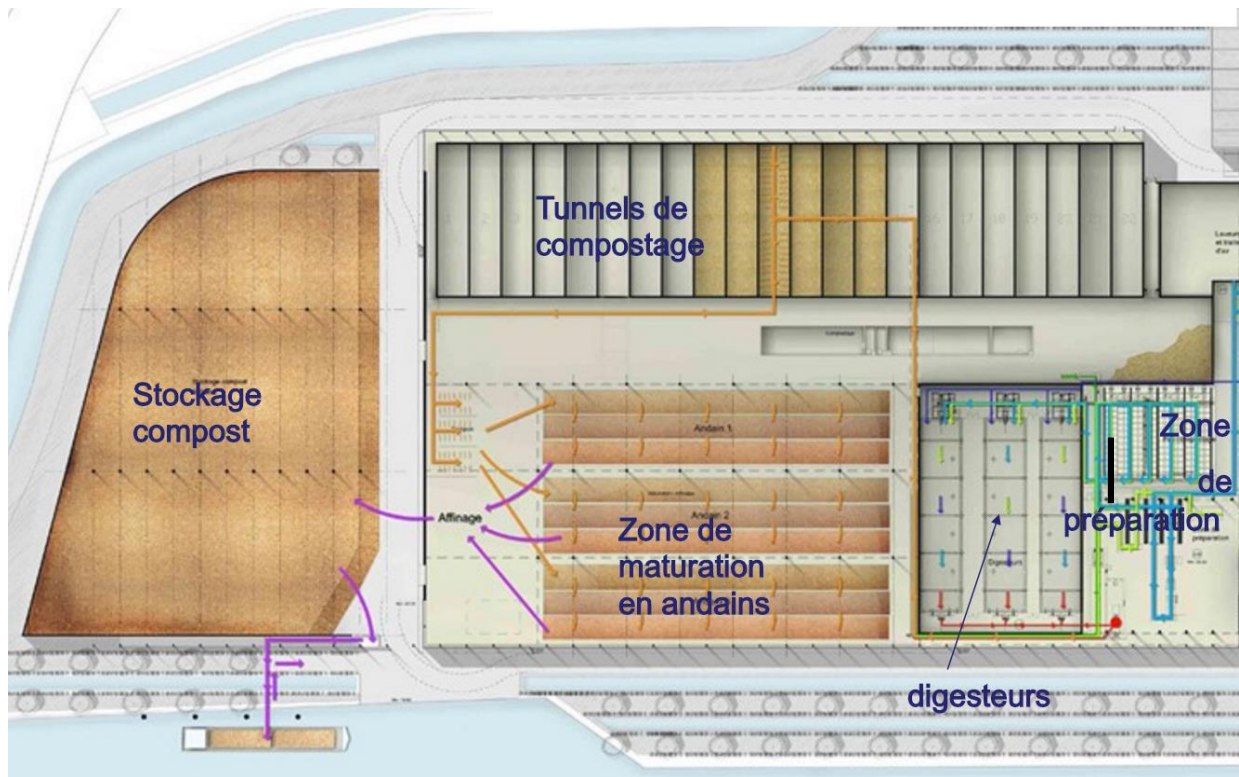
RAPPEL SUR LES ENCEINTES CONSIDEREES

Selon la première phase de l'étude, les enceintes suivantes sont à considérer ; un exemple de positionnement de ces enceintes sur une usine de méthanisation-compostage est proposé en Figure 15.

Tableau 6. Enceintes d'intérêt dans les centres de compostage/méthanisation

| Zone | Local | Intérêt |
|--------------------|-------------------------------------|---|
| 1. Réception | Hall de réception | Présence régulière de personnel piéton lors des déchargements et pour les nettoyages. Inclus la zone trémie (cas des déchargements en fosses). |
| | Salle de commande | Lien aéraulique avec les « zones source » contiguës à étudier même si ces salles sont généralement en surpression |
| 2. Pré-traitement | Hall de tri | Entretien et maintenance récurrents dans cette zone où la qualité de l'air peut être dégradée |
| 3. Traitement | Hall de fermentation / maturation | Entretien et maintenance récurrents dans cette zone où la qualité de l'air peut être dégradée |
| 4. Post-traitement | Hall d'affinage | Entretien et maintenance récurrents dans cette zone où la qualité de l'air peut être dégradée |
| 6. Zones connexes | Vestiaires (uniquement si contigus) | Lien aéraulique avec les « zones source » contiguës |
| | Alimentation / Extraction BRS | Entretien et maintenance récurrents dans cette zone où la qualité de l'air peut être dégradée |
| | Atelier de maintenance | Pas de source spécifiquement liée au site mais lien aéraulique avec les « zones source » contiguës |
| | Bureaux (uniquement si contigus) | Lien aéraulique avec les « zones source » contiguës |

Figure 15 : Exemple d'une installation de méthanisation-compostage



Source : La méthanisation des déchets ménagers, l'expérience de Lille Métropole (<http://slideplayer.fr/slide/446103/>)

ZONES PROCESS

De manière générale, peu d'information est disponible dans la littérature sur les conditions de ventilations spécifiques à chaque enceinte.

Les recommandations générales d'isolement des espaces, de confinement des émissions et de captations à la source (extractions locales) développées en § 2.3.1 peuvent être transposées ici.

ZONES CONNEXES

Les zones connexes sont un sujet transverse commun à tous types de site et sont traitées au §2.6.

2.4.2. POLLUANTS EN PRESENCE

SOURCES ET POLLUANTS

Que l'on considère les sites de compostage ou de méthanisation, les zones de préparation de la matière sont similaires (réception, prétraitement). De plus, pour pouvoir être valorisé en agriculture, le digestat subit généralement une phase de compostage caractérisé. Les émissions rencontrées lors de cette phase sont alors à peu près les mêmes que pour un compostage simple, sans méthanisation préalable [INERIS 2010a]. Aussi, ces deux types de site (compostage et méthanisation) sont ici traités sans distinction.

Une récente étude ADEME [ADEME, 2012] dresse un état des lieux des émissions gazeuses et particulaires du compostage. L'INRS a de son côté publié en 2010 les travaux de Poirot et al [INRS, 2010c] qui ont mené des campagnes de caractérisation des expositions professionnelles sur une dizaine de sites de compostage en France, dont un site de compostage de digestat de méthanisation.

Ces récents travaux [ADEME 2012], [INRS 2010c,] ainsi qu'un article basé sur le REX de l'UVO⁷ Venesys [INRS, 2014a] s'accordent sur la présence de 3 polluants majoritaires :

- les matières particulaires totales (MPT),
- l'ammoniac,
- les bioaérosols.

Plusieurs publications font également état de la présence de nombreux COV, de nature et de concentration variables en fonction des zones caractérisées et des matières premières traitées. Bien que présents le plus souvent en faibles concentrations [INRS 2010c], la grande disparité de nature et de toxicité de cette famille de composés nous conduit à les étudier plus en détails.

A noter que bien que le méthane soit le polluant gazeux majoritairement produit en méthanisation, ce composé ne génère pas de risque sanitaire en tant que tel : il s'agit de risques de sécurité (risque explosif et d'asphyxie par défaut d'oxygène) et non pas de santé. Par ailleurs, aucune exposition à ce composé n'est attendue dans la mesure où le procédé est effectué en unité entièrement close. Les systèmes de contrôle en place sur ces sites (surveillance de la Limite Inférieure d'Explosivité pour éviter tout risque d'explosion en cas de fuite de méthane) permettent de garantir que l'exposition à ce gaz ne serait de toutes façons que très limitée [INERIS 2010a, IOM 2012].

Les émissions en polluants mentionnés ci-dessus sont liées à la dégradation même de la matière organique par les micro-organismes ou aux activités associées (manipulation des déchets, circulation des engins,...). Si la part attribuable aux différentes origines reste incertaine [Nedellec 2002], le découpage indicatif, présenté dans le Tableau 7 et le Tableau 8 ci-après, peut toutefois être établi [ADEME 2012, INRS 2010c].

⁷ Unité de Valorisation Organique

Tableau 7. Polluants d'intérêt identifiés en compostage / méthanisation

| Polluant | Origine | Zone concernée |
|----------------------------------|--|--|
| Poussières particulaires totales | Processus de compostage (actions mécaniques) | Zone de déplacement de matière et/ou de circulation des engins (surtout chargeuse sur pneus) Effet de saisonnalité (plus de poussières en été lorsque le produit est sec) |
| NH ₃ | Processus de compostage (dégradation biologique) | Très présent dans toutes les zones. Les concentrations sont variables en fonction des déchets compostés : les compostages de boues et de déchets après méthanisation sont les plus émissifs. |
| Bio-aérosols | Processus de compostage (dégradation biologique) | Les bio-aérosols sont générés lors de la manipulation du déchet, notamment l'été. |

D'autres polluants sont cités dans la littérature [INERIS 2010a ADEME 2012, INRS 2010c, ASTEE 2011, Gallego 2014, Font 2011] mais sont a priori présents en moindres proportions.

Tableau 8. Autres polluants identifiés en compostage / méthanisation

| Polluant | Origine | Commentaire |
|------------------|--|--|
| COV (dont BTEX) | Processus de compostage (dégradation biologique) | Les valeurs mesurées sont variables, généralement faibles à modérées. Les expositions sont plus fortes aux étapes de réception, pré-traitement et en début de compostage. Plus d'une centaine de substances sont identifiées, dépendant du type de substrat, du procédé de compostage, et des conditions opérationnelles (voir détails dans les paragraphes suivants). Concernant les BTEX, ces composés sont supposés provenir principalement de la combustion des carburants des engins utilisés sur site [2] |
| HAP | Déchet entrant | A l'état de traces dans les déchets entrants. Concentrations d'exposition négligeables. |
| PCB | Déchet entrant | A l'état de traces dans les déchets entrants, notamment les boues. Concentrations d'exposition négligeables. |
| CO ₂ | Processus de compostage (fermentation aérobie) | Environ 50% du C des déchets est transformé en CO ₂ . |
| CO | Processus de compostage Engins | Faible part liée aux émanations des moteurs thermiques |
| ETM | Déchet entrant | Essentiellement Fe (10 à 170 µg/m ³) et Al (10 à 80 µg/m ³), contenus dans/sur les poussières. Autres composés négligeables. |
| H ₂ S | Processus de compostage (dégradation biologique) | Fonction du déchet entrant (les boues sont réputées émettrices). Lorsque le processus fonctionne bien, les concentrations sont très faibles (de l'ordre du µg/m ³) au regard de la VLEP 8 heures. En cas de dysfonctionnements de la ventilation (création de conditions anaérobies) ou de zones de stagnation des effluents liquides, la fermentation peut conduire au dégagement de ces composés. |

Rappelons à nouveau qu'il s'agit ici de synthétiser au mieux les émissions, qui resteront cependant fonction du type de substrat, du procédé de compostage et des conditions opérationnelles.

CONCENTRATIONS MESUREES DANS L'AIR

Concernant les polluants d'intérêt (poussières, NH₃, bioaérosols) et les polluants considérés comme une problématique générale dans le domaine des déchets (COV), les compléments d'information suivants sont disponibles.

Poussières totales

L'étude INRS [INRS 2010c] constate, de manière générale, peu de dépassements de la VLEP 8 heures en ce qui concerne les poussières totales : sur 210 mesures, seules 7 dépassent cette valeur repère et correspondent systématiquement à des zones de déplacement de matière (opération de mélange déchet avec structurant, affinage, criblage), avec déplacement de chargeuse sur pneus.

La synthèse de l'IOM [IOM 2012] propose un tableau récapitulatif des concentrations en poussières organiques mesurées sur plusieurs sites de compostage.

Tableau 9. Poussières organiques – Synthèse des mesures disponibles (selon IOM, 2012)

| Source | Zone d'étude | Concentration moyenne (min-max) en mg/m ³ |
|--|--------------------|--|
| Fosse de stockage | Pays-Bas (1997) | 1,1 (0,3 – 3,4) |
| Non précisé | Pays-Bas | 4,5 (0,7 – 55,1) |
| Criblage Retournement Broyage | Royaume-Uni (2001) | 1.37-3.32 0.39-1.23 1.46-1.54 |
| Ambulatoire sur 4 travailleurs | Royaume-Uni (2007) | 0,39 – 2,88 |
| Compost Production workers Compost technical personnel Compost supervisors Compost bulldozer drivers Composting Site Process Hall Composting Site Workshop Composting site Canteen & offices | Pays-Bas (2000) | 1.3 (<0.3-5.3) 1.5 (0.7-7.3) 1.8 (0.5-22.8) 0.5 (<0.3-12.2) 0.6 (<0.3-3.8) 0.4 (<0.3-2.2) 0.4 (<0.3-0.8) |
| Composting Plant site worker Composting Plant machine operator Bulldozer operator (reloading machine operator) | Pologne (2002) | 4.6 (0.8-10) 4.9 (2.3-10) 2.5 (1.9-3.2) |
| Salle de contrôle | Finlande (2005) | 0,6 – 0,7 |
| Mélange-fermentation Criblage Maturation Broyage | Espagne (2009) | 3.6 (<0.2-17.9) 7.5 (1.0-226.0) 11 (<0.1-35.9) 1.2 (0.1-5.5) |
| Tri manuel Broyage Retournement Criblage | Royaume-Uni (2011) | 1.47 (0.22-11.92) 0.92 (0.08-4.70) 0.77 (0.07-7.22) 1.24 (0.20-17.73) |
| Usine TMB – échantillons statiques Pre-traitement & compactage Bioréacteur Hall Drying Hall | Finlande (2006) | 0.4 (<0.01-0.7) 0.1 (<0.01-0.5) 0.4 (<0.01-1.5) |

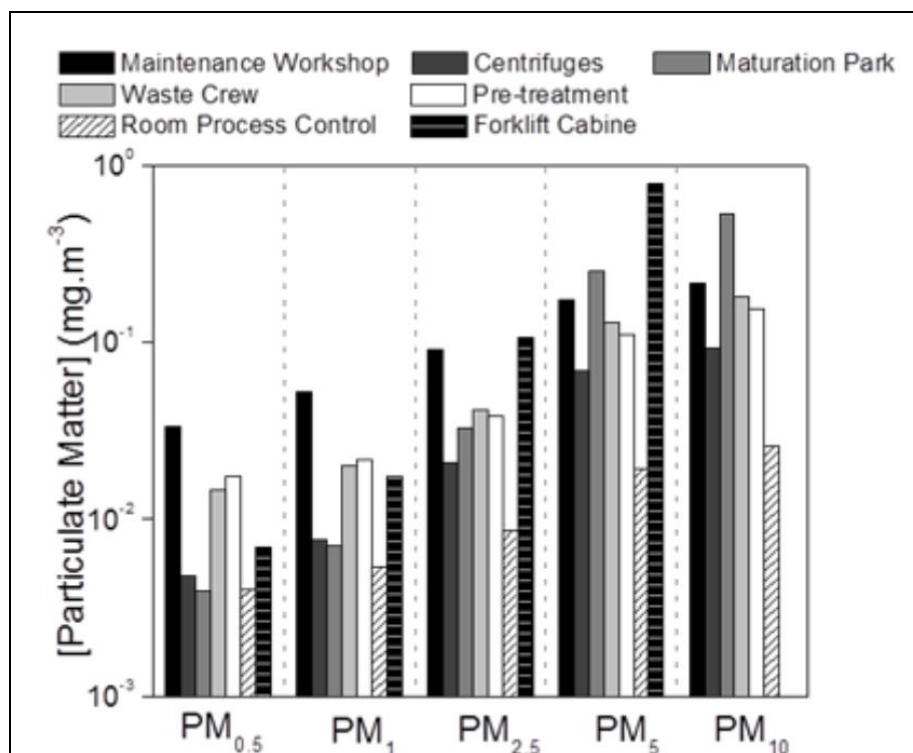
Les concentrations moyennes mesurées ressortent globalement assez faibles au regard de la VLEP 8 heures. Toutefois, des pics conséquents, associés aux opérations de déplacement de matière (criblage, broyage, retournement) ou de maintenance / nettoyage sont constatés dans la quasi-totalité des études citées.

Lorsque l'information est disponible (étude des Pays-Bas de 2000), les locaux connexes (atelier, cantine) apparaissent moins pollués en poussières que les locaux directement liés aux activités de compostage.

On dispose, de manière générale, de peu de données sur la composition des poussières (notamment la granulométrie). Selon Sykes [Sykes, 2011] et sur la base des sites étudiés, l'exposition à la fraction respiratoire est faible et non susceptible de présenter un risque. La fraction inhalable est ainsi largement prédominante. S. VIEGAS a, quant à elle, récemment mené une campagne de mesures sur une usine de compostage au Portugal [VIEGAS, 2014] dans le but de mieux connaître l'exposition aux matières particulaires et champignons sur ce type d'industrie. Les mesures ont été réalisées sur une période de 5 minutes, au plus près des voies respiratoires des travailleurs.

En termes de pollution aux particules, les résultats de cette étude indiquent que leur composition, en termes de taille des particules, varie d'une enceinte à une autre (voir Figure 16 ci-après).

Figure 16 : MPT en mg/m³ – Valeurs moyennes par poste de travail (selon VIEGAS, 2014)



Parmi les différentes enceintes, les valeurs les plus élevées des fractions les plus petites (PM_{0,5} et PM₁), potentiellement les plus dangereuses pour la santé, sont mesurées dans l'atelier de maintenance (Maintenance Workshop). Concernant les fractions les plus élevées (PM₅, PM₁₀), elles sont majoritairement retrouvées au niveau de la cabine de la chargeuse (Forklift Cabine). Cette zone et la zone de maturation (Maturation Park), sont globalement les plus exposées aux poussières, ce qui s'explique ici par les allers-retours de l'engin en zone de maturation, qui remettent en suspension les poussières.

Ces données sont à considérer avec précaution dans la mesure où elles ne reposent que sur une seule étude. Par ailleurs, les mesures de poussières ont été réalisées avec un appareil portable (Lighthouse, model 3016 IAQ) qui effectue un comptage des particules (toutes les fractions simultanément) puis une approximation de la masse (sur la base de la densité du carbone). Enfin, les mesures n'ont été réalisées que sur un pas de temps de 5 minutes, ce qui semble peu au regard des variations d'activité attendues sur ce type de site.

Ainsi, ces données sont essentiellement à considérer à titre indicatif. Elles mettent néanmoins en évidence que l'exposition n'est pas homogène dans les différentes enceintes (concentrations et compositions variables) et laissent supposer que la contamination dans l'atelier de maintenance est davantage à rapprocher des activités spécifiques qui y ont lieu (soudure, fraisage, découpe, ...) que de l'activité « déchets ».

La synthèse bibliographique de l'ADEME [ADEME, 2012] propose quant à elle un découpage sur les émissions des particules par les différentes activités (voir Tableau 10).

Tableau 10. Poussières - Dynamique d'émission (selon ADEME, 2012)

| Diamètre des particules émises (µm) | Transfert de matière | Retournement | Criblage | Broyage |
|-------------------------------------|----------------------|--------------|----------|---------|
| d < 2.5 | ↑↑ | ↑↑ | ↑↑↑ | ↑↑ |
| 2.5 < d < 10 | | | ↑↑ | |
| d > 10 | ↑↑ | | | ↑↑ |

Dans l'étude VIEGAS [VIEGAS, 2014], la salle de commande (Room Process Control) constitue la zone la plus préservée. Ce même constat avait été effectué par Kivirantra [Kiviranta, 1999] qui a réalisé des mesures sur une usine en Finlande dans différents modes de fonctionnement du broyeur. Les mesures en COV réalisées indiquent une moyenne variant entre 550 µg/m³ (broyage à l'arrêt) et 3 000 µg/m³ (broyage en fonctionnement) dans le hall de broyage tandis que les mesures réalisées en parallèle dans la salle de contrôle font état de valeurs nettement plus faibles, mais également impactées par le fonctionnement de broyeur (180 µg/m³ broyage à l'arrêt et 530 µg/m³ broyage en fonctionnement). Notons que ces valeurs, en somme de COV, ne peuvent être interprétées en termes de niveau de risque pour de l'exposition travailleurs.

Cela tend à confirmer le lien aéralique suspecté entre ces différentes enceintes. Toutefois, la publication de Kivirantra [Kiviranta, 1999] ne donne aucune information sur les conditions de ventilation des lieux et est donc difficilement exploitable de ce point de vue. Par ailleurs, depuis la fin des années 90, les principes constructifs de ces usines ont évolué.

Ammoniac

Selon l'ADEME [ADEME, 2012], plusieurs facteurs influent sur les émissions d'ammoniac (la nature et la qualité du substrat, le ratio C/N, l'aération, la température et le pH). Les émissions d'ammoniac ne sont pas stables tout au long du processus :

- l'émission est maximale pendant la fermentation, où la dégradation de la matière est importante et la température élevée,
- elle diminue avec le temps (baisse de la teneur en ammonium du substrat, baisse de la température et plus grande activité des organismes nitrifiants qui consomment l'ammonium).

Ces variations d'émissions peuvent être synthétisées selon le Tableau 11 ci-dessous.

Tableau 11. Ammoniac - Dynamique d'émission (selon ADEME, 2012)

| Fermentation | Retournement | Maturation | Criblage |
|--------------|--------------|------------|----------|
| ↑↑↑ | ↑ | | |

L'étude INRS [INRS 2010c], menée sur une dizaine de sites traitant des matières premières différentes, dresse le tableau de résultats suivant.

Tableau 12. Ammoniac – Résultats des mesures de concentrations en ppm (selon INRS 2010c)

| Entreprise | Déchet principal | Ammoniac : concentration en ppm | | | | | | | | | | | | | | | |
|------------|------------------|---------------------------------|-------|-------|------------|-----------------------|-------|-------|------------|----------------|-------|-------|------------|--------------------------|-------|-------|------------|
| | | Ambiance tous points | | | | Ambiance fermentation | | | | Cabines engins | | | | Prélèvements individuels | | | |
| | | n [n-VME] | Moy | Max | Écart type | n [n-VME] | Moy | Max | Écart type | n [n-VME] | Moy | Max | Écart type | n [n-VME] | Moy | Max | Écart type |
| A hiver | DV | 3* | < 1 | < 1 | | | | | | | | | | | | | |
| A été | DV | 3* | < 1 | < 1 | | | | | | | | | | | | | |
| B hiver | boues | 3* | 2,6 | 6,0 | | | | | | | | | | | | | |
| B été | boues | 3* | 6,2 | 12,1 | | | | | | | | | | | | | |
| C | boues | 10 (10) | 58,29 | 81,60 | 17,11 | 6 (6) | 65,40 | 81,60 | 9,80 | 4 (2) | 26,90 | 51,60 | 26,84 | 7 (3) cabine | 22,44 | 48,60 | 19,74 |
| D | bio-déchets | 20 | 2,08 | 4,61 | 1,17 | 12 | 2,30 | 4,61 | 1,26 | 5 | 1,98 | 3,69 | 1,02 | | | | |
| E | DV + boues | 26 | 3,55 | 7,54 | 2,60 | 18 | 5,06 | 7,54 | 1,55 | 4 | 0,63 | 0,77 | 0,10 | | | | |
| F | OMR | 26 | 0,18 | 0,59 | 0,13 | 8 | 0,24 | 0,59 | 0,16 | 4 | 0,09 | 0,13 | 0,03 | | | | |
| G | OMR | 28 | 0,06 | 0,11 | 0,01 | 19 | 0,06 | 0,08 | 0,01 | 4 | 0,11 | 0,18 | 0,05 | | | | |
| H | boues | 34 (19) | 12,47 | 39,50 | 7,32 | 34 (19) | 12,47 | 39,50 | 7,32 | 12 (3) | 8,67 | 13,01 | 3,25 | 5 (1) | 8,29 | 20,18 | 2,54 |
| I | DV | 35 | 1,59 | 6,00 | 1,64 | 20 | 1,62 | 6,00 | 1,74 | 15 | 0,16 | 0,29 | 0,07 | | | | |
| J | digestat OMR | 40 (32) | 27,58 | 51,21 | 12,68 | 30 (30) | 34,20 | 51,21 | 5,76 | 5 (3) | 14,6 | 24,3 | 7,1 | 11 (8) cabine | 15,8 | 30,0 | 8,2 |

* Mesurages réalisés sur une durée moyenne de 6 à 7 heures par appareil à lecture directe

Les concentrations les plus élevées sont mesurées sur les plates-formes de compostage de boues de STEP urbaine et de digestat d'OMR (méthanisation). Pour ces sites, les valeurs mesurées en ambiance ou en prélèvements individuels sont généralement supérieures à la VLEP 8 heures. Les plus fortes concentrations sont mesurées en zone de fermentation.

Ce constat ne se vérifie pas pour les autres substrats.

Bio-aérosols

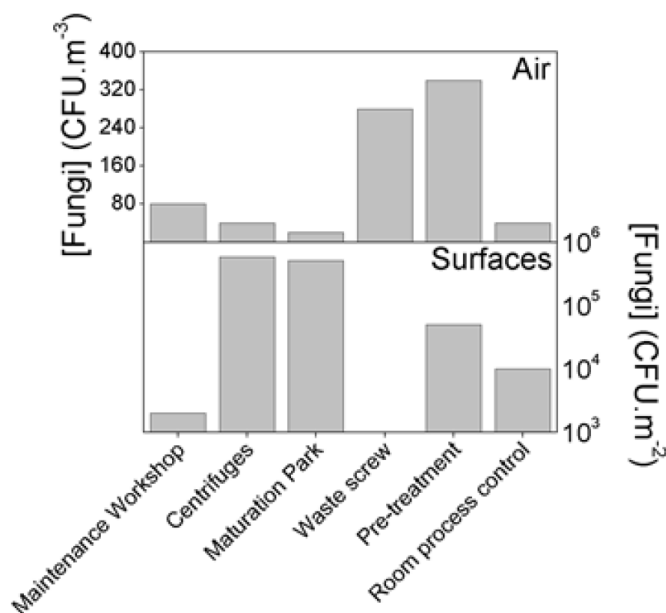
La synthèse bibliographique de l'ADEME [ADEME, 2012] fait état d'une variabilité importante des concentrations microbiennes dans l'air des sites de compostage. Des pics de concentrations sont mesurés lors de certaines activités telles que le broyage, le criblage, avec une augmentation des concentrations d'environ 2 unités logarithmiques par rapport aux concentrations « bruit de fond ».

Les étapes de maintenance et de nettoyage sont également identifiées comme particulièrement émettrices.

La taille des bioaérosols a également fait l'objet de quelques études et est généralement inférieure à 7 ou 8 μm [ADEME, 2012].

Les résultats de l'étude VIEGAS sur une usine de compostage au Portugal [VIEGAS, 2014] sont reportés sur la Figure 17 ci-dessous. L'auteur s'est intéressée à la fois à la concentration en air ambiant (collectés via un impacteur – échantillon de 50 l prélevé à 140 l/min) et à la contamination des surfaces (échantillonnage via un « mouchoir » de 10 cm x 10 cm, selon ISO18593).

Figure 17 : Valeurs moyennes des concentrations et de charges surfaciques en champignons par poste de travail (selon VIEGAS, 2014)



Les résultats de la Figure 17 confirment une forte variabilité des concentrations en fonction des enceintes. En termes de concentrations, les zones de pré-traitement (Pre-treatment ; Waste screw) sont de loin les plus contaminées par les microorganismes de type champignons. Une contamination des surfaces est également notable dans la salle de contrôle (Room process control). Toutefois dans cette dernière enceinte, la concentration en champignons dans l'air est plus faible que sur l'échantillon de contrôle réalisé en extérieur du site.

Une récente publication [WERY, 2014] dresse l'état des lieux des bioaérosols identifiés sur les plates-formes de compostage et du risque associé pour la santé des travailleurs. Le risque biologique est essentiellement lié aux espèces suivantes : champignons, bactéries, endotoxines et 1-3 β -glucans. Cette publication [WERY, 2014] propose le tableau de synthèse suivant des plages de concentrations mesurées sur des sites de compostage, durant les activités susceptibles d'émettre des bioaérosols (déplacement de matière).

Tableau 13. Bioaérosols – Synthèse des mesures disponibles (selon WERY 2014)

| Groupe microbiologique | Concentrations dans les aérosols de centres de compostage |
|--------------------------|---|
| Bactéries mésophiles | $10^2 - 10^8$ UFC/m ³ |
| Bactéries Gram-négatives | $10 - 8.10^5$ UFC/m ³ |
| Bactéries thermophiles | $3.10^1 - 10^9$ UFC/m ³ |
| Moisissures | $10^1 - 10^7$ UFC/m ³ |

Ces plages de mesures sont cohérentes avec ce qui est reporté dans l'étude INRS [INRS 2010c,] et la synthèse de l'IOM [IOM 2012], dont les extraits ci-dessous se focalisent sur les publications présentant un détail par poste de travail.

Tableau 14. Bactéries – Synthèse des concentrations mesurées sur différents sites de compostage et méthanisation, médiane et gamme (selon IOM, 2012)

| Source | Zone d'étude | Paramètre | Valeur (UFC/m ³) |
|--|------------------------------|--|---|
| Criblage Retournement Broyage | Royaume-Uni (2001) | Bactéries Gram-negatives | 22,4 – 24,1 x 10 ³ 6,1 – 32,8 x 10 ³ 51,6 – 59,8 x 10 ³ |
| Composting Plant site worker Composting Plant machine operator Bulldozer operator (reloading machine operator) | Pologne (2002) | Bactérie mésophile : Bactérie thermophile : Bactérie mésophile : Bactérie thermophile : Bactérie mésophile : Bactérie thermophile : | 919 x 10 ³ (26 - 6278 x 10 ³) 64 x 10 ³ (4,4 – 390 x 10 ³) 323 x 10 ³ (19 – 540 x 10 ³) 257 x 10 ³ (9,8 – 890 x 10 ³) 78 x 10 ³ (31 -170 x 10 ³) 29 x 10 ³ (6,1 – 59 x 10 ³) |
| Broyage Fermentation Maturation/Stockage Andain au repos Retournement d'andain | France (2010) | Bactéries viables | 3,8 x 10 ⁴ 3,2 x 10 ³ 6 x 10 ³ 3,6 x 10 ³ 7,4 x10 ³ |
| Mélange-fermentation Broyage Maturation Criblage | Espagne (2009), sur 6 usines | Bactérie mésophile : | 1 x 10 ⁷ (1,7.10 ³ -1,6.10 ⁹) 2,7 x 10 ⁷ (5,4.10 ³ -3,1.10 ⁹) 3,3 x 10 ⁶ (1,9.10 ³ -3,1.10 ⁹) 7,2 x 10 ⁶ (1,1.10 ⁴ -1,6.10 ⁹) |
| Usine TMB – échantillons statiques Pre-treatment & compactage Bioreactor Hall Drying Hall | Finlande (2006) | Bactérie mésophile : Bactérie thermophile : Bactérie mésophile : Bactérie thermophile : Bactérie mésophile : Bactérie thermophile : | 55 290 (7 370 – 236 960) 12 450 (1 010 – 55 210) 2 620 (710 – 6 500) 80 (20 – 250) 120 (35 – 490) 30 (0 – 70) |

Les activités associées à un déplacement de matières sont les plus émissives, notamment l'étape de broyage.

La synthèse de l'IOM [IOM, 2012] propose le même type de tableau pour les concentrations en champignons, endotoxines et 1-3 β-glucans. Les extraits ci-dessous se focalisent sur les publications présentant un détail par poste de travail.

Tableau 15. Champignons, endotoxines et 1-3 β -glucans – Synthèse des concentrations mesurées sur différents sites de compostage et méthanisation, médiane et gamme (selon IOM 2012)

| Source | Zone d'étude | Champignons (UFC/m ³) | Endotoxines (UE/m ³) | 1-3 β -glucans (ng/m ³) |
|--|------------------------------|---|--|---|
| Criblage Retournement Broyage | Royaume-Uni (2001) | 1.0-6.5 x 10 ³ 6.1-7.5 x 10 ³ 6.4-12.7 x 10 ³ | | |
| Composting Plant site worker Plant machine operator Bulldozer operator (reloading machine operator) | Pologne (2002) | 19 (1.6-56) 27 (5.8-69) 16 (11-26) | 760 (100-3240) 610 (91-1140) 140 (92-200) | |
| Broyage Fermentation Maturation/Stockage Andain au repos Retournement d'andain | France (2010) | 6.8 x 10 ⁴ 4.5 x 10 ³ 9.6 x 10 ³ 3.7 x 10 ³ 1.5 x 10 ⁴ | | |
| Mélange-fermentation Broyage Maturation Criblage | Espagne (2009), sur 6 usines | 4.1 x 10 ⁵ 3.2 x 10 ⁵ 1.2 x 10 ⁵ 8.6 x 10 ⁵ | 1.2 x 10 ⁵ 1.3 x 10 ⁵ 2.3 x 10 ⁴ 5.2 x 10 ⁵ | |
| Usine TMB – échantillons statiques Pre-treatment & compactage Bioreactor Hall Drying Hall | Finlande (2006) | MF = 96 620 TF = 3 070 MF = 440 TF = 35 MF = 20 TF = 20 | 210.5 (50-880) 194.3 (4.2-1100) 16.2 (8.4-31) | |
| Opérateurs (ambulatoire) Superviseurs (ambulatoire) Conducteur bulldozer (ambulatoire) Hall process (statique) Atelier Cantine et bureaux | Pays-Bas (2000) | | 373 (141-3544) 418 (107-1678) 75 (<6-357) 133 (10-366) 74 (8-2016) 101 (30-231) | 4 850 4 280 0.54 650 (<150-16210) 570 (<150-12300) 364 (<150-1930) |
| Tri manuel Broyage Retournement Criblage | UK (2011) | | 86.11 (706-1954) 48.68 (0.8-1838) 21.14 (0.95-2144) 33.76 (0.75-22656) | 1.55 (0.09-127) 1.32 (<0.01-96) 0.6 (<0.01-83) 1.25 (<0.01-275) |

MF : Mesophilic Fungi

TF : Thermophilic Fungi

On constate une forte variabilité des résultats selon les études. On retrouve toutefois ici encore que les activités associées à un déplacement de matières sont davantage émissives. Sykes [Sykes, 2011] met également en évidence que, même pour une faible concentration en poussières, l'exposition des travailleurs aux endotoxines et 1-3 β -glucans peut engendrer des symptômes respiratoires. Cet auteur met également en évidence une bonne corrélation entre la concentration en poussière inhalable et la concentration en endotoxines sur les sites investigués. Il propose de ce fait de fixer un seuil de 1,53 mg/m³ en poussières inhalables de façon à maintenir une concentration en endotoxines inférieure à 90 UE/m³. Cette corrélation demande bien sûr à être vérifiée sur d'autres sites.

Enfin concernant les endotoxines, l'INRS dans la note technique HST n°239 de juin 2015 rend compte de nombreuses mesures de concentrations en endotoxines réalisées sur des durées de 8h dans différents secteurs d'activités dont 625 dans des enceintes de compostage de déchets. Les percentiles des mesures en ambiance sur les sites de compostage sont les suivants.

- médiane (P50) de 30 UE/m³
- percentile 80 de 300 UE/m³
- percentile 90 de 1000 UE/m³. Ainsi, 10% des mesures réalisées sont supérieures à la valeur guide proposée dans ce document à partir de laquelle des mesures de prévention doivent être mise en place immédiatement.

Comme pour les poussières et selon la seule étude disponible (étude des Pays-Bas de 2000), les locaux connexes (atelier, cantine) apparaissent moins pollués que les locaux directement liés aux activités de compostage.

COV

Les COV identifiés dans les centres de compostage ont deux origines principales :

- la volatilisation des COV présents initialement dans les déchets,
- la dégradation aérobie/anaérobie de la matière organique des déchets.

Selon l'ADEME [ADEME, 2012], la composition en COV des flux d'air issu du compostage est difficile à caractériser du fait de nombreuses variables, dont notamment la nature du substrat :

- le type de substrat définit la composition du flux de COV,
- la prédominance d'un composé dépend de la composition initiale du substrat.

L'influence du substrat est telle que, pour un type de site bien défini (par exemple, le compostage de déchets verts), les émissions de COV peuvent également varier en fonction de la saison : non pas en raison des différences climatiques mais des différences dans la composition (prédominance d'une variété végétale, résidus de tonte,... selon la saison et la région).

Sur les sites de compostage, les émissions de COV ont lieu au cours de toutes les étapes. Néanmoins, elles sont plus importantes au cours des phases :

- de réception et de déchargement des déchets,
- de pré-compostage (tri, criblage, broyage,...),
- de compostage, où les émissions de COV ont lieu principalement au début du traitement puis diminuent en fonction du temps (avec parfois quelques pics liés à une reprise d'activité biologique suite à un retournement).

Le Tableau 16 ci-dessous (ADEME 2012, INRS 2010c, IOM 2012, ZAN ALVAREZ 2013) propose une synthèse des composés prédominants en fonction du type de substrat considéré. Il est difficile de fournir des plages de concentrations par composés ou même par famille de composés tant les données diffèrent selon les études (impact supposé notamment du substrat et/ou des enceintes de mesures, qui sont rarement précisés ; influence du mode de mesure en ambiance, en ambulatoire, à la source,).

Tableau 16. COV – Familles et composés prédominants

| Substrat | Famille de COV prédominantes |
|----------------------|---|
| Boues de STEP | Composés sulfurés (DMS, DMDS) Terpènes (Limonène et pinène, ces deux étant liés au structurant), Cétones, HAM |
| OMR | Acides organiques, Alcools, Sulfides, Acétate, Cétones, Alcanes, Alcènes, Aromatiques Terpènes |
| Déchets alimentaires | Acides, Alcools, Terpènes, Esters, Cétones |

Si les composés rencontrés sont variables en termes de natures et de concentrations, l'ensemble des auteurs s'accorde sur le fait que les valeurs mesurées sont systématiquement inférieures aux VLEP, que les études soient nationales ou internationales.

Cette conclusion est confirmée par les études menées par Veolia Recyclage et Valorisation des Déchets. VEOLIA a en effet indiqué avoir mesuré une centaine de COV sur deux sites de traitement des OMR par compostage et méthanisation/compostage. Les prélèvements ont été réalisés en points fixes sur 6h au plus proche des sources d'émissions potentielles afin d'avoir une cartographie des sites. Seules trois substances ont été quantifiées à plus de 0,5% de la VLEP : phénol, toluène et 1,4 dichlorobenzène. Les concentrations mesurées sont inférieures à la VLEP pour ces trois composés.

2.4.3. AXES D'AMELIORATION

En préambule, notons que des axes d'amélioration transverses, d'ordre techniques, organisationnels, de contractualisation ou de sensibilisation ont également été identifiés ; ils sont détaillés en §2.7.2.

REDUCTION DES EMISSIONS

Selon les conclusions d'une étude pilote menée par VEOLIA [ZAN ALVAREZ 2013], les émissions de COV et d'odeurs sont spécialement importantes pendant la phase active du compostage.

De manière générale, la réduction des émissions peut être recherchée à travers la qualité du produit mis en andains et l'optimisation du cycle de compostage.

- Un **pré-traitement** optimisé, en amont de l'étape de méthanisation ou de compostage (essentiellement pour les ordures ménagères résiduelles), est recommandé.

L'objectif est de pouvoir enlever les verres et plastiques au plus tôt dans le process afin de limiter le nombre de manutentions et donc le risque de fractionnement de ces matières, qui seraient alors plus difficiles à gérer. La présence de matériaux indésirables dans le substrat peut générer des difficultés de pressage du digestat et/ou des casses mécaniques (par exemple, sur les centrifugeuses) évidemment défavorables à de bonnes conditions d'exploitation : matière trop humide, temps de séjours allongés, ... Ce mode d'exploitation dégradé sera davantage susceptible de générer des émissions de polluants.

L'utilisation d'un BRS ventilé est également recommandée. Cela permet à la fois d'évacuer le maximum de vapeur d'eau à ce stade (ce qui favorise la gestion du bilan hydrique) et de mieux maîtriser le taux d'humidité du déchet en sortie pour stabiliser le fonctionnement des cribles, table à rebond, ...

- **L'optimisation du compostage** (de tout type de déchets) par la gestion de l'oxygénation et de l'humidité. Les émissions peuvent être limitées si le process fonctionne correctement : il faut chercher à maintenir, de manière homogène dans les andains, des conditions aérobies et une humidité du substrat adaptée à l'activité bactérienne.

L'humidité du substrat est un point de vigilance dans la mesure où un excès d'eau peut engendrer la production de gaz et/ou la création de zones anaérobies (où l'air ne circule plus). De façon à favoriser une répartition homogène de l'eau d'arrosage, les actions d'humidification peuvent être envisagées juste en amont des actions de déplacement des andains. D'un autre côté, dans un substrat trop sec, l'activité bactérienne sera ralentie et le risque de passages préférentiels en phase d'aération est élevé. Enfin, un substrat sec générera beaucoup de poussières lors des étapes de manutention, de criblage, ...

Un apport d'oxygène insuffisant conduit à des conditions anaérobies favorables à la production d'H₂S. Ainsi, une **bonne gestion de l'oxygénation** dès et durant la phase de fermentation par un apport en oxygène adapté, maîtrisé et contrôlé pendant le procédé de compostage doit contribuer à réduire la gêne olfactive et les émissions de COV. Notons que cet apport ne doit pas pour autant être surestimé, afin de limiter le stripping de l'ammoniac. La régulation devrait davantage être envisagée via des sondes O₂ permettant d'ajuster l'injection d'air au minimum sans être limitant.

Les retours d'expérience démontrent également l'impact du structurant, notamment le ratio de mélange mis en œuvre sur la qualité du compostage. Cette fois encore, un équilibre est à trouver car si l'ajout de structurant permet de limiter les émissions, cela génère davantage de volume à traiter et donc une plus grande surface de stockage nécessaire (et donc soit un coût au moment de la conception du projet, soit des contraintes d'exploitation supplémentaires si sous-estimé en phase de conception).

- Enfin, **la gestion des effluents liquides** est également cruciale.

En effet, toute stagnation d'effluent (collecteur sans pente, regard surdimensionné, ...) aura tendance à générer des émissions de composés soufrés (en particulier l'hydrogène sulfuré). Il est à noter que les process vendus avec un bilan hydrique nul, séduisants par l'absence de problématique de gestion des rejets d'eaux usées (lixiviats, purges, ..), a en corollaire un fonctionnement en circuit fermé par réutilisation des lixiviats pour l'humidification des andains (entre autres). La qualité de ces lixiviats (concentrés en ammoniac) si elle n'est pas améliorée avant son réemploi génère des émissions significatives lors des opérations de manutention. Ainsi, le fonctionnement en circuit fermé nécessite, s'il est envisagé, de traiter les lixiviats avant réemploi.

Une réutilisation partielle des effluents reste envisageable plus facilement, comme par exemple la récupération de l'eau de l'étage de dépoussiérage, moins chargée en sels d'ammonium.

LIMITATION DES TRANSFERTS / REDUCTION DES CONCENTRATIONS

Les problèmes d'ambiance de travail constatés sur plusieurs usines de méthanisation, mises en service avant 2012, permettent de servir de retour d'expérience pour la conception de nouvelles unités. Ainsi, l'INRS [INRS 2014a], édite les grands principes suivants :

- faire entrer plus d'air neuf,
- extraire l'air pollué (sans nuire au voisinage ni au procédé),
- limiter la présence d'opérateurs dans les zones critiques,
- confiner et mettre en dépression les ouvrages/process émissifs : convoyeurs (avant et après criblage), digestat, cellules de compostage, voire même les box de produits finis.

Les appels d'offres sont généralement assortis d'une enveloppe budgétaire, ne permettant pas toujours les optimisations du process nécessaires (voir § 2.7.2). De ce fait, ces principes constructifs semblent évidents, mais n'ont pas toujours été appliqués, notamment pour des raisons budgétaires.

Ainsi, par exemple, afin de limiter le débit global d'air traité, il est arrivé que sur certains sites l'air issu d'une zone « moins » polluée soit réintroduit dans une zone « plus » polluée. Dans les faits, la zone « moins » polluée est rarement exempte de contaminants (chimiques ou biologiques) et contribue ainsi à une augmentation de la concentration en polluants dans la zone suivante [IOM 2012]. A l'heure actuelle, le transit d'air d'une zone à une autre n'est généralement plus réalisé. Il reste cependant toléré pour les zones où le personnel d'exploitation n'a pas accès en fonctionnement normal d'exploitation (tunnels fermés de fermentation par exemple).

Les constructeurs semblent aujourd'hui avoir pris conscience de ce sous-dimensionnement de la ventilation. A titre indicatif, en termes de débits d'air traité, le design de conception est passé d'un ratio de 1,5 m³ par tonne de déchets entrants (Angers, Montpellier) à 3 m³ par tonne de déchets entrants (UTV65 – Tarbes ; source : www.smt65.fr). Notons que d'une part ces volumes plus conséquents peuvent également être rapprochés de l'interdiction plus ferme par les CARSAT du transit des airs d'une zone à une autre ; d'autre part, ces débits plus élevés ne garantissent pas à eux seuls l'amélioration de la qualité de l'air dans les zones de travail, l'efficacité étant également liée à la bonne diffusion de l'air.

Toutefois, cette optimisation de la ventilation semble malgré tout s'accompagner d'un meilleur confinement des sources d'odeurs dans les nouveaux projets (compostage réalisé à l'intérieur de tunnels fermés situés eux-mêmes à l'intérieur d'un bâtiment ; tous les convoyeurs de déchets sont capotés ; ...).

Enfin, selon le retour d'expérience de traités d'air, la ventilation des enceintes est aujourd'hui mieux appréhendée ; elle n'est plus basée sur un « simple » taux de renouvellement mais sur l'efficacité de cette ventilation. Les règles de l'art suivantes font leur apparition :

- prise en compte de la convection thermique, qui peut générer des flux bien plus conséquents que la ventilation mécanique ;
- prise en compte de la structure du bâtiment, qui aura une influence sur les mouvements naturels des flux d'air (ne pas chercher par exemple à contourner une poutre IPN) ;
- apport d'air neuf mécanique et non pas par de simples ventelles (soumises aux variations des conditions météorologiques), dirigé ou non (gainés soufflantes) ;
- mise en place de plafond dynamique, avec modules inducteurs type push-pull® (éviter les ventilateurs hélicoïdes qui créent une recirculation « en 8 horizontal »)

Toutefois, les actions locales sont à privilégier dans la mesure où la gestion de la ventilation générale reste difficile.

De façon à optimiser le design de la ventilation générale, de plus en plus de constructeurs s'associent à des bureaux d'étude de modélisation (ou développent des logiciels internes) afin de simuler les écoulements d'air dans les bâtiments et implanter judicieusement les bouches d'extraction et gaines de soufflage.

EXPLOITATION, ENTRETIEN ET MAINTENANCE

Les axes d'amélioration proposés sont transposables à tous type de site et sont détaillés en §2.7.2.

2.5 Incinération

2.5.1 VENTILATION

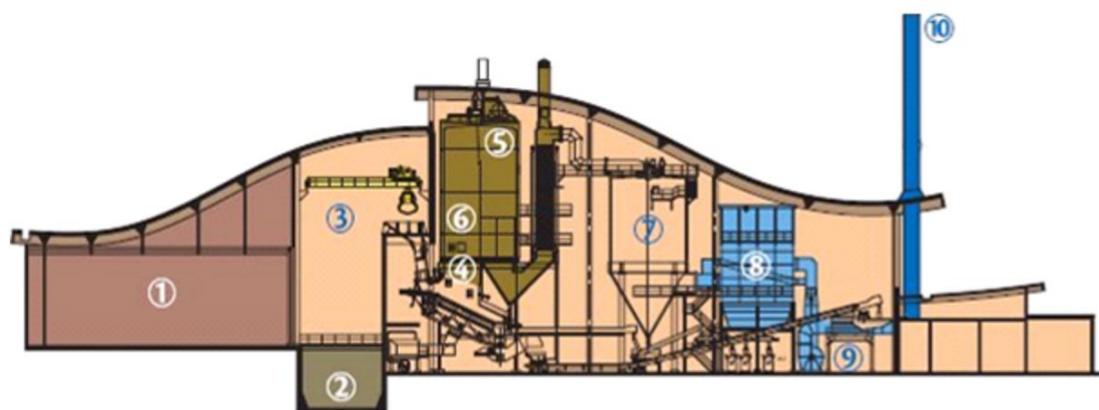
RAPPEL SUR LES ENCEINTES CONSIDEREES

Selon la première phase de l'étude, les enceintes suivantes sont à considérer ; un exemple de positionnement de ces enceintes sur une usine d'incinération est proposé en Figure 18.

Tableau 17. Enceintes d'intérêt dans les usines d'incinération

| Zone | Local | Commentaire |
|-------------------|-------------------------------------|---|
| 1. Réception | Hall de réception | Présence régulière lors des dépotages et pour les nettoyages. Inclus la zone trémie (cas des dépotages en fosses). |
| | Salle de commande | Lien aéraulique avec les « zones source » contiguës à étudier même si ces salles sont généralement en surpression (à étudier en phase 2) |
| 3. Traitement | Hall four-chaudière | Rondes régulières dans l'usine pour en surveiller le bon fonctionnement. Conditions d'exposition dans les fours (installation à l'arrêt) à étudier en phase 2. |
| | Hall traitement des fumées | Rondes régulières dans l'usine pour en surveiller le bon fonctionnement. |
| 6. Zones connexes | Vestiaires (uniquement si contigus) | Lien aéraulique avec les « zones source » contiguës à étudier en phase 2 |
| | Atelier de maintenance | Pas de source spécifiquement liée au site mais lien aéraulique avec les « zones source » contiguës à étudier en phase 2 |
| | Bureaux (uniquement si contigus) | Lien aéraulique avec les « zones source » contiguës à étudier en phase 2 |

Figure 18 : Schéma de principe d'une usine d'incinération



"Le hall de déchargement permet l'accueil des véhicules (1), déposant les déchets dans la fosse (2). Un pont-roulant avec grappin alimente le four (3). La combustion des déchets (4) dégage de la chaleur récupérée sous forme de vapeur (5), utilisée par un groupe turbo-alternateur pour produire de l'électricité. Les gaz de combustion sont traités en trois étapes :

- injection d'urée pour traiter les oxydes d'azote (6),
- injection de lait de chaux et de charbon actif pour les gaz acides, métaux lourds et dioxines (7),
- captation des produits de réaction dans un filtre à manches (8).

Après traitement les fumées filtrées sont acheminées, grâce à un ventilateur (9), vers la cheminée (10)."

Source : www.smictom-rhonegarrigues.fr

ZONES PROCESS

De manière générale, peu d'information est disponible dans la littérature sur les conditions de ventilations spécifiques à chaque enceinte.

Les recommandations générales d'isolement des espaces, de confinement des émissions et de captations à la source (extractions locales) développées en § 2.3.1 peuvent être transposées ici.

ZONES CONNEXES

Les zones connexes sont un sujet transverse commun à tous types de site et sont traitées au §2.6.

2.5.2. POLLUANTS EN PRESENCE

SOURCES ET POLLUANTS

Si beaucoup d'études ont été menées sur l'impact environnemental des incinérateurs, les travaux portant sur les salariés de ces usines, qui travaillent à proximité immédiate des fours et sont de ce fait directement exposés aux gaz émis durant la combustion des déchets, sont moins nombreux [Maitre 2003]. Parmi ces travaux, la plupart sont basés sur la biosurveillance des travailleurs (analyse de sang et d'urines). Il existe ainsi très peu d'études portant sur la qualité de l'air de ces usines [IOM 2012].

En 2004, le Comité de la prévention et de la précaution [MEDD, 2004] publie ses recommandations sur les unités d'incinération et confirme qu'il est évident que les personnels sont potentiellement exposés à l'ensemble des nuisances présentes sur le site. Les principales expositions professionnelles identifiées résultent de la nature des matériaux traités (ordures ménagères, donc nuisances microbiologiques) et de la nature du processus (incinération, donc nuisances chimiques résultant de la décomposition thermique des déchets).

Une étude, conduite en France en 2003 [Maitre 2003] présente dans le détail les concentrations en polluants auxquelles sont exposés les employés de deux usines d'incinération, en différents postes de travail, comparativement à une population témoin (employés de supermarché). Sur la base des résultats obtenus, Maitre [Maitre 2003] conclut que les polluants mesurés à des concentrations significativement plus élevées dans les usines d'incinération sont essentiellement les particules (fractions inhalable et respirable) et les métaux.

Une récente publication de l'INRS [INRS, 2014b], basée sur 13 campagnes de mesures (dont 4 durant la période particulière des arrêts techniques) sur 5 centres de traitement, dresse globalement le même constat : le principal risque provient des expositions aux poussières pouvant contenir du Chrome hexavalent.

Le procédé de traitement thermique étant un système clos qui ne génère que très peu de fuites en fonctionnement normal, les sources principales d'exposition sont la zone de réception (fosse et trémie) ainsi que les zones de transfert et de stockage des résidus.

La publication de l'INRS [INRS, 2014b] s'intéresse également au risque biologique et démontre que la principale zone à risque d'exposition aux bioaérosols se situe au niveau du hall de déchargement des déchets.

CONCENTRATIONS MESUREES DANS L'AIR

Selon Maitre [Maitre 2003], pour les poussières, les zones les plus émissives correspondent à la fosse de réception et la trémie d'alimentation. Les petites particules (fraction alvéolaire) n'y représentent que 15 à 30% des poussières totales. Les opérations de nettoyage (hall de réception, trémie) sont identifiées comme ayant un impact sur la teneur en poussières.

Tableau 18. Résultats des mesures en particules, métaux et HAP sur les deux incinérateurs et le site témoin (selon Maitre, 2003)

| Substance | French TLV-TWA | Incinerators | Plant 1 | Plant 2 | Control site | Plant 1 v control | Plant 2 v control | Plant 1 v plant 2 |
|--------------------------------------|----------------|--|--------------------------------------|---|--|-------------------|-------------------|-------------------|
| Particules (mg/m³) | | | | | | | | |
| Inspirable particles | 10 | M ± SD (n) 1.45 ± 1.61 (34) m; range 0.76; 0.13–6.43 | 1.44 ± 1.41 (15) 0.90; 0.20–5.22 | 1.46 ± 1.78 (19) 0.58; 0.13–6.43 | 0.06 ± 0.06 (6) 0.05; 0.01–0.17 | p<0.001 | p<0.001 | NS |
| Respirable particles | 5 | M ± SD (n) 0.39 ± 0.58 (34) m; range 0.2; 0.03–2.90 | 0.30 ± 0.22 (15) 0.20; 0.07–0.80 | 0.46 ± 0.76 (19) 0.18; 0.03–2.90 | 0.03 ± 0.02 (6) 0.02; 0.02–0.06 | p<0.001 | p<0.001 | NS |
| Metals (µg/m³) | | | | | | | | |
| Arsenic | 200 | M ± SD (n) – m; range – | – | 0.14 ± 0.08 (20) 0.11; 0.06–0.43 | ND (6) | | p<0.001 | |
| Cadmium | 50 | M ± SD (n) 0.29 ± 0.62 (36) m; range 0.07; 0.01–3.56 | 0.22 ± 0.25 (16) 0.10; 0.03–0.98 | 0.34 ± 0.81 (20) 0.07; 0.01–3.56 | 0.001 ± 0.001 (6) 0.001; 0.0004–0.003 | p<0.001 | p<0.001 | NS |
| Chromium | 500 | M ± SD (n) 0.68 ± 0.67 (36) m; range 0.43; 0.09–2.64 | 0.74 ± 0.60 (16) 0.44; 0.09–1.81 | 0.64 ± 0.73 (20) 0.43; 0.10–2.64 | 0.015 ± 0.019 (6) 0.006; ND–0.044 | p<0.001 | p<0.001 | NS |
| Lead | 150 | M ± SD (n) 4.73 ± 7.82 (36) m; range 0.91; 0.09–28.00 | 7.98 ± 9.32 (16) 1.43; 0.29–28.00 | 2.29 ± 5.55 (20) 0.68; 0.09–25.47 | 0.078 ± 0.052 (6) 0.073; 0.027–0.134 | p<0.001 | p<0.001 | p<0.05 |
| Manganese | 1000 | M ± SD (n) – m; range – | – | 2.67 ± 3.33 (20) 1.53; 0.26–13.02 | 0.033 ± 0.021 (6) 0.031; 0.006–0.065 | | p<0.001 | |
| Nickel | 1000 | M ± SD (n) 0.10 ± 0.27 (36) m; range 0.03; 0.01–1.60 | 0.17 ± 0.39 (16) 0.04; 0.01–1.60 | 0.05 ± 0.10 (20) 0.02; 0.01–0.49 | 0.09 ± 0.15 (6) 0.04; ND–0.39 | NS | NS | p<0.05 |
| PAHs (ng/m³) | | | | | | | | |
| BaP | 150 | M ± SD (n) – m; range – | – | 1.09 ± 2.71 (19) 0.06; ND–11.64 | 0.43 ± 0.13 (6) 0.42; 0.28–0.65 | | NS | |
| Pyrene | | M ± SD (n) – m; range – | – | 5.48 ± 10.46 (19) 0.58; ND–91.12 | 6.42 ± 14.8 (6) 0.27; ND–36.61 | | NS | |
| PAHs | | M ± SD (n) – m; range – | – | 18.84 ± 36.16 (19) 6.21; 0.02–147.46 | 9.68 ± 16.87 (6) 2.92; 1.20–43.99 | | NS | |

L'étude INRS [INRS, 2014b], qui propose quant à elle une quantification des expositions par catégorie de travailleurs, rejoint cette analyse en concluant que les agents les plus exposés sont le personnel de maintenance et d'entretien (qui s'occupe du dépannage, du nettoyage, de la réparation - planifiée ou non - des installations). En effet, ce personnel intervient dans toutes les zones de l'usine pour différents travaux sur des équipements souvent très poussiéreux. La réparation ou le nettoyage de l'équipement peut remettre en suspension des poussières et des aérosols métalliques ou en générer par l'utilisation d'appareil électroportatif (meuleuse, burineur...) ou de poste à souder. Des dépassements de la VLEP 8 heures sont constatés pour le Plomb, le Chrome hexavalent et, plus modérément, le Cadmium.

Tableau 19. Concentrations en particules et aérosols métalliques mesurées lors des différentes campagnes de prélèvements (selon INRS, 2014b)

| | | POUSSIÈRES INHALABLES | | | POUSSIÈRES ALVÉOLAIRES | | | PLOMB | | | ARSENIC | |
|--------|----------------------|-----------------------|-------|---------|------------------------|-------|---------|-------|-----|---------|--------------------|-------|
| | | mg.m ⁻³ | | | | | | | | | µg.m ⁻³ | |
| | | min | max | médiane | min | max | médiane | min | max | médiane | min | max |
| Normal | Agent d'exploitation | 0,1 | 4,1 | 0,67 | 0,00 | 0,19 | 0,11 | 0,03 | 9 | 1,30 | <0,03 | <0,04 |
| | Agent de maintenance | 0,3 | 392,4 | 3,75 | 0,03 | 2,89 | 0,26 | <0,03 | 161 | 3,60 | <0,03 | 13,4 |
| | Agent Dasri ou boues | 0,26 | 0,93 | 0,48 | 0,03 | 0,35 | 0,10 | <0,03 | 1 | 0,13 | <0,03 | <0,11 |
| | Agent spécifique | <0,1 | 1,72 | 0,84 | 0,02 | 0,37 | 0,17 | <0,03 | 4 | 0,14 | <0,03 | <0,04 |
| | Toutes zones usine | <0,01 | 70,6 | 0,41 | 0,00 | 5,2 | 0,08 | <0,03 | 2 | 0,30 | <0,02 | 1,4 |
| AT | Toutes opérations | 0,04 | 460 | 10,1 | 0,03 | 111,4 | 0,52 | <0,03 | 781 | 21,9 | <0,03 | 19,4 |

| | | CADMIUM | | | COBALT | | | CHROME HEXAVALENT | | |
|--------|----------------------|--------------------|-------|---------|--------|-------|---------|-------------------|------|---------|
| | | µg.m ⁻³ | | | | | | | | |
| | | min | max | médiane | min | max | médiane | min | max | médiane |
| Normal | Agent d'exploitation | <0,03 | 0,13 | 0,03 | <0,03 | <0,04 | <0,03 | 0,03 | 1,82 | 0,09 |
| | Agent de maintenance | <0,03 | 2,26 | 0,04 | <0,03 | 2,51 | 0,03 | 0,05 | 1,86 | 0,3 |
| | Agent Dasri ou boues | <0,03 | <0,11 | <0,03 | <0,03 | <0,11 | <0,03 | - | - | - |
| | Agent spécifique | <0,03 | <0,04 | <0,03 | <0,03 | <0,04 | <0,03 | - | - | - |
| | Toutes zones usine | <0,02 | 0,21 | 0,03 | <0,02 | 0,09 | 0,03 | 0,01 | 1,86 | 0,06 |
| AT | Toutes opérations | <0,02 | 52,5 | 0,1 | <0,02 | 13,6 | 0,06 | 0,05 | 18,3 | 1,41 |

(AT = période d'arrêt technique)

Le personnel d'exploitation est lui beaucoup moins exposé car il réalise la conduite du procédé majoritairement depuis une salle de contrôle. Toutefois, l'agent en charge des rondes de supervision au niveau des installations peut être exposé lors des interventions de décolmatage (trémie, convoyeur, extracteur à mâchefers...).

Selon Maitre [Maitre 2003], les métaux identifiés sont principalement le plomb (Pb), le manganèse (Mn) et le chrome (Cr). Le cadmium (Cd), l'arsenic (As) et le nickel (Ni) sont également quantifiés mais en moindre proportion. Si les concentrations en chrome sont homogènes sur l'ensemble des zones investiguées, le plomb est essentiellement présent après combustion (zone de transfert et de stockage des résidus ; les niveaux d'exposition les plus élevés aux métaux ont été constatés lors des transferts et chargements des résidus dans les camions) et le manganèse en amont (fosse de stockage). Selon la CRAMIF [CRAMIF, 2011], ces métaux lourds sont très généralement de granulométrie inférieure à 2 µm (respirables).

Les BTEX apparaissent également en concentrations plus élevées d'un ordre de grandeur (voir Tableau 20) par rapport au site témoin, sans précision sur les sources principales ; l'on peut toutefois supposer qu'il s'agit des ordures ménagères fraîches. Les concentrations mesurées restent cependant très inférieures aux VLEP.

Tableau 20. Résultats des mesures en aldéhydes et COV sur les deux incinérateurs et le site témoin (selon Maitre 2003)

| Substances (µg/m ³) | French TLV-TWA | Incinerators | Plant 1 | Plant 2 | Control site | Plant 1 v control | Plant 2 v control | Plant 1 v plant 2 |
|---------------------------------|----------------|---|-------------------------------------|-----------------------------------|--------------------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| Formaldehyde | 600 | M ± SD (n) 11 ± 9.6 (33) m; range 8.5; 2-42 | 3.4 ± 1.1 (16) 4; 2-5 | 16.9 ± 9 (17) 15; 7-42 | 29.1 ± 13.7 (6) 33.4; 10-45 | p<0.001 | NS | p<0.001 |
| Acetaldehyde | 180000 | M ± SD (n) 39.3 ± 31.3 (33) m; range 29; 4-140 | 31.8 ± 21.9 (16) 21; 11-78 | 45.1 ± 36.6 (17) 34; 4-140 | 78 ± 98.1 (6) 33.7; 7-260 | NS | NS | NS |
| Aldehydes | | M ± SD (n) 54 ± 36.3 (33) m; range 42; 15-166 | 37.2 ± 23.5 (16) 27; 16-86 | 66.8 ± 39.6 (17) 57; 15-166 | 109.6 ± 92.1 (6) 62; 40-277 | p<0.05 | NS | p<0.05 |
| Alkanes | | M ± SD (n) 453 ± 601 (33) m; range 124; 20-2347 | 590 ± 760 (16) 308; 30-2347 | 324 ± 383 (17) 119; 20-1244 | ND (6) | p<0.001 | p<0.001 | NS |
| Benzene | 16000 | M ± SD (n) 20 ± 34 (33) m; range 8; 2-147 | 34 ± 46 (16) 11; 2-147 | 7 ± 4 (17) 7; 2-17 | ND (6) | p<0.001 | p<0.001 | NS |
| Toluene | 375000 | M ± SD (n) 430 ± 636 (33) m; range 140; 35-2677 | 614 ± 843 (16) 206; 35-2677 | 257 ± 280 (17) 107; 41-899 | 81 ± 79 (6) 42; 9-184 | NS | NS | NS |
| Xylenes | 435000 | M ± SD (n) 223 ± 388 (33) m; range 57; 9-1948 | 364 ± 519 (16) 97; 32-1948 | 91 ± 101 (17) 35; 9-265 | 21 ± 38 (6) ND; ND-88 | p<0.005 | p<0.05 | p<0.01 |
| Aromatic hydrocarbons | | M ± SD (n) 774 ± 1212 (33) m; range 244; 60-5506 | 1160 ± 1616 (16) 354; 76-5506 | 410 ± 448 (17) 154; 60-1226 | 169 ± 135 (6) 151; 9-332 | NS | NS | NS |
| Dichloromethane | 360000 | M ± SD (n) 283 ± 680 (33) m; range 73; ND-3775 | 51 ± 54 (16) 35; ND-162 | 501 ± 905 (17) 121; 9-3775 | ND | p<0.005 | p<0.001 | p<0.005 |
| Chlorinated hydrocarbons | | M ± SD (n) 754 ± 1237 (33) m; range 231; 9-5359 | 715 ± 1197 (16) 229; 9-4226 | 791 ± 1309 (17) 231; 23-5359 | ND | p<0.001 | p<0.001 | NS |
| Oxygenated hydrocarbons | | M ± SD (n) 883 ± 1063 (33) m; range 476; 5-4253 | 1226 ± 1189 (16) 989; 5-4253 | 561 ± 842 (17) 364; 11-3580 | 710 ± 770 (6) 380; 244-2068 | NS | NS | NS |
| VOCs | | M ± SD (n) 2917 ± 3499 (33) m; range 1202; 182-13396 | 3826 ± 4350 (16) 1461; 182-13396 | 2061 ± 2267 (17) 937; 220-8421 | 881 ± 880 (6) 457; 252-2400 | NS | NS | NS |

Les autres composés détectés (COV dont aldéhydes) sont considérés du même ordre de grandeur par Maitre [Maitre 2003] sur les usines et les sites témoins, même si la concentration en COV totaux apparaît plus élevée sur les usines, notamment la 1. L'étude INRS [INRS, 2014b] confirme que le risque d'exposition aux composés organiques volatils est relativement faible.

Selon Maitre [Maitre 2003], les principales sources de COV sont les OM fraîches (fosse de réception, trémie d'alimentation). L'acétaldéhyde représente 80% des aldéhydes identifiés.

Concernant les HAP, Maitre [Maitre 2003] considère là encore les valeurs mesurées du même ordre de grandeur sur les 2 usines et le site témoin (voir Tableau 18). Sur les usines, les concentrations les plus élevées sont mesurées à proximité de la fosse, dans le hall de réception. Les HAP y sont alors essentiellement composés de Pyrène et Fluoranthène (50% des HAP). Ces émissions de HAP sont rapprochées par l'auteur de la circulation des camions dans cette zone.

Ces conclusions sur les HAP ne rejoignent pas celles de d'Oh et al. (2005), citées dans RECORD [RECORD, 2009]. L'étude menée avait pour objectif de quantifier les lésions à l'ADN dans les globules blancs d'individus travaillant dans une usine d'incinération sud-coréenne et d'évaluer les effets immunotoxiques associés. 31 individus travaillant dans une usine d'incinération de déchets (Corée du Sud, Ansan) constituent le groupe « exposé » et 84 individus sains non exposés composent le groupe « témoin ». Pour chaque individu, un prélèvement d'urine et une prise de sang ont été réalisés et les urines utilisées pour doser deux métabolites des HAP, le 1-hydroxy-pyrène (1-OHP) et le 2-naphtol. Les résultats de l'étude démontrent que les concentrations urinaires en 1-OHP et 2-naphtol sont 8,8 et 4,6 fois plus élevées dans le groupe « exposé » que dans le groupe témoin.

Ces conclusions opposées confirment cependant le constat de différents auteurs [IOM 2012, Anzivino 2012, Maitre 2003, MEDD 2004] qui s'accordent sur le lien direct entre performance des systèmes de traitement (four et traitement des fumées) et exposition des travailleurs, cette dernière diminuant avec l'efficacité des installations. Ainsi, l'exposition dans les usines les plus modernes est plus faible que dans les usines les plus anciennes, ce qui limite la transposabilité des études antérieures à 2002 (mise aux normes des incinérateurs français) [Anzivino 2012]. L'INRS [INRS, 2014b] confirme que le procédé de traitement thermique est un système clos qui ne génère que très peu de fuites en fonctionnement normal des installations. Les différentes mesures réalisées en ambiance de travail dans les principales zones des sites indiquent effectivement qu'il est très peu émissif en polluants.

Concernant l'exposition aux *risques biologiques*, l'étude INRS [INRS, 2014b] indique que les salariés les plus exposés aux bioaérosols sont à nouveau les agents de maintenance et d'entretien et que la principale zone à risque se situe au niveau du hall de déchargement des déchets (voir tableau ci-dessous). Durant les opérations de nettoyage ou de maintenance sur cette zone (grappin, broyeur, convoyeur, plateforme d'alimentation des fours), les niveaux de moisissures et de bactéries dépassent les 10^5 UFC/m³ et les teneurs maximales en endotoxines dépassent la valeur guide proposée par le réseau assurance maladie – Risques professionnels (INRS, HST n°239, 2015) de 200 UE/m³. Tandis que les mesures en ambiance de travail à travers les autres zones de l'usine mettent en évidence des niveaux en moisissures et bactéries compris entre 10^3 et 6.10^4 UFC/m³.

Tableau 21. Résultats des mesures en bioaérosols sur les centres de traitement thermique des déchets (selon INRS, 2014b)

| | | ENDOTOXINES | | | | BACTÉRIES MÉSOPHILES | | | MOISSURES MÉSOPHILES | | |
|--------|----------------------|--------------------|------|--------|---------|----------------------|---------------------|---------------------|----------------------|---------------------|---------------------|
| | | UE.m ⁻³ | | | | UFC.m ⁻³ | | | | | |
| | | nb | min | max | médiane | min | max | médiane | min | max | médiane |
| Normal | Agent d'exploitation | 12 | 4 | 269,9 | 14 | < 40 | 1.10 ⁴ | 1,2.10 ³ | < 40 | 2,7.10 ⁴ | 5,8.10 ³ |
| | Agent de maintenance | 16 | 9 | 287,9 | 73,1 | < 70 | 4,8.10 ⁵ | 3,5.10 ⁴ | < 580 | 5,5.10 ⁵ | 1,7.10 ⁴ |
| | Agent Dasri ou boues | 6 | 4,6 | 26,8 | 13,4 | 1.10 ³ | 4,5.10 ³ | 2,6.10 ³ | 570 | 4,7.10 ³ | 1,5.10 ³ |
| | Toutes zones | 27 | <0,3 | 163,8 | 16,2 | < 40 | 8,2.10 ⁵ | 5.10 ³ | 30 | 5,9.10 ⁵ | 5,3.10 ³ |
| AT | Toutes opérations | 15 | 0,46 | 449,54 | 16,6 | < 460 | 8,4.10 ⁵ | 2,1.10 ⁴ | 500 | 1,1.10 ⁶ | 4,3.10 ³ |
| Réf. | Point de référence | 15 | <0,3 | 18,3 | 0,6 | < 530 | 9,3.10 ³ | 580 | < 40 | 5,3.10 ³ | 770 |

(AT = arrêt technique, Réf. = référence)

Concernant l'exposition aux *dioxines*, la plupart des études sont basées sur la biosurveillance des travailleurs (analyse de sang et d'urines). Il existe ainsi très peu d'études portant sur la qualité de l'air des usines sur ces paramètres [IOM 2012].

Sur la base des résultats de biosurveillance, les synthèses bibliographiques réalisées [IOM 2012, MEDD 2004] se rejoignent sur le fait que, contrairement à la notion classique qui évoque des niveaux d'exposition 100 à 1000 fois supérieurs chez les professionnels par rapport à la population générale, le différentiel des TEQ observé entre professionnel et population générale est faible. Toutefois, les

limites suivantes, relayées à la fois par l'IOM [IOM 2012] et le CCP [MEDD, 2004], doivent être apportées à ce constat :

- Contrairement à la population générale qui est principalement exposée aux dioxines par voie orale, les travailleurs des UIOM sont eux principalement exposés par voie respiratoire. Ainsi, même si la contamination de l'air s'avère significative, la contamination orale est modeste, en dehors de certains cas particuliers en rapport avec une contamination de type main-bouche. Si l'on admet que la voie de pénétration systémique principale des dioxines est orale, alors les expositions réelles des professionnels sont faibles.
- Il est possible que le marqueur utilisé (dioxines exprimées en TEQ par gramme de lipides sanguins) ne soit pas un bon reflet d'une exposition par inhalation. Les synthèses bibliographiques [IOM 2012] [MEDD, 2004] font en effet état de plusieurs résultats démontrant des niveaux équivalents en TEQ, mais avec des concentrations très différentes des différents congénères entre salariés des UIOM et population témoin.

Enfin, plusieurs publications [IOM 2012] [Maitre 2003] [CRAMIF 2011] font référence à des niveaux d'exposition majorées durant les phases de maintenance des fours. L'IOM [IOM 2012] fait notamment référence à des concentrations en dioxines pouvant varier d'un facteur 10 entre les phases d'exploitation et de maintenance, passant de 7,2 µgTEQ/m³ à 92 µgTEQ/m³. En dehors de la maintenance des fours, les phases de nettoyage avec remise en suspension des poussières contribuent à ce constat.

L'exposition du personnel durant les phases d'arrêt technique a été étudiée par l'INRS [INRS, 2014-b]. Ces phases sont supposées critiques, d'une part puisque les installations sont ouvertes (exposition) et, d'autre part, car elles sont associées à l'intervention de sociétés prestataires extérieures au site (co-activité). Effectivement, lors des périodes d'arrêt technique, les dépassements du niveau des VLEP ont représenté 5,5% des mesures effectuées (contre 0,5% en fonctionnement normal). Ces données mettent en évidence le caractère plus exposant de cette période d'activité. Les expositions relevées concernent les poussières inhalables et alvéolaires, les aérosols de plomb, fer, aluminium, cuivre, de calcium (métaux peu retrouvés en fonctionnement normal) et également le chrome hexavalent.

Elles ont été localisées principalement au niveau du four, au niveau de la chaudière ainsi qu'au niveau de la partie traitement des fumées.

2.5.3. AXES D'AMELIORATION

En préambule, notons que des axes d'amélioration transverses, d'ordre techniques, organisationnels, de contractualisation ou de sensibilisation ont également été identifiés ; ils sont détaillés en § 2.7.2.

REDUCTION DES EMISSIONS

Le procédé de traitement thermique est un système clos qui ne génère que très peu de fuites en fonctionnement normal. Pour rester dans cette configuration et éviter les dégagements de fumées et gaz de combustion dans les bâtiments par les interstices (interstices de dilatation des fours à grille) de l'ensemble four/chaudière, il est recommandé par la CRAMIF [CRAMIF, 2011] de :

- mettre en place des joints de dilatation lors de la construction,
- prévoir la possibilité d'une mise en dépression de cet ensemble four/chaudière (en mode manuel ou automatique) qui interviendra en cas de surpression à l'intérieur.

Le procédé de traitement thermique est donc peu émissif en polluants, ce qui est confirmé par les résultats des différentes mesures en ambiance de travail [INRS, 2014-b] ; ainsi, peu d'actions de réduction à la source sont nécessaires, mis à part agir sur le gisement lui-même (organisation de la collecte des déchets, évolution des ordures entrantes, ..). Citons, par exemple, la suppression du

mercure dans les piles et les thermomètres ou les directives européennes de 2004 sur les déchets d'équipement électriques et électroniques (DEEE) qui, par la mise en place d'une filière spécifique, contribuent à collecter et traiter séparément ce flux. Il en découle une diminution des substances dangereuses dans la composition des produits bruts entrants sur les usines d'incinération.

Néanmoins, les expositions peuvent ne pas être négligeables pour le personnel de maintenance et d'entretien qui intervient sur toutes les zones de l'usine, sur des équipements souvent poussiéreux. Les zones principales d'exposition sont la zone de réception (fosse et trémie) ainsi que les zones de transfert et de stockage des résidus. Les principaux axes d'amélioration identifiés portent ainsi sur la limitation des transferts depuis ces zones et leurs conditions d'exploitation ; ils sont détaillés ci-après.

LIMITATION DES TRANSFERTS / REDUCTION DES CONCENTRATIONS

Stockage des résidus

Plusieurs études démontrent que les opérations de transfert des résidus (REFIOM) peuvent s'avérer non négligeables en termes d'exposition aux métaux notamment. C'est pourquoi la CRAMIF [CRAMIF, 2011] recommande de prévoir, lors du stockage et du chargement des REFIOM pour évacuation :

- un stockage en silos et non en grands sacs,
- une évacuation en camion-citerne, comprenant une manche de chargement avec aspiration et un arrêt automatique du chargement par détecteur de niveau.

Zone de réception

Selon l'INRS [INRS, 2014-b], le hall de déchargement des déchets est la zone où le personnel est le plus exposé aux agents biologiques. L'isolement du hall de déchargement par rapport au reste du procédé de traitement limite la diffusion des bioaérosols au reste de l'installation et garantit ainsi des niveaux faibles en bioaérosols dans les bâtiments connexes.

Par ailleurs, la partie haute de la zone de déchargement est généralement la zone d'une usine de traitement la plus fortement empoussiérée. Le personnel intervenant dans cette zone peut être exposé à des niveaux de poussières inhalables pouvant dépasser la VLEP-8h [INRS, 2014-b] et contenir du chrome hexavalent. Ainsi, les pistes d'amélioration suivantes sont à explorer pour limiter le niveau d'empoussièrement dans le hall de déchargement et réduire l'exposition du personnel :

- Un meilleur cloisonnement de la fosse pour éviter la dispersion des poussières,
- Une action sur la ventilation de la zone,
- Un procédé de nettoyage de la zone par aspiration centralisée (proscrire le balayage).

EXPLOITATION, ENTRETIEN ET MAINTENANCE

L'étude INRS [INRS, 2014-b] a mis en évidence que les agents les plus exposés sont le personnel de maintenance et d'entretien. Contrairement au personnel d'exploitation qui réalise majoritairement la conduite du procédé depuis une salle de contrôle (à l'exception de l'agent en charge des rondes), le personnel de maintenance est amené à intervenir sur toutes les zones de l'usine pour différents travaux, sur des équipements souvent très poussiéreux.

- Fonctionnement normal des installations

Il est ainsi recommandé d'envisager une conception limitant au maximum ces interventions humaines. La CRAMIF [CRAMIF, 2011] propose que le débouillage des trémies d'enfournement ou des sorties des mâchefers soit réalisé sans que le personnel n'accède dans la trémie.

- Prévoir, pour éviter les bourrages des trémies d'enfournement :
 - des trémies de forme dissymétrique pour éviter les voûtages



- des dispositifs de débouillage mécanique utilisables à l'aide du grappin, sans présence de personne à proximité des trémies.
- Prévoir, pour éviter les bourrages de la sortie des mâchefers du four ou en faciliter la résolution :
 - des dimensions de sorties des mâchefers suffisantes pour permettre la sortie des encombrants,
 - des accès (portes) permettant sans risques l'évacuation des encombrants coincés (après arrêt du four).

Par ailleurs, il ressort des différentes campagnes de mesures [INRS, 2014-b] que le risque lié aux bioaérosols est méconnu des salariés. Des moyens de prévention sont en place dans les entreprises (appareil de protection respiratoire, ventilation générale, etc.) mais leur vocation première est de prévenir l'exposition aux poussières. Un renforcement de l'information auprès des salariés sur le risque biologique aéroporté est nécessaire pour une prévention plus efficace.

- Périodes d'arrêts techniques

Les résultats de l'étude INRS [INRS, 2014-b] confirment que les opérations de maintenance en périodes d'arrêt technique sont particulièrement critiques d'un point de vue exposition des travailleurs, avec 10 fois plus de dépassement des VLEP que durant le fonctionnement normal du process.

Pour les salariés intervenant dans ces conditions, la limitation des expositions passe nécessairement par une analyse spécifique de la fréquence et des méthodes de nettoyage des zones et des installations. Les principes suivants devraient permettre de limiter la remise en suspension ou les transferts des aérosols :

- utiliser un système d'aspiration afin d'éviter la remise en suspension des poussières ;
- privilégier une avancée des travaux de l'amont vers l'aval du procédé,
- maintenir autant que possible la ventilation de tirage.

2.6 Zones connexes

Des zones appelées zones connexes peuvent être attenantes aux zones de traitement des déchets. Ces zones sont occupées de manière épisodique (les vestiaires par exemple) ou pour de plus longues durées (comme les ateliers de maintenance par exemple) par le personnel travaillant dans les centres de traitement des déchets. On peut citer (liste non exhaustive) :

- les vestiaires, bureaux, salles de réunion et locaux sociaux (pollution non spécifique).
- les salles de commande (pollution non spécifique),
- les ateliers de maintenance (pollution spécifique).

En ce qui concerne la ventilation des locaux à pollution non spécifique, la réglementation précise les valeurs minimum de débit d'air neuf à mettre en œuvre (voir tableau au § 2.2.1.).

Pour les locaux à pollution spécifique (ateliers par exemple), les débits d'air neuf par personne à mettre en œuvre sont les mêmes que pour les locaux à pollution non spécifique (voir le tableau au § 2.2.1., par exemple 60 m³/h/pers dans les ateliers), auxquels il faut ajouter :

- l'air de compensation pour compenser les débits d'air extraits via la ventilation locale.
- l'air neuf supplémentaire jugé nécessaire pour abaisser les concentrations des polluants en-dessous des VLEP.

L'INRS recommande de traiter de manière particulière les bureaux et locaux sociaux (INRS, 2006 – ED948) en prenant en compte un concept de **zones sales** et **zones propres**. Il s'agit de séparer de manière physique les zones où des activités différentes sont présentes et pour ces locaux particuliers il est recommandé de les équiper de système d'assainissement de l'air dont le débit d'air est 3 fois supérieur aux valeurs imposées par la réglementation.

Cette séparation physique des zones est également recommandée par Sykes (2011), une distance minimale de 50m entre les bureaux ou vestiaires et les zones process est recommandée par l'auteur.

Dans les ateliers de maintenance, diverses activités comme le travail des métaux et du bois peuvent générer des polluants particuliers : brouillards d'huile, fumées de soudage, poussières de bois, etc. L'assainissement de l'air de ces ateliers requiert l'utilisation de ventilations locales qui permettent le captage de la pollution à la source. Des guides pratiques de ventilation de l'INRS sont à cette fin des outils précieux :

- ED 972 (INRS, 2005d) pour le captage et le traitement des fluides de coupe,
- ED 668 (INRS, 2010d) pour la ventilation des ateliers où se pratiquent des opérations de soudage à l'arc et de coupage,
- ED 978 (INRS, 2006) pour la réduction de l'exposition des travailleurs aux poussières de bois.

Ainsi, sur un site de traitement de déchets, chaque zone doit faire l'objet d'une étude particulière afin de déterminer si elle est à pollution spécifique ou non spécifique et le cas échéant les systèmes et équipements de ventilation les plus appropriés. Il convient qu'elles soient séparées de manière physique afin d'éviter des transferts d'air d'une zone à l'autre.

Enfin, concernant la qualité de l'air dans ces espaces, les quelques publications qui comparent les concentrations en polluants mesurées dans ces zones et dans les zones « process » mettent en évidence une atmosphère davantage préservée.

2.7 Synthèse

2.7.1 BILAN DE L'ETAT DES LIEUX

POLLUANTS

Cette revue bibliographique met en lumière que l'identification des principaux polluants par type de site et par niveau d'enceinte est une tâche complexe, les paramètres influents étant nombreux (matière première collectée, délai entre la collecte et le traitement, activité dans les halls, ...).

Par ailleurs, si la qualité de l'air des usines de compostage est aujourd'hui bien documentée, la littérature est globalement plus rare sur les autres types de sites. Toutefois, 2 études françaises récentes viennent compléter l'état des lieux sur les centres de tri [ADEME, 2014] et les usines d'incinération [INRS, 2014-b]. Par ailleurs, dans le cadre de l'appel à projets PNR EST⁸ 2015 de l'ANSES, le projet MAMBO⁹, financé par l'ADEME, a été retenu et devrait permettre, entre autres à travers les audits de plusieurs sites de méthanisation-compostage, d'affiner davantage les connaissances en termes d'exposition travailleurs sur ce type d'activité.

L'ensemble de la littérature consultée encourage à poursuivre les investigations sur les expositions des travailleurs chez les professionnels des déchets. En effet, plusieurs études (Anzivino 2012, Rushton 2003) font référence à des troubles de la santé chez ces professionnels : troubles respiratoires aigus, gastro-intestinaux, cutanés, oculaires et divers (nausées, maux de tête) et maladies infectieuses. Ces troubles apparaissent principalement du fait de l'inhalation de bioaérosols et au contact direct avec des déchets contenant certaines substances chimiques toxiques, ce qui confirme la pertinence d'une meilleure connaissance de la qualité de l'air de ces enceintes en vue de son amélioration.

Selon les éléments présentés précédemment, la synthèse des polluants majoritaires par type de site est présentée dans le Tableau 22 suivant.

⁸ Programme National de Recherche en Environnement-Santé-Travail

⁹ Maîtrise des émissions d'Ammoniac en usines de Méthanisation-compostage de déchets, Biodéchets et effluents Organiques

Tableau 22. Synthèse des polluants majoritaires par type de site de traitement de déchet

| Type de site | Polluants majoritaires | Commentaire |
|--------------------------------------|---------------------------|--|
| Compostage et/ou méthanisation | Poussières | Pics durant les phases de déplacement de matière et de maintenance. Peu problématique le reste du temps. Les concentrations dans les locaux connexes sont plus faibles, toutefois les fractions en jeu dans les ateliers de maintenance peuvent être davantage critiques (PM _{0,5} et PM ₁ ; mais données d'une seule étude) |
| | Bioaérosols | Pics durant les phases de déplacement de matière et concentrations globalement plus élevées en zone de prétraitement. Locaux connexes moins impactés (données d'une seule étude). En France 10% des sites présentent des concentrations supérieures à la valeur guide de 1000 UE/m ³ (INRS, n°239, 2015) nécessitant des actions immédiates de prévention et environ 20% des sites présentent des concentrations supérieures à la valeur guide de 200 UE/m ³ (INRS, n°239, 2015) nécessitant la planification d'actions de prévention. |
| | Ammoniac | Concentrations très variables en fonction du substrat. Concentrations particulièrement élevées en compostage de boues et digestat OMR, notamment en zone de fermentation avec des dépassements réguliers de la VLEP. |
| Tri des déchets recyclables | Poussières Bioaérosols | Pour ces deux polluants, l'exposition des opérateurs « mobiles » est plus élevée que pour les opérateurs postés en cabine. Les concentrations mesurées en moisissures et bactéries apparaissent les plus préoccupantes. |
| Incinération | Poussières | Exposition élevée durant les phases de maintenance, avec des dépassements de la VLEP. |
| | Bioaérosols | Exposition essentiellement au niveau du hall de déchargement. Exposition majorée durant les phases de nettoyage et de maintenance, avec dépassement des valeurs repère retenues dans l'étude (200 UE/m ³ pour les endotoxines 10 ⁵ UFC/m ³ pour les bactéries et moisissures). |
| | Métaux | Selon l'INRS [XXB], l'exposition au Cr VI est générale et récurrente. Les expositions élevées aux métaux (notamment Pb) constatées lors des phases de transfert des résidus (selon [Maitre, 2003]) seront limitées sur les usines modernes (procédé automatisé, espaces confinés; hors phases de maintenance) [IOM, 2012]. |

Pour l'ensemble de ces sites, les opérations de maintenance génèrent un niveau d'exposition plus élevé, notamment du fait de la remise en suspension des particules déposées sur les surfaces.

Concernant les poussières, le niveau de détail requis pour préciser la nature, granulométrie et composition spécifique éventuelle des poussières n'est pas toujours fourni par les auteurs. Lorsqu'aucune précision n'est apportée, nous avons considéré qu'il s'agissait de « poussières totales ». Celles-ci sont susceptibles de contenir une part plus ou moins élevée de « poussières organiques » (exemple : poussières de papier, particules animales,...) qui contiennent elles-mêmes une sous-fraction de bioaérosols (bactéries, champignons, virus,...). Dans les sites de compostage, il semble exister une bonne corrélation entre l'exposition aux poussières et l'exposition aux endotoxines [IOM 2012, Sykes 2011].

Concernant la composition des bioaérosols sur les sites de traitement des déchets, la bibliographie est conséquente sur le sujet. La multitude de bioaérosols ayant des effets toxiques parfois spécifiques (voir annexe 2), rend complexe et la conduite de mesure et leur interprétation. Les bioaérosols dans l'air des enceintes mériteraient une étude spécifique dédiée.

Enfin, il est à noter que dans la bibliographie identifiée à ce jour, aucune donnée n'est relative à l'exposition des travailleurs aux particules diesel. La note INRS ND2239 (INRS, 2005a) aborde la thématique des « Moteurs diesel et pollution en espace confiné », mais sans aborder spécifiquement les sites de traitement des déchets.

VENTILATION

Les informations disponibles dans la littérature sur la ventilation des enceintes de type déchets concernent essentiellement les cabines de tri, qui sont les lieux où les travailleurs sont en travail posté à proximité des déchets.

Pour les autres enceintes, peu d'informations sont disponibles, que ce soit dans la littérature ou obtenues au cours des interviews téléphoniques. Le bon sens et l'application d'une démarche classique d'assainissement de l'air des locaux de travail amène à la prise en compte des points suivants pour la conception de la ventilation :

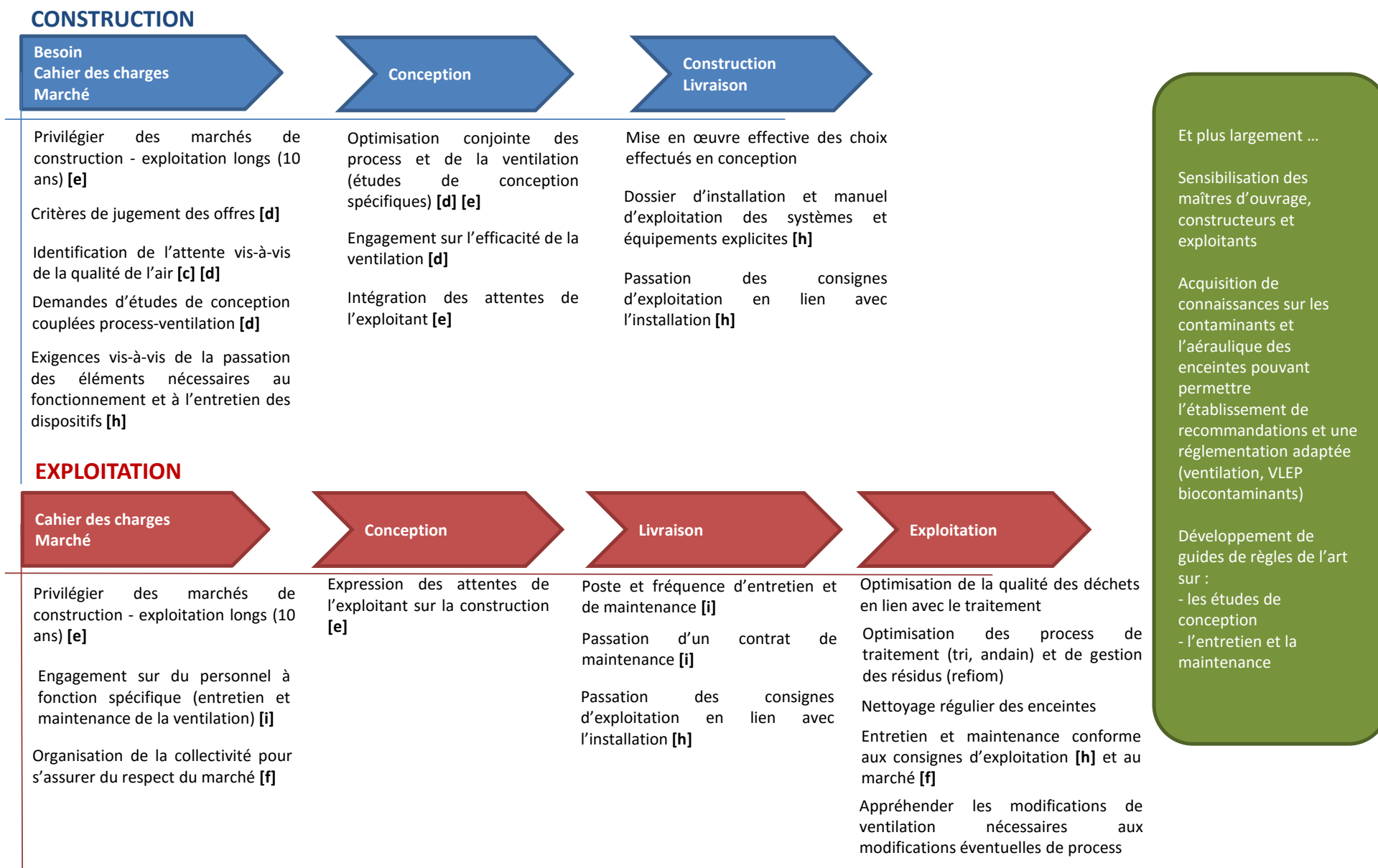
- séparer physiquement les différentes zones auxquelles sont dédiées des ventilations spécifiques ; il s'agit en particulier de ne pas recycler l'air provenant d'une zone à pollution spécifique vers une zone de travail.
- éviter les zones de stagnation des polluants (zones mortes et accumulation en partie haute de locaux).
- respecter les exigences de la réglementation : il y a des valeurs de débit d'air neuf par personnes auxquelles doivent s'ajouter les valeurs de débits d'air liées à la compensation (en cas d'utilisation de systèmes d'extraction d'air avec rejet extérieur) et les valeurs de débits d'air supplémentaires pour abaisser les concentrations en polluants en-dessous des VLEP.
- traiter l'air rejeté à l'extérieur, en particulier pour réduire les nuisances liées aux odeurs.

Rappelons que des dispositifs de détection de défaillance des systèmes de ventilation (en particulier la ventilation locale) doivent, selon la réglementation, être utilisés par les exploitants (voir §2.2.1). La pratique montre que de tels systèmes sont quasi-inexistants et que par ailleurs, pour certains polluants, il n'existe pas de tels systèmes sur le marché ou alors leur mise en œuvre est très complexe et très coûteuse.

2.7.2 MOYENS DE PREVENTION ET DE REDUCTION DES EMISSIONS

L'amélioration de la qualité de l'air et *in fine* de l'exposition des travailleurs dans les enceintes de traitement des déchets nécessite d'agir sur plusieurs axes qu'ils soient techniques, organisationnels, de contractualisation ou de sensibilisation. Ces axes sont synthétisés en Figure 19 en page suivante et développés ensuite.

Figure 19 : Axes d'amélioration de la qualité de l'air des enceintes de traitement des déchets



ACTIONS TRANSVERSES

a. Acquisition de connaissances

De façon générale, les pratiques sont plus faciles à faire évoluer une fois que le constat a été posé et accepté par l'ensemble des acteurs. Des études globales, comme celle menée par l'INRS sur les usines d'incinération, devraient ainsi être menées sur d'autres types de site. C'est notamment le cas en méthanisation avec le projet MAMBO.

Concernant les polluants biologiques, des travaux de recherche sur la toxicologie de ces composés devront vraisemblablement être conduits afin d'envisager l'établissement d'une réglementation vis à vis des expositions sur les sites de traitement de déchet.

b. Recommandations – réglementations

Une évolution de la réglementation serait également souhaitable, car si les contraintes réglementaires sont généralement suivies, les bonnes pratiques purement incitatives le sont moins. Cela a par exemple été la démarche suivie dans le cadre de la filière DEEE, où une meilleure connaissance des polluants émis a permis au législateur d'identifier les composés pertinents à suivre et fait évoluer la réglementation en conséquence. Ainsi, sur les sites de traitement des déchets étudiés ici, des VLEP sur les paramètres biologiques apparaîtraient plus pertinentes que sur le paramètre « poussières sans effets spécifiques ».

EN AMONT DU PROJET

c. Sensibilisation des donneurs d'ordre

Des actions de sensibilisation voire de formation des donneurs d'ordre à la ventilation, à la qualité de l'air et à l'exposition des travailleurs apparaîtraient pertinentes afin qu'ils puissent dans les appels d'offre de construction et/ou d'exploitation intégrer dans la démarche leurs attentes.

Cette action pourra reposer sur les grands principes d'ores et déjà publiés (guides sectoriels, recommandations constructives, ...) mais également sur des supports spécifiques à créer.

Une réflexion est également à mener sur la stratégie globale de gestion des déchets de la part de la collectivité. Concernant la mise en place d'une redevance incitative par exemple, certains retours d'expérience indiquent un impact négatif sur le taux de refus des centres de tri (qui grimpe à plus de 30%), ce qui nuit à l'ensemble du process.

L'extension des consignes de tri devrait être généralisée sur les communes où les ordures résiduelles sont traitées par méthanisation dans la mesure où le plastique est un réel problème en méthanisation.

d. Cahier des charges - construction

Le marché de construction est établi à partir d'offres elles-mêmes répondant à un cahier des charges. La sensibilisation des donneurs d'ordre devrait permettre d'intégrer dans ces cahiers de charges les éléments permettant au constructeur d'optimiser à travers les études de conception la qualité de l'air sans que cela soit au détriment du process.

Une telle optimisation représente un coût d'investissement et d'exploitation. Ainsi, favoriser l'intégration de l'enjeu de qualité de l'air par les équipes de construction nécessite de revoir les critères de jugement des offres qui devront dépasser ceux actuellement largement employés (coûts d'investissement, coûts d'exploitation et impact environnemental du site).

Ces appels d'offre permettant aux équipes de réfléchir conjointement au process et à l'amélioration de la qualité de l'air pourront potentiellement conduire à des développements d'ingénierie et de technologies innovantes.

Les postes suivants devraient être à évoquer à minima dans les cahiers des charges :

- **Le respect des VLEP dans les zones de travail récurrentes.**

A l'heure actuelle, les cahiers de charges mentionnent soit le respect des VLEP, soit le respect du code du travail. Si la première mention fait référence à des concentrations inférieures aux VLEP, la seconde fait référence à des expositions (y compris avec des EPI adaptés) inférieures aux VLEP. Une vigilance sur la terminologie employée permettra de s'assurer que les mêmes contraintes sont bien prises en compte par l'ensemble des candidats, la seconde mention pouvant orienter les réponses vers une ventilation moindre et le port d'EPI.

Il convient toutefois d'adapter les objectifs aux enjeux et de n'imposer le respect des VLEP qu'aux zones de travail récurrentes et non à l'ensemble des locaux (notamment en méthanisation).

- **La réalisation autant que nécessaire d'études de conception couplant process et ventilation**

De façon à optimiser le design de la ventilation générale (après avoir cherché à confiner au maximum le process et les transferts,...), de plus en plus de constructeurs s'associent à des bureaux d'étude de modélisation (ou développent des logiciels internes) afin de simuler les écoulements d'air dans les bâtiments et implanter judicieusement les bouches d'extraction et gaines de soufflage. Une telle démarche est à promouvoir afin de garantir une bonne diffusion de l'air, la notion de débit par bouche (et de renouvellement d'air global) n'étant pas suffisant pour assurer dans les lieux d'exposition des travailleurs un respect des VLEP.

Le budget consacré à ces études peut être amorti dans la mesure où cela permet de dimensionner au mieux l'installation de ventilation. Le recours à de la modélisation permet en effet de limiter les éventuels travaux de mise en conformité en cours d'exploitation souvent plus coûteux et moins efficaces.

- La définition claire du contenu et des objectifs des **essais de réception** (cf [h]).
- **La fourniture d'un dossier d'installation des systèmes et équipements et d'un manuel d'exploitation** (cf [h]).

e. Marchés de construction – exploitation

Les évolutions constructives évoquées dans ce document (voir [g]) ont bien sûr un coût engendrant une augmentation du ratio investissement / capacité annuelle de traitement. Mais elles sont censées permettre d'éviter d'engager des investissements ultérieurs (pour mieux confiner les sources d'émissions, mieux isoler les bâtiments et rendre plus efficace la ventilation...) souvent plus coûteux que s'ils sont intégrés dès la conception.

De façon à encourager cette tendance sans que les coûts soient trop lourds à supporter pour les collectivités, il semble pertinent d'encourager ces dernières à s'orienter :

- sur des marchés de type conception/exploitation, de façon à impliquer au plus tôt le futur exploitant dans la conception du site,
- vers des marchés longs (10 ans), afin de permettre au prestataire d'envisager un retour sur investissement.

Des marchés de type conception/exploitation, permettront :

- d'impliquer au plus tôt le futur exploitant dans la conception du site en lui permettant d'influer sur les choix techniques plutôt que de disposer d'une simple « opportunité de se prononcer » ;
- favoriser un travail de concert entre les différentes équipes intervenant en conception.

Ainsi, il paraît nécessaire que les lots "process" et "ventilation" soient regroupés afin de permettre d'optimiser la ventilation sans que ce soit au détriment du process et inversement. Cela permettrait en outre d'avoir un seul responsable sur l'efficacité de l'ensemble.

La réalisation d'éléments type d'un cahier des charges de consultation pour cet ensemble focalisant sur les éléments essentiels à intégrer aux études de conception pourrait favoriser ce travail et limiter les situations où la construction achevée est inadaptée et les mesures correctives difficilement applicables.

Cette synergie exploitant / constructeur peut aussi être envisagée lorsque la collectivité exploite en régie ou sous forme d'un marché de DSP (Délégation de Service Public). Dans ce dernier cas, la collectivité conserve pour seul interlocuteur l'exploitant. Charge à ce dernier de retenir le fournisseur de technologie lui permettant d'atteindre les objectifs de performances sur lesquels il s'est engagé auprès de la collectivité.

f. Exploitation - Cahier des charges et marché

Comme pour les marchés de conception, la contrainte budgétaire se répercute sur les marchés d'exploitation. Si certains appels d'offre (peu – pas assez ? – nombreux) formalisent les attentes en termes de contraintes d'exploitation (périodicité de nettoyage, trémie vide tous les soirs, ...), aucun contrôle par un tiers indépendant du respect de ces conditions d'exploitation (imposées dans le marché ou définies – et formalisées – par le constructeur) n'est mis en œuvre.

Or pour optimiser les coûts, les effectifs peuvent être réduits. Rappelons que l'impact des conditions d'exploitation est déterminant sur la qualité de l'air des lieux de travail.

EN PHASE DE CONCEPTION

g. Recommandations techniques en conception - construction

Les bonnes pratiques suivantes peuvent être transposées, de façon assez générale, à tous les types de site étudiés ici :

- Favoriser au maximum les systèmes automatisés permettant de limiter les interventions humaines.
- Prévoir des stocks tampon « maîtrisés » pour favoriser un travail à cadence fixe ; Eviter les stockages « sauvages » (accumulation de chutes des déchets au sol depuis les convoyeurs par exemple) sources d'émission complémentaire de polluants.
- Conserver des espaces disponibles pour prévoir les évolutions futures (techniques, réglementaires, nature du déchet).
- Isoler et ventiler mécaniquement les parties des installations où se produisent des émanations de gaz ou poussières de façon à en limiter la concentration et la diffusion.
 - Un confinement au plus près des sources est recommandé, notamment où du déplacement de matière est en jeu (opérations de broyage, criblage, chute de convoyeur, ...).
 - Adopter des dispositions constructives concernant le transport des poussières pour en éviter l'envol pendant l'exploitation, par exemple :
 - en capotant les convoyeurs,
 - en limitant les hauteurs de chute des déchets,
 - en privilégiant les systèmes de transport continu (convoyeurs) aux systèmes discontinus (pelles, camions) et/ou en limitant la distance à parcourir par ces derniers.
- Ne pas recycler de l'air "vicié" vers une zone de travail. Le transfert n'est à envisager que vers une zone où le personnel n'a pas accès. Cette règle de l'art aura un impact sur le dimensionnement du système de ventilation et du traitement final.
- Privilégier les apports d'air mécanique et diriger ces insufflations, dans la mesure du possible, vers les zones de circulation du personnel piéton.

- Eviter la stagnation de l'air et l'accumulation des polluants en partie haute, via par exemple la mise en place de modules inducteurs de type « push/pull ».

h. Réception et livraison

La réalisation des essais de performance est une étape clé dans la vie d'un site ; elle doit permettre de clôturer la période de mise en service industrielle et de transférer la responsabilité du constructeur au futur exploitant. Une attention particulière doit ainsi être apportée au contenu et aux conditions de réalisation de ces essais.

L'objectif de ce document n'est pas d'apporter une réponse à ces questions, mais il semble toutefois indispensable de clarifier en amont dans les marchés :

- les critères de performances fixés et le contenu des essais, tout en dissociant les moyens (par exemple, la ventilation) des résultats (par exemple : concentrations en polluants, VLEP)
- les conditions d'exploitation durant les essais (constructeur ? exploitant ? exploitant sous supervision du constructeur ?) ;
- A la charge de qui sont ces essais (constructeur ? exploitant ? Maître d'Ouvrage ?) ;
- Comment seront traitées les éventuelles non conformités, en sachant qu'elles n'auront pas toutes le même impact.

Il est par ailleurs fortement recommandé :

- de réceptionner l'usine dans sa globalité, et non pas secteur par secteur, afin de tenir compte des répercussions, en amont et en aval, de l'exploitation dans des conditions données d'un maillon de la chaîne ;
- d'anticiper les possibles évolutions de la nature du déchet entrant, le délai étant non négligeable entre la phase de conception et l'étape de réception.

La passation claire des informations de fonctionnement, d'entretien, de maintenance, de process, entre le constructeur et l'exploitant est indispensable :

- Il est ainsi primordial que les **consignes d'exploitation** (ratios de mélange, structuration des andains, temps de séjour, périodicité de nettoyage, ...) définies par le constructeur soient clairement formalisées afin d'en faciliter le suivi par l'exploitant.
- **Dossier d'installation, Manuel d'exploitation et cahier d'entretien / maintenance**
Un contenu adapté du **dossier d'installation** est nécessaire pour permettre que l'exploitant et les équipes dédiées à l'entretien et la maintenance aient connaissance des systèmes, de la liste des éléments qu'il convient de vérifier (et de la fréquence) ou des pièces qu'ils convient de changer (filtres par exemples). La création par l'installateur d'un **cahier d'entretien et maintenance** (check liste) pourrait remplir cet office.

L'investissement des deux acteurs (exploitant / constructeur), lors de la mise en service industrielle et de la réception de l'installation, est essentielle ; cette synergie apparaît facilitée lors de marchés communs de conception / exploitation.

EN PHASE D'EXPLOITATION

i. Exploitation – Entretien et maintenance

Un entretien régulier est nécessaire à la bonne marche des installations et à la conservation d'une qualité de l'air optimale. Il concerne :

1. Le nettoyage du site (pour éviter la stagnation de déchets au sol par exemple),

De façon à limiter les ré-envols de poussières, un nettoyage régulier des locaux est recommandé. Le nettoyage s'effectuera en deux phases : d'abord un ramassage du plus gros par l'ensemble des opérateurs à l'aide de râpeaux à feuilles, pelle à neige, ... puis un nettoyage via une **aspiration centralisée** (ou avec système de filtration type HEPA¹⁰) ; l'utilisation du balai est à proscrire.

Les opérations de nettoyage et maintenance sont généralement associées à des pics de concentrations en polluants. Pour l'opérateur en charge de cette action, le port de protections individuelles (masque respiratoire) est la plupart du temps indispensable (pas de mesures collectives ; action au niveau de la ventilation générale peu efficace).

2. L'entretien et la maintenance des équipements de process et de ventilation

Outre une bonne conception des installations, l'exploitation et la maintenance sont primordiaux pour maintenir une qualité de l'air optimale. Il est notamment impératif, pour maintenir les débits d'extraction prévus au nominal, d'assurer un nettoyage régulier des différentes grilles d'aspiration. De même, il faudra veiller à maintenir une perte de charge cohérente sur le système de désodorisation, exutoire final du réseau de ventilation.

Ces tâches n'étant pas directement liées au process peuvent pour certains exploitants apparaître secondaires. Il est ainsi impératif de former et sensibiliser au mieux les exploitants à la question de la qualité de l'air, avec idéalement du personnel dont une des fonctions est relative à l'entretien et la maintenance de la ventilation. Pour être efficace, la formation doit être assurée par le fournisseur de la technologie, avec remise d'un **manuel d'exploitation**. Elle devrait s'accompagner d'un **contrat de maintenance**, au moins sur les premières années afin de permettre le transfert de compétences de l'installateur à l'exploitant.

La sensibilisation du personnel exploitant pourrait être améliorée par le déploiement de dispositifs visuels. Dans cette optique, des pupitres tactiles, plus interactifs commencent à faire leur apparition. Ils peuvent être dotés d'un module GSM permettant à l'entreprise chargée de la maintenance un suivi à distance de l'installation. La GMAO (Gestion de la Maintenance Assistée par Ordinateur) permet de planifier la maintenance préventive ou curative des systèmes et équipements en place en intégrant l'ensemble des actions dès le stade de la réception.

La systématisation des contrats de maintenance, même si elle a un coût, pourrait permettre de favoriser la longévité et le bon fonctionnement des installations. Une alternative intéressante peut résider en l'acquisition de **systèmes de GMAO** permettant à l'exploitant de disposer d'un plan de maintenance quotidien créé par le fournisseur du process.

3. La remédiation de situations dégradées

Lors de l'exploitation, de multiples raisons peuvent conduire à une dégradation de la qualité de l'air. Au-delà de l'identification de cette dégradation, l'étude des solutions pouvant permettre de rétablir une bonne qualité de l'air peut nécessiter – quand la solution n'est pas facilement identifiable et applicable – le recours à des mesures et à des outils de modélisation.

Les diagnostics doivent être dimensionnés en fonction de la connaissance de l'origine de cette dégradation, de sa variabilité temporelle et spatiale. Dans une approche proportionnée, il pourra être nécessaire de conduire successivement plusieurs types de mesures apportant un approfondissement de la connaissance et de la compréhension du problème rencontré. Le § 1.2 présente les différents types de mesure et les objectifs auxquels ils répondent.

Le développement d'actions de remédiation pour une situation dégradée en termes de qualité de l'air ne doit pas être conduit sans connaissances suffisantes des différents facteurs contribuant à cette dégradation. En particulier le contrôle de l'efficacité de la ventilation reposant sur des mesures classiques de débits, de pertes de charge et d'étanchéité des réseaux, s'ils sont indispensables, ne suffisent pas à s'assurer d'une bonne diffusion de l'air. L'analyse de l'efficacité du balayage pourra, si nécessaire, reposer sur les tests décrits au § 1.2 (test à la fumée, traçage).

¹⁰ High Efficiency Particulate Air filter

L'interprétation de la cartographie des concentrations ou de leur variation au cours du temps peut nécessiter le recours à des outils de modélisation décrits au § 1.3. La modélisation est alors non seulement un outil d'aide à l'interprétation mais également un outil prospectif visant à rechercher les solutions de remédiations possibles. Parmi les solutions pouvant être modélisées, on peut citer les actions sur les écoulements et débits d'air (les débits d'insufflation et d'extraction en lien avec d'éventuelles différences de pression, la localisation dans l'espace de ces bouches, ...) et les actions sur les émissions (limitation, confinement physique ou aéraulique), et sur les transferts (confinement, géométrie des espaces,...).

3. ENCEINTE DE TRANSPORT FERROVIAIRE SOUTERRAIN

Les gares ferroviaires se situent généralement en surface et celles qui sont souterraines sont attachées à des réseaux urbains de type métro ou RER. Aussi cette partie de l'étude ne concerne que les enceintes de type métro ou RER.

Il est à noter que l'ANSES a finalisé une étude d'expertise collective (ANSES, 2015) traitant de la pollution chimique de ces enceintes et des risques sanitaires pour les travailleurs. Ces travaux ayant été publiés à l'issue de la synthèse faite sur les polluants et les concentrations pour la présente étude, il est possible que le lecteur puisse trouver dans le rapport de l'ANSES des éléments complémentaires.

3.1 Réglementation et recommandations

Ventilation

Pour la ventilation des stations de métro, s'applique le RSDT (Règlement Sanitaire Départemental Type) (JORF, 1978). Au sens du RSDT, les enceintes du métro (stations, couloirs, escaliers, etc.) peuvent être considérées comme des lieux à présence humaine épisodique et alors le débit d'air neuf (pris à l'extérieur) pour la ventilation est égal à au moins $0,1 \text{ l/s/m}^2$ ($0,36 \text{ m}^3/\text{h/m}^2$). Par ailleurs, dans les conditions habituelles d'occupation, la concentration en CO_2 ne doit pas dépasser 1300 ppm.

Paramètres de confort

Les paramètres de confort sont, même s'ils ne sont pas réglementaires, des critères importants. En effet, les enceintes de transport souterrain étant des établissements recevant du public, ces critères sont intégrés dans la conception, le dimensionnement des enceintes et l'exploitation des systèmes de ventilation.

La norme NF EN ISO 7730 (2005) traitant de l'ergonomie du confort thermique permet d'exprimer le degré de gêne lié au courant d'air par le pourcentage prévisible de la population se déclarant dérangé par ce courant d'air (personnes insatisfaites). Le calcul prend en compte les valeurs de température locale de l'air, vitesse moyenne locale de l'air et l'intensité locale de turbulence.

Concentrations

A partir des années 2000, le Conseil Supérieur d'Hygiène Public de France (CSHPF) a rendu plusieurs avis relatifs à la qualité de l'air dans les enceintes de transport souterraines recommandant de développer la surveillance de la qualité de l'air. Parallèlement avaient été établies par le CSHPF (avis du 5 mai 2001), en référence aux valeurs guides ou réglementaires françaises pour la qualité de l'air, des niveaux de concentration en particules PM_{10} qu'il était recommandé de ne pas dépasser dans ces enceintes. Ces valeurs ne sont plus utilisées actuellement. En effet, de nombreuses données ont été acquises ces dix dernières années nécessitant de modifier les interprétations faites en 2001.

Ainsi, aucune réglementation spécifique ne s'applique aux enceintes souterraines de transport. La réglementation vis-à-vis de la qualité de l'air s'appliquant à la population est présentée en annexe 1.

Sécurité

L'instruction technique interministérielle n°98-300 relative à la sécurité dans les tunnels ferroviaires (Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie, 2011), du 11 juin 2002 (mise à jour le 10 mars 2011), vise à :

- limiter la probabilité d'occurrence d'un incident,
- détecter les situations anormales et assurer les communications avec l'extérieur (équipements de surveillance et de détection, signalisation, radio sol-train etc...),
- se prémunir et lutter contre l'incendie,
- permettre la protection et, en cas d'incident, l'évacuation des personnes (voyageurs, personnel) et l'accès des secours.

Le texte stipule que le désenfumage des tunnels urbains est obligatoire et que la vitesse de balayage ne peut être inférieure à 1,5 m/s.

L'Arrêté du 24 décembre 2007 portant approbation des règles de sécurité contre les risques d'incendie et de panique dans les gares (JORF, 2007) s'applique aux locaux des établissements recevant du public affectés aux transports ferroviaires et aux locaux recevant du public destinés à des fins autres que ferroviaires situés dans ces établissements.

Dans les gares ne disposant que d'un niveau en infrastructure, le désenfumage peut être soit naturel, soit mécanique. Dans les gares disposant de plusieurs niveaux en infrastructure, le désenfumage de ces niveaux doit être exclusivement mécanique. Le désenfumage peut être réalisé naturellement ou mécaniquement selon l'une des méthodes suivantes :

- balayage de l'espace que l'on veut maintenir praticable par l'apport d'air neuf et l'évacuation des fumées,
- différence de pression entre le volume que l'on veut protéger et le volume sinistré mis en dépression relative,
- combinaison des deux méthodes ci-dessus.

En partie souterraine, le désenfumage mécanique est en principe réalisé par zones définies au cas par cas. Dans chaque zone le débit minimal de renouvellement d'air doit être de 15 volumes par heure.

Est également à mentionner **l'Arrêté du 22 novembre 2005** relatif à la sécurité dans les tunnels des systèmes de transport public guidés urbains de personnes (JORF, 2005) qui définit les conditions de désenfumage des tunnels (implantation des ouvrages de ventilation, vitesse de l'air minimum, alimentation des ventilateurs, etc.).

3.2 Ventilation et effet piston

Dans cette partie du document, il est d'abord rappelé les objectifs de la ventilation des métros ainsi que les grands principes de ventilation. Ensuite, une large partie est consacrée au métro de Paris, ce chapitre se terminant par des exemples de la ventilation d'autres métros.

3.2.1 UN PEU D'HISTOIRE

Un document daté de 1908 (Soper, 1908) nous informe que c'est à Londres que le premier métro a été mis en service au 19^{ème} siècle et que d'autres réalisations ont suivi dans d'autres villes (Paris, Berlin, Prague, New-York) à la fin du 19^{ème} siècle et au début du 20^{ème}. De la chaleur est dissipée à l'intérieur du réseau souterrain par les trains (moteurs, freins) et la présence humaine. Cette chaleur doit être évacuée afin que l'air ne devienne pas inconfortable. L'auteur du document affirme alors que le meilleur moyen de rafraichir l'air c'est la ventilation :

- En introduisant ou extrayant l'air en différents points à l'aide de ventilateurs.
- En créant un courant d'air d'une extrémité à l'autre de la ligne à l'aide de ventilateurs.
- Par ventilation naturelle.
- Par l'effet piston créé par le déplacement des trains dans les tunnels.

Les ventilateurs sont généralement utilisés pour extraire l'air, pas pour l'introduire. L'air est extrait à l'intérieur des tunnels, entre les stations, et est acheminé à l'extérieur via des conduits débouchant en surface (Figure 20 comme exemple pour le métro de Boston) ; l'air neuf entre via les stations ou d'autres endroits. Les ventilateurs sont conçus pour que l'air dans le tunnel entre 2 stations soit renouvelé toutes les 15 minutes.

La ventilation du métro de Londres repose sur le même principe que celui du métro de Boston. Dans un deuxième temps, dans le métro de Londres, et afin de tirer profit de l'effet piston produit par le déplacement des rames dans les tunnels, l'air a été plutôt extrait en station, sous les quais (Figure 21). Les ventilateurs sont conçus pour que l'air dans le tunnel entre 2 stations soit renouvelé toutes les 30 minutes.

Figure 20 : Schéma de principe de la ventilation du métro de Boston (d'après Soper,1908)

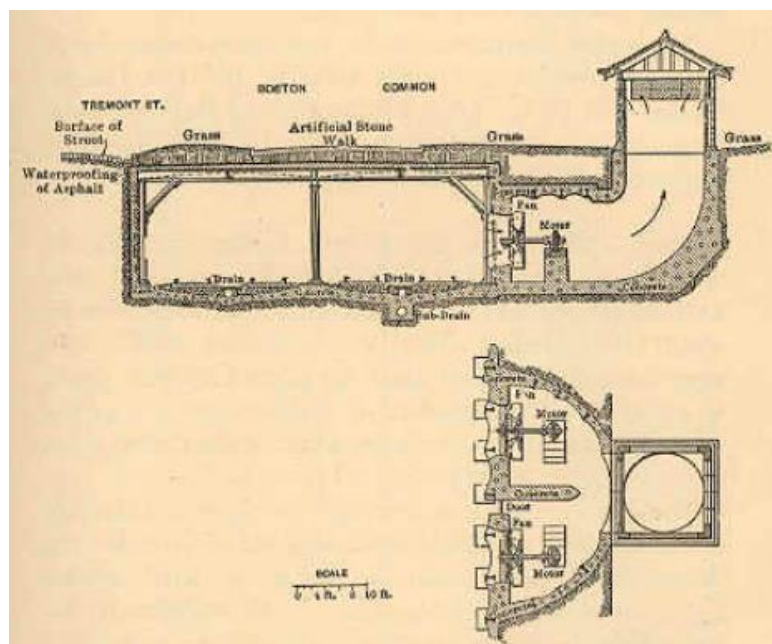
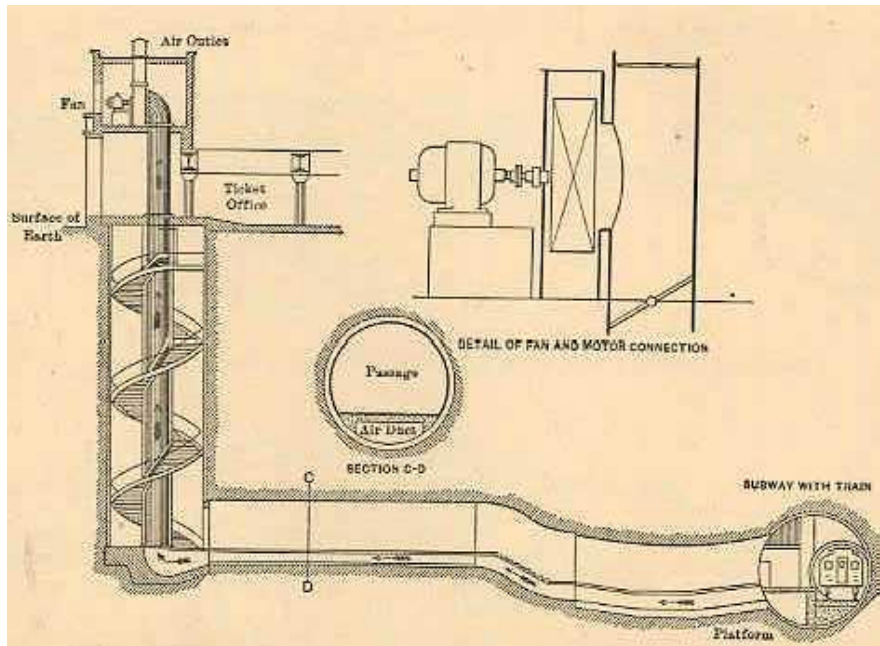


Figure 21 : Schéma de principe de la ventilation du métro de Londres (d'après Soper,1908)



3.2.2 LA VENTILATION AUJOURD'HUI

Aujourd'hui le renouvellement d'air des métros s'effectue toujours selon le même principe que celui qui a été développé dès les premières mises en service. Un tunnel ou puits d'extraction, dans lequel est inséré un ventilateur, est creusé entre 2 stations afin de permettre l'évacuation à l'extérieur de l'air à partir du tunnel (Figure 22 d'après ASHRAE (ASHRAE, 2011)).

Pour des questions de confort thermique en hiver, plusieurs publications font état d'un mode de fonctionnement particulier des ventilateurs de ces puits. Afin de réchauffer l'air des stations en hiver, sur certains métros le ventilateur était positionné non plus en extraction mais en insufflation créant un flux d'air entrant en station en provenance du tunnel. Ces dispositions si elles peuvent encore être présentes dans certains métros à travers le monde ne sont plus en œuvre en France depuis plus de 10 ans pour la RATP et plus récemment pour la SNCF.

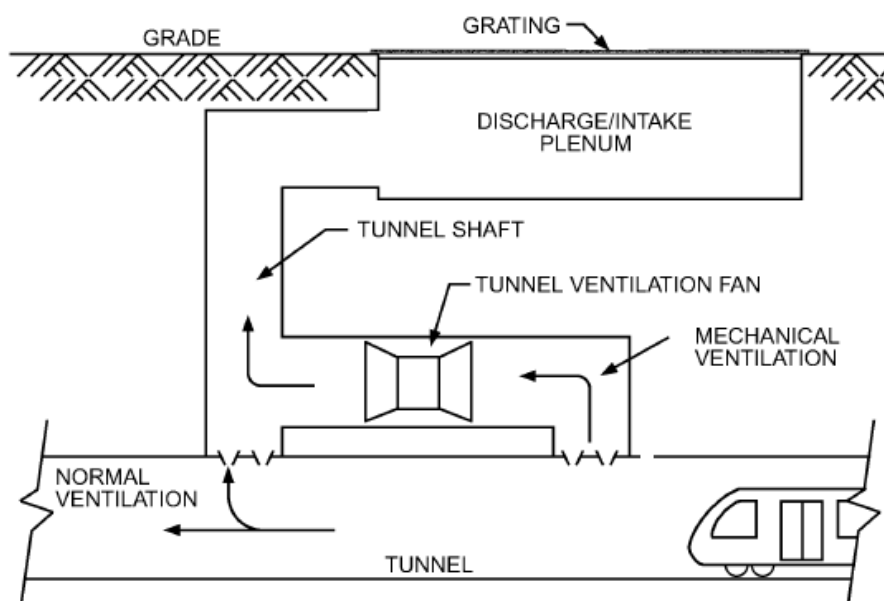


Figure 22. La ventilation de tunnels ferroviaires (d'après ASHRAE, 2011).

A noter que le puits ("shaft" sur la Figure 22) est également installé sans ventilateur dans les tunnels permettant alors une ventilation naturelle. Celle-ci permet en outre d'atténuer, au niveau des quais, l'effet piston créé par le déplacement du train dans le tunnel (évacuation de l'air poussé par le train) (Maevski, 2006). Les puits d'extraction sont installés dans le tunnel ; généralement à proximité des stations (Figure 23, d'après (Tabarra et al., 2004)).

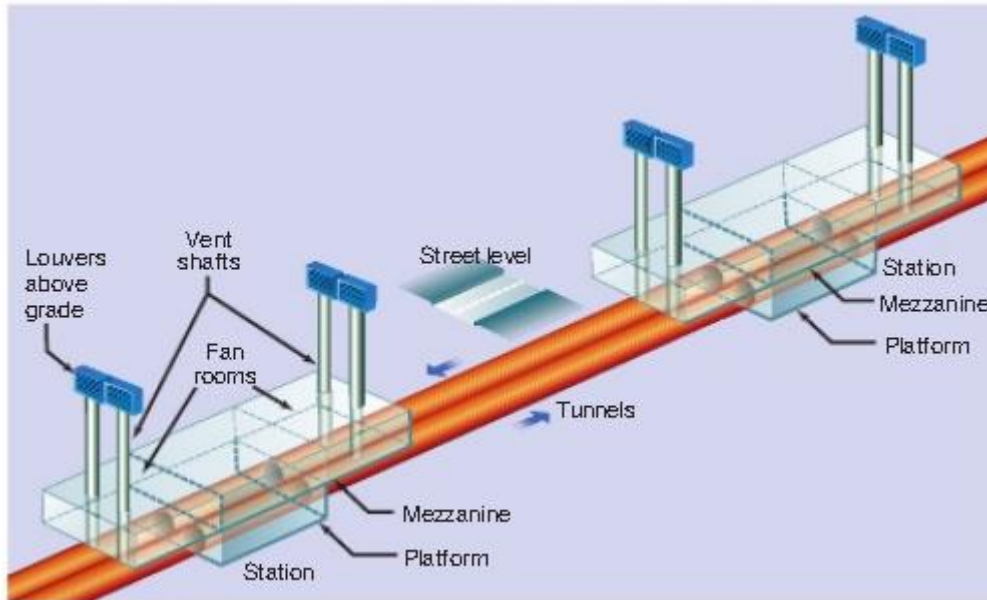


Figure 23. La ventilation des métros (d'après Tabarra et al., 2004).

Selon le guide de l'ASHRAE (ASHRAE, 2011), la ventilation mécanique peut également être installée au niveau des quais. Ce type de dispositif peu rencontré dans la littérature est généralement dimensionné pour limiter les flux de chaleur vers les quais.

Compte tenu de son intérêt potentiel vis-à-vis de l'amélioration de la qualité de l'air, il est présenté au § 3.4 sur les axes d'amélioration.

3.2.3 LA CONNEXION TUNNEL- STATION ET L'EFFET PISTON

Le passage des trains conduit à une surpression en tête de train (arrivée dans la gare) et une sous pression en queue de train lors de son redémarrage et entrée dans le tunnel. Les pressions dépendent de la géométrie des stations et tunnels, de la vitesse des trains et également de la présence de puits de ventilation dans les tunnels à proximité des stations. Ces puits présentent en effet l'avantage de pouvoir capter une partie des variations de pression lors de l'arrivée / du départ du train.

Les champs de pression et de vitesse d'air instationnaires induits par les passages des trains sont particulièrement complexes et lorsqu'ils ont été étudiés, c'est généralement vis-à-vis de l'aérodynamique dans les tunnels (configuration des tunnels et designs des trains) ainsi que vis-à-vis de l'impact des températures du tunnel sur la température dans la station (confort des usagers).

Le recours à des outils de modélisation en complément de mesures en station s'avère nécessaire tant pour comprendre les effets sur une installation existante que pour dimensionner les futurs métros. De nombreux auteurs ont modélisé à l'aide d'outils CFD l'effet piston dans l'objectif de caractériser son impact sur la température de l'air dans la station (Gonzales et al., 2014, Haitao Bao et al. 2014, Peng Xue, 2014, Ke et al. 2002, Kim, 2007, Ruy et al., 2012, Yuan et al., 2007, etc.).

La figure ci-contre montre les résultats de modélisation CFD conduites par Ke et al (2002) où pour des vitesses de train de 55 à 80 km/h, la surpression lors de l'entrée en station varie de 170 à 1700 pascals.

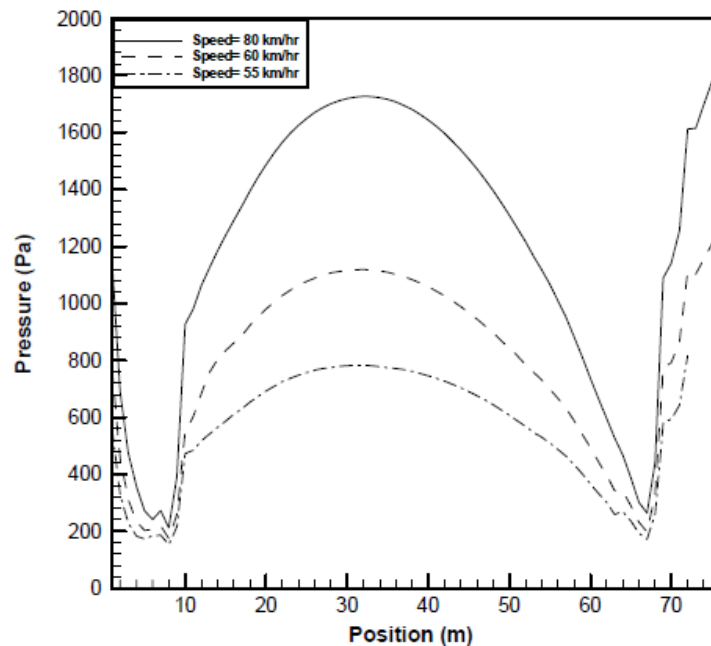


Figure 24 : Pression de l'air modélisée en fonction de la distance au train quand il arrive en station (source Ke et al., 2002)

Les vitesses d'air associées à cette surpression ont été mesurées par plusieurs auteurs. Le graphique ci-dessous, extrait de Pflitch (2003), montre dans le tunnel des vitesses d'air lors de période de trafic variant de 0,1 à plus de 2,5 m/s. De telles vitesses ont également été mesurées sur un quai de la station de RER parisien de Magenta (Fortain, 2008), la vitesse est de l'ordre de 0,1 m/s et augmente lors du passage d'un train, les mesures réalisées durant la nuit (sans usagers) montre des vitesses d'air durant l'arrêt ou le freinage du RER pouvant atteindre 4,2 m/s.

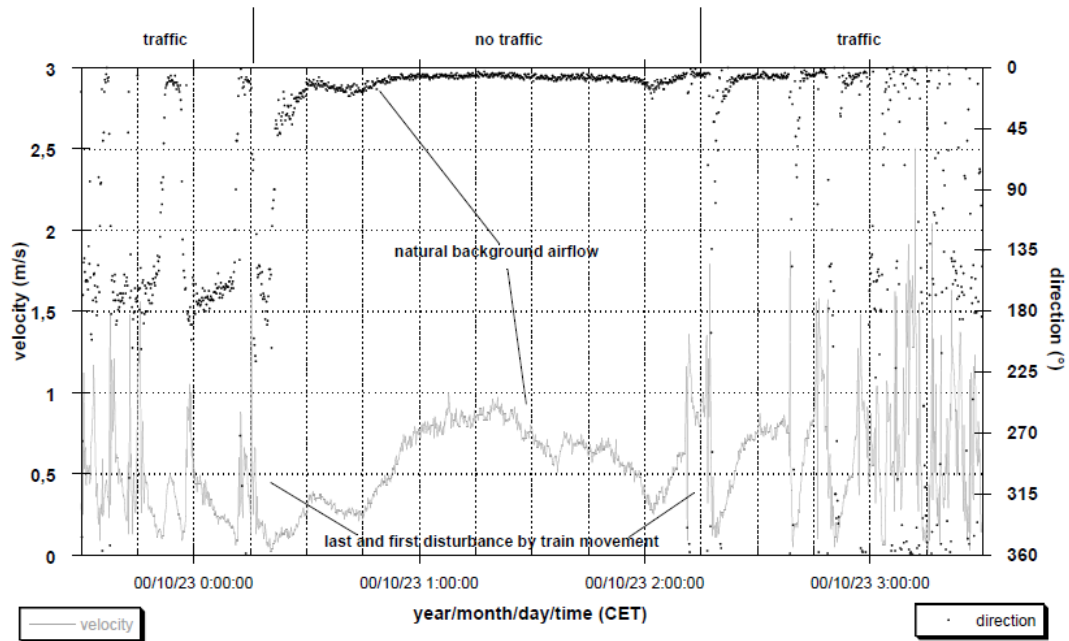


Fig. 3:
 Course of direction and velocity of air flow inside a tunnel of the Dortmund Subway
 in 2 m above ground, 22.10.00 23:30 to 23.10.00 03:30 am (MEZ) (averaging interval: 2 s)

Figure 25 : Vitesses et direction de l'air mesurées dans un tunnel de métro à Dortmund
 (source : Pflitch, 2003)

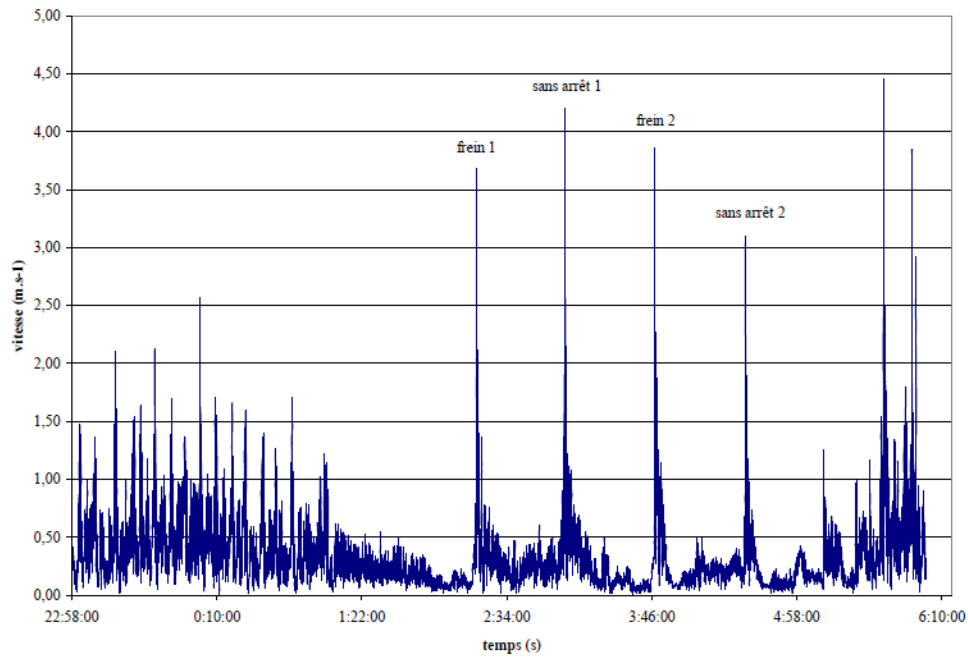


Figure 26 : Vitesses de l'air mesurées lors d'essais de nuit sur le quai de la station de RER
 Magenta (source : Fortain, 2008)

3.3. Polluants en présence

3.3.1 SOURCES ET POLLUANTS

Les différents polluants présents dans les enceintes de transport ferroviaire semi-ouvert sont multiples, ils traduisent différentes sources présentes dans ces espaces. C'est donc à partir de ces sources que sont présentés les polluants potentiellement présents. Le Tableau 23 ci-dessous en fait la synthèse qui a été établie à partir de la bibliographie réalisée pour rendre compte des concentrations dans ces enceintes.

La présence des polluants à des concentrations significatives est associée aux taux d'émission des sources (potentiellement lié à la vitesse de l'air, etc.), à leur fréquence (pour les sources non constantes cela peut être lié à la densité du trafic, du nettoyage...) et au renouvellement d'air.

Précisions de lecture des paragraphes suivants

Dans la grande majorité des études recensées concernant les niveaux de pollution, la ventilation n'est pas présentée. Son impact sur les concentrations dans l'air est ainsi difficile à apprécier à partir de ces références.

Tableau 23. Sources et polluants pouvant dégrader la qualité de l'air des enceintes de transport souterrain

| Sources | Typologie de polluants | Commentaires et données |
|---|--|--|
| Matériel roulant (système de freinage, système d'alimentation électrique) | <p><u>Les systèmes de freinage, rails, pneu et contact roue-rail</u>: Principalement constituées de fer, noir de carbone et de métaux particuliers (chrome, nickel, manganèse, baryum, silicium, aluminium, magnésium, zinc, soufre, arsenic, cadmium, potassium, étain, plomb, titane, antimoine...)¹¹</p> <p><u>L'alimentation électrique, caténaire et pantographe</u>: sources essentiellement de cuivre, zinc et carbone</p> | Plusieurs études réalisées ces dernières années (essentiellement à l'international) traitent de ces émissions spécifiques (en termes de PM totales, tailles de PM et composition des particules) |
| Ballast / revêtement de sol autour des rails et traverses | Particules, éventuels composés organiques utilisés pour le traitement du bois (HAP, PCP...) et silice | Très peu de données sur ce point dont les émissions et impacts ne sont généralement pas distingués des émissions du matériel roulant. |
| Revêtements intérieurs | COV, PM, polluants microbiologiques | Les revêtements de sol, de mur, le mobilier sont autant de sources potentielles de polluants: COV (dont aldéhydes) mais également particules (bois, contreplaqués, plâtres...). Par ailleurs, ils peuvent être le lieu de développements fongiques. |
| Activités commerciales dans les galeries | COV, particules, CO, NOx ... | Les produits en vente dans les commerces présents peuvent être sources de COV (dont aldéhydes) par exemple pour les vêtements (nettoyage et entretien), les cosmétiques et produits d'hygiène ... Les commerces de type restauration peuvent en présence de combustion être sources de particules, CO et NOx et COV. Enfin, les commerces de type fruits et légumes peuvent en cas de stockage prolongé être source d'aldéhydes. |
| Nettoyage | COV (dont aldéhydes), particules et micropolluants | Les produits utilisés pour l'entretien peuvent être sources de COV (hydrocarbures, solvants...) mais également de biocides (gazeux ou particulaire) et de particules (traitement à la chaux vive) et de micropolluants (remise en suspension). |
| Travaux dans les enceintes | Dépendant des travaux: particules, COV Par ailleurs, les engins de chantier peuvent par la consommation de carburant générer des polluants associés à la combustion | La composition des particules émises dépend des travaux, mais l'on peut également avoir des émissions de COV pour les réfections des revêtements, sol et murs et des travaux d'étanchéité. Peu de données existent sur les émissions en phase de travaux dans les enceintes semi-ouvertes de particules, NOx ou de COV. En effet, les campagnes de mesures sont généralement programmées pour éviter ce type de nuisance. Cependant les quelques études se référant à de telles émissions sont étudiées |
| Air extérieur | Tous les polluants présents dans l'air atmosphérique aux abords des entrées et sorties de l'enceinte et des puits de ventilation. | Généralement dans l'ensemble de la bibliographie, les mesures sont conduites dans l'air extérieur en parallèle des mesures dans les enceintes. Les polluants mesurés sont en lien avec ceux recherchés dans les enceintes. ¹² |
| Combustion | NOx, Particules (dont métaux, hydrocarbures, POP, ...), CO, COV, COSV | Il est à noter que certains trains présentent encore une alimentation par carburant pouvant conduire à des émissions spécifiques. Compte tenu du remplacement progressif de ces locomotives, cette source interne n'est pas considérée dans la présente étude. Les sources de combustions sont alors les engins utilisés pour les travaux. Ainsi, les polluants généralement associés à la combustion proviennent de l'atmosphère via les entrées d'air vers les enceintes semi-ouvertes. Les sources de combustion sont le chauffage urbain, le trafic automobile au sens large (voiture, bus, 2 roues...) et les sources industrielles de combustion. |
| Homme | COV (dont aldéhydes), particules, polluants microbiologiques | L'homme peut être source de polluants à travers les vêtements (particules, COV: nettoyage ou entretien), les cosmétiques et produits d'hygiène corporelle (COV) mais également par l'apport de poussières prises en extérieur sur les chaussures et vêtements. Enfin, par sa respiration, l'homme produit du CO ₂ dans l'air. Le dioxyde de carbone n'est pas un polluant mais donne une indication du taux de renouvellement d'air en lien avec la densité de présence humaine.. |

¹¹ Certains auteurs mentionnent comme particules majeures: pour les rails: Fer, Mn, Cr, pour les freins: BA, Cu, Sb, As, Cu, Fe

3.3.2 CONCENTRATIONS MESUREES DANS L'AIR

L'analyse de la littérature réalisée en France et à l'international montre que les polluants recherchés sont majoritairement des particules (PM₁₀, et depuis quelques années parfois également les PM_{2,5}), parfois des NO_x (NO et NO₂), plus rarement le CO et les COV (essentiellement le benzène et le formaldéhyde compte tenu de leurs toxicités). Quelques études par ailleurs traitent des micropolluants.

En France, depuis 2006, le réseau SQUALE met en ligne les résultats de la surveillance pour la RATP de la qualité de l'air à Paris en trois lieux : métro L1, station FD Roosevelt ; métro L4, station Chatelet ; RER A, gare Auber. Les paramètres suivis sont les particules (PM₁₀ et sur la station d'Auber les PM_{2,5}), le monoxyde (NO) et dioxyde d'azote (NO₂) et le dioxyde de carbone (CO₂). Par ailleurs sur plusieurs métros et gares, la surveillance a porté sur les COV et la composition des particules (dont les 6 métaux de la circulaire du 30 juin 2003 : fer, nickel, chrome, cadmium, manganèse, plomb). Enfin les mesures de polluants organiques persistants réalisées en 2013 dans une enceinte ferroviaire souterraine à Paris dans le cadre du projet de recherche EPOP (ADEME, 2015) sont également reprises dans le présent document.

A l'international, la question de la qualité de l'air des enceintes de type transport ferroviaire souterrain concerne très largement depuis une dizaine d'année les niveaux de concentrations en particules, la granulométrie et la composition de ces particules en suspension dans l'air. De manière plus ponctuelle, des campagnes de mesures des concentrations en COV (BTEX, terpènes, aldéhydes) et microorganismes ont pu être conduites.

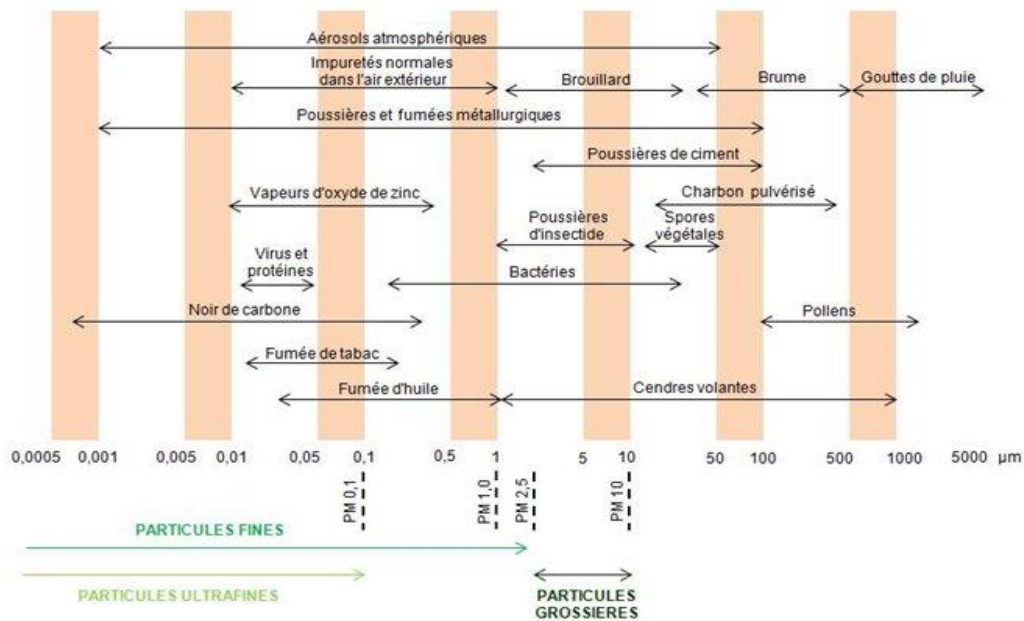
Les paragraphes suivants présentent une revue des concentrations mesurées dans les enceintes de transport souterrain en France et à l'international.

LES PARTICULES

Description

Les particules fines ou PM (Particule Matter) sont un mélange de particules liquides (aérosol) ou solides qui sont émises par différentes sources. Celles-ci conditionnent la granulométrie des particules et leur composition. Les particules fines sont généralement classées en fonction de leurs tailles (voir Figure 27) qui présentent une toxicité dépendant de leur pénétration dans le système respiratoire et in fine dans l'organisme.

Figure 27 : Répartition granulométrique des particules



Les particules présentes dans l'air peuvent être des particules primaires ou des particules secondaires produites par réactions chimiques ou agglomération de particules plus fines. Ces dernières représentent de l'ordre de 30 % des PM₁₀, 40 % des PM_{2,5} (source Airparif, 2014).

Les particules sont classées selon la norme européenne EN 481 comme suit :

- les particules extra-thoraciques de diamètre compris entre 10 et 100 µm ;
- les PM₁₀ : particules de diamètre inférieur à 10 µm. C'est généralement cette classe de particule qui est mesurée dans l'atmosphère lors des campagnes de mesures ;
- les PM_{2,5} : particules de diamètre inférieur à 2,5 µm. Cette classe de particule est, dans les études réalisées ces 10 dernières années, souvent mesurée en complément des PM₁₀ ;
- les PM₁ : particules de diamètre inférieur à 1 µm. Actuellement encore peu mesurées, ces particules très fines sont de par leur taille les plus nocives pour la santé.

En fonction de l'origine des particules, leur composition peut grandement varier. La composition des particules est largement moins bien documentée que leur taille malgré le fait qu'elle a des implications en termes de toxicité.

Les sources

Différentes études menées dans les enceintes ferroviaires souterraines ont permis de dégager trois sources de pollution particulaire : l'exploitation ferroviaire, les voyageurs et dans une moindre mesure, l'air extérieur dont la contribution dépend de la profondeur de la gare. Les particules spécifiques (ou encore d'origine ferroviaire) seraient principalement émises par l'exploitation ferroviaire (le système de freinage, l'usure des roues, les rails, la caténaire, les pantographes servant à capter le courant).

Figure 28 : Système de freinage du métro à Marseille



Source Atmo PACA – ateliers techniques de la Rose

Dans les enceintes de transport souterrain, les concentrations en PM sont généralement plus élevées qu'à l'extérieur compte tenu de la prédominance de sources internes. Celles-ci conduisent à une composition des particules sensiblement différente de celle dans d'autres environnements. L'ensemble des auteurs s'accorde sur les éléments chimiques majeurs que sont le fer le manganèse et le cuivre avec ensuite d'autres éléments.

Concentrations en particules PMP10, PM2.5

Cette dernière décennie, de nombreux auteurs se sont intéressés à la composition des particules. Compte tenu des sources internes aux réseaux de transport ferroviaires et des concentrations significatives dans ces enceintes, au-delà de la concentration en particules, la connaissance de leur granulométrie et de leur composition est en effet un préalable nécessaire à la gestion de la qualité de l'air.

A l'international

Huang et Yo (2013) présentent la granulométrie des poussières retenues dans les systèmes de filtration des HAVC du métro de Taechong. Il ressort que la taille des PM est comprise entre 0,01 et 200 μm avec 90 % en dessous de 65 μm .

Le rapport des concentrations entre les $\text{PM}_{2,5}$ et PM_{10} est assez variable dans les études recensées comme présenté dans le Tableau 24 variant entre 30 et 80 %.

Les tableaux ci-dessous tirés de Sioutas (2011) et Improve Life (2015) présentent la synthèse des teneurs en $\text{PM}_{2,5}$ et PM_{10} sur les quais de trains et métros et au sein des trains et métros à travers le monde.

Tableau 24 : Concentrations en PM_{10} et $\text{PM}_{2,5}$ dans l'air des enceintes de transport souterrain à l'international (tiré de Sioutas, 2011)

| City (study year) | Measurement location | PM _{2.5} (µg m ⁻³) | | PM ₁₀ (µg m ⁻³) | | Fine fraction (PM _{2.5} /PM ₁₀) | Reference |
|----------------------|---|---|-----------------|--|-----------------|---|--------------------------------|
| | | average | range (min-max) | average | range (min-max) | | |
| Los Angeles (2010) | in train (gold line - ground level) | 14 | 3-38 | 16 | 6-53 | 0.88 | Current study |
| | in train (red line - underground) | 24 | 11-62 | 31 | 14-107 | 0.77 | |
| | ground level station platforms (all stations) | 29 | 4-77 | 38 | 8-184 | 0.76 | |
| | underground station platforms (all stations) | 57 | 9-130 | 78 | 14-197 | 0.73 | |
| | urban ambient site | 20 | - | 31 | - | 0.65 | |
| Taipei (2007) | in train (underground) | 31 | 19-51 | 40 | 22-71 | 0.78 | Cheng et al. (2008) |
| | underground station platform | 44 | 22-91 | 66 | 29-130 | 0.67 | |
| | ground level station platform | 33 | 7-94 | 44 | 11-131 | 0.75 | |
| Paris (2006) | underground station platform (rush hours) | 93 | - | 320 | - | 0.29 | Raut et al. (2009) |
| | underground station platform (normal hours) | 61 | - | 200 | - | 0.31 | |
| Helsinki (2004) | in train (underground) | 21 | 17-45 | - | - | - | Aarnio et al. (2005) |
| | underground station platform | 50 | 37-87 | - | - | - | |
| Seoul (2004) | underground station platform | 129 | 82-176 | 359 | 238-480 | 0.36 | Kim et al. (2008) |
| | in train (underground) | 126 | 115-136 | 312 | 29-356 | 0.40 | |
| | urban ambient site | 102 | 41-174 | 155 | 79-254 | 0.66 | |
| Stockholm (2000) | underground station platform | 258 | 105-388 | 469 | 212-722 | 0.55 | Johansson and Johansson (2003) |
| | urban ambient site | 23 | 3-89 | 98 | 6-454 | 0.23 | |
| New York City (1999) | integration of 5h at station platform and 3h in train | 62 | - | - | - | - | Chilbrad (2004) |
| Hong Kong (1999) | in train (mostly underground) | 33 | 21-48 | 44 | 23-85 | 0.75 | Chan et al. (2002) |
| | in train (mostly ground level) | 46 | 29-68 | 60 | 41-89 | 0.77 | |
| London (1999) | in train (underground line) | 247 | 105-371 | - | - | - | Adams et al. (2001) |
| | in train (above ground line) | 29 | 12-42 | - | - | - | |

Table 4. A comparison of PM₁₀ and PM_{2.5} average concentrations and range for worldwide subway systems at various measurement locations. Fine fractions (PM_{2.5}/PM₁₀) are also presented. All reported data from the current study is obtained from DustTrak measurements except for the urban ambient site, which is obtained from PCIS analysis.

Tableau 25. Concentrations en PM₁₀ et PM_{2,5} dans l'air des enceintes de transport souterrain à l'international (tiré de Improve Life, 2015)

| ● On platforms | PM ₁₀ (µg/m ³) | PM _{2.5} (µg/m ³) | Reference |
|----------------|---------------------------------------|--|----------------------------|
| Barcelona | 87-325 | 21-96 | Querol et al. 2012 |
| Barcelona | 133 | 104 (PM ₃) | Moreno et al. 2014 |
| Budapest | 155 | 51 | Salma et al. 2007 |
| London | 1000-1500 | 270-480 | Seaton et al. 2005 |
| Los Angeles | 78 | 57 | Kam et al. 2011 |
| Paris | 200 | 61 | Raut et al. 2009 |
| Seoul | 359 | 129 | Kim et al. 2008 |
| Stockholm | 357 | 199 | Johansson & Johansson 2003 |
| Taipei | 51 | 35 | Cheng et al. 2008 |

| ● Inside train | PM ₁₀ | PM _{2.5} | Reference |
|----------------|------------------|-------------------|--------------------|
| Barcelona | 36-100 | 11-32 | Querol et al. 2012 |
| Los Angeles | 31 | 24 | Kam et al. 2011 |
| Taipei | 41 | 32 | Cheng et al. 2008 |

En France

De nombreuses campagnes de mesures ont été réalisées depuis 2006. Sans chercher l'exhaustivité, les paragraphes ci-dessous en présentent certains résultats.

Dans le métro Toulousain, des mesures ont été réalisées en 2004, 2008, 2010, 2012. Outre les concentrations présentées dans le Tableau 26, les mesures réalisées montrent (ORAMIP, 2012) :

- des teneurs en PM₁₀ et PM_{2,5} supérieures dans les stations et rames qu'en extérieur ;
- les proportions de PM_{2,5} dans les PM₁₀ sont plus importantes en hiver qu'en été 1/ sur le quai (74 % en hiver et 50 % en été) et 2/ dans les rames (64 % en hiver, 44% en été) ;
- les concentrations en PM₁₀ plus élevées en hiver qu'en été ;
- l'absence d'impact en hiver de la ventilation de la station actionnée 2h/jour sur le niveau de PM₁₀ (mais le détail de fonctionnement de cette ventilation n'est pas connu) ;
- l'absence d'impact du nettoyage sur les teneurs en PM₁₀ sur le quai.

A Lyon (COPARLY, 2002) :

- Sur le quai de station les PM_{2,5} représentent 55 % des PM₁₀ ;
- Les niveaux d'empoussièrement sont liés à l'augmentation de la fréquence du métro (nombre de rames) plutôt qu'à celle du nombre de voyageurs (fréquentation).

A Rennes (Air Breizh, 2005) :

- Les concentrations en PM₁₀ sont plus importantes l'été que l'hiver,
- Elles sont en moyennes comprises entre 37 et 80 µg/m³ en été et entre 18 et 56 µg/m³ en hiver,
- Les concentrations horaires maximales sont respectivement de 153 µg/m³ en été et de 181 µg/m³ en hiver.

A Lille (Atmo Nord Pas de Calais, 2010) :

- les concentrations en intérieur sont supérieures à celles en extérieur et sont cadencées par le fonctionnement du métro avec une différence jour/nuit, la nuit les teneurs étant plus faibles et

en journée les concentrations augmentent aux heures de pointe avec des amplitudes plus faibles que celles entre le jour et la nuit,

- les PM_{2,5} représentent en moyenne de 60 % des PM₁₀ sur le quai de Lille Flandres alors que les PM_{2,5} sont majoritaires (91 % des PM₁₀) sur la même période dans l'air extérieur proche du trafic routier (station Lille Fives),
- les concentrations moyennes en PM₁₀ sont plus importantes dans le tunnel que dans le hall et les quais, les mesures sont présentées ci-dessous.

Tableau 26. Concentrations en PM₁₀ et PM_{2,5} dans le métro de Lille (à partir de Atmo Nord Pas de Calais, 2010)

| µg/m ³ | PM ₁₀ | | PM _{2,5} | |
|-------------------|----------------------|----------------------|---------------------|----------------------|
| | moyenne | max journalier | moyenne | max journalier |
| Tunnel | 120 (Lille Flandres) | 194 (Lille Flandres) | - | - |
| | 137 (Republique) | 232 (Republique) | 86 (Republique) | 147 (Republique) |
| Quai | 108 (Lille Flandres) | 176 (Lille Flandres) | 68 (Lille Flandres) | 119 (Lille Flandres) |
| | 115 (Republique) | 190 (Republique) | - | - |
| Hall | 101 (Lille Flandres) | 236 (Lille Flandres) | - | - |
| | 68 (Republique) | 107(Republique) | - | - |

A **Marseille** (Atmo PACA, 2010), les PM₁₀ et PM_{2,5} ont été mesurées pendant plusieurs mois sur les quais de 3 stations (Saint Charles, Castellane métro 1 et métro 2), dans les rames de 2 métros. Il est à noter qu'à Marseille, la période de mesure est longue (7 mois) par rapport à celles des autres campagnes recensées en France¹³.

- le suivi horaire montre des concentrations en PM₁₀ plus élevées en journée que la nuit avec des niveaux qui sont peu modifiés durant la journée ;
- les concentrations en PM₁₀ sont en moyenne : Été- Hiver (µg/m³) : 73-75 (ligne 1), 89-90 (ligne 2), 81-79 (St Charles).

A **Paris** en gare du RER A (campagne AIRPARIF RATP, 2010), les concentrations en PM₁₀ et PM_{2,5} mesurées à différents niveaux de la gare AUBER sont présentées en première partie du Tableau 27. Elles sont très variables dans le temps (Figure 30). Les origines des PM mesurées sont le freinage et la remise en suspension des poussières du ballast par le passage des rames. Dans ce rapport où les mesures sont comparées à celles du réseau SQUALE (métro L1, station FD Roosevelt et L4, station Chatelet et à la gare Auber du RER A), la présence de concentrations en PM₁₀ sur le quai du RER supérieures à celles du métro aux mêmes périodes est reliée à du matériel roulant plus lourd et une vitesse plus importante du RER entraînant des émissions et une remise en suspension plus importante.

A Paris métro L8, station Faidherbe Chaligny (AirParif-RATP, 2009), les concentrations en PM₁₀ et PM_{2,5} varient significativement dans le temps (Figure 30), elles sont présentées dans le tableau suivant.

¹³ En dehors des réseaux de suivi et de diagnostic de la variabilité temporelle des concentrations, les campagnes sont généralement ponctuelles d'une durée de quelques jours.

Tableau 27. Concentrations en PM₁₀ et PM_{2,5} mesurées dans les stations du réseau SQUALE

| en µg/m ³ | PM ₁₀ | | | PM _{2,5} | | | rapport PM _{2,5} /PM ₁₀ |
|-----------------------------------|------------------|-----------|------------|-------------------|-----|-----|--|
| | moy | min (hor) | max (hor.) | moy | min | max | (lecture graphique) |
| <i>RER A station Auber (2010)</i> | | | | | | | |
| Extérieur | 22 | 1 | 66 | 11 | 1 | 32 | 55% |
| RdC | 27 | 0 | 158 | 12 | 0 | 38 | 43% |
| salle d'échange RATP | 32 | 0 | 157 | 21 | 0 | 122 | 65% |
| salle d'échange Air Parif | 50 | 0 | 256 | 24 | 1 | 121 | 47% |
| quai RER A | 329 | 0 | 1251 | 117 | 0 | 506 | 36% |

L8 (Faidherbe Chaligny)

| | | | | | | | |
|----------------------------|-------|-----|---------|-------|---|-------|--------|
| Quai métro (hiver 2008) | 58-61 | 1-2 | 233-249 | 25-26 | 1 | 72-75 | 46-48% |
|----------------------------|-------|-----|---------|-------|---|-------|--------|

réseau SQUALE (lecture graphique, valeurs à lire avec précaution)

| | | |
|-----------------------------------|---|--|
| RERA station auber | moyenne (2008-2011) : ~150-200 moyenne (2012)* : ~230 moyenne (2013)* : ~280 | moyenne (2009-2011) : ~60-70 moyenne (2012)* : ~100 moyenne (2013)* : ~100 |
| L1, station Franklin Roosevelt | moyenne (2008-2011) : ~70-100 moyenne (2012)** : ~30 moyenne (2013)** : ~40 | - |
| L4, station Chatelet | moyenne (2008-2011) : ~70-90 moyenne (2012)** : ~80 moyenne (2013)** , *** : ~120 | - |

*installation ventilateur en 2012

** nouveau matériel roulant installé en 2012 et arrivée progressive sur le RER A

*** travaux sur le pôle d'échange de Chatelet les Halles, sources de PM

Variation temporelle des concentrations en PM₁₀

De nombreuses études illustrent la variation temporelle des concentrations en particules dans l'air des enceintes de transport souterrain. Elles mettent généralement en évidence comme illustré dans le métro de Barcelone sur la Figure 29 et dans le RER parisien sur la Figure 30 :

- une cyclicité jour/nuit avec des teneurs plus élevées en journée ;
- au cours de la journée des augmentations associées aux heures de fréquentation importante et au passage des trains ;
- des concentrations plus élevées les jours de semaine (densité de trafic et fréquentation plus importantes) que les week-ends.

Figure 29 : Illustration de l'influence du passage des trains sur les concentrations en PM sur le quai (Improve life, 2015)

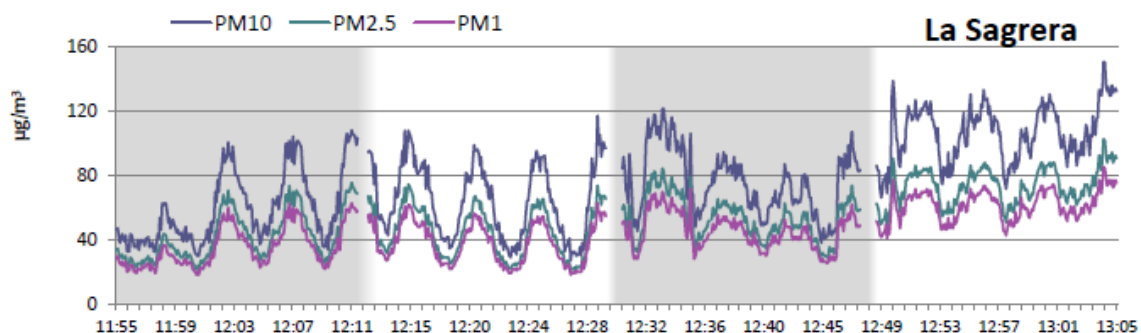


Figure 30 : Illustration de la variation journalière dans le métro et RER parisien

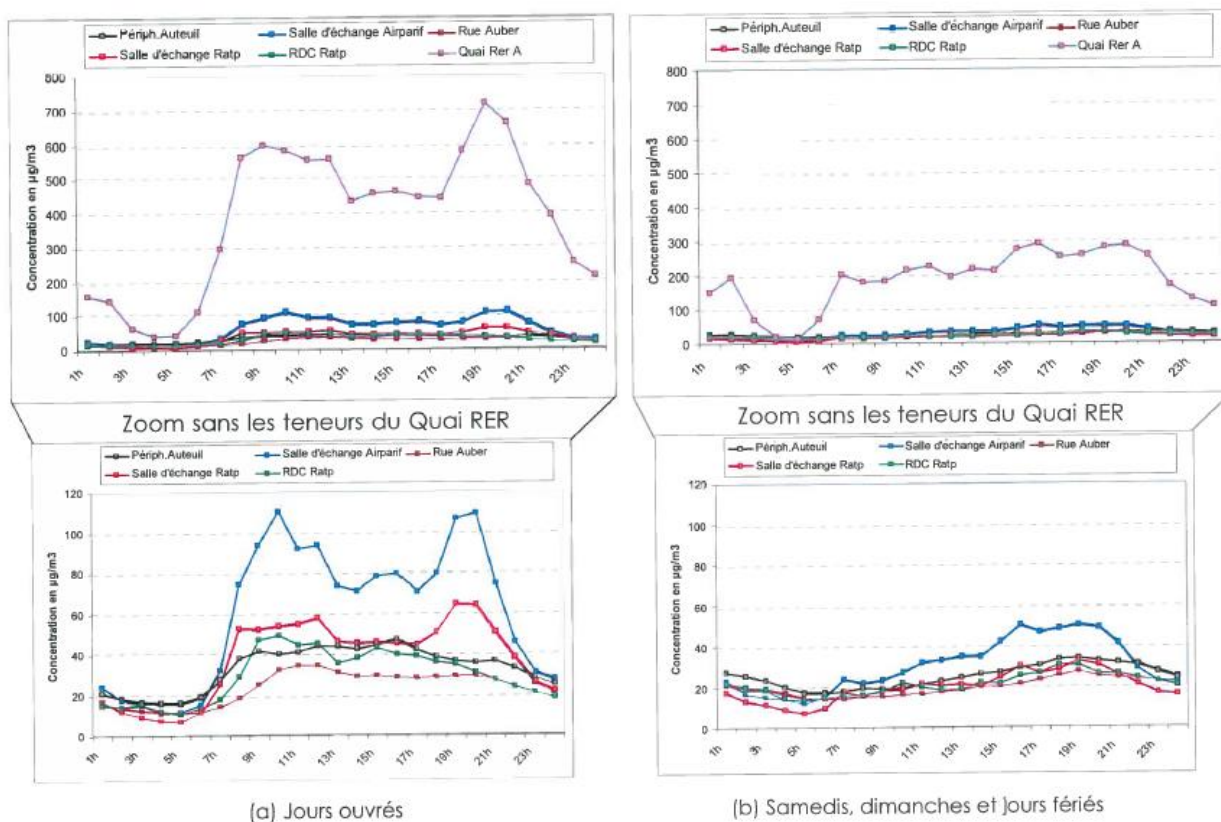


Figure 22 : Profils journaliers en PM10 relevés lors de la campagne de mesure du 10 novembre au 08 décembre 2009 lors des jours ouvrés (a) et des samedis, dimanches et jours fériés (b).

Composition des particules

A l'international, le livrable du projet Improve Life (2015) fait une synthèse approfondie des travaux conduits pour la caractérisation et la gestion de la pollution particulaire de l'air des enceintes de transports souterrain dans le monde.

Le présent chapitre ne présente pas une synthèse exhaustive des études réalisées sur le sujet, elles sont en effet nombreuses ces dernières années. Elles sont recensées dans le premier livrable du projet Improve Life (2015).

Il ressort que dans l'ensemble des études, l'élément majoritaire des PM dans les enceintes de transport souterrain est le Fer.

A titre illustratif, le Tableau 28 présente la composition des particules mesurées par Kim et al. (2010-a) dans le métro de Séoul.

Tableau 28. Composition des particules dans une station du métro de Séoul (tiré de Kim et al., 2010-a)

Table 1. Average relative abundances of the particle types observed in the Jegidong station. The average relative abundances (%), together with relative standard deviations, are for three samples collected for three consecutive days. Particle size ranges for stages 2 and 3 are 10-2.5 and 2.5-1.0 μm , respectively.

| Particle types | Tunnel | | Platform | | Ticket office | | Outdoor | |
|---|--------------------------|-------------------------|-------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|
| | Stage 2 | Stage 3 | Stage 2 | Stage 3 | Stage 2 | Stage 3 | Stage 2 | Stage 3 |
| Iron-containing | 87.9 ($\pm 1.7\%$) | 84.7 ($\pm 4.2\%$) | 82.7 ($\pm 1.5\%$) | 79.2 ($\pm 1.1\%$) | 66.7 ($\pm 16.5\%$) | 62.0 ($\pm 9.6\%$) | 26.7 ($\pm 42.1\%$) | 15.3 ($\pm 84.4\%$) |
| Carbonaceous | 3.6 ($\pm 3.2\%$) | 8.4 ($\pm 42.2\%$) | 4.9 ($\pm 56.2\%$) | 11.1 ($\pm 14.1\%$) | 13.8 ($\pm 57.4\%$) | 21.4 ($\pm 20.3\%$) | 15.8 ($\pm 34.8\%$) | 50.7 ($\pm 26.2\%$) |
| Soil-derived (sum) | 4.9 ($\pm 9.7\%$) | 2.5 ($\pm 29.0\%$) | 9.5 ($\pm 46.7\%$) | 6.5 ($\pm 32.8\%$) | 11.8 ($\pm 49.7\%$) | 10.0 ($\pm 59.0\%$) | 31.0 ($\pm 21.7\%$) | 11.9 ($\pm 16.6\%$) |
| Aluminosilicates | 0.4 | 0.0 | 1.2 | 1.0 | 2.2 | 0.6 | 14.5 | 6.2 |
| Aluminosilicates/C | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.0 | 0.6 | 1.3 | 2.0 | 3.3 |
| CaCO ₃ | 4.0 | 1.5 | 5.1 | 2.9 | 4.6 | 5.2 | 7.3 | 1.7 |
| CaCO ₃ /C | 0.4 | 0.0 | 0.0 | 0.3 | 2.9 | 1.7 | 0.0 | 0.0 |
| SiO ₂ | 0.0 | 1.0 | 3.2 | 1.0 | 2.9 | 0.9 | 5.6 | 0.0 |
| SiO ₂ /C | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.6 | 0.3 | 1.6 | 0.7 |
| Secondary nitrates/ sulfates (sum) | 0.9 ($\pm 141.4\%$) | 2.5 ($\pm 27.6\%$) | 2.3 ($\pm 66.0\%$) | 1.9 ($\pm 98.1\%$) | 6.8 ($\pm 88.0\%$) | 5.9 ($\pm 74.8\%$) | 23.4 ($\pm 61.3\%$) | 21.5 ($\pm 59.2\%$) |
| Ca(NO ₃ ,SO ₄) | 0.0 | 0.5 | 2.0 | 1.6 | 6.2 | 4.6 | 13.5 | 7.0 |
| (Na,Mg)(NO ₃ ,SO ₄) | 0.9 | 2.0 | 0.3 | 0.3 | 0.6 | 1.3 | 9.6 | 13.8 |
| (NH ₄) ₂ SO ₄ | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.3 | 0.7 |
| Others | 2.7 | 2.0 | 0.7 | 1.3 | 0.9 | 0.6 | 3.0 | 0.7 |
| Total | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |

Gehrig et al. (2007) ont mis en évidence que, dans les stations souterraines en Suisse, les particules issues de l'érosion et la remise en suspension de ballast sous les rails ne contribuent pas de manière significative à la composition générale des particules dans l'air. Les traceurs recherchés étant le calcium, aluminium, magnésium, sodium.

Dans le métro de Toulouse (ORAMIP, 2012) les mêmes compositions chimiques sont mesurées en hiver et en été sur les différents points de mesures. Cependant ces compositions diffèrent entre les stations. Les deux stations sont caractérisées par la présence :

- de grosses particules de matière carbonées, les origines évoquées sont la dégradation des pneus (métro à pneumatique) et également l'introduction de particules terrigènes atmosphériques par les flux d'air des tunnels, le métro étant en partie aérien.
- d'oxydes de fer liés à différents éléments (calcium, cuivre, chlore, manganèse, soufre, baryum, ...).

Les différences entre l'air des stations de métro et l'air extérieur à Toulouse et Barcelone sont présentées dans le Tableau 29.

Tableau 29. Composition des particules PM₁₀ dans les métros de Toulouse et Barcelone (à partir de ORAMIP, 2012)

| % massique dans les PM ₁₀ | Toulouse Hiver –stations | Toulouse Hiver - extérieur | Toulouse Été – stations | Toulouse Été - extérieur | Barcelone, Fontana 2011 | Barcelone, Sagrega 2011 |
|--------------------------------------|--|---|---|--|---|---|
| Matière organique | CC :23% - E :11% | 43% | CC : 45% - E : 8% | 64% | 21% | 14% |
| Espèces ioniques | CC : 12% - E :5% | 28% | CC : 15% - E : 2% | 18% | 3% | 13% |
| Carbone élémentaire | CC : 22% - E : 15% | 18% | CC : 24% - E : 12% | 10% | 0% | 6% |
| Métaux | CC : 43% - E :69 % | 10% | CC : 16 % - E : 78% | 8% | 76% | 67% |
| % massique de métaux | Fer :79-81% Cu : 5- 7 % Ca : 3% Zn : 3 – 5 % Al : 2 -3% Autres : 4 – 5% | Fer :43% Cu : 2 % Ca : 12 % Zn : 5 % Al : 13 % Autres :24% | Esquirol* : Fer :87% Cu : 6 % Ca : 1 % Zn : 2 % Al : 1 % Autres :3% | Fer :20% Cu : 1 % Ca : 17 % Zn : 2 % Al : 15 % Autres : 44% | Fer :90% Cu : 1 % Ca : 2 % Zn : 1 % Al : 1 % Autres : 5% | Fer :75% Cu : 5 % Ca : 5 % Zn : 5 % Al : 3 % Autres : 7% |

E : Esquirolle, CC : Compans Caffarelli

* la station Esquirol (ligne A) est seule notée car elle est moins influencée par l'air extérieur que la station Compans Caffarelli (ligne B) dont la ventilation estivale semble apporter un bon renouvellement d'air.

Métaux dans les particules

Le présent chapitre ne présente pas une synthèse exhaustive des études réalisées sur le sujet, elles sont en effet nombreuses ces dernières années. Elles sont recensées dans le premier livrable du projet Improve Life (2015) et dans le rapport d'expertise collective de l'Anses (ANSES, 2015).

A l'international, le livrable du projet Improve Life (2015) fait une synthèse approfondie des travaux conduits pour la caractérisation et la gestion de la pollution particulaire de l'air des enceintes de transports souterrain dans le monde.

Gehrig et al. (2007) ont montré que pour les particules émises par l'abrasion mécanique liée aux trains, le chrome (-), manganèse (+) et fer (++) étaient les contributeurs majeurs associés à l'usure des rails et le cuivre (+) à l'usure des caténaires. Bukowiecki (2006) présente des rapports de concentrations induites dans différentes stations de transport souterrain Mn / Fe variant de 0,009 à 0,016.

Chillrud et al. (2004) ont mesuré dans les stations souterraines de métro de la ville de New York des concentrations en Fe, Mn, Cr dans les PM_{2,5} plus de 100 fois supérieures à celles dans l'air extérieur.

En France

A Toulouse (ORAMIP, 2012), les métaux présents dans les poussières des stations de transport semi-ouvertes sont :

- le fer provenant des matériaux de freinage et de l'abrasion due au roulement ;
- le cuivre, provenant également de l'abrasion des systèmes de freinage, de la caténaire et pantographe (les plaquettes de freins Val 206 de la ligne A de métro de Toulouse sont constituées à 22-23% de cuivre, de fer et dans une moindre mesure d'étain) ;
- le chrome, nickel et manganèse. Avec le fer, ces éléments métalliques sont les principaux composants des aciers constituant les rails, les cœurs de voie et les roues. Le manganèse est par ailleurs présent dans des semelles de freinage ;
- Le baryum, silicium, aluminium, magnésium, zinc, soufre et manganèse sont après le fer, les éléments métalliques émis par les matériaux de freinage et de l'abrasion due au roulement selon des expérimentations sur bancs d'essai de la RATP (cité par ORAMIP, 2012) ;

- cadmium, le potassium, l'antimoine, l'étain, le plomb¹⁴, et le titane. A Toulouse, après le fer et le cuivre, le rapport entre la concentration d'antimoine en intérieur et en extérieur est significatif à la station Esquirol (71 en hiver et 220 en été).

Dans les métros de **Rennes** (Air Breizh, 2005), de **Marseille** (Atmo PACA, 2010) et de **Lille** (Atmo Nord Pas de Calais, 2010), les métaux dans l'air ont également été mesurés (à l'aide de partisols). Les concentrations en métaux sont présentées dans le Tableau 30 ci-dessous.

En gare de **Rouen** de telles mesures ont également été conduites (Air normand 2005, 2011).

Les mesures réalisées à Lille montrent pour tous les métaux (Arsenic, cadmium, Chrome, cuivre, Fer, Manganèse, zinc, Nickel et plomb), une décroissance des concentrations moyennes du tunnel vers les quais puis le hall.

A Lille comme à Marseille, les métaux les plus présents dans les poussières sont le Fer puis le cuivre, le zinc et le manganèse. Les métaux analysés représentent à Marseille 38 % des PM₁₀, le Fer à lui seul en représentant 28%.

¹⁴ Les concentrations en plomb dans l'air sont cependant faibles : sur la ligne A elles sont de 109 et 136 ng/m³ en hiver 2004 et 2012 respectivement et sur la ligne B de 33 et 13 ng/m³ en hiver 2008 et 2012

Tableau 30. Concentrations en métaux dans l'air des métros de Rennes(2005), Lille (2010) et Marseille (2010)

| en ng/m ³ | Rennes 2005 | | | | | | Lille, 2010 | | | | Marseille, 2010 | | | | | |
|----------------------|---------------------------------------|------|-------|---|------|------|--------------------------|----------------------|----------------------|------------------------|--------------------------|------------------------|------------------------|------------------------|------------------------|------------------------|
| | ÉTÉ (PM ₁₀ moy non mesuré) | | | HIVER (PM ₁₀ moyenne ~40 µg/m ³) | | | HIVER (valeurs moyennes) | | | | HIVER (valeurs moyennes) | | | ÉTÉ (valeurs moyennes) | | |
| | moyenne | min | max | moyenne | min | max | Républiqu e -tunnel | Républiqu e -quai | Républiqu e -hall | Lille Flandre- quai | St Charles - quai | Castellane, quai L1 | Castellane, quai L2 | St Charles - quai | Castellane, quai L1 | Castellane, quai L2 |
| As | - | - | - | - | - | - | 7,8 | 4,3 | 1,4 | 4,8 | 4 | 9 | 11 | 6 | 3 | 5 |
| Cd | - | <0,4 | <0,4 | | <0,4 | <0,4 | 0,7 | 0,5 | 0,5 | 0,5 | 0,2 | 0,2 | 0,1 | 0,2 | 0,2 | 0,4 |
| Cr | 61,8 | 27,8 | 118 | 28,4 | 10,5 | 46,4 | 83,7 | 58,2 | 32,4 | 69,9 | 38 | - | 37 | 32 | 35 | 25 |
| Cu | - | - | - | - | - | - | 1274 | 688 | 376 | 994 | 2800 | 2300 | 4200 | 300 | 2400 | 4500 |
| Fe | 11350 | 5924 | 19456 | 5878 | 2714 | 9432 | 22783 | 11983 | 6502 | 22231 | 14700 | 18600 | 18600 | 21300 | 16700 | 23900 |
| Mn | 105,5 | 55,6 | 187,7 | 55,8 | 27,5 | 86,7 | 239,1 | 111 | 64,8 | 255,5 | 138 | 112 | 181 | 189 | 187 | 211 |
| Zn | - | - | - | - | - | - | 244,2 | 139,8 | 106,9 | 139,7 | 688 | 940 | 1526 | 220 | 255 | 291 |
| Ni | 8,2 | 5,1 | 13,7 | 5,4 | 2,8 | 7,8 | 86,5 | 45,5 | 21 | 26,3 | 15 | 24 | 66 | 9 | 41 | 39 |
| Pb | 4,8 | 1,5 | 11,2 | 11,6 | 5,2 | 19 | 23,6 | 17,9 | 19,1 | 17,3 | 12 | 14 | 17 | 12 | 15 | 14 |

Une étude statistique a été réalisée à partir des mesures effectuées dans le métro de Marseille mettant en évidence deux sources émettrices distinctes (Atmo PACA, 2010) :

- Le calcium serait probablement lié à l'abrasion des quais par le passage des usagers ;
- Le fer, cuivre et manganèse sont clairement liés à l'abrasion de pièces métalliques conductrices par frottement (les évolutions temporelles de concentration de ces 3 éléments sont similaires).

LES HAP

Sources dans les environnements ferroviaires semi-ouverts

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques sont émis par la combustion sous forme particulaire et gazeux. En fonction de l'énergie brûlée, le profil de HAP est différent (carburant, cuisson, ...).

De nombreux HAP existent, ceux généralement recherchés dans l'environnement sont les 16 HAP de la liste de l'US-EPA (Environmental Protection Agency). Parmi eux, le Benzo(a)pyrène (BaP), est un traceur du pouvoir cancérigène de l'ensemble des HAP, à ce titre des valeurs de gestion lui sont attribuées dans l'air atmosphérique (voir annexe 2).

Le Benzo(a)pyrène, comme de nombreux autres HAP du fait de sa faible volatilité est généralement rencontré dans les fractions particulaires présentes dans l'air. Parmi les 16 HAP de la liste EPA, les plus volatils sont le naphthalène (pression de vapeur saturante > 10 Pa), le fluorène, le phénanthrène, l'acénaphène et l'acénaphylène (pression de vapeur saturante > 0,01 Pa).

Données existantes

France

Dans le métro de Toulouse (ORAMIP, 2012) et de Marseille (Atmo PACA, 2010) des mesures de concentrations en HAP ont été conduites. A Marseille, des prélèvements de HAP particulières ont été réalisés (6 HAP peu volatils) tandis que les méthodes de prélèvements ne sont pas précisées à Toulouse où les 16 HAP (dont les plus volatils) ont été échantillonnés. Les analyses réalisées mettent en évidence :

- des concentrations plus faibles en été qu'en hiver (voir Tableau 31 ci-dessous) ;
- à Marseille en hiver les teneurs en extérieur et intérieur sont comparables, elles sont légèrement plus élevées en intérieur en été
- à Marseille, des variations de concentrations entre le jour et la nuit comparables en extérieur et en intérieur, les concentrations en journée étant supérieures à celles de la nuit.

Tableau 31. Concentrations en HAP dans l'air des métros de Toulouse (2012) et Marseille (2010)

| En ng/m ³ | Eté | | Hiver | |
|---------------------------------|--------------|-------------|--------------|-----------|
| | Somme 15 HAP | BaP | Somme 15 HAP | BaP |
| Toulouse, 2012 | 0,8 à 1,1 | 0,02 à 0,07 | 2,5 à 5,9 | 0,2 à 0,3 |
| Marseille, 2010 (Saint Charles) | - | 0,1 | - | 0,52 |

Les mesures réalisées montrent dans les métros de Marseille et Toulouse, des teneurs en benzo(a)pyrène inférieures à la valeur de référence dans l'air extérieur pour la population générale qui est de 1 ng/m³.

A Toulouse (ORAMIP, 2012), sur les deux stations Compans Cafarelli et Esquirol, les HAP majoritaires sont :

- en hiver : le fluoranthène (18 à 34 %) et le pyrène (15%). Le phénanthrène représente pour les 2 stations 10 % des 16 HAP analysés. Le profil des HAP est similaire à celui mesurés dans l'atmosphère extérieure.
- en été : le pyrène (17 à 34 %), le fluoranthène (10 à 19 %) et le phénanthrène (10 à 19 %) sont les HAP majoritaires.

A Marseille (ATMO PACA, 2010), les profils de HAP mesurés dans le métro ne sont pas détaillés, une analyse est effectuée sur la variabilité journalière et saisonnière des teneurs en benzo(a)pyrène.

A Rouen (Air Normand, 2005), les mesures réalisées durant l'hiver 2004 sur le quai central de la gare SNCF montrent des concentrations en HAP en moyennes journalières de 133 à 155 ng/m³, celles-ci sont nettement plus élevées que celles mesurées dans les métros de Toulouse et Marseille. Le phénanthrène constitue le HAP majoritaire (83 à 97 ng/m³), viennent ensuite le fluoranthène et le pyrène (respectivement 16 à 21 et 11 à 14 ng/m³). Le benzo(a)pyrène varie sur les 4 jours de mesure de 1,4 à 2,2 ng/m³. En moyenne sur les 4 jours de mesure, la concentration en benzo(a)pyrène est de 1,93 ng/m³ en 2004 et de 1,07 ng/m³ en 2011 (Air Normand, 2011), ces concentrations en benzo(a)pyrène sont supérieures à la valeur de référence pour l'air extérieur (1 ng/m³).

Discussion

Les mesures recensées en France ne montrent pas de dépassement des valeurs de référence définies pour l'air atmosphérique et la population générale sur les 2 sites de métro (Toulouse en 2012 et Marseille en 2010), mais des dépassements sont notés en gare SNCF de Rouen (2005), les concentrations en benzo(a)pyrène en 2011 sont réduites possiblement du fait de la mise en place de ventilateurs supplémentaires.

Cependant, peu de mesures ont été recensées rendant difficile toute généralisation.

Etant associés à la combustion, dans les métros leur origine est vraisemblablement liée la qualité de l'air extérieur alimentant l'air des enceintes.

LES POLLUANTS ORGANIQUES PERSISTANTS

Les mesures réalisées dans le cadre du projet EPOP en 2013 sur une enceinte ferroviaire souterraine, sont présentées ci-dessous (ADEME, 2015). Elles concernent les formes gazeuses et particulaires de ces polluants. Les prélèvements par méthode active ont été conduits sur trois périodes automnales et trois périodes hivernales, les concentrations moyennes par saison sont données ci-dessous :

- Somme des 8 phtalates :
Fraction particulaire 40-43 ng/m³ / fraction gazeuse :70-92 ng/m³ (automne-hiver) ;
- Somme des 15 HAP :
Fraction particulaire 1,2-1,2 ng/m³ / fraction gazeuse :8-25 ng/m³ (automne-hiver) ;
Les composés majoritaires étant en automne comme en hiver l'acénaphthène, le fluorène et le phénanthrène sous forme gazeuse;
- Somme des 7 PCB indicateurs (polychlorobiphényles) :
Fraction particulaire 0,06-0,03 ng/m³ / fraction gazeuse :1,1-0,9 ng/m³ (automne-hiver) ;
- Somme des 8 PBDE (polybromodiphényléthers) :
Fraction particulaire 0,05-0,11 ng/m³ / fraction gazeuse :0,026-0,005 ng/m³ (automne-hiver) ;
- PeCB (Pentachlorobenzène) :
Fraction particulaire 0,002-0,000 ng/m³ / fraction gazeuse :0,63-0,08 ng/m³ (automne-hiver) ;
- HCB (Hexachlorobenzène) :
Fraction particulaire 0,001-0,001 ng/m³ / fraction gazeuse :0,10-0,12 ng/m³ (automne-hiver).

Ne s'agissant pas de polluants communément recherchés dans les enceintes ferroviaires souterraines, la recherche bibliographique d'autres données sur ces polluants n'a pas été conduite.

Sources dans les environnements ferroviaires semi-ouverts

Les sources de COV de type HAM (BTEX) sont en général les combustions domestiques, le tabagisme et les produits de construction, décoration et d'entretien (solvants...). Pour le benzène en particulier compte tenu des réglementations sur les produits et matériaux de construction, en l'absence de combustion, il n'y a pas de source interne, il provient de l'environnement extérieur. La présence de benzène dans l'air ambiant (extérieur) résulte des échappements de gaz automobile, des rejets industriels et de la combustion (dont en zone urbaine la combustion bois).

Les sources d'aldéhydes (dont le formaldéhyde) sont essentiellement dans les environnements intérieurs associées aux produits de constructions et d'ameublement (bois agglomérés, contreplaqués et autres produits de revêtements de sol, de mur, etc.). Le formaldéhyde peut également avoir pour sources des produits antiseptiques, additifs antibactériens, produits d'hygiène corporelle ou cosmétiques.

Données existantes COV hors aldéhydes

En France

Dor et al. (1995) ont mesuré à Paris des concentrations en toluène associées à différents modes de transport: en extérieur (marche à pied): $110 \mu\text{g}/\text{m}^3$, dans le métro : $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et dans le bus : $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$. L'auteur précise que les concentrations sont ainsi très proches.

Suite aux avis du CHSPF (2005 et 2006), de nombreuses campagnes ont été réalisées dans les gares et enceintes souterraines de différents métros : Toulouse (ORAMIP, 2005), Lyon (COPARLY, 2002), Rennes (Air Breizh, 2005), Rouen (Air Normand, 2001, 2004), Marseille (Atmo PACA, 2010).

Les valeurs sont présentées dans le Tableau 32 ci-après.

Tableau 32. Concentrations en COV dans l'air des métros de Toulouse (2012), Marseille (2010), Rennes (2005) et dans la gare SNCF de Rouen (2005)

| Site et source | Lieu de mesures | Concentrations en Benzène ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) | Autres COV concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) | Information sur la ventilation | Interprétations de l'auteur |
|--------------------------------|---|--|--|--------------------------------|---|
| Toulouse (ORAMIP, 2004 à 2012) | Sur les quais de différentes stations de métro & , dans les rames | quai (moyenne 2007-2012) 1,4 à 4 quai (2012) : 2 à 2,4 rames (2012) 1,7 à 3,1 | Toluène (2004) Quai ma = 8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | Oui (rapport 2012) | <u>Benzène</u> : Teneurs voisines entre quais et rames, peu de variation au cours du temps. Source externe principale mais source secondaire potentielle à l'étude : produits d'entretien et de maintenance * <u>Toluène</u> (2004) : teneurs plus élevées dans les rames, variabilité temporelle plus importante COV : teneurs maximales aux heures de pointe de la circulation extérieure |
| Rennes (Air Breizh, 2005) | Métro 4 stations, 2 rames et 2 tunnels | Moyennes hiver & été Station : 0,8 - 1,4 Tunnel : 1,2-1,3 rame : 0,9- 1 | Moyennes (ts lieux) T = 2,6 à 6,4 E = 0,5 à 1,3 X = 1,8 à 4,2 | absent | T : Tunnel > station=rame (proches) E : rame > tunnel > station (proches) X rame > tunnel = station (proches) |
| Rouen (air Normand, 2002) | Gare SNCF Dans le hall et au niveau des voies ferrées | Moyennes : 3 à 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | - | A compléter | Teneurs en benzènes plus élevées dans le parking souterrain (27 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) |
| Marseille (2010) | Station Castellane et Saint Charles | <u>Castellane</u> (Ext : 2,9) quai : 3,3-3,5 commerces : 3,5 tourniquet : 3,7 <u>Saint Charles</u> (Ext : 2,4) quai : 2,6 tourniquet : 2,8 | Voir détail infra | | |

* l'ORAMIP a réalisé en 2014 une campagne de mesures sur la ligne B du métro toulousain pour évaluer les échanges de pollution entre l'extérieur et l'intérieur de la station (facteurs évoqués influençant les niveaux de concentrations en NO₂ dans l'air des stations : densité du trafic automobile, position des prises d'air de ventilation, ventilation visant une température de confort pour les usagers) -> réf : ORAMIP, 2014

Dans le métro de **Toulouse** (ORAMIP, 2008), les concentrations en benzène sont comparées entre les rames, les stations de métro et les locaux techniques:

- a/ rames hiver = 1,2-2,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$; été=1-2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
- b/ stations métro : hiver = 2-5,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$; été=0,7-2,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
- c/ locaux techniques : hiver = 1,7-4,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$; été=0,4-1,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Dans le métro de **Marseille** (Atmo PACA, 2010), en plus du benzène présenté dans le tableau ci-avant, le toluène, éthylbenzène et xylènes ont été mesurés sur les quais, au niveau des commerces, au niveau du tourniquet et en extérieur. La localisation des points de prélèvement au niveau des commerces et du tourniquet n'est pas précisée dans le document, les résultats sont cependant intéressants montrant :

- des concentrations en intérieur supérieures à celles en extérieur ;
- les concentrations les plus élevées au niveau des tourniquets (T) puis au niveau des commerces (C) puis au niveau des quais (Q) :
 - ✓ toluène ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) T = 17,2 ; C = 13,6 ; Q = 10 à 13,1 ; en extérieur : 9,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
 - ✓ éthylbenzène ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) T = 3,9 ; C = 3,5 ; Q = 2,8 à 3,3 ; en extérieur : 2,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
 - ✓ xylènes (o,m,p) ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) T = 17,9 ; C = 15,8 ; Q = 12,4 à 15,2 ; en extérieur : 9,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Les auteurs suspectent que l'extraction de l'air du parking souterrain vers la zone des tourniquets du métro contribue à la dégradation de la qualité de l'air.

A l'international

Gomez-Perales et al. (2004) ont mesuré dans le métro de Mexico des teneurs en benzène légèrement plus faibles dans le métro (4 ppb, soit ~ 13 µg/m³) que dans les différents bus (5 et 6 ppb soit ~ 16 à 19 µg/m³).

Zhang et al. (2012) ont mesuré des teneurs moyennes en benzène et trichloroéthylène plus élevées en intérieur (au niveau des plateformes et mezzanines) qu'en extérieur. Pour les autres hydrocarbures aromatiques (Toluène, éthylbenzène et xylènes) ou halogénés volatils (PCE, CV, CT, pDCB), les teneurs en intérieur et extérieur sont proches. L'origine atmosphérique de ces substances est supposée compte tenu d'une corrélation significative avec le MTBE qui constitue un traceur des émissions automobiles. Le trichloroéthylène (TCE) et le dichlorobenzène (pDCB) ont vraisemblablement des sources internes tandis le PCE serait de source mixte (intérieur et extérieur). Aucune information n'est donnée quant aux modes de ventilation.

Les sources internes évoquées par Zhang et al. (2012), sans analyse de données spécifiques, sont :

- les déodorants utilisés dans les toilettes des mezzanines occupées par des commerces,
- les revêtements de sols et de mur dans les zones commerciales,
- les restaurants et fast food présents dans ces zones.

Les mesures ayant été réalisées dans les enceintes de transport souterrain dans plusieurs pays sont synthétisées dans le Tableau 33 ci-dessous.

Tableau 33. Concentrations en BTEX dans différents métros à l'international (extrait de Zhang et al. 2012)

| City | Sampling time | Locations in subway systems | Concentration (µg/m ³) | | | | Reference |
|---------------------|-------------------------|-----------------------------|------------------------------------|------|------|------|-----------------------|
| | | | B | T | E | X | |
| Guangzhou, China | May 2001 | Subway carriages | 7.6 | 38 | 5.6 | 9.3 | Chan et al., 2003 |
| Hong Kong, China | Nov 2001 to Mar 2002 | Subway carriages | 3.6 | 78.8 | 6.6 | 10.6 | Lau and Chan, 2003 |
| Mexico City, Mexico | Jun 2002 | Subway carriages | 11.4 | 62.8 | 11.3 | 33.3 | Shiohara et al., 2005 |
| Sao Paulo, Brazil | Jun 2005 | Subway carriages | | | | | Fujii et al., 2007 |
| | | CLI platform | 5.7 | 22.7 | 4.7 | 11.9 | |
| | | CLI mezzanine | 5.6 | 22.2 | 5.6 | 13.1 | |
| | | CLI outdoor | 5.7 | 22.8 | 4.7 | 12.2 | |
| | | PSE line1 platform | 4.1 | 16.8 | 2.7 | 7.2 | |
| | | PSE mezzanine | 4.4 | 17.8 | 2.6 | 6.7 | |
| | | PSE outdoor | 4.3 | 21.3 | 2.9 | 7.6 | |
| | | PSE line3 platform | 3.8 | 18 | 2.7 | 6.9 | |
| Berlin, Germany | Summer and winter, 1995 | Subway carriages | 5.4 | 33 | 5.5 | 20.4 | Fromme et al., 1997 |
| Berlin, Germany | Summer and winter, 1996 | Subway carriages | 7.4 | 31 | 5.4 | 16.7 | Fromme et al., 1997 |
| Boston, USA | Nov 1989 to Jan 1990 | Subway carriages | 6.9 | 30.8 | 2.5 | 13.4 | Chan et al., 1991 |
| Shanghai, China | Jul 2007 | Platform | 11.8 | 37.2 | 17.9 | 30.7 | This study |
| | | Mezzanine | 8.9 | 40.2 | 20.7 | 29.3 | |
| | | Outdoor | 6.8 | 32.2 | 8.1 | 14 | |

B: benzene; T: toluene; E: ethylbenzene; X: xylenes

Discussion

En France, les mesures réalisées ne mettent pas en évidence de problématique particulière par rapport aux COV, leur présence est principalement associée à une source externe mais peut être également potentiellement induite par une entrée d'air provenant de zones où les COV sont en concentrations plus importantes (un parking souterrain dans le cas de Castellane à Marseille) ou des émissions des matériaux et produits d'entretien.

Le benzène est présent à des concentrations dans l'air des enceintes à des concentrations pouvant être supérieures à l'objectif de qualité de 2 µg/m³ en moyenne annuelle mais ne dépasse pas la valeur limite annuelle qui est de 5 µg/m³ (décret n°2002-213 du 15 février 2002).

D'un autre côté, parmi les COV, le benzène est l'une des substances objet de la surveillance de la qualité de l'air intérieur des ERP¹⁵. A ce titre, sa mesure dans les ERP de type gare pourrait un jour être préconisée. La surveillance de la qualité de l'air intérieur concerne :

- en 2018, les écoles élémentaires
- en 2020, les accueils de loisirs et les établissements du second degré,
- en 2023, les autres ERP concernés

Données existantes - aldéhydes

A l'international

Pour le formaldéhyde, le bulletin AirPur n°74 (Hanoune, 2008) présente des niveaux de concentrations mesurées dans différentes études (1 ppb = 1,23 µg/m³) :

- métro de Boston (Chan et al., 1991) : 3,7 ppb en moyenne ;
- métro de Mexico (Shiohara et al., 2005) : 10 à 23 ppb et 16 ppb en moyenne ;
- métro de Beijing (Pang and Mu, 2007) : 10,6 – 76,4 et 15,4 ppb en moyenne.

Les teneurs en formaldéhyde sont liées à la cigarette, l'utilisation de désodorisant (formaldéhyde issu de la réaction entre les terpènes des désodorisants et l'ozone) et à la combustion de carburant des véhicules (avec des émissions plus élevées pour les véhicules au gazole qu'à l'essence). Compte tenu des différences de pratique entre les pays et des évolutions de pratiques dans le temps, la transposition de ces mesures au contexte français est délicate.

Feng et al. (2010) ont réalisé des mesures de concentrations en aldéhydes dans les stations et les trains du métro de Shanghai. Elles sont présentées dans le tableau ci-dessous.

Tableau 34. Concentrations en aldéhydes dans 6 stations du réseau de transport de Shanghai
(extrait de Feng et al. 2010)

Table 2
Carbonyl concentrations (µg m⁻³) of six selected subway stations and subway trains of three lines.

| Compounds | S-S(N=15) | | M-S(N=15) | | L-S(N=20) | | Line 1 (N=10) | | Line 2 (N=10) | | Line 3 (N=10) | |
|--------------------------|-------------|------------|-------------|-----------|-------------|-----------|-------------------|-----------|-------------------|-----------|---------------|-----------|
| | Mean ± SD | Range | Mean ± SD | Range | Mean ± SD | Range | Mean ± SD | Range | Mean ± SD | Range | Mean ± SD | Range |
| Formaldehyde | 21.2 ± 5.16 | 13.5-28.8 | 24.9 ± 3.96 | 14.7-30.2 | 31.7 ± 2.76 | 25.5-35.6 | 12.8 ± 2.99 | 5.89-18.6 | 14.3 ± 3.54 | 6.15-19.7 | 9.87 ± 2.11 | 5.71-12.6 |
| Acetaldehyde | 12.3 ± 3.58 | 6.46-18.4 | 16.3 ± 3.05 | 9.89-20.7 | 20.6 ± 2.63 | 16.4-24.7 | 15.9 ± 4.07 | 6.14-18.7 | 17.4 ± 3.74 | 7.91-20.9 | 12.6 ± 2.81 | 6.58-15.7 |
| Acetone | 12.1 ± 3.46 | 5.75-17.3 | 15.3 ± 2.06 | 10.3-18.5 | 17.4 ± 2.29 | 13.6-20.8 | 8.55 ± 2.52 | 4.41-12.6 | 10.2 ± 2.25 | 5.21-13.6 | 8.21 ± 1.74 | 4.70-10.6 |
| Propionaldehyde | 3.96 ± 1.33 | 1.56-5.78 | 3.49 ± 1.13 | 2.04-5.15 | 3.01 ± 1.14 | 1.48-4.80 | 1.98 ± 0.79 | 0.89-3.31 | 2.36 ± 0.85 | 0.78-3.85 | 1.15 ± 0.45 | 0.45-2.15 |
| Acrolein | 0.70 ± 0.18 | 0.43-0.97 | 0.82 ± 0.36 | 0.51-1.02 | 1.11 ± 0.39 | 0.91-1.27 | Nd | Nd | 0.26 ^a | Nd-0.38 | Nd | Nd |
| n-Butyraldehyde | 3.82 ± 1.52 | 1.79-8.27 | 2.42 ± 0.92 | 1.26-3.80 | 3.26 ± 1.47 | 1.86-5.67 | 1.25 ± 0.40 | 0.67-2.01 | 2.43 ± 0.96 | 1.28-4.73 | 1.03 ± 0.31 | 0.67-1.66 |
| Isovaleraldehyde | 0.86 ± 0.26 | 0.32-1.26 | 0.99 ± 0.43 | 0.57-2.32 | 0.91 ± 0.38 | 0.31-1.33 | Nd | Nd | 0.19 ^b | Nd-0.19 | Nd | Nd |
| Crotonaldehyde | 1.88 ± 0.36 | 1.31-2.45 | 2.55 ± 0.27 | 2.16-2.96 | 2.60 ± 0.44 | 1.93-3.24 | 0.48 ± 0.16 | 0.25-0.91 | 0.62 ± 0.21 | 0.32-0.88 | 0.37 ± 0.17 | 0.16-0.79 |
| Valeraldehyde | 5.05 ± 1.38 | 2.15-6.91 | 4.47 ± 1.29 | 2.87-6.39 | 3.43 ± 1.04 | 2.13-5.09 | 2.57 ± 0.77 | 1.31-4.12 | 3.78 ± 1.09 | 2.89-5.71 | 2.21 ± 0.89 | 1.20-3.64 |
| Hexaldehyde | 2.54 ± 0.80 | 1.14-3.66 | 2.47 ± 0.58 | 1.77-3.49 | 2.28 ± 0.41 | 1.37-2.78 | 1.25 ± 0.54 | 0.51-2.22 | 1.92 ± 0.94 | 0.96-3.45 | 0.97 ± 0.28 | 0.57-1.42 |
| Cyclohexanone | 1.94 ± 0.37 | 1.36-2.54 | 2.49 ± 0.35 | 1.64-2.88 | 2.18 ± 1.16 | 0.88-3.57 | 1.05 ± 0.17 | 0.66-1.35 | 1.43 ± 0.31 | 0.87-2.28 | 0.85 ± 0.20 | 0.47-1.10 |
| Heptaldehyde | 2.53 ± 0.79 | 1.12-3.61 | 1.17 ± 0.59 | 0.60-2.38 | 1.37 ± 0.49 | 0.74-2.06 | 1.51 ± 0.35 | 0.75-3.69 | 1.83 ± 0.78 | 0.59-2.87 | 1.12 ± 0.40 | 0.62-1.75 |
| Octaldehyde | 2.69 ± 0.54 | 1.91-3.57 | 2.65 ± 0.87 | 1.55-4.05 | 1.66 ± 0.45 | 1.15-2.44 | 1.28 ± 0.27 | 0.81-1.77 | 1.47 ± 0.55 | 0.51-2.08 | 1.19 ± 0.31 | 0.59-2.13 |
| Benzaldehyde | 1.77 ± 0.53 | 1.94-2.62 | 2.61 ± 0.67 | 1.63-3.99 | 2.02 ± 0.51 | 1.25-2.56 | 1.43 ± 0.50 | 1.16-2.54 | 1.62 ± 0.66 | 0.36-2.16 | 1.40 ± 0.42 | 0.81-2.25 |
| Nonanaldehyde | 3.65 ± 0.61 | 2.69-4.67 | 3.77 ± 1.33 | 1.91-5.69 | 2.57 ± 0.47 | 1.72-3.11 | 1.91 ± 0.74 | 1.46-3.79 | 2.36 ± 1.02 | 1.13-4.25 | 2.21 ± 0.87 | 1.09-3.76 |
| o-Tolualdehyde | 0.79 ± 0.21 | 0.33-1.11 | 0.71 ± 0.28 | 0.50-1.33 | 0.49 ± 0.13 | 0.25-0.65 | Nd | Nd | Nd | Nd | Nd | Nd |
| m-Tolualdehyde | 0.45 ± 0.12 | 0.19-0.64 | 0.69 ± 0.11 | 0.51-0.84 | 0.71 ± 0.12 | 0.53-0.92 | Nd | Nd | Nd | Nd | Nd | Nd |
| p-Tolualdehyde | 0.90 ± 0.24 | 0.381-1.27 | 1.2 ± 0.31 | 0.88-1.32 | 1.16 ± 0.26 | 0.64-1.46 | 0.27 ^c | Nd-0.41 | 0.32 ^d | Nd-0.59 | Nd | Nd |
| Decylaldehyde | 1.11 ± 0.19 | 0.82-1.43 | 2.01 ± 0.48 | 1.59-3.13 | 1.98 ± 0.55 | 1.01-2.72 | 1.07 ± 0.44 | 0.41-2.14 | 1.35 ± 0.46 | 0.77-2.48 | 0.54 ± 0.27 | 0.19-0.89 |
| 2,5-Dimethylbenzaldehyde | Nd | Nd | Nd | Nd | Nd | Nd | Nd | Nd | Nd | Nd | Nd | Nd |
| Total | 80.2 ± 21.6 | 45.2-115 | 91.1 ± 19.1 | 56.8-120 | 101 ± 17.1 | 73.7-124 | 53.3 ± 14.7 | 25.4-78.2 | 63.8 ± 17.4 | 29.7-90.9 | 43.7 ± 11.2 | 23.8-60.4 |

N: number of samples; Mean: arithmetic mean; SD: standard deviation; Nd: not detected; S-S: small scale station, including Shanghai Circus World station (S1) and North Zhongshan Road station (S2); M-S: medium scale station, including Xujiahui station (S3) and Lujiazui station (S4); L-S: large scale station, including People Square station (S5) and Zhongshan Park station (S6).

- ^a Two samples average.
- ^b Only one sample.
- ^c Three samples average.
- ^d Four samples average.

En France, peu de mesures ont été réalisées à notre connaissance.

¹⁵ La loi n°2010-788 du 12 juillet 2010 portant engagement national pour l'environnement. Cette loi impose la surveillance de 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 ERP sont définis à l'article R123-2 du code de la construction et de l'habitation, il s'agit de lieux publics ou privés accueillant des clients ou utilisateurs autre que les employés. Les enceintes de transport ferroviaire souterrain sont des ERP.

Dans le RER A, les mesures en formaldéhyde réalisées (Air Paris, 2010) montrent des teneurs faibles, légèrement supérieures à celles mesurées en extérieur qui sont de 2,5 µg/m³ en moyenne. Les écarts entre le rez-de-chaussée (2,6 à 3 µg/m³), salles d'échanges (4,3 à 4,8 µg/m³) et le quai (3,5 µg/m³ en moyenne) sont par ailleurs également faibles.

Discussion

Les mesures réalisées en France dans le RER A montrent des teneurs en formaldéhyde faibles et inférieures aux valeurs de gestion de la qualité de l'air. Cependant, le nombre peu élevé d'études spécifiques ne permet pas de statuer sur les concentrations en aldéhydes dans l'air des enceintes de transport souterrain.

S'agissant d'une des deux substances ciblées par la surveillance de la qualité de l'air des ERP (loi n°2010-788 du 12 juillet 2010)^o, dans les enceintes où des sources émissives pourraient être rencontrées et les populations présentes sur des durées significatives, sa mesure dans les ERP de type gare pourrait un jour être préconisée.

LE CO ET LES NO_x

Sources dans les environnements ferroviaires semi-ouverts

Le CO et les NO_x sont des produits de combustion, le NO₂ étant produit à partir de l'oxydation du NO dans l'atmosphère. Les sources majeures peuvent donc en être les foyers de combustion pour l'industrie, le chauffage, les rejets d'échappement des véhicules et la fumée de cigarette.

Il est interdit de fumer dans le transport collectif, par ailleurs, le matériel roulant est généralement électrique. Ainsi, l'origine du CO, du NO et du NO₂ est à relier à des sources de combustion internes aux enceintes que peuvent être la combustion dans des commerces de restauration et les rejets d'engins de chantier et à des sources externes (qualité de l'air extérieur entrant dans les stations).

Dans l'air extérieur, les rayonnements UV associés à des températures élevées engendrent la destruction des oxydes d'azote et permettent la formation de l'ozone. Dans les enceintes souterraines cette réaction ne peut se produire du fait de l'absence de rayonnement UV. Le dioxyde d'azote n'étant pas détruit par photochimie, les teneurs en oxydes d'azote sont alors plus élevées que dans l'air extérieur.

Données existantes

A l'international, les données sur les teneurs en CO dans les transports en commun souterrains sont assez peu nombreuses comparées à celles disponibles pour les PM.

Les mesures réalisées montrent des niveaux de CO variant de 1,5 à 7 ppm en moyenne : Taipei : 0,3-0,48 ppm (Cheng and Yan, 2011) ; Gwangzhou : 3 ppm (Chan et al., 2002) ; Hong Kong : 1,5 ppm (Chan et al., 1999), Paris : 2 ppm (Dor et al., 1995) ; Mexico : 7 ppm (Gomez-Perlas et al., 2004).

Dor et al. (1995) ont mesuré à Paris, des concentrations nettement plus faibles en CO dans le métro (2 ppm) que dans l'air extérieur (marche à pied : 5 ppm) et dans le bus (4 ppm).

Le rapport des teneurs en CO entre l'air dans les enceintes et l'air extérieur permet de faire ressortir une corrélation significative (Cheng et Yan, 2011) confirmant une origine atmosphérique du CO. Cela rejoint les mesures faites par Dor et al (1995) et Chan et al. (1999). Ce dernier montrant en effet une décroissance entre les teneurs en CO, COV et NO_x mesurées dans les minibus, bus trolley et celles dans les métros et trains.

En France

En France, les mesures en CO et NO et NO₂ sont assez nombreuses, les campagnes réalisées dans les enceintes de transport ferroviaires intègrent en effet de manière quasi-systématique ces polluants. Les mesures ayant pu être réalisées sont présentées dans le tableau suivant. Il est à noter que les 3 stations suivies par le réseau Squalé intègrent la mesure du NO₂.

Tableau 35. Concentrations en CO, NO et NO₂ mesurées dans les transports souterrains en France

| Site et source | Lieu de mesures | Concentrations en CO (µg/m ³) | Concentrations en NO/NO _x (µg/m ³) | Information sur la ventilation | Interprétations de l'auteur |
|------------------------------------|---|---|--|--------------------------------|---|
| Marseille (Atmo PACA, 2010) | Castellane et Saint Charles, quai du métro | Moyenne : 400 comparables à l'extérieur | Castellane NO ₂ moyenne : 37-38 Saint Charles NO ₂ moyenne : 36 | | |
| Toulouse (ORAMIP, 2004 à 2012) | Sur les quais de différentes stations de métro | - | Moyenne (NO ₂) : 25 à 52 | Oui (rapport 2012) | Source extérieur du NO ₂ |
| Rennes (Air Breizh, 2005) | Métro 4 stations, 2 rames et 2 tunnels | Moyenne quai : 384 (h)-243 (e) | NO ₂ Eté-Hiver Station :16/24-25/30 Tunnel :3/4 -15/19 rame : 10- 18/19 | Absent | |
| Rouen (air Normand, 2005 et 2011) | Gare SNCF Dans le hall et au niveau des voies ferrées | | NO ₂ moyenne quai : 81 (ext x2) en 2004 NO ₂ moyenne quai : 114 en 2011 | Absent | Le suivi en continu du NO ₂ en 2011 a montré la réduction des concentrations la nuit et le week-end et un lien lors de certains épisodes avec le préchauffage des automoteurs thermiques diesel. |
| Lille (2010) | Quai Lille Flandre et quai république | CO : moyenne 390 à 970 (ext. 470) | NO : Moyennes 14 à 22 (en ext. 9 à 36) NO ₂ : moyennes 12 à 29 (en ext. 41 à 53) | Absent | Pour les NO _x et le CO, la qualité de l'air extérieur lors de conditions météorologiques défavorables a une influence directe sur la qualité de l'air sur les quais. Dans une moindre mesure, les travaux de nuit constituent une source. |
| Lyon (COPARLI, 2002) | Quai station Bellecour | Moyenne : 880 comparables à l'extérieur | NO ₂ -moyenne : 39 comparables à l'extérieur | Absent | |
| Paris Alrparif –RATP (2010) | RER A gare Auber | Moyennes Quai : 45 Salle d'éch. : 58-60 RdC : 59 Ext : 64 | NO ₂ Moyennes Quai : 45 Salle d'éch. : 58-60 RdC : 59 Ext : 64 | Absent | Intérêt de la gare (nbx niveaux souterrains, interconnexion métro RER E et salle d'échange souterraine avec nombreux commerces NO ₂ , CO, PM ₁₀ , PM _{2,5} , HCHO Conditions météorologiques mesurées lors des campagnes (indice QA et vent) |
| Paris Alrparif –RATP (2009) | Métro L8 Faidherbe Chaligny (hiver 2008) 2 point sur le quai | - | Moyenne (hiver) NO : 56-60 µg/m ³ NO ₂ 59-64 µg/m ³ | Absent | Station simple sans correspondance disposant d'un système de ventilation. NO ₂ , NO _x , PM Conditions météorologiques mesurées lors des campagnes (indice QA et vent) |
| Réseau SQUALES RATP | Quai de métro (L1-L4) et RER A (auber) | - | Moyennes NO ₂ (2006-2013) : L1 : ~60 - 80 L4 : ~45 - 70 RERA : ~42 -62 | Absent | Lecture graphique des valeurs, à prendre avec précaution |

Nc : non communiqué

Dans le métro de **Toulouse**, les concentrations en NO₂ sont comparées entre les rames, les stations de métro et les locaux techniques (ORAMIP, 2008) :

- a/ rames hiver = 8-29 µg/m³ ; été = 25-55 µg/m³
- b/ stations métro : hiver = 23-60 µg/m³; été = 21-64 µg/m³
- c/ locaux techniques¹⁶ : hiver = 16-43 µg/m³; été = 13-46 µg/m³

¹⁶ Les locaux techniques ne sont pas reliés à la ventilation mécanique amenant dans les stations de métro des masses d'air extérieur. En outre, ces salles sont fermées, les masses d'air sont peu renouvelées de l'air des stations de métro plus chargés en polluants.

Au-delà des valeurs moyennes, les amplitudes de variations de concentrations peuvent être importantes, à Lille par exemple (Atmo Nord Pas de Calais, 2010), les concentrations maximales horaires et journalières mesurées sont respectivement de :

- 356 à 1688 et 86 à 214 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en NO,
- de 45 à 576 et 34 à 57 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en NO₂,
- de 1,5 à 19,2 et 1,12 à 2,36 mg/m^3 en CO.

Discussion

Le CO, NO et NO₂ sont des traceurs de la qualité de l'air extérieur pour les modes de transports sans combustion.

En comparaison aux valeurs de référence dans l'air atmosphériques (il n'existe pas de référence spécifique pour l'air des enceintes de transport ferroviaire), les mesures réalisées montrent :

- des moyennes horaires en NO₂ qui peuvent dépasser à certains moments les seuils d'informations pour les personnes sensibles (200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) et les seuils d'alerte de la population (400 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)
- l'absence de dépassement des valeurs de référence pour le CO sur les périodes horaire et journalière.

Pour le monoxyde d'azote (NO), il n'existe pas de valeur de référence pour la population générale.

LES MICROORGANISMES

Sources et données existantes

Les facteurs principaux affectant la croissance de champignons dans l'environnement intérieur sont l'humidité et les sources de carbone (Hoseini, 2013). Les bioaérosols sont globalement affectés par l'activité humaine et la densité de population (Hoseini, 2013).

Des corrélations positives avec l'humidité (Kawasaki et al. 2010, Hoseini et al. 2013) et la densité humaine (Kim et al 2011) ont été mises en évidence sur les plateformes de transport urbain souterrains.

Les différences de concentration entre l'atmosphère extérieure, les trains, plateformes et l'espace de commercialisation (office area) ont été mesurées dans le métro de Téhéran par Hoseini et al. 2013 qui montrent que pour l'ensemble des espèces analysées, les concentrations en spores sont plus importantes en intérieur qu'en extérieur (154 à 197 CFU/m³). En intérieur, sur deux stations investiguées c'est soit la zone commerciale (673 à 766 CFU/m³) soit la plateforme (241 à 1017 CFU/m³) qui présente les plus importantes concentrations tandis que dans les trains, les concentrations sont intermédiaires (387 et 497 CFU/m³) respectivement pour un train récent et ancien.

Tableau 36. Concentrations en microorganismes dans différentes enceintes souterraines à Téhéran (extrait de Hoseini et al. 2013)

Table 1 Concentrations of airborne fungi at different sampling locations

| Station | Point of sampling | Number of samples | Total airborne fungi (CFU/m ³) | | | |
|---------------|-------------------|-------------------|--|-------|----------|--------|
| | | | Min | Max | Mean | S.D |
| Imam Khomeini | Platform | 19 | 487 | 1,402 | 1,017.50 | 244.26 |
| | Office area | 19 | 127 | 1,060 | 673.47 | 271.70 |
| | Outdoor | 19 | 21 | 275 | 154.57 | 78.05 |
| Sadeghiye | Platform | 19 | 53 | 512 | 241.68 | 125.18 |
| | Office area | 19 | 441 | 1,095 | 766.00 | 197.55 |
| | Outdoor | 19 | 14 | 589 | 197.89 | 134.32 |
| Trains | New | 19 | 71 | 756 | 387.42 | 214.72 |
| | Old | 19 | 123 | 919 | 497.47 | 243.34 |

De nombreux autres auteurs ont conduit des mesures de teneurs en bioaérosols dans l'air des enceintes de transport souterrain à travers le monde, plus de 15 références sont mentionnées par Dybwad et al. 2014.

Figure 31 : Comparaison descriptive des concentrations en micro-organismes dans l'air de différentes stations de transport ferroviaire (extrait de Hoseini et al. 2013)

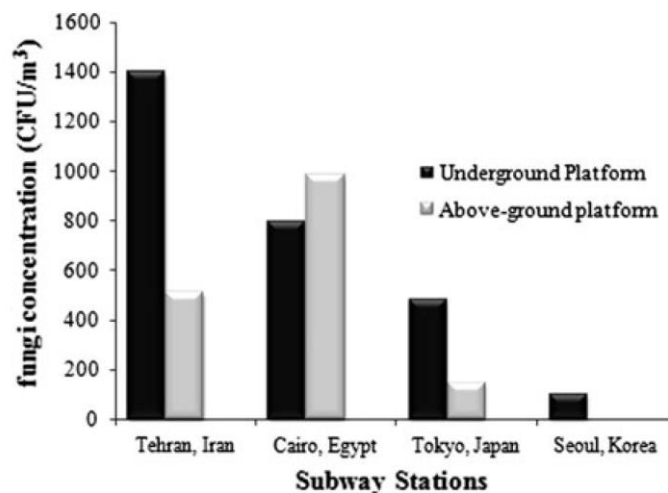


Fig. 1 Descriptive comparison of airborne fungi concentration between different subway stations

Dybwad et al. (2014) ont mis en évidence sur une station de métro d'Oslo, la variation substantielle des niveaux de bactéries dans l'air au cours d'une journée de 0 à 1000 CFU/m³ avec des niveaux supérieurs en journée en présence des usagers constituant la principale source des bactéries. Dybwad et al. (2014) ont par ailleurs étudiés les tailles des bioaérosols en présence.

En France, dans le cadre d'une étude réalisée par la RATP sur les expositions de différents types d'opérateurs (conducteurs de métro ou RER, agents de maintenance et agents de station et de gare), des mesures de concentrations en endotoxines, en fibre et silice cristalline réalisées lors de la campagne pilote montrent (ANSES, 2015) que les teneurs en endotoxines mesurées étaient inférieures à 2 EU/m³ excepté pour 2 prélèvements à environ 6,5 EU/m³. Ces concentrations sont très faibles au regard des valeurs de référence existant dans les logements et les bureaux (voir annexe 1).

Discussion

En France, L'ANSES dans son rapport d'expertise collective (2015) ne mentionne pas les endotoxines comme nécessitant des investigations complémentaires dans les enceintes de transport ferroviaires.

Les recommandations formulées par Hoseini et al. (2013) pour réduire les concentrations en champignons dans l'air restent génériques :

- augmentation de la densité des trains permettant de réduire la densité humaine sur les quais et dans les trains,
- nettoyage réguliers des environnements intérieurs,
- ajustement de l'humidité relative, de la température et du renouvellement d'air par inspection, modification et mesures régulières sur les dispositifs de ventilation et de climatisation.

Ce dernier point mérite d'être resitué dans les axes d'amélioration de la qualité de l'air car il s'agit de facteurs qui pourraient être impactés par des actions sur la ventilation ou l'isolation aéraulique des lieux de passage des trains avec les quais limitrophes.

FIBRE D'AMIANTE ET SILICE CRISTALLINE

Sources dans les environnements ferroviaires semi-ouverts

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. Elle peut donc être remise en suspension par des mouvements de ballast.

Les fibres d'amiante peuvent être contenues dans les matériaux de construction, leur libération provient d'une altération du matériau.

Données existantes

A Toulouse (ORAMIP, 2005), seul 1 % des particules dans le métro sont constituées de silice cristalline. Des analyses conduites dans les stations de métro de Marseille (Atmo PACA, 2010) ne mettent pas en évidence la présence de ces éléments dans l'air confirmant l'absence de problématique.

Nous n'avons à l'heure actuelle pas recensé d'étude française faisant état de mesure de fibres d'amiante dans l'air des stations de transport ferroviaire souterrain.

Dans le cadre d'une étude réalisée par la RATP sur les expositions de différents types d'opérateurs (conducteurs de métro ou RER, agents de maintenance et agents de station et de gare), des mesures de concentrations en fibre et silice cristalline réalisées lors de la campagne pilote montrent (ANSES, 2015) :

- des teneurs en fibre d'amiante mesurées en microscopie optique à contraste de phase variaient de 0,0021 f/cm³ à 0,1056 f/cm³. Aucune fibre d'amiante n'a été mise en évidence en microscopie électronique à transmission analytique.
- des concentrations variaient et de 0,0009 f/cm³ à 0,0368 f/cm³ pour l'étude des fibres minérales artificielles (< 3 µm de diamètre).
- des concentrations de silice cristalline variaient de 0,2 à 3 µg/m³ (quartz).

Selon l'ANSES (2015), 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/m³ pour quartz, 0,05 mg/m³ 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.

Le rapport de l'ANSES (2015) mentionne qu'il est difficile de conclure sur les résultats des prélèvements d'amiante et de silice limités réalisés sur quelques lignes dans l'enquête pilote. Le groupe de travail de l'ANSES sur le sujet recommande « *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 (...).* ».

3.3.3 TOXICITE ET VALEURS DE REFERENCE DANS L'AIR

Pour les polluants présents dans les enceintes de transport souterrain, la toxicité et les valeurs de référence dans l'air (pour la population générale) sont présentés en annexe 1.

3.4 Axes d'amélioration

3.4.1 SYNTHÈSE DE L'ÉTAT DES LIEUX

Polluants

En ce qui concerne la réglementation française relative aux enceintes souterraines ferroviaires, il existe des textes relatifs à la qualité de l'air et d'autres au désenfumage et à la ventilation.

Il est à noter que la circulaire DGS n° 2003-314 du 30 juin 2003 préconise aux exploitants des enceintes ferroviaires souterraines de conduire une surveillance de la qualité de l'air portant en particulier sur les concentrations en PM₁₀, en HAM (hydrocarbures aromatiques monocycliques) et en NO₂ (dioxyde d'azote). Avec pour les PM₁₀ une caractérisation des teneurs en métaux (fer, nickel, chrome, manganèse, plomb, cadmium), en silice cristalline, en fibres et en HAP (hydrocarbures aromatiques polycycliques).

En France, suite aux différents avis du CSHPF pour les transports ferroviaires souterrains de la RATP et de la SNCF, le réseau SQUALE conduit la surveillance pour la RATP à Paris en trois lieux pour les particules (PM₁₀ et sur Auber PM_{2,5}), le monoxyde d'azote (NO), le dioxyde d'azote (NO₂) et le dioxyde de carbone (CO₂). La SNCF a également conduit des campagnes de mesures 15 jours dans 9 gares représentant 75% de la fréquentation, ainsi que des campagnes de 1 an à 1 an et demi dans 4 gares.

De nombreuses agglomérations ont également conduit depuis 2001 des mesures sur ces substances. Par ailleurs, sur certains métros et gares, des mesures ont porté sur les HAM, les HAP, la granulométrie et composition des particules, mais les références sont pour ces polluants moins nombreuses. Enfin, concernant la silice cristalline et les fibres, les références recensées sont très parcellaires.

L'ensemble des auteurs s'accorde à considérer la pollution particulaire comme le déterminant de la qualité de l'air de ces enceintes. Ainsi, l'étude des axes d'amélioration de la qualité de l'air est orientée plus spécifiquement sur la pollution particulaire.

Ventilation

Il existe moins d'informations sur la ventilation que sur la qualité de l'air du fait, probablement, que la ventilation est un moyen alors que la qualité de l'air est un objectif.

Pour la ventilation, des exigences existent pour le désenfumage des tunnels ((Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie, 2011), (JORF, 2007) et (JORF, 2005)) et il y a une valeur minimum de débit d'air neuf par m² de surface pour les enceintes souterraines (JORF, 1978).

La ventilation des espaces ferroviaires souterrains a d'abord été mise en place pour l'évacuation de la chaleur à l'extérieur (Soper, 1908).

La ventilation des gares souterraines est complexe dans le sens où elle est le résultat d'une action naturelle (provoquée par les différences de pression et de température de l'air entre l'intérieur et l'extérieur) et d'une action mécanique (extraction et/ou introduction d'air neuf en tunnel et/ou en station, et effet piston lors des entrées et sorties des trains des tunnels). La circulation des rames contribue également à des déplacements d'air en station du fait de l'effet piston (plus ou moins bien amorti par les systèmes prévus à cet effet) produit par les déplacements des rames dans les tunnels. Dans un réseau de métro (celui de Paris par exemple), toutes les lignes sont interconnectées par les couloirs (avec aussi les lignes du réseau de RER), ce qui a pour conséquence de créer une aéraulique très complexe.

Le sens d'écoulement de l'air généralement adopté est logique puisqu'il fait se déplacer l'air des zones les moins polluées vers celles qui le sont le plus :

- Extraire l'air dans les tunnels et l'introduire au niveau des stations (quais) via les bouches d'entrée en surface et les couloirs.
- Insuffler l'air neuf en station en partie haute et l'extraire sous les quais à proximité de sources d'émissions de polluants (trains). Ce type de dispositif est peu développé en France (un seul exemple sur le RER B et D en gare du Nord a été recensé)

L'introduction mécanique d'air neuf en station permet par ailleurs la climatisation.

Du point de vue du sens logique de l'écoulement de l'air évoqué ci-dessus, la technique utilisée dans le métro de Vienne (Rodler, 2012) apparaît surprenante car la filtration de l'air neuf entrant ne semble pas nécessaire (introduction d'air neuf filtré en tunnel et extraction dans le même tunnel).

Les données relatives au taux de renouvellement d'air sont peu nombreuses. Celles qui sont disponibles dans la littérature indiquent que dans le métro de Paris celui-ci est de l'ordre de 4 à 10 vol/h (RATP, 2015).

3.4.2 MOYENS D'AMELIORATION DE LA QUALITE DE L'AIR

Les moyens d'amélioration de la qualité de l'air développés dans le présent paragraphe concernent la source principale des polluants particulaire dans les enceintes de transport ferroviaire étant associée au matériel roulant et au système de freinage

Afin de réduire les concentrations en polluants dans les enceintes souterraines, en particulier les concentrations en particules, il existe plusieurs types d'actions qui peuvent être mises en œuvre séparément ou en parallèle. Elles sont listées ci-après et étudiées dans les paragraphes suivants.

- **La réduction des émissions** (§3.4.2.1) : la réduction de l'émission associée au matériel, la captation des émissions à la source ou le nettoyage des voies de circulation,
- **La réduction des transferts** depuis les zones sources vers les zones où les populations sont présentes (§ 3.4.2.2) : la mise en œuvre d'une barrière physique entre la voie et le quai, la limitation des transferts depuis le tunnel et l'extraction mécanique en tunnel ou sous les voies.
- **Le traitement de l'air** (§ 3.4.2.3) par filtration particulaire. Sont présentés des méthodes de traitement de l'air extrait et le traitement des polluants gazeux.

3.4.2.1 REDUCTION DES EMISSIONS

Les émissions de particules sont comme présenté dans le Tableau 23 issues des rails, roues, systèmes de freinage et systèmes d'alimentation électrique (caténaire et pantographe). Les axes de réduction des émissions étudiés dans les paragraphes suivants portent sur le matériel roulant, puis sont étudiés les systèmes permettant la captation des particules à la source (filtration de l'air sous les voitures ou sur les freins) et enfin l'effet du nettoyage des voies.

A- MATERIEL ROULANT

Emissions de particules des roues, rail et freins

Peu de données sont disponibles dans la littérature sur les émissions des matériaux de frein, des rails et roues en conditions d'exploitation. Si des études sont réalisées par les fournisseurs de matériaux (à

la demande des fabricants et des exploitants), leurs résultats demeurent confidentiels. Ainsi, seules des données génériques sont présentées ci-dessous.

Il est à noter que la connaissance par les fabricants des émissions de leurs matériaux se fait progressivement. La réduction des émissions n'étant pas l'objectif premier (qui est lié à l'efficacité des systèmes fournis), ce sont les préoccupations environnementales qui guident les optimisations spécifiques des matériaux qui ne peuvent être réalisées au détriment de l'efficacité. Pour exemple, les évolutions progressives des matériaux sans amiante, puis sans plomb.

Nous avons effectué l'interview téléphonique de Miguel Cruz (CETIM) le 25/08/2015. Le CETIM a effectué une étude pour le compte de la société Alstom Transport, dont l'objectif est de caractériser les émissions de poussières et de gaz lors du freinage du tram-train nouvelle génération (CETIM, non daté). Ont été étudiés différents matériaux de freinage, la vitesse du tram-train, la stratégie de freinage, etc., sur les émissions de poussières. Les résultats sont confidentiels.

Le CITEPA évalue les émissions de différentes sources afin d'établir un bilan global des émissions atmosphériques en France. Les chiffres ci-dessous sont issus du rapport OMINEA, CITEPA. Organisation et méthodes des inventaires nationaux des émissions atmosphériques en France, 11^{ème} édition, février 2014) pour le transport ferroviaire.

Ne sont pas repris ici les émissions liées à la combustion (POP, CO, NOx, COV, CO2, CH4, particules), seules sont présentées les émissions liées à l'abrasion mécanique de diverses origines : l'usure des roues, des freins, des rails et l'usure des caténaires et pantographes.

Le rapport (OMINEA, CITEPA, 2014) précise qu'il n'existe pas de valeur précise pour l'abrasion des freins. L'estimation des facteurs d'émission est faite à partir des études de l'OFEFP (BUWAL, 2002) et de CITEPA-IER (2005) :

- Abrasion des freins : TSP = 15,6 g/km parcouru (répartition 32 % PM10, 15 % PM2.5)
- Abrasion des roues et rails : TSP = 6,76 g/km parcouru (répartition 50 % PM10, 15 % PM2.5)
- Usure des caténaires, TSP = 0,16 g/km, il s'agit d'un facteur d'émission proposé (répartition 100 % PM10, 15 % PM2.5). Selon une étude de l'OFEFP (BUWAL, 2002), la part des émissions de poussières liées à l'usure des caténaires représente 1 % de l'émission des TSP pour l'activité transport ferroviaire.

On dispose de peu, voire pas, de données d'émissions de métaux associées à l'usure des caténaires dans la littérature, la seule valeur recensée est issue de Buckowiecki et al. (2006)¹⁷ : émission de cuivre : 140 µg/km parcouru¹⁸

En juin 2007 la RATP précise que les niveaux élevés de concentrations en particules à l'intérieur de l'enceinte du métro parisien, seraient causés par les systèmes de freinage du matériel roulant (RATP, 2007), mais aussi par le manque d'efficacité des systèmes de ventilation. Le meulage des rails, effectué régulièrement comme opération de maintenance et avec pour effet de réduire le bruit des trains, serait également responsable d'une partie de la pollution de l'air par les poussières.

Système de freinage

Le freinage s'accompagne d'émissions de poussières et de chaleur (dissipation d'énergie). Le freinage électrique est une technique qui peut être mise en œuvre lors du freinage et de la décélération : l'énergie dissipée peut être transformée en électricité, celle-ci servant à l'alimentation des batteries (les rames de métro n'en possèdent pas) ou est réinjectée dans les lignes pour alimenter d'autres rames à proximité (à défaut elle est réinjectée dans le réseau). L'électricité ainsi produite est gratuite. C'est le moteur électrique qui permet de transformer l'énergie dissipée en électricité, le moteur fonctionnant alors en mode génératrice.

¹⁷ Buckowiecki et al. – Iron, manganese and copper emitted by cargo and passenger trains in Zürich (Switzerland): size-segregated mass concentrations in ambient air, 2006

¹⁸ Dans le rapport OMINEA, CITEPA (2014), la valeur est 1000 fois plus élevée (140 mg/km), il s'agit vraisemblablement d'une erreur de retranscription à partir de l'article de Buckowiecki et al. 2006.

Le freinage électrique ne peut être utilisé pour la totalité du freinage, à faible vitesse (arrivée à quai) le freinage demeure mécanique.

Le freinage électrique permet de réduire la pollution de l'air en diminuant, d'après la RATP¹⁹, les émissions de poussières de 30 %, et jusqu'à 30 % la consommation énergétique des rames, la RATP a annoncé l'achat de 217 trains MP14 à Alstom (RATP, 2015). Les rames du métro de Lyon sont également équipées de freinage électrique²⁰ ainsi que celles du métro de Rennes²¹ et du métro de Lille²². Selon Ecosources²³, l'application aux 24 rames de métro de Rennes permet la récupération de 230 000 kWh par an, soit 11 jours de consommation électrique du métro.

L'ANSES dans son rapport d'expertise collective (ANSES, 2015) précise que l'usure due au freinage et au contact rail roue peut être réduite par l'optimisation du profil de la roue, l'application de lubrifiants, l'optimisation de la conception des voitures et leur allègement, la réduction de la vitesse des trains ou l'utilisation de disques de freins avec des rainures radiales.

B- CAPTER LA POLLUTION A LA SOURCE

Filtration de l'air sous les voitures du métro

Une équipe coréenne a conçu et testé, à l'échelle du laboratoire, un filtre à particules qui pourrait être fixé et utilisé sous les voitures du métro (Bae, 2015). La première partie du travail a consisté en la mesure de la vitesse de l'air et de la concentration en poussières sous les voitures du métro, éléments nécessaires au dimensionnement du filtre : les auteurs ont ainsi remarqué que la vitesse de l'air est égale à 26 % de la vitesse du train et que la concentration en PM₁₀ est comprise entre 247 et 467 µg/m³. Le filtre est dépourvu de ventilateur et utilise le mouvement de l'air créé par le déplacement du métro pour faire circuler et capter les particules à l'intérieur du filtre (constitué en série de persiennes et de déflecteurs) par effets d'inertie (Figure 32 , 1).

Parce que le filtre utilise les effets d'inertie, les résultats d'essais effectués en laboratoire (avec de la poussière de silice) ont montré que l'efficacité de filtration augmente lorsque le diamètre des particules augmente et lorsque la vitesse de l'air augmente (Figure 32 , 2): l'efficacité du filtre (persiennes + déflecteurs) est égale à 50 % lorsque le diamètre des particules égale 3,8, 3,1, 2,65 et 2,5 µm à respectivement 1, 2, 3 et 4 m/s. L'efficacité sur les PM₁₀ est égale à 52 % à la vitesse de l'air de 2 m/s.

La perte de charge du filtre a également été mesurée : à 4 m/s, 200 Pa pour les persiennes seules et 1000 Pa pour l'assemblage persiennes + déflecteurs.

Notre avis :

Les valeurs d'efficacité sont modestes et au prix d'une perte de charge élevée. Mais l'avantage de ce filtre est qu'il n'utilise pas d'énergie (c'est le mouvement du train qui crée le déplacement d'air). Par ailleurs, le filtre utilise les effets d'inertie et ne s'encrasse pas (perte de charge constante), la maintenance consiste en la vidange régulière du bac de réception des poussières collectées.

L'étude a permis la conception du filtre à inertie et la conduite d'essais à l'échelle du laboratoire mais l'impact de l'utilisation d'un tel filtre la qualité de l'air intérieur n'est pas documenté. Un tel système nécessite donc vis-à-vis de son intérêt pour l'amélioration de la qualité de l'air des stations de transport ferroviaire souterrain des travaux de recherches complémentaires.

¹⁹ http://www.lemonde.fr/planete/article/2014/01/14/l-air-du-metro-pollue-lui-aussi_4347287_3244.html et <http://www.alstom.com/fr/press-centre-francais/2014/10/alstom-fourmira-12-rames-de-metro-pour-les-lignes-2-5-et-9-du-metro-parisien/>

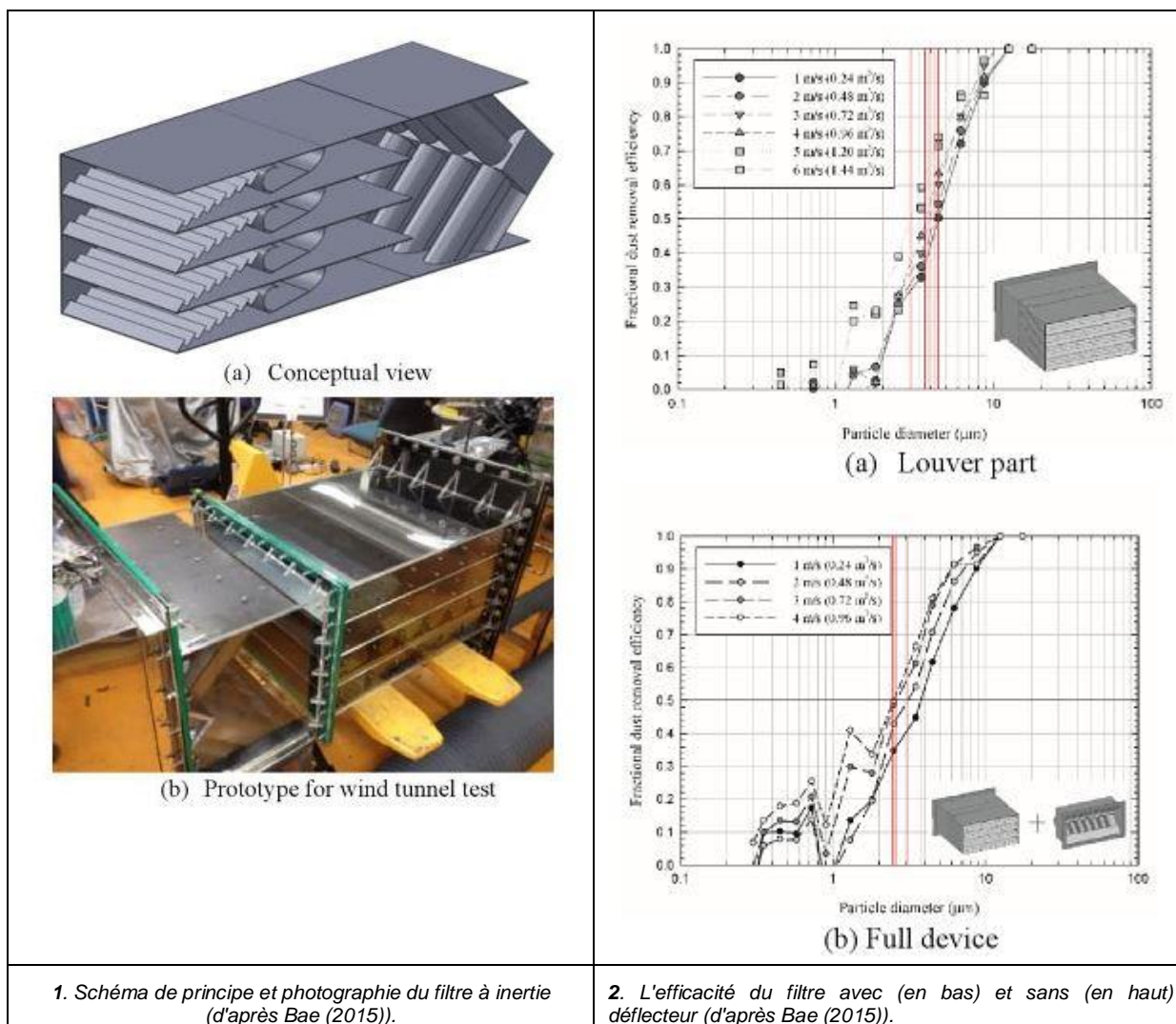
²⁰ <http://fr.calameo.com/read/0040249102cb9fd4c9a98>

²¹ <http://www.ecolopop.info/2010/12/rennes-le-metro-equipe-dun-recuperateur-denergie-au-freinage/12439>

²² www.transmission-expert.fr/multimedia/163.pdf

²³ http://www.ecosources.info/dossiers/Stockage_energie_volant_inertie

Figure 32 : Principe et efficacité du filtre inertiel sous les voitures (extrait de Bae, 2015)



Une autre équipe coréenne propose d'utiliser sous les voitures des trains, non pas un filtre à inertie, mais un filtre magnétique (Park, 2015). Les auteurs de l'article affirment que ce choix est dicté par le fait que les particules sont, pour 61 à 79 % d'entre elles, constituées de fer (Fe). Ils citent les résultats d'une étude qui aurait montré que l'utilisation de filtres magnétiques installés sous les voitures du métro n'a pas eu d'effets significatifs sur la qualité de l'air car les particules captées sont de diamètre supérieur à 50 μm . Ils proposent alors ici une méthode de dimensionnement d'un filtre magnétique dont l'efficacité de filtration est égale à 100 % sur les particules de diamètre 2,5 μm et plus.

Les caractéristiques dimensionnelles du filtre (Figure ci après) tiennent compte de la section droite du tunnel où circule le train, de la section du train et de l'espace disponible sous le train. Les auteurs affirment que si la moitié des trains sont équipés de ces filtres, la concentration en particules contenant du fer à l'intérieur des tunnels peut être réduite de 75,9 % (de 131,6 à 31,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

Notre avis :

Si l'utilisation d'un filtre à inertie peut se justifier par le fait que les particules à capter sont assez grosses (PM₁₀), celle d'un filtre magnétique peut se justifier par le fait que les particules ont dans leur grande majorité une composante métallique (Fe). Un tel système nécessite des travaux de recherches complémentaires.

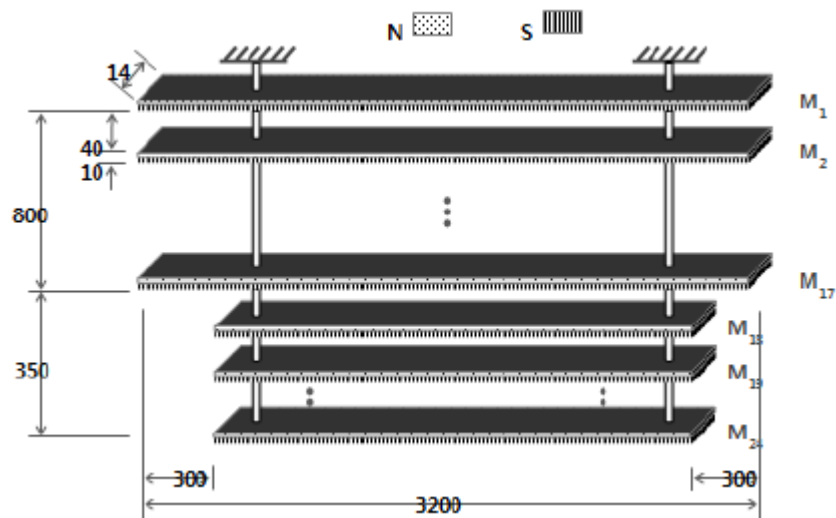


Figure 33 : Schéma de principe du filtre magnétique (d'après Park, 2015)

Filtration de l'air sur les freins

Des travaux menés dans le domaine automobile méritent notre attention. Ainsi, la société française Tallano Technologie développe actuellement un système d'aspiration des particules fines ($d < 0,25 \mu\text{m}$) émises par le freinage des automobiles ((Auto Plus, 2014) et (CCFA, 2014)). Des travaux sont en cours concernant l'adaptation aux trains.

Le système d'aspiration des particules est fixé aux freins (Figure ci-dessous). Il est composé d'une turbine actionnée par un galet frottant sur le disque lors du freinage et envoyant les poussières dans un carter contenant des filtres. Le dispositif est étudié pour pouvoir être vidé et les filtres remplacés à une fréquence identique à celle des révisions.



Figure 34 : Dispositif d'aspiration des poussières sur les roues en développement pour les voitures (d'après Auto Plus, 2014)

La société Tallano Technologie indique sur son site Internet (Tallano Technologie, non daté) que :

- de récentes études scientifiques ont démontré que l'émission de particules fines au freinage des automobiles est 6 fois plus élevée que les émissions d'échappement par un pot catalytique.
- l'aspirateur de particules utilisant la technologie TAMIC® (Figure ci-dessous) peut, après ajustement, être installé sur différents véhicules dont les rames de métro.

- l'aspirateur très léger résiste aux conditions climatiques critiques (pluie, neige, grêle, fortes et faibles températures).
- l'aspirateur capte plus de 90 % des particules émises lors des opérations de freinage, et ne modifie pas les performances des véhicules.



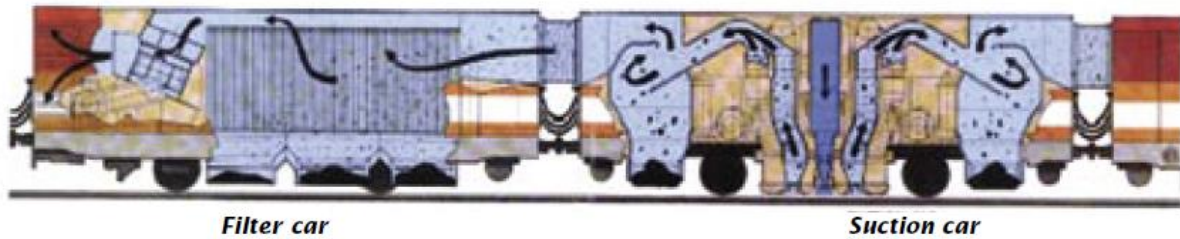
Figure 35 : L'aspirateur de particules développé par la société Tallano Technologie (d'après Tallano Technologie (non daté))

La possibilité de mettre en œuvre cette innovation à des fins de captation des particules émises lors du freinage des trains pourra vraisemblablement être envisagée (des études sont en cours sur cet aspect). Cette perspective, si elle nécessite encore à l'heure actuelle des travaux de recherche et de développement pour apprécier son impact sur la captation des particules (réduction des émissions, tailles de particules ...) et la faisabilité de sa mise en œuvre sur des rames de transport collectif pourrait permettre de contribuer à l'amélioration de la qualité de l'air des gares.

C- NETTOYAGE DES VOIES ET QUAIS

Lors du nettoyage des voies et des quais, les polluants (particules) ne sont pas captés ne sont pas ceux présents dans l'air mais ceux déposés sur les sols. Cette technique vise alors principalement les plus grosses particules.

L'UITP (Union Internationale des Transports Publics) cite dans la liste des actions qui peuvent améliorer la qualité de l'air dans le métro (UITP, 2007), le nettoyage des voies à l'aide d'un train aspirateur. Un train est équipé d'un compartiment pour l'aspiration de l'air et d'un autre pour la filtration (Figure ci-dessous).



Principle of a vacuum-train

Figure 36 : Schéma de principe d'un train aspirateur (d'après UIPT, 2007)

Peu d'études existent concernant l'effet du nettoyage des voies et des quais sur les concentrations en particules dans l'air.

- Johansson and Johansson (2003) ont mis en évidence une réduction des concentrations en particules au niveau du quai (13% et 10% pour les PM_{10} et $PM_{2,5}$ respectivement) avant et après nettoyage des voies et murs du tunnel d'un métro à Stockholm.
- La SNCF a mené, d'abord en 2002 puis en 2006, des essais d'utilisation d'un train aspirateur pour le nettoyage des voies (SNCF, 2011). Les premiers essais ont dans un premier temps donné des résultats encourageants mais ces bons résultats n'ont par la suite pas été confirmés.
- A Toulouse (ORAMIP, 2012), les mesures réalisées avant et après nettoyage de la station ne montrent pas de réduction des concentrations en PM_{10} . Les auteurs considèrent que les PM_{10} sont vraisemblablement trop fines pour être éliminées par les techniques de nettoyage utilisées.

Par contre, le nettoyage de la station semble influencer sur la composition des particules. Ainsi, les auteurs notent une forte hausse du carbone élémentaire en provenance de l'environnement extérieur et également issu de l'usure des pneumatiques au détriment des espèces ioniques. Il semble ainsi que le nettoyage ait entraîné le ré-envol de particules métalliques (cuivre, baryum, étain et zinc, arsenic et fer) dans l'enceinte de la station, les concentrations en ces éléments étant multipliées d'un facteur 2 à 5.

A l'heure actuelle, les études sur l'effet du nettoyage des voies, bien que peu nombreuses, ne mettent pas en évidence de réduction significative des teneurs en particules.

Le métro de Londres prévoit de mettre en service en 2017 un train pour le nettoyage des voies du métro (London Underground, non daté). Le principe de fonctionnement de ce train repose sur l'utilisation d'un module d'aspiration de l'air et de filtration des poussières (Figure ci-dessous).

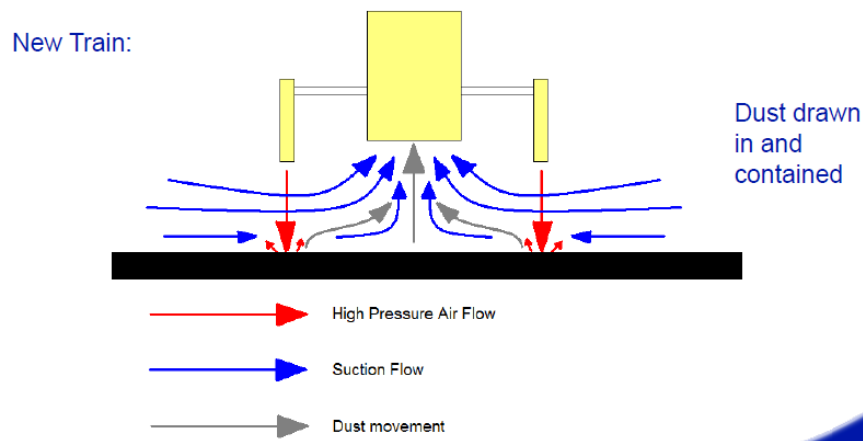


Figure 37 : Schéma de principe du fonctionnement du futur train de nettoyage des voies du métro à Londres (d'après London Underground (non daté))

Les études recensées tendent à montrer que le nettoyage des voies ne semble pas suffisant pour améliorer significativement la qualité de l'air des enceintes, cependant les études sont peu nombreuses. La réalisation d'études sur l'effet du nettoyage et du mode de nettoyage est nécessaire avant de statuer sur l'efficacité ou non de telles opérations d'entretien (dont peut être le retour d'expérience futur sur le métro de Londres).

3.4.2.2 REDUCTION DES TRANSFERTS

A- BARRIERE PHYSIQUE ENTRE LA VOIE ET LE QUAI

Les portes entre les voies et le quai (platform screen doors PSD ou platform edge doors PED) sont de plus en plus déployées dans les métros à travers le monde. C'est le cas pour certaines stations des villes de Singapour, New York, San Francisco, Barcelone, Toronto, Dubaï, Sydney, etc. où les portes isolent totalement le quai et les voies (voir Figure 38). Au total 50 métros équipés de PSD sont répertoriés (Metrobits.org, 2016), cependant, ces portes ne sont pas toujours installées sur toute hauteur entre le quai et le plafond de la station.



Figure 38 : Photo de stations équipées d'un PSD (platform screen door) toute hauteur à gauche : métro de Toronto et à droite : métro de Dubaï

Les avantages des PSD évoqués sont les suivants :

- prévenir les chutes et les accès intentionnels de personnes sur les voies.
- permettre aux trains d'entrer en stations à plus grande vitesse.
- réduire sur les quais les courants d'air causés par la circulation des trains.
- rendre les quais plus calmes et plus propres.
- permettre la climatisation des quais à moindre coût dans les climats chauds.
- empêcher les personnes de jeter des objets divers sur les voies et donc réduire les risques d'incendie.

Dans son article de 2008 (Foot, 2008), R. Foot rappelle les motivations qui conduisent à l'installation de tels dispositifs avec au départ un lien entre l'automatisation des lignes de métro et l'installation des PSD. Vis-à-vis des coûts, il est noté par certains auteurs que si le coût de tels dispositifs est

important, il peut être contrebalancé par la réduction des coûts associés au déploiement de rame automatiques (sans conducteurs).

L'amélioration de la qualité de l'air intérieur, pris dans le sens de la concentration en polluants, n'apparaît alors pas comme une des raisons de l'implantation des PSD. Il y a pourtant des études qui ont permis d'établir des liens entre les PSD et la qualité de l'air intérieur.

Effet sur la réduction des transferts

Il est important de mentionner en préambule que si les publications sont nombreuses sur l'effet des PSD sur les concentrations en particules dans l'air, elles sont souvent difficiles à exploiter par manque d'informations d'une part sur la nature de ces portes (partielle ou toute hauteur) et d'autre part sur les systèmes de ventilation en présence.

Han et al. (2014) ont montré que l'installation des portes a conduit à une réduction significative des concentrations en PM_{10} sur le quai avec une augmentation en CO_2 traduisant la présence importante de personnes sur les plateformes et la réduction du renouvellement d'air par l'installation de ces portes.

Son et al. (2013) ont quant à eux montré qu'après la mise en place des PSD (toute hauteur), dans les trains les concentrations en PM_{10} augmentent de près de 30 %, ceci étant lié à l'augmentation des concentrations en particules sur les voies et l'absence de système de filtration de l'air entrant dans les trains. Vis-à-vis des quais, les rapports de concentrations mesurés suggèrent que le mélange entre l'air du tunnel et l'air de la station est très réduit après la mise en place des PSD. Les résultats des mesures montrent que les concentrations médianes en PM_{10} sont généralement plus élevées dans les tunnels que sur les quais : $35 \mu g/m^3$ à l'extérieur, $27 \mu g/m^3$ dans la salle d'attente, $30 \mu g/m^3$ sur les quais, $96 \mu g/m^3$ dans le tunnel Hangnyeoul et $150 \mu g/m^3$ dans le tunnel Irwon. Par ailleurs, les concentrations en PM_{10} dans les tunnels sont généralement plus élevées à mesure que ceux-ci sont plus profonds (peut être lié à une moins bonne ventilation).

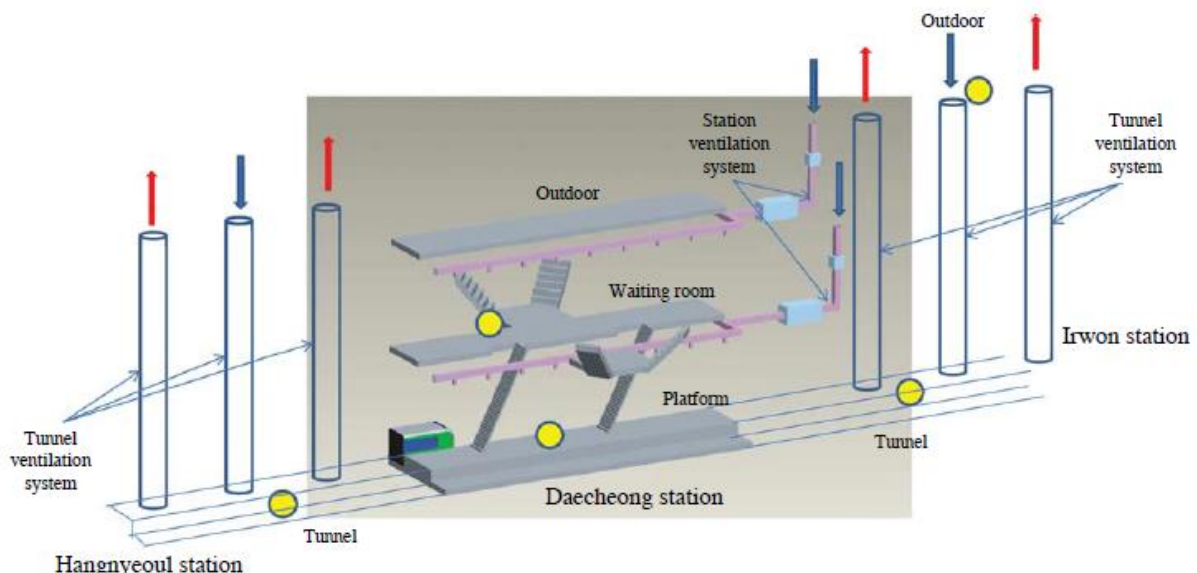


Figure 39 : Schéma de principe de la station et emplacements des points de mesure (d'après Son et al., 2013)

Kim et al. (2010) ont utilisé une méthode statistique pour traiter les résultats de mesures de concentrations en particules (PM_{10} et $PM_{2,5}$) dans le métro de Séoul effectuées entre octobre 2007 et avril 2008 (Kim, 2010). L'utilisation de la méthode a permis de montrer que les concentrations en PM_{10} et $PM_{2,5}$ sur les quais de la station étudiée ont diminué de manière significative après l'installation des PSD (fin 2007). Les auteurs ont comparé la proportion de fer dans les particules de deux stations

(Figure 40) et interprètent la proportion nettement moindre de fer dans la station de Yangjae par l'existence de PSD limitant le transfert des voies vers les plateformes.

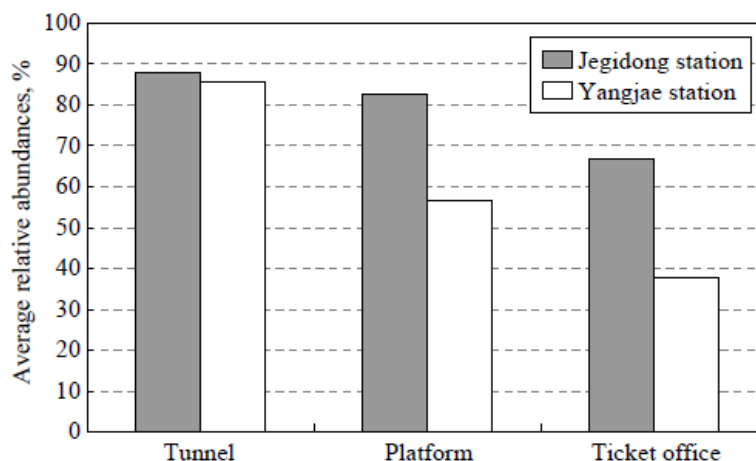


Fig. 2. Average relative abundances (%) of Fe-containing particles for stage 2 samples collected in the Jegidong and Yangjae stations.

Figure 40 : Réduction des proportions de particules ferriques liée au PSD dans deux stations de métro de Seoul (Kim, 2010)

Dans une autre publication (Kim, 2012), les auteurs affirment que la concentration en PM_{10} a baissé de 16 % après l'installation des PSD et que celle des $PM_{2,5}$ a baissé de 12 %, cette dernière baisse n'étant pas significative d'un point de vue statistique.

Le métro de Séoul (Corée du Sud), pour les lignes 5 à 8, est exploité par la société SMRT (Seoul Metropolitan Rapid Transit). La société SMRT a présenté lors d'une conférence en 2010 (Chung, 2010), l'impact (comparaison avant/après) de l'utilisation des PSD dans le métro de Séoul. Il semble, des photos illustrant les propos, que les PSD soient « toute hauteur » :

- réduction du nombre d'accidents : de 22 à 0 par an,
- réduction de la concentration en particules : de 131 à 80 $\mu g/m^3$,
- réduction de la consommation d'énergie (ventilation et conditionnement d'air),
- réduction du bruit en station : de 78 à 70 dB(A).

Dans le métro de Barcelone, des mesures de concentrations en $PM_{2,5}$ ont été effectuées en hiver et en été, sur des lignes anciennes et d'autres plus récentes qui utilisent des PSD (Martins, 2015). Les 24 stations (6 lignes de métro différentes) où ont été effectuées les mesures diffèrent par leur ancienneté, l'architecture des tunnels et la présence de PSD dans l'une d'elles. Les résultats des mesures montrent que les concentrations en particules ($PM_{2,5}$) sont :

- corrélées au trafic. Les auteurs notent que les PSD ne constituent pas une barrière étanche entre le tunnel et les quais et que les concentrations en particules sur les quais sont, malgré les PSD, influencées par le trafic ;
- plus faibles (de 50 %) dans les stations équipées de PSD que dans celles qui n'en sont pas équipées (Figure ci-après). Il est à noter que les auteurs n'attribuent pas les plus faibles concentrations en $PM_{2,5}$ dans les nouvelles stations à la seule présence des PSD mais aussi à la ventilation et à la fréquence de passage des trains ;
- plus faibles (de 15 %) dans les voitures que sur les quais (l'air introduit dans les voiture étant filtré)
- plus faibles en été (ventilation plus élevée) qu'en hiver (ventilation plus faible).

Dans une autre publication de la même équipe (Querol, 2012), des données supplémentaires relatives à la composition chimique des particules montrent que les concentrations en métaux seraient plus faibles dans les stations des nouvelles lignes équipées de PSD.

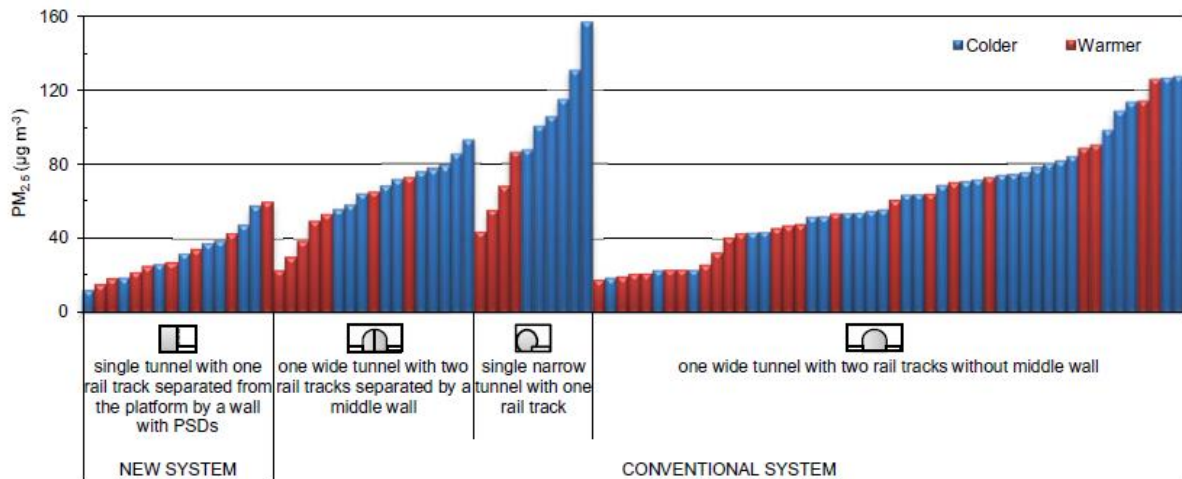


Figure 41 : Les concentrations en particules dans différentes stations du métro de Barcelone (d'après Martins, 2015)

Il faut mentionner enfin les difficultés de mise en place en réhabilitation, comme l'illustre la figure ci-dessous (**Figure 31**), sur la ligne 14 en gare de Lyon : la conception de la station (hauteur sous plafond) est telle que la mise en place de portes « toute hauteur » est difficile à envisager.



Figure 42 : Exemple de station équipée d'un PSD (platform screen door) partielle à gauche : métro 14 à Paris

L'analyse bibliographique conduite semble montrer l'efficacité des PSD sur la qualité de l'air au niveau des quais par la limitation des transferts. Cependant, l'impact de cette mesure est très dépendant du type de PSD installée. Si une isolation totale « toute hauteur » semble permettre une réduction (50% (Martin, 2015) et 39% (Chung, 2010), les publications sur les PSD partielles (ou de hauteur non connue) sont plus mitigées.

Parallèlement, en présence de PSD, il faut retenir que :

- l'air des trains pourrait être impacté du fait de la surconcentration des particules dans l'air des espaces « isolés » constitués des tunnels et des voies nécessitant de prévoir une filtration de l'air des rames,
- nécessite une uniformité du matériel roulant vis-à-vis du positionnement et de l'ouverture des portes par exemple,
- nécessite de dimensionner de manière spécifique la ventilation des stations, la barrière physique modifiant nécessairement la ventilation des quais.

En conclusion, il ressort que les PSD toute hauteur semblent pertinentes pour réduire efficacement les concentrations en particules sur les quais mais cette mesure doit s'accompagner d'une modification de la ventilation des stations et de la filtration de l'air des rames.

Un tel dispositif peut être étudié judicieusement en phase de conception pour la construction d'une nouvelle station. Par contre, pour l'amélioration de la qualité de l'air des enceintes existantes, la mise en place d'un tel système peut, compte tenu de la géométrie et du fonctionnement des stations, de la multiplicité de matériel roulant desservant certaines stations, être techniquement et/ou économiquement difficile, voire rédhibitoire.

B- LIMITER LES TRANSFERTS DEPUIS LES TUNNELS

Les concentrations en particules dans les stations augmentent lors des passages des trains (voir § 1.2 et Figure 29) ainsi, la réduction des expositions pour les usagers peut passer par la limitation des transferts depuis les tunnels. Après l'explication des phénomènes en jeu, les axes de réductions sont présentés ci-dessous.

Le passage des trains conduit à une surpression en tête de train (arrivée dans la gare) et une sous-pression en queue de train lors de son redémarrage et entrée dans le tunnel. Les pressions dépendent de la géométrie des stations et tunnels, de la vitesse des trains et également de la présence de puits de désenfumage (servant également à l'équilibrage des pressions) dans les tunnels à proximité des stations. Ces puits présentent en effet l'avantage de pouvoir capter une partie des variations de pression lors de l'arrivée / du départ du train.

L'effet piston est généralement étudié vis-à-vis de l'aérodynamique dans les tunnels (configuration des tunnels et designs des trains), vis-à-vis de l'impact des températures du tunnel sur la température dans la station (confort des usagers) et dans une moindre mesure vis-à-vis des vitesses d'air générées à proximité des tunnels pouvant conduire à des chutes de personnes.

Les champs de pression et de vent instationnaires induits par les passages des trains sont particulièrement complexes. Schématiquement, l'influence sur le transport de particules depuis le tunnel est illustrée ci-dessous.

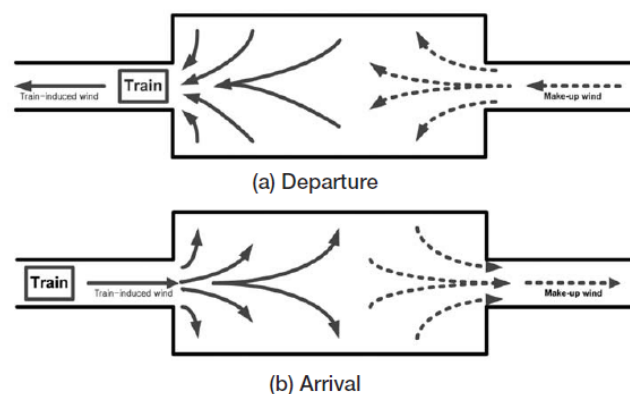


Figure 43 : Influence schématique du passage du train sur les écoulements d'air en station (Song, 2014)

Les transferts depuis les tunnels dus à l'arrivée en gare et à son départ peuvent être limités en réduisant les différences de pression engendrées et en modifiant les débits d'air du tunnel vers les stations. Les axes d'amélioration sont donc à rechercher sur :

- la géométrie des tunnels et des stations (action sur la propagation de l'onde de pression),

- la présence de puits dans les tunnels en proximité de station pouvant amortir l'onde de pression (servant également au désenfumage en cas d'incendie),
- la mise en place de rideau d'air (« air curtain ») permettant d'abaisser les vitesses d'air au niveau des entrées en station et ainsi de limiter les échanges ;
- le déploiement en tunnel de ventilateurs accélérateurs (« jet fans ») permettant de contrebalancer le mouvement de l'air associé au passage du train,
- la réduction des vitesses des trains

Ke et al. (2014) ont montré que la réduction des vitesses 80 à 55 km/h réduisait la surpression générée par le passage du train de 1700 à 700 pascals (voir Figure 24).

Park et al. (2014) ont montré que - en dehors des périodes de fort trafic- la réduction des vitesses de 75 à 45 km/h permet de réduire les concentrations en particule sur le quai de 48%.

Il faut noter cependant que les contraintes d'exploitation en particulier vis-à-vis de la densité de trafic sont à considérer et peuvent sur certains réseaux limiter la possibilité d'action sur ce levier.

Dans un article rédigé en coréen et dont l'exploitation est forcément difficile (Han, 2011), les axes permettant d'augmenter l'efficacité de ventilation des tunnels et la limitation des transferts des tunnels vers les quais étudiés sont l'implantation de ventilateurs-accélérateurs ("jet fan") ou de rideaux d'air à inclinaison variable en amont et/ou en aval des conduits de ventilation. Les résultats sont présentés en Figure han1.

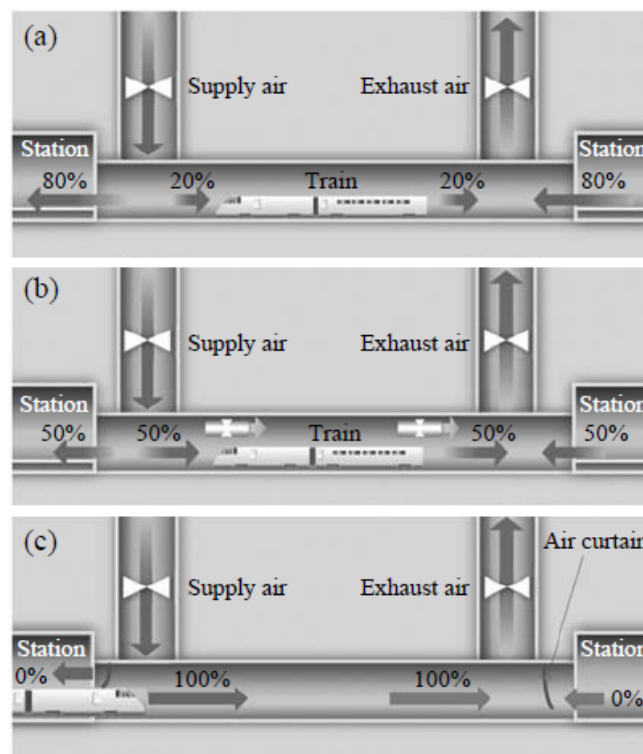


Fig. 1. (a) A tunnel ventilation flow pattern and its improvement plans using (b) jet fans and (c) air curtains.

Figure han1. Effets des rideaux d'air et des ventilateurs accélérateurs en tunnel sur les flux d'air (d'après Han, 2011).

L'intérêt d'utiliser en tunnel, des ventilateurs-accélérateurs, a par ailleurs été testé dans le métro de Séoul (Lee, 2011). Les auteurs de l'article ont mesuré des débits d'air neuf introduits en tunnel plus

élevés avec l'utilisation de ventilateurs-accélérateurs et ils affirment que pour chaque augmentation de 10000 m³/h d'air neuf introduit, la concentration en PM₁₀ diminue de 6,4 µg/m³.

Enfin, Tabarra et al. (2004) a étudié l'influence des rideaux d'air sur les écoulements et l'extraction de particules en tunnel. L'efficacité de l'extraction d'air est augmentée de 24 à 34 % par l'utilisation des rideaux d'air installés dans le tunnel juste avant l'arrivée en station et la concentration en particule augmente au niveau de l'extraction.

La limitation des transferts de polluants depuis les tunnels reposant sur la réduction des vitesses des trains, la mise en place de ventilateur-accélérateurs dans les tunnels et la mise en place de rideaux d'air en entrée/sortie de tunnel semble, de la littérature étudiée, effectivement présente sans que la réduction puisse être quantifiée. De telles actions semblent à envisager comme axes d'amélioration de la qualité de l'air des gares souterraines, mais compte tenu du faible retour d'expérience recensé, elles nécessitent vraisemblablement des études complémentaires au préalable.

- Sur les stations existantes, la modification des écoulements d'air à l'aide de ventilateurs-accélérateurs, de rideaux d'air ou de réduction de la vitesse des trains si elle est envisagée nécessite préalablement la conduite d'études spécifiques à chaque station permettant d'établir un bilan coût-avantage. Ces études de faisabilité doivent reposer d'une part sur une bonne connaissance des écoulements et du transport des polluants (couplage de mesures et modélisations) et d'autre part sur l'utilisation d'outils de modélisation prédictives.
- Pour les futures stations, la ventilation et le design des tunnels et stations peut intégrer ces axes potentiels d'amélioration. Cette intégration passe nécessairement, lors des études de conception, par de la modélisation prédictive.

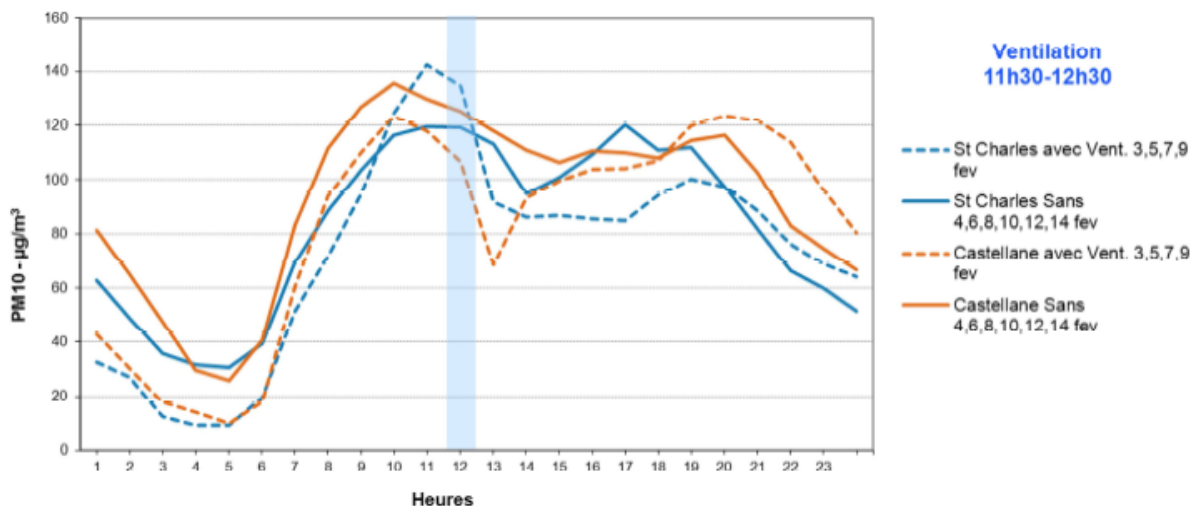
Tant pour les stations existantes que pour les futures constructions, les études de conception doivent intégrer au-delà de l'évaluation de l'efficacité et la faisabilité technique et financière de déploiement des mesures envisagées, les conséquences en termes de ventilation des stations, de confort aéraulique et thermique en station et de la compatibilité avec la gestion du risque incendie.

C- EXTRACTION MECANIQUE EN TUNNEL

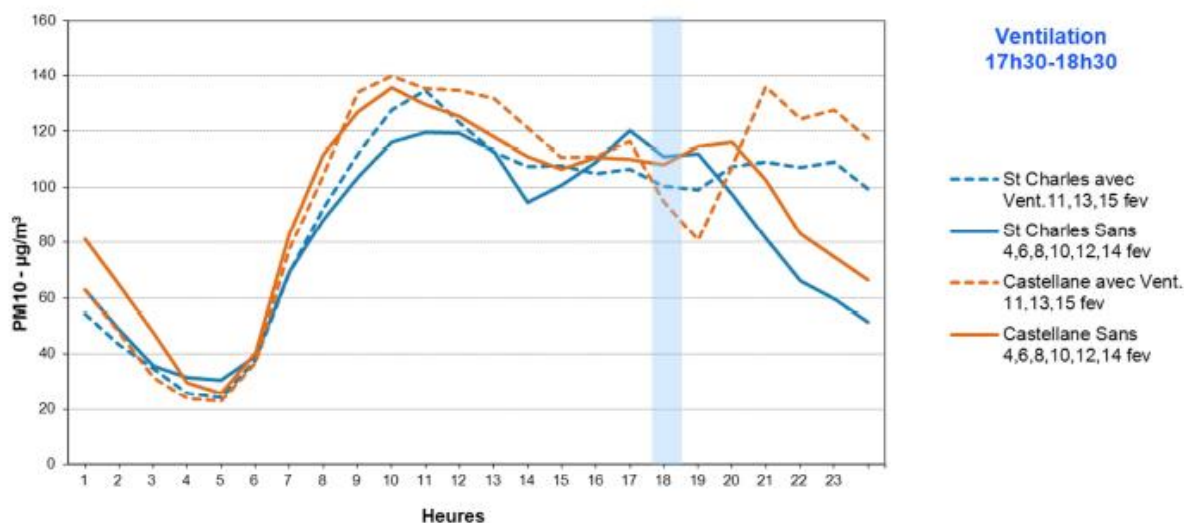
La ventilation des enceintes souterraines permet par balayage de véhiculer les polluants de l'air à l'extérieur. Des études ont permis de mettre en évidence le rôle de la ventilation des tunnels sur la qualité de l'air dans les enceintes souterraines ferroviaires.

Effet de l'extraction mécanique en tunnel

Dans le métro de Marseille, des mesures de concentrations en PM₁₀ ont été effectuées en février 2010 dans les stations Saint Charles et Castellane 2 (ATMO Paca, 2011). La ventilation, qui consiste à extraire l'air en tunnel entre les 2 stations, a été activée certains jours entre 11h30 et 12h30 (a) et entre 17h30 et 18h30 (b). Les mesures présentées en Figure 44 montrent une diminution notable de la concentration en PM₁₀ à la station Castellane 2 avec une efficacité de la ventilation calculée égale à 25 % (a) ; à la station Saint Charles, l'effet de la ventilation est plus atténué et les auteurs affirment que c'est parce qu'il y a davantage d'usagers et que les volumes à ventiler sont plus importants (b).



marseillea :ventilation en fonctionnement entre 11h30 et 12h30



b : ventilation en fonctionnement entre 17h30 et 18h30

Figure 44 : Influence de la ventilation mécanique en tunnel sur les concentrations en PM10 dans le métro de Marseille (ATMO Paca, 2011)

Pour une meilleure exploitation des résultats, il aurait été utile de connaître les valeurs de débit d'air et/ou de renouvellement d'air. Par ailleurs, le rapport ne présente pas les caractéristiques de la ventilation (ATMO Paca, 2011). Il apparaît que l'extraction d'air en tunnel peut être mise en fonctionnement mais il ne semble pas que cela soit une pratique courante.

Mode été et hiver de la ventilation

Des mesures ont été effectuées à la station Magenta sur la ligne du RER E à Paris afin d'optimiser la ventilation de la station de manière à ce que les concentrations en particules soient les plus faibles possibles (AEF, 2012).

La ventilation de la station Magenta s'effectuait de 2 manières différentes suivant que l'on soit en hiver ou en été (**Figure Mag1**). En hiver l'air extérieur est introduit en tunnel entre 2 stations via le puits Papillon ; l'avantage est que l'air se réchauffe dans le tunnel avant de parvenir en station mais un inconvénient est que les polluants générés dans le tunnel sont ramenés en station (+ 17 % de particules par rapport à la configuration été). En été l'air est extrait via le puits Papillon et les polluants générés dans le tunnel sont rejetés à l'extérieur. Le rapport interne de la SNCF fournit un état précis de la ventilation : nombre et emplacements des ventilateurs, localisation des grilles, etc.

Différents scénarios de ventilation ont été testés et ils correspondent à différentes valeurs du débit d'air et du sens de circulation de l'air dans les puits Papillon, Hall Sud et 206 (Figure 45).

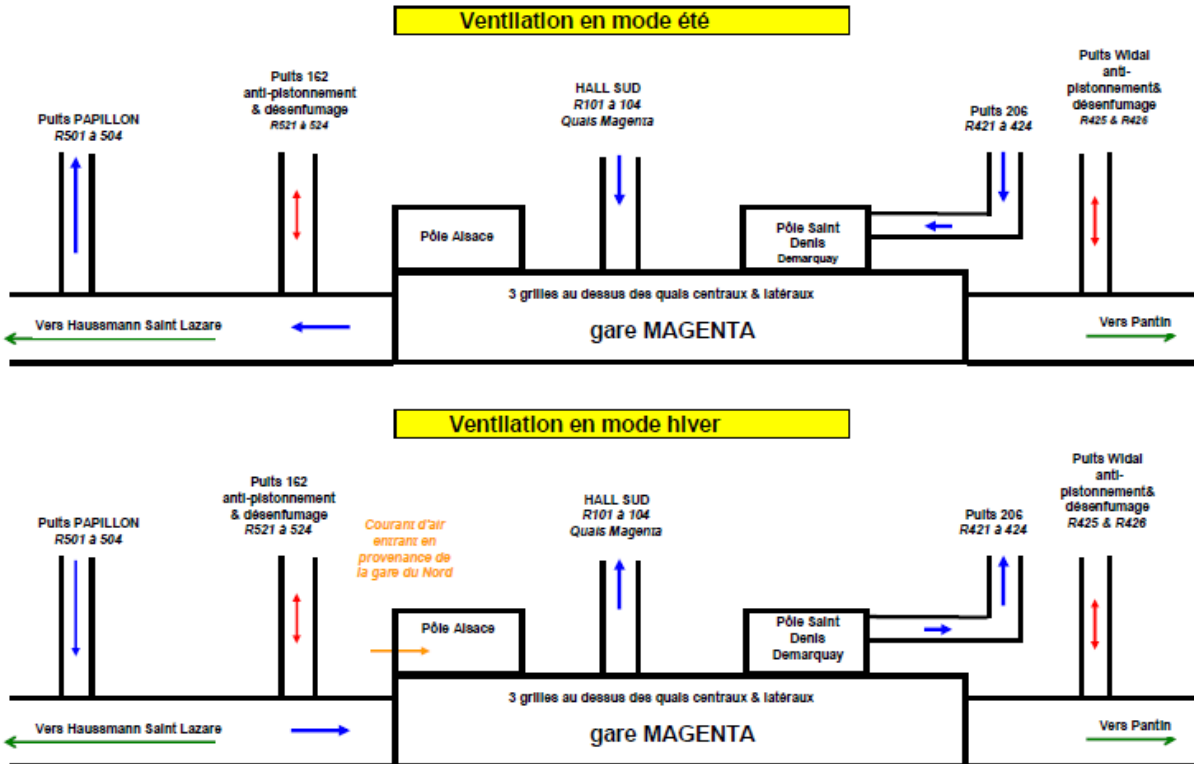


Figure 45 : Schéma de principe de fonctionnement de la ventilation de confort de la station de RER E Magenta (d'après AEF 2012)

Les résultats des mesures montrent qu'indépendamment du scénario de ventilation, les $PM_{2,5}$ représente 30 à 40 % des PM_{10} (moyenne de 36 %).

En période d'été, les résultats montrent aussi que avec les débits d'extraction (en puits) et d'introduction d'air (en hall) maximum (configuration "été renforcé") que les concentrations en particules sont les plus faibles à la station Magenta (respectivement 46, 53 et 40 $\mu g/m^3$ en valeurs médianes pour les PM_{10} pour 3 scénarios différents correspondant à des valeurs de débits différentes, contre 112, 77 et 87 $\mu g/m^3$ en configuration "été normal").

En période d'hiver (introduction d'air en tunnel), les concentrations en particules sont plus élevées qu'en période d'été, il a cependant été montré qu'en appliquant le mode été en hiver on obtient une diminution significative des concentrations en particules (**Figure Mag4**), c'est ce fonctionnement qui a été retenu.

| | MODE ETE | | | MODE HIVER | | MODE ETE (EN HIVER) | | | | MODE HIVER |
|---------|----------|-------|-------|------------|---------|---------------------|--------------|--------------|--------------|------------|
| | Eté 1 | Eté 2 | Eté 3 | Hiver 6 | Hiver 7 | Scénario 9 | Scénario 9,1 | Scénario 9,2 | Scénario 9,3 | Hiver 8 |
| PM10 | | | | | | | | | | |
| Min | 10 | 6 | 10 | 5 | 7 | 10 | 17 | 11 | 19 | 35 |
| Médiane | 112 | 77 | 87 | 160 | 140 | 55 | 95 | 129 | 129 | 176 |
| Max | 225 | 187 | 294 | 371 | 285 | 114 | 189 | 250 | 236 | 321 |
| Moyenne | 115 | 82 | 89 | 161 | 141 | 56 | 97 | 127 | 126 | 184 |

Figure 46 : Application du mode été de la ventilation sur les concentrations en PM_{10} à la station de RER E Magenta (d'après AEF 2012)

La qualité de l'air du métro de Barcelone a été étudiée pour différentes configurations de ventilation (Martins, 2015). Le système de ventilation du métro de Barcelone est tel que l'air neuf (provenant de l'extérieur) peut être extrait ou introduit en tunnel et en station ; l'air intérieur vicié peut être extrait en tunnel ou en station également. Les résultats des mesures montrent qu'à l'intérieur des stations sur les quais, les concentrations en particules sont plus faibles en été qu'en hiver, et les auteurs affirment que ce résultat s'explique par une ventilation plus importante en été : les concentrations en $PM_{2,5}$ étaient égales à 32, 51, 40 et 20 $\mu g/m^3$ dans 4 stations différentes en été contre 70, 65, 91 et 41 $\mu g/m^3$ en hiver. Les auteurs ont par ailleurs mesuré l'impact de certains modes de ventilation sur les concentrations sur le quai. Cependant, l'exploitation des résultats ne permet pas d'en déduire des recommandations opérationnelles.

Conclusion

L'introduction d'air neuf en tunnel a pendant un temps été réalisé en hiver pour améliorer le confort thermique des usagers et des employés, sans que l'enjeu de qualité de l'air n'ait été étudié. La source principale de dégradation de la qualité de l'air sur les quais provient du trafic et donc en partie des tunnels, de ce fait, l'introduction d'air neuf en tunnel contribue à transporter les polluants vers les quais.

Ainsi, vis-à-vis de la qualité de l'air, la conservation d'un même mode de fonctionnement de ces puits (extraction seule) est recommandée. Ce choix doit cependant intégrer les mesures spécifiques pour permettre de limiter les conséquences en termes de confort thermique. Enfin, il faut mentionner que la présence de plusieurs puits en tunnel peut permettre d'envisager d'autres axes de réduction des transferts de polluants depuis les tunnels, ceux-ci évoqués au § B nécessitent cependant au préalable des études spécifiques.

D- EXTRACTION MECANIQUE SOUS LES VOIES

Comme présenté dans le § 3.2, les recommandations théoriques de l'ASRAE présente l'intérêt de la mise en place d'une ventilation mécanique au niveau des voies et des quais (Figure 47, d'après (ASHRAE, 2011)). L'extraction de l'air s'effectue sous le quai afin d'être au plus près de sources de chaleur et de polluants, avec (partie haute de la figure ou sans (partie centrale de figure) apport d'air neuf. L'apport d'air neuf peut également se faire en partie haute du quai (partie basse de la figure).

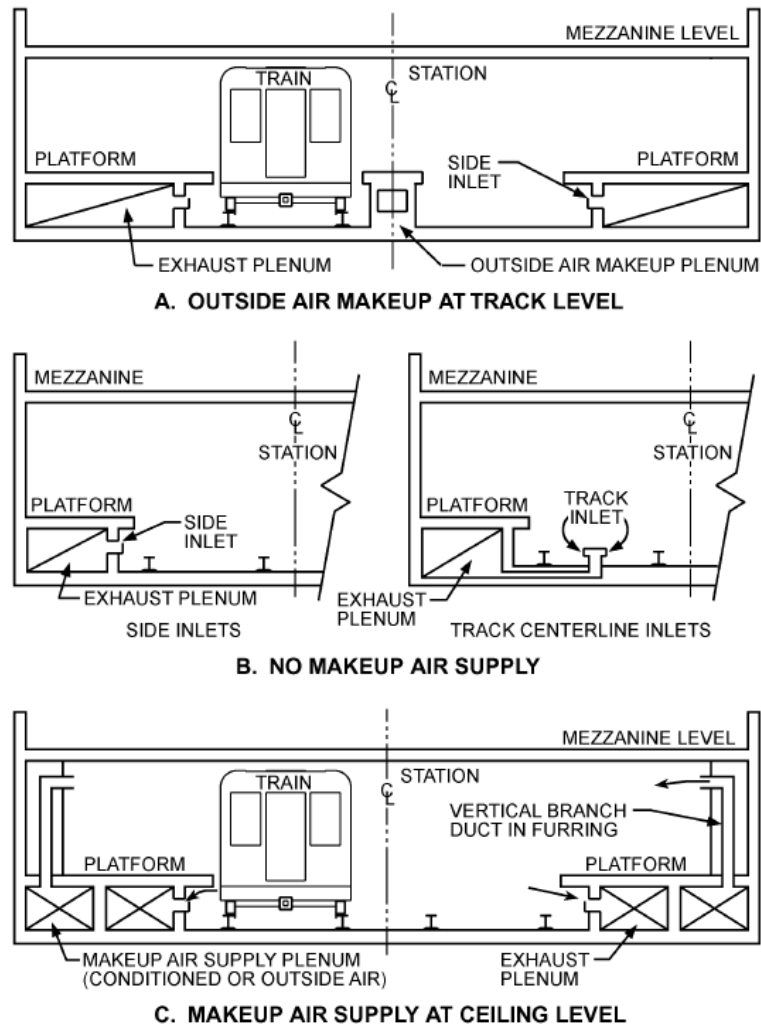


Figure 47. La ventilation des quais de tunnels ferroviaires (d'après ASHRAE (ASHRAE, 2011))

Ces systèmes d'extraction d'air sous les quais ou au niveau des voies (Under Platform Exhaust UPE) sont généralement mis en œuvre pour limiter les impacts thermiques (comme c'est le cas également des autres dispositifs de réduction de transfert mentionné dans ce rapport). Néanmoins, de telles conceptions de la ventilation semblent particulièrement intéressantes dans la mesure où elles peuvent par la captation de l'air à proximité de son émission limiter sa propagation dans les lieux d'exposition des usagers.

Cependant, peu de publications existent avec une telle conception de la ventilation, les raisons en sont vraisemblablement les interférences avec la sécurité incendie en gare.

Cette conception (mais avec extraction de l'air en partie haute du quai) a été étudiée ou identifiée dans

- Ke et al. (2002) où une modélisation CFD étudie les effets de ce système (Under Platform Exhaust UPE) sur la réduction des températures dans le tunnel et sur les quais d'une future station de Taipei. Les auteurs montrent une efficacité significative des UPE pour des débits d'extraction mécaniques de 40 m³/s (valeur à rapporter cependant aux autres éléments de dimensionnement étudiés).
- INERIS (2006). Ce rapport produit pour la SNCF (confidentiel) mentionne un tel dispositif à la station Gare du Nord du RER B. En gare du Nord, l'INERIS considère qu'en regard d'un ensemble de conditions propices à l'empoussièremement (trafic et fréquentation très supérieurs à ceux des autres gares, volume de gare assez réduit), les niveaux de particules sont faibles. Ainsi, les auteurs concluent que l'utilisation de ce dispositif est efficace pour réduire les concentrations en particules. Mais les données utilisées pour dresser ce constat apparaissent toutefois insuffisantes.

En l'absence d'étude sur l'influence de ce système de ventilation, aucune recommandation ne peut être formulée. Compte tenu de l'influence théorique que l'extraction de l'air sous voies/quai peut avoir sur les concentrations dans l'air des stations, la conduite spécifique d'études sur le sujet serait intéressante.

3.4.2.3 TRAITEMENT DE L'AIR

FILTRATION PARTICULAIRE

Les filtres à particules collectent les particules selon les mêmes processus que ceux qui affectent le dépôt atmosphérique : impact par inertie interception et diffusion brownienne. Sachant que sur certains filtres les forces électrostatiques ou magnétiques peuvent également être utilisées pour la captation des particules. Ces derniers sont présentés ci-après.

Comparaison d'efficacité de différents filtres

Des essais ont été effectués en laboratoire et dans le métro de Séoul afin de permettre le choix de la meilleure solution de filtration particulaire (sur la base des valeurs d'efficacité de filtration et de perte de charge) puis de mesurer les performances de filtres sur site. Les résultats de ces études sont rassemblés dans 4 publications différentes ((Li, 2010), (Jang, 2009), (Kim, 2011) et (Li, 2009)).

Un article (Jang, 2009) présente les résultats des mesures, effectuées sur site, de l'efficacité de 5 filtres différents (Figure 48) installés dans la centrale de traitement du système de ventilation (qui fonctionne avec un mélange d'air neuf et d'air recyclé) :

- filtre plan ((a) sur la figure),
- filtre électrostatique ((b) sur la figure),
- filtre à poches ((c) sur la figure),
- filtre dévésiculeur (éliminateur de gouttelettes) ((d) sur la figure)
- filtre électret ((e) sur la figure.

Les résultats des mesures montrent que l'efficacité des filtres à medium fibreux augmente au cours du temps du fait de l'encrassement par les particules mais inversement cet encrassement conduit à une perte de charge de plus en plus élevée ne permettant pas de maintenir les débits d'air souhaités au cours du temps.



(a) Panel filter



(b) E.P



(c) Bag filter



(d) Demister



(e) Electret filter

Figure 48. Différents filtres particulaires testés par Jang et al. (2009)

Dans une autre publication (Li, 2010), sont présentés de manière détaillée les résultats des essais, effectués en laboratoire et sur site (figure ci-dessous) pour des filtres électrets en medium polypropylène. Les résultats des mesures sur site montrent que l'efficacité des filtres diminue au cours du temps :

- pour les plus fines particules à cause de la disparition progressive des effets électrostatiques,
- pour les plus grosses particules à cause d'un phénomène de rebond.

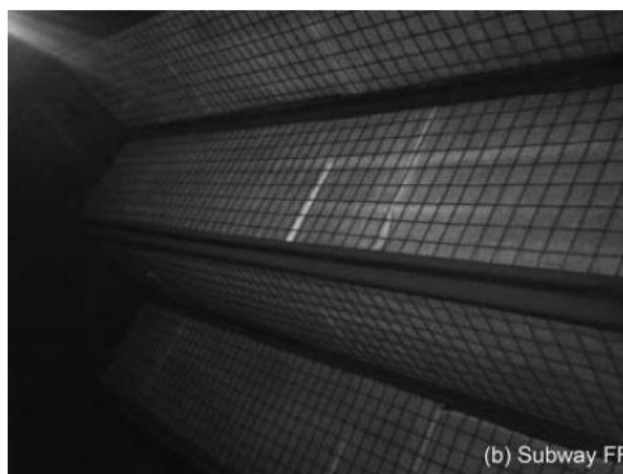


Figure 49. Installation de filtres électrets en medium polypropylène dans le métro (d'après Li (2010))

Les performances des filtres sont bien décrites dans ces différentes publications, mais on ne connaît pas les caractéristiques des installations de ventilation et on ne connaît pas non plus l'impact de l'utilisation des filtres sur la qualité de l'air dans les enceintes du métro.

Filtres électrostatiques

Recycl'Air

Le principe est la précipitation électrostatique : une électrode émettrice ionise l'air pour permettre aux particules d'être chargées électrostatiquement, et une électrode réceptrice collecte ensuite les particules.

Le filtre développé et présenté en 2002 par la société Recycl' Air (Tokarek, 2002a) n'est pas conçu pour la filtration de l'air de ventilation du métro mais pour être implanté en ambiance (station), aspirer l'air pollué, le traiter puis le rejeter dans la même ambiance.

Le filtre (Figure 50) est constitué de 4 modules montés en parallèle, chaque module étant constitué de 2 cylindres en série. L'enveloppe intérieure de chaque cylindre constitue une électrode réceptrice à l'intérieur duquel se trouve une électrode émettrice.

En lien avec la RATP, des essais de longue durée d'un filtre ont été effectués dans la station (fermée) Arsenal du métro de Paris (débit 800 m³/h) : des mesures par comptage particulaire sont effectuées à l'entrée et à la sortie du filtre.

Les résultats d'essais effectués le 21/09/2009 montre une efficacité (globale, sans référence à la granulométrie) de 60 % le jour (fonctionnement du métro) et 47 % la nuit (arrêt du métro). Les auteurs expliquent cette différence par le fait que pendant la journée il y a davantage de particules métalliques qui sont mieux retenues par le filtre. Dans une autre publication relative à des essais effectués en

laboratoire (Tokarek, 2002b), ils affirment que cette différence est également due à des particules qui sont plus fines la nuit (sédimentation des plus grosses particules).

Les résultats montrent aussi qu'après 7 mois de fonctionnement, l'efficacité du filtre n'a décliné que de 10 %.

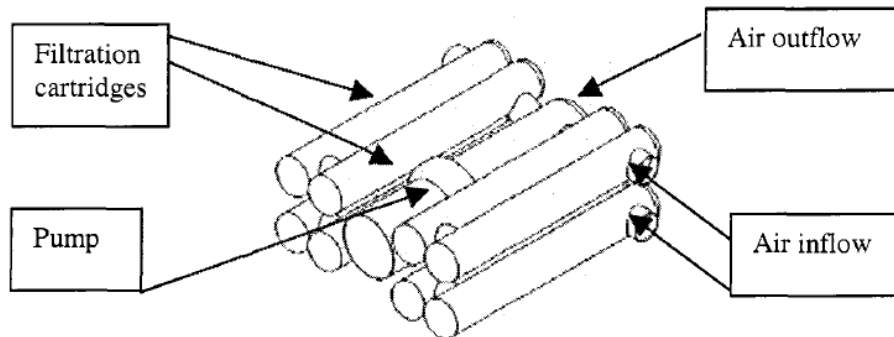


Figure 50. Schéma de principe du filtre électrostatique développé par la société Recycl' Air (d'après Tokarek, 2002a).

Les auteurs ont calculé qu'il faudrait installer 32 filtres dans la station pour réduire la concentration en particules de diamètre $0,35 \mu\text{m}$ de 230 à $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (l'air de la station est renouvelé 4 fois par heure). Les auteurs proposent finalement d'installer les filtres en partie haute de la station où les fluctuations de vitesse de l'air sont les plus faibles.

Dans une autre publication des mêmes auteurs, plus récente (Tokarek, 2006), les performances du filtre électrostatique ont été évaluées sur une durée d'un an. Il apparaît que l'efficacité de filtration a baissé d'environ 15 % sur cette durée.

Filtres RITCO

La société coréenne RITCO propose des filtres électrostatiques pour les enceintes souterraines et en particulier celles des métros et des tunnels (RITCO, 2016).

Le filtre peut être utilisé dans une unité autonome pour installation en station ou être intégré dans la centrale de traitement d'air du métro. Le filtre se présente sous la forme d'une structure en nid d'abeille (Figure 51). Une efficacité de filtration de 96 % est annoncée par le fabricant.



Figure 51. Détails du filtre électrostatique produit par RITCO (d'après RITCO, 2016)

Analyse

L'idée de traiter l'air dans la station est intéressante car c'est là que les concentrations en particules sont les plus élevées. Si l'efficacité du filtre a pu être mesurée facilement et s'est conservée pendant

plusieurs mois sans opération de maintenance, son efficacité sur le long terme en situation réelle n'a pas été étudiée. Par ailleurs, vis-à-vis du filtre proposé par Recycl'Air, il n'apparaît pas pratique, ni bon marché, d'installer 32 filtres assez encombrants dans une station de métro (chiffre avancé pour traiter l'air avec un renouvellement d'air de 4 fois par heure).

A notre connaissance cette solution n'a pas été mise en œuvre dans les stations de métro.

Filtres magnétiques : traitement de l'air extrait

Contexte de développement

Gérer la qualité de l'air à l'intérieur des enceintes souterraines du métro impose de s'interroger et d'agir sur la manière de traiter l'air (de ventilation) qui est rejeté à l'extérieur, qui est pollué et qui peut donc représenter une gêne et une nuisance pour les personnes qui se trouvent en surface (les rejets à l'atmosphère s'effectuent le plus souvent dans des zones à forte densité de population).

Le transfert de la pollution de l'air intérieur vers l'extérieur a ainsi été mis en évidence par le réseau de surveillance de la qualité de l'air AIRPARIF (AIRPARIF, 2009). Des mesures de concentrations en particules (PM₁₀ et PM_{2,5}) ont été effectuées entre le 1^{er} et le 15 décembre 2008 à l'intérieur et à l'extérieur de la station de métro Faidherbe-Chaligny (ligne 8) à Paris. Les résultats montrent que les valeurs de concentrations mesurées au-dessus de la grille d'évacuation de l'air du métro sont intermédiaires entre celles mesurées à l'intérieur et celles mesurées dans l'air ambiant.

Ainsi, le traitement de l'air rejeté à l'extérieur s'il ne rentre pas dans le champ de notre étude, présente néanmoins d'une part un intérêt pour la gestion des impacts externes et d'autre part permet d'envisager de telles techniques pour le traitement de l'air de stations.

Mesures d'efficacité

Dans le métro de Séoul (Corée du Sud), la plupart des particules présentes dans les tunnels et au niveau des plates-formes contiennent des composés ferreux (Son, 2014). Dans le métro de Séoul l'air est extrait des tunnels et rejeté à l'extérieur via des grilles. Aussi l'objectif de l'étude est d'évaluer les performances d'un filtre magnétique pour le traitement de l'air du métro rejeté à l'extérieur. Les auteurs ont choisi ce type de filtres car les particules à traiter sont principalement constituées de particules magnétiques (Fe₃O₄).

Le filtre a été installé au-dessus d'une grille de ventilation du métro (Figure ci-dessous) ; il contient 2 filtres magnétiques superposés, chacun étant constitué de 12 aimants verticaux alignés sur 2 couches superposées ; les aimants sont orientés de manière à ce que des pôles opposés se fassent face afin de créer un champ magnétique entre 2 aimants opposés. Les mesures ont été effectuées pour différentes fréquences de rotation des ventilateurs (30 à 60 Hz), ce qui correspond à des vitesses de l'air comprises entre 1 et 2,2 m/s. Les concentrations en particules ont été mesurées simultanément par comptage particulaire (0,3 à 10 µm) avant le premier filtre, entre les 2 filtres et après le deuxième filtre.

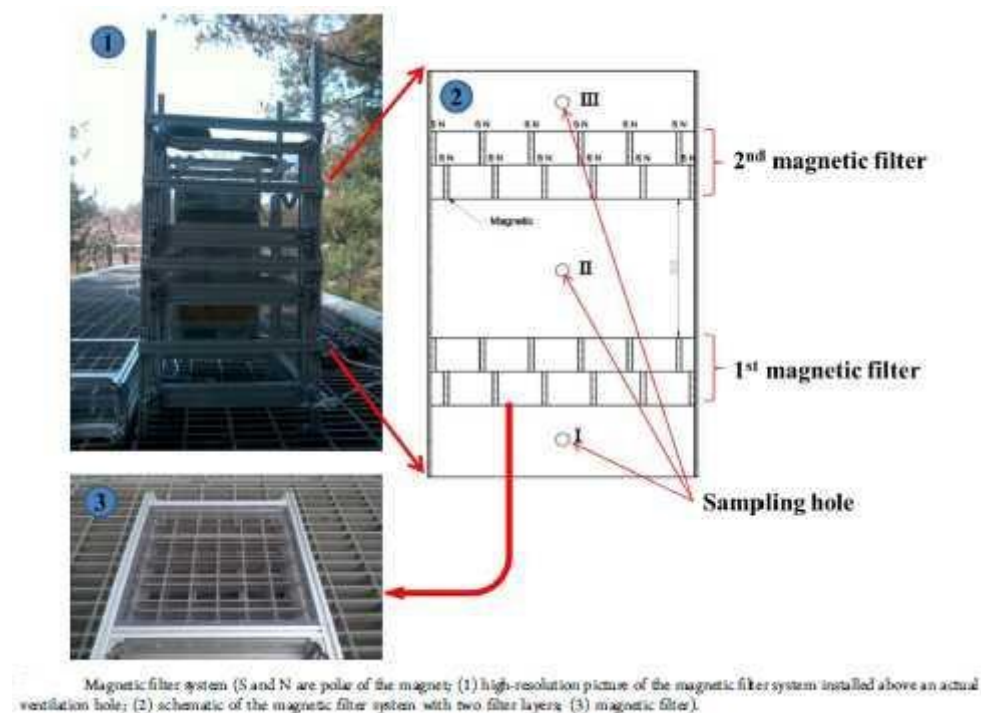


Figure 52. Implantation du filtre magnétique à la sortie de l'air extrait du métro de Séoul (d'après Son, 2014)

Les résultats des mesures montrent qu'en moyenne (différentes vitesses de l'air) l'efficacité des 2 filtres en série est égale à 46,8 % sur les PM10, 41,3 % sur les PM2,5 et 34,4 % sur les PM1 ; les valeurs pour le premier filtre seul sont de 21,6 % sur les PM10, 20,3 % sur les PM2,5 et 15,2 % sur les PM1. L'efficacité de filtration augmente lorsque la vitesse de l'air augmente et diminue au cours du temps (encrassement des aimants). Les auteurs affirment que l'efficacité de filtration peut être augmentée en utilisant un nombre plus important de filtres en série et en utilisant des électro-aimants à la place des aimants (meilleur contrôle du champ magnétique et du nettoyage du système).

Analyse

L'air extrait des tunnels est rejeté à l'extérieur et n'est généralement pas filtré. Cette manière de dépoussiérer l'air n'est pas courante. La filtration magnétique est généralement utilisée pour la filtration des liquides et des huiles en particulier. La filtration magnétique pourrait d'un point de vue purement théorique être envisagée pour le traitement de l'air intérieur, compte tenu de la nature des particules qui s'y trouvent.

Règle de filtration pour limiter les opérations de maintenance sur les filtres

Indépendamment du type de filtres utilisés dans une installation de ventilation, il convient de respecter quelques règles de dimensionnement afin de prolonger la durée de vie de la solution retenue.

Ainsi, avec des filtres à air fabriqués à l'aide de media filtrants, il convient d'utiliser un préfiltre pour la captation des particules les plus grosses (de diamètre supérieur à quelques μm , des fibres, des débris végétaux, des insectes, des pollens, etc.), le préfiltre servant par ailleurs de protection au filtre fin placé en aval et dont le rôle est de capter les particules les plus petites (de diamètre inférieur à $1 \mu\text{m}$). La mise en œuvre de cette "règle" permet d'allonger la durée de l'ensemble constitué par le préfiltre et le filtre fin par rapport à celle du filtre fin qui serait utilisé seul sans le préfiltre. Pour exemple on peut citer les résultats d'une étude portant le suivi des performances (efficacité de filtration, perte de charge, masse de poussière captée) au cours du temps de filtres de ventilation pour caissons de VMC double flux du résidentiel (Ginestet, 2014).

TRAITEMENT DES POLLUANTS GAZEUX

Traitement des COV et du NO₂

L'objectif de cette étude (métro de Séoul, Son, 2011) est d'évaluer les performances d'un filtre à adsorption pour le système de ventilation du métro de Séoul (Corée du Sud), afin de diminuer dans les stations les concentrations en COV et NO₂, composés gazeux émis à l'extérieur (principalement par le trafic automobile) et introduits à l'intérieur du métro via le système de ventilation (Son, 2011).

Des essais ont d'abord été effectués en laboratoire en testant différents matériaux adsorbants à base de charbons actifs (grains, poudres, fibres) vis-à-vis du toluène (représentatif de la famille des COV présents dans l'air du métro de Séoul) et du NO₂. La perte de charge des différents filtres testés a également été mesurée.

Des mesures ont ensuite été effectuées dans le métro, en installant un filtre à adsorption dans la centrale de traitement d'air du système de ventilation qui fonctionne avec un mélange d'air neuf (de l'extérieur) et recyclé (de la station) (Figure ci-dessous). Les résultats des mesures montrent des valeurs d'efficacité variables suivant le type de COV avec une valeur d'environ 80 % pour les COV totaux. Sur le NO₂, l'efficacité est de l'ordre de 75 %.

L'efficacité des filtres est mesurée sur site mais on ne connaît pas l'impact de leur utilisation sur la qualité de l'air à l'intérieur de l'enceinte du métro. Par ailleurs, le système de ventilation n'est pas décrit et on ne connaît pas la valeur du débit d'air. On ne sait pas non plus si la totalité de l'air passant par la centrale de traitement d'air est filtrée.

Ces éléments lacunaires ne permettent pas de conclure sur la pertinence de ce type de traitement.

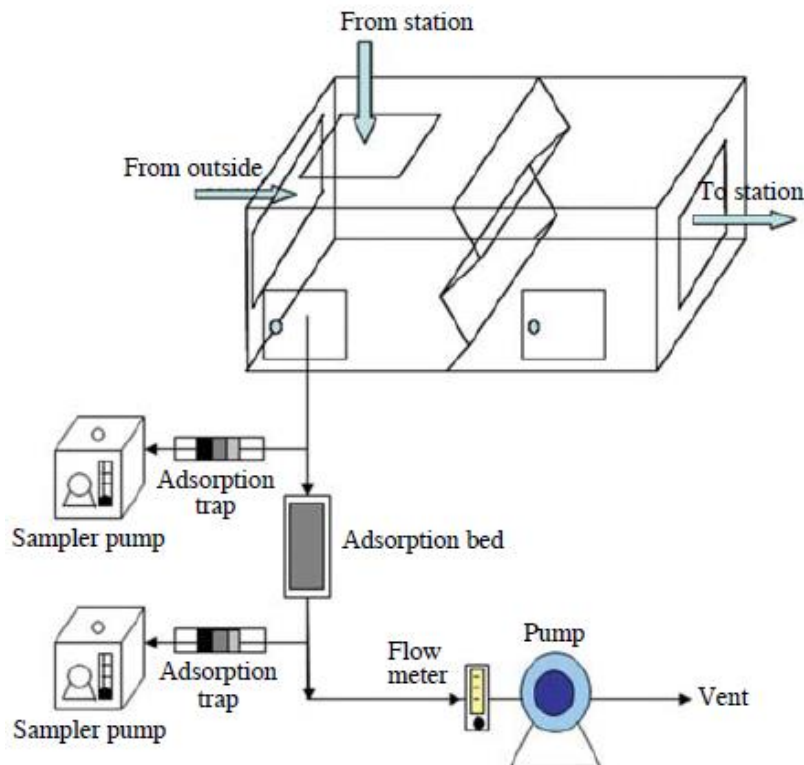


Figure 53. Schéma de principe des tests de traitement des COV et NO₂ effectués dans le système de ventilation du métro de Séoul (d'après Son, 2011)

Cas particulier du traitement de l'hydrogène sulfuré (H₂S)

Une équipe a développé et testé un filtre adsorbant pour l'élimination, par adsorption, du H₂S dans les enceintes du métro parisien (Bouzaza, 2003). En effet, des poches de gypse dans les terrains géologiques où circulent les rames de métro peuvent être à l'origine de la production de H₂S. Celui-ci pose des problèmes de corrosion des matériaux électriques (en particulier sur les parties cuivrées) et de mauvaises odeurs (seuil olfactif très bas compris entre 8 et 17 ppb). Des concentrations élevées d'H₂S ont été mesurées au niveau de la ligne 14 (3 ppm en moyenne et des pics à 7 ppm), ouverte en 1998, dans les sous-quais, à cause de la nature du terrain, de la formation de cavités, de la nature des matériaux de remblais et d'infiltrations d'eau.

Un filtre à charbons actifs a été développé et testé en laboratoire ; il a ensuite été testé sur site, dans un sous-quai et un local technique de la station Madeleine du métro de Paris (ligne 14). Le sous-quai est éloigné des voyageurs et durant la période des essais il était ventilé uniquement par l'effet piston dû au passage des rames de métro ; le local technique est un espace clos de volume 80 m³ situé sur le quai.

Un premier filtre prototype a été utilisé pour les essais dans le sous-quai : il est principalement constitué de 12 couches en série de fibres de carbone activé type Actitex RS 1301 (surface spécifique 1200 m²/g). Le deuxième filtre prototype (Figure ci-dessous), utilisé au niveau du local technique, est constitué de 5 unités de charbons actifs dopés au cuivre (société Sofrance) montées en parallèle.

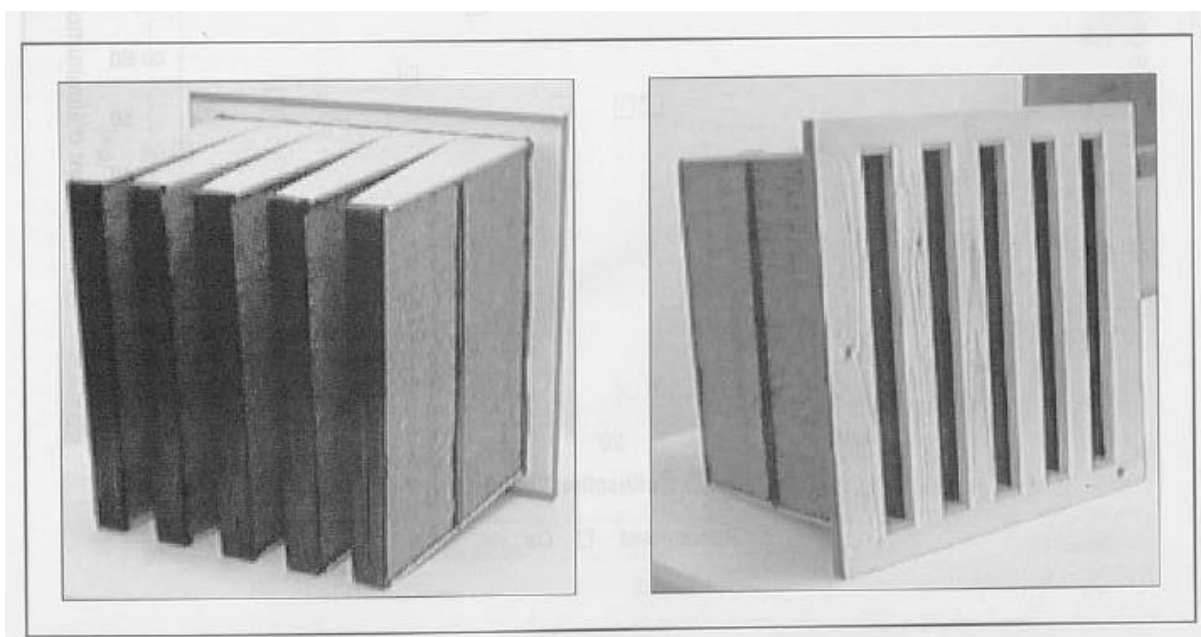


Figure 54. Filtre prototype à charbon actif pour le traitement de l'H₂S dans le métro parisien (d'après Bouzaza, 2003)

Les essais du premier filtre prototype, effectués sur une durée de 39 jours, ont montré une efficacité sur le H₂S stable et voisine de 98 %.

Les essais du deuxième filtre prototype, effectués sur une durée de 1 an, ont montré une augmentation continue de la perte de charge du filtre. Au bout de 4 mois de fonctionnement, un filtre à particules a été installé en amont du filtre à charbons actifs. L'efficacité initiale du filtre à charbon actif était proche de 100 % mais a baissé au cours du temps pour atteindre parfois 20 % ; les auteurs expliquent ce résultat par un impact de l'humidité de l'air sur l'adsorption de l'H₂S.

Il n'y a pas eu à notre connaissance de mise en œuvre pratique de ce filtre à charbon actif sur site.

3.4.2.4 SYNTHÈSE

Afin de réduire les concentrations en polluants auxquels peuvent être exposés les usagers dans les enceintes souterraines, en particulier les particules, plusieurs axes ont été étudiés :

- la réduction des émissions,
- la captation de la pollution à la source,
- la réduction des transferts depuis les zones sources vers les zones où les populations sont présentes,
- le traitement de l'air.

Afin d'améliorer la qualité de l'air dans les enceintes souterraines, il convient de tenter en premier de limiter les émissions polluantes. Ensuite, lorsque cela n'est pas suffisant, il faut chercher à capter la pollution à la source avant que celle-ci ne se disperse dans l'atmosphère puis limiter leur transfert vers les zones où sont présentes les populations et en dernier lieu à traiter l'air.

Les axes d'amélioration présentés ci-dessous peuvent judicieusement être étudiés en conception pour la construction d'une nouvelle station ou d'une nouvelle ligne, ces études de conception devant intégrer au-delà de l'enjeu de la qualité de l'air, les critères de confort et de sécurité. Le recours à des outils de modélisation numériques pour la simulation des écoulements et du transport des polluants est vivement recommandé afin d'une part de comparer l'efficacité des différentes techniques envisageables et d'autre part de dimensionner les solutions retenues.

Pour les lignes de transport existantes, l'intérêt de tel ou tel axe de réduction des concentrations est très dépendant du matériel roulant, du réseau et de la station. Ainsi, le choix d'une ou plusieurs techniques doit reposer sur une bonne compréhension des écoulements et du transport des polluants au sein de la station et du réseau. La connaissance nécessaire à cette compréhension nécessite le recours à de multiples mesures dont l'interprétation peut être optimisée par l'utilisation d'outils de modélisation. Ceux-ci étant ensuite fortement utiles pour l'étude des axes d'amélioration.

Tant pour les stations existantes que pour les futures constructions, les études de conception doivent intégrer, au-delà de l'évaluation de l'efficacité et la faisabilité technique et financière du déploiement des mesures envisagées, les conséquences en termes de ventilation des stations, de confort aérodynamique et thermique en station et de la compatibilité avec la gestion du risque incendie.

Réduction des émissions

Les axes de réduction des émissions étudiés portent principalement sur le choix et l'utilisation du matériel roulant et l'effet du nettoyage des voies et quais.

✓ Matériel roulant

La réduction des émissions par le matériel roulant est le premier sujet sur lequel il convient de travailler. Peu de publications permettent à l'heure actuelle de préciser les axes d'amélioration portant sur la limitation chiffrée des émissions liées au freinage et au contact rail roue. Des travaux de recherche et développement sont nécessaires afin de voir évoluer la composition et les émissions du matériel roulant et du système de freinage.

Une manière de dynamiser la recherche sur ce sujet et *in fine* d'améliorer les pratiques pourrait être lors de la consultation des fournisseurs pour l'achat de nouveau matériel roulant de demander les émissions du matériel proposé et de les alerter sur cet enjeu.

✓ Nettoyage des voies et quais

Les études recensées sont peu nombreuses et ne mettent pas en évidence d'amélioration significative la qualité de l'air des enceintes. La réalisation d'études sur l'effet du nettoyage et de son mode de mise en pratique est nécessaire avant de statuer sur l'efficacité ou non de telles opérations d'entretien (dont peut être le retour d'expérience futur sur le métro de Londres).

Captation à la source

Deux systèmes en cours de développement ont été analysés, la filtration (inertielle et magnétique) sous les trains et le captage (puis filtration inertielle) au niveau des freins. Le premier système n'a à l'heure actuelle pas fait l'objet d'évaluation de son efficacité à réduire les concentrations dans les enceintes ; afin de statuer sur son intérêt pour l'amélioration de la qualité de l'air des stations de transport ferroviaire souterrain des travaux de recherches complémentaires sont nécessaires. Le captage au niveau des freins est en cours de développement pour les trains, la faisabilité et l'efficacité de cette technique sont à étudier dans le contexte spécifique des enceintes de transport souterrain, les chiffres actuellement avancés sur le taux de captation (90%) étant intéressants (système aujourd'hui développé pour l'automobile mais dont l'utilisation dans d'autres domaines est à l'étude).

Réduction des transferts

Les axes de réduction des transferts étudiés portent sur la mise en œuvre d'une barrière physique entre la voie et le quai, la limitation des transferts depuis le tunnel et l'extraction mécanique en tunnel ou sous les voies.

- ✓ Installation de portes entre les voies et le quai

Les portes entre les voies et le quai (PSD : platform screen doors) sont de plus en plus déployées dans les métros à travers le monde. De nombreux travaux de recherche traitent de l'effet des PSD sur la qualité de l'air. Quand elles séparent totalement les voies et le quai, elles semblent réduire efficacement les concentrations en particules sur les quais mais cette mesure doit s'accompagner d'une modification de la ventilation des stations et de la filtration de l'air des rames (car la pollution est davantage concentrée dans les tunnels).

Un tel dispositif peut être étudié judicieusement en phase de conception pour la construction d'une nouvelle station si un seul matériel roulant doit y circuler. Par contre, pour l'amélioration de la qualité de l'air des enceintes existantes, la mise en place d'un tel système peut, compte tenu de la géométrie et du fonctionnement des stations, être techniquement et/ou économiquement difficile, voire impossible.

- ✓ Extraction mécanique sous les voies

En l'absence d'étude de l'impact sur la qualité de l'air de ce système de ventilation, aucune recommandation ne peut être formulée. Compte tenu de l'influence théorique que l'extraction de l'air sous les voies/quais peut avoir sur les concentrations dans l'air des stations, la conduite d'études spécifiques sur le sujet serait intéressante.

- ✓ Limitation des transferts depuis les tunnels

L'introduction d'air neuf en tunnel a pendant un temps été réalisé en hiver pour améliorer le confort thermique des usagers et des employés, sans que l'enjeu de qualité de l'air ne soit étudié. La source principale de dégradation de la qualité de l'air sur les quais provient du trafic et donc en partie des tunnels, de ce fait, l'introduction d'air neuf en tunnel contribue à transporter les polluants vers les quais.

La limitation des transferts de polluants depuis les tunnels reposant sur la réduction des vitesses des trains, la mise en place de ventilateur-accélérateurs dans les tunnels et la mise en place de rideaux d'air en entrée/sortie de tunnel semble, de la littérature étudiée, effective sans que la réduction puisse être quantifiée. Compte tenu du faible retour d'expérience recensé, ces techniques nécessitent vraisemblablement des études complémentaires au préalable.

Traitement de l'air

L'efficacité de la filtration de l'air n'a pas été démontrée en situation réelle pour les enceintes de transport souterrain (les filtres ont été testés en laboratoire ou directement sur site). Par ailleurs, compte tenu des débits d'air importants et de la priorité à donner à la réduction des émissions à la source et des transferts, le traitement par filtration de l'air n'est pas un axe d'amélioration recommandé pour la qualité de l'air des enceintes. Le traitement de l'air rejeté vers l'extérieur est cependant un axe d'amélioration des impacts devant être étudié.

CONCLUSIONS

L'exposition des populations à la pollution de l'air est une préoccupation grandissante tant vis-à-vis de l'air atmosphérique qu'au sein de l'habitat, des lieux de travail ou de transport. L'association RECORD a souhaité s'intéresser plus particulièrement à la qualité de l'air des enceintes de traitement de déchets en lien avec l'exposition des travailleurs et des enceintes souterraines de transport ferroviaire en lien avec l'exposition de la population générale.

L'étude a été réalisée à partir d'une bibliographie nationale et internationale (finalisée au printemps 2015) d'une part et la conduite d'une quinzaine d'entretiens essentiellement auprès des acteurs du traitement de déchet français d'autre part.

Les conclusions par type d'enceintes étudié sont présentées ci-après.

Les spécificités de l'étude des enceintes fermées ou semi-ouvertes de type enceintes de traitement de déchets ou de transport ferroviaire souterrain reposent d'une part sur les populations concernées et le cadre réglementaire qui leur est propre. Dans les enceintes de traitement de déchets, les populations ciblées sont les travailleurs auxquels s'applique le code du travail tandis que dans les enceintes de transport ferroviaire souterrain, l'étude menée s'intéresse aux usagers.

D'autre part, la qualité de l'air de ces enceintes est liée aux sources (polluants, conditions d'émissions) et aux conditions de ventilation, conduisant à des recommandations spécifiques qui ne peuvent être généralisées à tout type d'enceinte.

Parmi les axes d'amélioration proposés, ceux qui ne sont pas spécifiques aux sources de pollution des enceintes étudiées, sont généralisables à tout type d'enceintes fermées et semi-ouvertes où des sources internes de dégradation de la qualité de l'air existent. Les recommandations portent sur l'ensemble des phases de la construction et de l'exploitation où l'enjeu de la qualité de l'air doit être considéré pour in fine conduire à son amélioration. Elles reposent sur l'organisation projet, la communication, la consultation et contractualisation des différents marchés...

Enfin, les recommandations formulées sur le dimensionnement des diagnostics pouvant être menés en fonction des objectifs (évaluer des expositions, comprendre ou remédier à une situation dégradée...) et le recours à des outils de modélisation pour le dimensionnement, la conception et la remédiation s'appliquent également à tout type d'enceintes fermées et semi-ouvertes.

Distinction entre construction et exploitation

Si les axes d'amélioration énoncés précédemment peuvent être envisagés pour toute nouvelle construction d'enceinte de transport ferroviaire souterrain, leur pertinence par rapport à des sites exploités est fortement dépendante i) des enceintes (géométries, équipement de ventilation), ii) des sources de dégradation de la qualité de l'air et iii) de l'écoulement et du transport des polluants dans l'air. L'étude de la pertinence des moyens d'amélioration doit alors reposer sur une bonne connaissance et compréhension des écoulements, du transport des polluants et des concentrations au sein de ces enceintes.

La réalisation de diagnostics portant sur les concentrations, la ventilation, les paramètres de confort est alors nécessaire. Leur interprétation peut nécessiter le recours à des outils de modélisation. La modélisation est alors non seulement un outil d'aide à l'interprétation mais également un outil prospectif visant à étudier les solutions de remédiations possibles. Dans la mesure où la modélisation est nécessairement une simplification de la réalité, la conduite d'études pilotes permettant d'asseoir l'efficacité des mesures de gestion envisagées est fortement recommandée.

Pour les nouvelles constructions d'enceintes, il est recommandé lors des études de conception le recours à des outils de modélisation permettant, vis-à-vis de la qualité de l'air, l'optimisation de la construction en lien avec l'exploitation qui en sera faite.

**POUR LES ENCEINTES DE TRAITEMENT DE DECHETS
(CENTRES DE TRI DE DECHETS RECYCLABLES, CENTRES DE COMPOSTAGE /METHANISATION
ET USINES D'INCINERATION)**

Polluants majoritaires

La revue bibliographique conduite met en lumière que l'identification des principaux polluants par type de site et par niveau d'enceinte est une tâche complexe, les paramètres influents étant nombreux (matière première collectée, délai entre la collecte et le traitement, activité dans les halls, ...). Les polluants majoritaires suivants ont été listés :

- ✓ Compostage / méthanisation : poussières, bioaérosols et ammoniac ;
- ✓ Tri de déchets recyclables : poussières et bioaérosols ;
- ✓ Incinération : poussières, bioaérosols et métaux.

Il est à noter que les lieux et périodes d'exposition à ces polluants sont spécifiques à chaque enceinte et que, pour l'ensemble de ces sites, les opérations d'entretien et de maintenance génèrent un niveau d'exposition plus élevé, notamment du fait de la remise en suspension des particules déposées sur les surfaces.

Si la qualité de l'air des usines de compostage est aujourd'hui bien documentée, la littérature est globalement plus rare sur les autres types de sites.

La qualité de l'air des différents sites de traitement de déchets est bien documentée. Cependant, la poursuite des investigations permettant une meilleure connaissance de la qualité de l'air de ces enceintes fermées et semi-ouvertes et *in fine* de l'évaluation des expositions des travailleurs reste pertinente en vue de son amélioration. De telles études devront en particulier cibler :

- ✓ les bioaérosols. La bibliographie est conséquente sur le sujet, mais la multitude de bioaérosols ayant des effets toxiques parfois spécifiques rend complexe la conduite de mesures et leur interprétation du fait de l'absence de valeur seuil consensuelle ;
- ✓ les particules diesel en lien avec les engins utilisés dans ces enceintes. En effet, la présente étude fait ressortir la complexité de la mesure et de la prise en compte des expositions aux particules diesel (traceurs, valeurs de référence) et conséquemment l'absence de données spécifiques.

La ventilation de ces enceintes

Dans la stratégie générale de réduction des risques liés à la pollution de l'air sur les lieux de travail, la réglementation stipule que la réduction des concentrations par la ventilation générale n'est à considérer qu'après la réduction des émissions, la captation des polluants au plus près de la source (assainissement local de l'air).

Les enceintes recevant des déchets sont considérées comme des lieux à pollution spécifique pour lesquels le code du travail donne des débits minimums d'air neuf en cas de ventilation mécanique (article R4222-6) qu'il convient, suivant la réglementation, d'adapter à la nature et à la quantité des polluants. Cette ventilation doit permettre que les expositions des travailleurs soient inférieures aux valeurs limites d'exposition professionnelles (VLEP) (article R4222-13).

Les informations disponibles dans la littérature sur la ventilation des enceintes recevant des déchets concernent essentiellement les cabines de tri, qui sont les lieux où les travailleurs sont en travail posté à proximité des déchets. Pour les autres lieux, peu d'informations sont disponibles. Le bon sens et l'application d'une démarche classique d'assainissement de l'air des locaux de travail amène à la prise en compte des points suivants pour la conception de la ventilation :

- ✓ séparer physiquement les différentes zones auxquelles sont dédiées des ventilations spécifiques ; il s'agit en particulier de ne pas recycler l'air provenant d'une zone à pollution spécifique vers une zone où la pollution de l'air n'est pas la même, que ces autres locaux soient à pollution spécifique ou non ;
- ✓ éviter les zones de stagnation des polluants (zones mortes et accumulation en partie haute de locaux) ;
- ✓ respecter les exigences de la réglementation : débit d'air neuf réglementaire auquel s'ajoutent les débits d'air liés à la compensation et le respect des VLEP ;

- ✓ traiter l'air rejeté à l'extérieur pour réduire les nuisances pour les populations riveraines.

Les axes d'amélioration

L'amélioration de la qualité de l'air et *in fine* de l'exposition des travailleurs dans les enceintes de traitement des déchets nécessite d'agir sur plusieurs axes. Les axes d'amélioration techniques issus en majorité des recommandations de l'INRS et de la CARSAT sont présentés dans le rapport. A cela s'ajoutent des recommandations organisationnelles, de contractualisation ou de sensibilisation portant à la fois sur la construction et l'exploitation des enceintes. Ces recommandations portent sur les étapes de définition du besoin, le cahier des charges, le marché de construction et exploitation, les études de conception, la construction, la réception, livraison et enfin l'exploitation.

- ✓ *Dans la conception des marchés*, la qualité de l'air étant un résultat couplé de la construction et de l'exploitation, de façon à impliquer au plus tôt l'exploitant et permettre de lisser les investissements potentiellement nécessaires à l'amélioration de la qualité de l'air, il est recommandé d'envisager des marchés longs (10 ans) couplant conception et exploitation.
- ✓ *Dans les cahiers des charges*, il est recommandé de sensibiliser les donneurs d'ordre aux enjeux de la qualité de l'air à la fois pour la construction et l'exploitation. Pour la construction, cette sensibilisation est associée à la recommandation de retranscrire, dans les cahiers des charges et dans les critères de jugement des offres, les attendus d'une conception où la ventilation est une partie intégrante du process dans un objectif d'amélioration de la qualité de l'air.
- ✓ *La réception et le début de l'exploitation*. Les essais de réception et performance et la transmission effective à l'exploitant des dossiers d'installation, des consignes d'exploitation et du manuel d'exploitation sont des éléments structurants. La clarification des attendus (objectifs et contenu) au moment de la contractualisation est recommandée ainsi que l'investissement à la fois du constructeur et de l'exploitant lors de la réception de l'installation et la mise en service industrielle.
- ✓ *Durant l'exploitation*, l'impact des conditions d'exploitation est déterminant sur la qualité de l'air. L'entretien régulier portant sur le nettoyage du site, l'entretien et la maintenance des équipements de process et de ventilation contribue à l'amélioration de la qualité de l'air. Promouvoir un entretien et une maintenance adaptés nécessite la sensibilisation et la formation des exploitants et du personnel de maintenance ainsi que la formalisation des attendus (manuel d'exploitation, passation de contrat de maintenance). Les développements de systèmes de gestion assistée par ordinateur (GMAO) et d'indicateurs visuels dans les enceintes vont dans ce sens.

POUR LES ENCEINTES DE TRANSPORT FERROVIAIRE SOUTERRAIN

Polluants majoritaires

A partir des années 2000, le Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France (CSHPF) a rendu plusieurs avis relatifs à la qualité de l'air dans les enceintes de transport souterraines recommandant de développer la surveillance de la qualité de l'air. Ces textes ont conduit dans plusieurs réseaux de transport aux mesures des concentrations en PM₁₀, en HAM (hydrocarbures aromatiques monocycliques), NO₂ (dioxyde d'azote), avec pour les PM₁₀ une caractérisation des teneurs en métaux (fer, nickel, chrome, manganèse, plomb, cadmium), en silice cristalline, en fibres et en HAP (hydrocarbures aromatiques polycycliques).

De nombreuses données récentes sont disponibles pour les particules en particulier. L'ensemble des auteurs s'accordent à considérer la pollution particulaire comme le déterminant de la qualité de l'air de ces enceintes. L'origine de la pollution particulaire métallique est liée à l'exploitation et au matériel roulant (freinage pour 70%²⁴ des émissions, contact roue-rail pour 30%, caténaire et pantographe pour moins de 1%). Actuellement la connaissance de ces émissions est très parcellaire, tant au plan national qu'international.

La ventilation de ces enceintes

Pour la ventilation, des exigences existent pour le désenfumage des tunnels ((Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie, 2011), (JORF, 2007) et (JORF, 2005)) et la valeur minimum de débit d'air neuf est de 0,36 m³/h/m² pour les enceintes souterraines considérées comme des locaux à présence épisodique (JORF, 1978).

La ventilation des gares souterraines est complexe dans le sens où elle est le résultat d'une action naturelle (provoquée par les différences de pression et de température de l'air entre l'intérieur et l'extérieur) et d'une action mécanique (extraction et/ou introduction d'air neuf en tunnel et/ou en station, et effet piston lors des entrées et sorties des trains des tunnels). Par ailleurs, dans un réseau de transport dense, de multiples connexions existent avec pour conséquence de créer une aéraulique très complexe. Les données relatives au taux de renouvellement d'air des enceintes sont ainsi très parcellaires.

Du point de vue des transferts, la bibliographie réalisée montre que le rôle joué par la sortie de tunnel et l'arrivée en station des trains est majeur dans la dégradation de la qualité de l'air des stations, les particules étant transportées par l'effet piston créé.

Axes d'amélioration

Les axes d'amélioration de la qualité de l'air identifiés sont d'ordre technique, structurés autour de la réduction des émissions à la source, la limitation des transferts (actions sur l'aéraulique - dont la ventilation- ou l'aménagement des stations) et dans une moindre mesure la réduction des concentrations par la ventilation ou le traitement de l'air. Ces éléments sont à intégrer lors des consultations (matériel roulant) et études de conception (limitation des émissions et des transferts) pour les nouvelles lignes ou stations. Pour les enceintes existantes, les possibilités d'amélioration de la qualité de l'air dépendent des enceintes (géométries, ventilation, aéraulique) et du matériel utilisé.

- ✓ *Matériel roulant* : la réduction des émissions par le matériel roulant est le premier sujet sur lequel il convient de travailler. Peu de publications permettent à l'heure actuelle de préciser les axes d'amélioration portant sur la limitation chiffrée des émissions liées au freinage et au contact roue-rail. Des travaux de recherche et développement sont nécessaires afin de faire évoluer la composition et les émissions du matériel roulant et du système de freinage.
- ✓ *Nettoyage des voies et quais* : les études recensées sont peu nombreuses et ne mettent pas en évidence d'amélioration significative de la qualité de l'air des enceintes. La réalisation d'études sur l'effet du nettoyage et de son mode de mise en

²⁴ Les pourcentages évoqués sont issus d'une seule étude, peu de données étant disponibles pour la connaissance des facteurs d'émission

pratique est nécessaire avant de statuer sur l'efficacité ou non de telles opérations d'entretien.

- ✓ *Captation à la source* : deux systèmes en cours de développement ont été recensés, la filtration (inertielle et magnétique) sous les trains et le captage (puis filtration inertielle) au niveau des freins. Ces deux techniques sont encore au stade R&D, des études de faisabilité et d'efficacité étant nécessaires.
- ✓ *Réduction des transferts*
 - *Installation de portes entre les voies et le quai* : les portes entre les voies et le quai (PSD : platform screen doors), quand elles séparent totalement les voies et le quai, semblent réduire significativement les concentrations en particules sur les quais mais ce dispositif doit s'accompagner d'une modification de la ventilation des stations et de la filtration de l'air des rames (car la pollution est davantage concentrée dans les tunnels et donc inévitablement dans les rames).
 - *Extraction mécanique sous les voies* : aucune étude de l'impact sur la qualité de l'air de ce système de ventilation n'a été recensée. Compte tenu de l'influence théorique que l'extraction de l'air sous les voies/quais peut avoir sur les concentrations dans l'air des stations, la conduite d'études spécifiques sur le sujet serait nécessaire.
 - *Limitation des transferts depuis les tunnels* : La limitation des transferts de polluants depuis les tunnels reposant sur la réduction des vitesses des trains, la mise en place de ventilateurs-accélérateurs dans les tunnels et la mise en place de rideaux d'air en entrée/sortie de tunnel semble, de la littérature étudiée, effective sans que le taux d'abattement ait été quantifié. Compte tenu des faibles retours d'expériences recensés, ces techniques nécessitent des études complémentaires.
- ✓ *Traitement de l'air* : compte tenu des débits d'air importants et de la priorité à donner à la réduction des émissions à la source et des transferts, le traitement par filtration de l'air n'est pas un axe d'amélioration recommandé.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Bibliographie Sites de traitement de déchets

- ADEME (2012) Programme de recherche de l'Ademe sur les émissions atmosphériques du compostage – Connaissances acquises et synthèse bibliographique.
- ADEME et Eco-emballage (2014). Analyse de la qualité de l'air en centre de tri de déchets. Etude de l'effet de l'extension des consignes de tri des emballages plastiques. 62 p
- Anzivino-Viricel L, Falette N, Carretier J, Montestrucq L, Guye O, Philip T, Fervers B. (2012) Gestion des déchets ménagers et assimilés : bilan des connaissances et évaluation des effets sanitaires en population générale et au travail. Environ Risque Sante 2012 ; 11 : 360-77. doi : 10.1684/ers.2012.0559
- ASTEE (2011), Club Biogaz : « Guide des bonnes pratiques pour les projets de méthanisation », décembre 2011.
- BARA C. (2015). Qualité de l'air en cabines de tri de déchets ménagers- Retours d'expérience, ATMOSFAIR 2015.
- Commission Européenne (2006). Document de référence sur les meilleures techniques disponibles – Traitement des déchets, août 2006 <http://ied.ineris.fr/node/10> (dernier accès le 12/01/2016).
- CRAMIF (2011) Fiche d'Information et de Prévention FIP 13, Version n°3 du 2/05/2011. Prévention des cancers professionnels – Incinération des ordures ménagères.
- Dong-Uk Park, Seung-Hun Ryu, Shin-Bum Kim & Chung-Sik Yoon (2011) - An Assessment of Dust, Endotoxin, and Microorganism Exposure during Waste Collection and Sorting, Journal of the Air & Waste Management Association, 61:4, 461-468, DOI: 10.3155/1047-3289.61.4.461
- ECO-EMBALLAGE (2005) Concevoir, construire et exploiter un centre de tri, avril 2005.
- Font X, Artola A and Sánchez A (2011). Detection, Composition and Treatment of Volatile Organic Compounds from Waste Treatment Plants. Sensors 2011, 11, 4043-4059; doi:10.3390/s110404043.
- Gallego E, Roca FJ, Perales JF, Sánchez G (2014) Reducing the Indoor Odorous Charge in Waste Treatment Facilities. Int J Waste Resources 4: 136. doi: 10.4172/2252-5211.1000136
- HSE (2013). Occupational hygiene implications of processing waste at materials recycling facilities (MRFs), RR977 Research Report, HSE, 2013.
- INERIS (2007) Endotoxines. Eléments disponibles pour une évaluation des risques sanitaires en lien avec les émissions des installations classées pour la protection de l'environnement. DRC-07-76413-00350A du 30 janvier 2007
- INERIS (2010a). Les conditions de travail dans les installations de compostage et de méthanisation.
- INRS (1989) Principes généraux de ventilation. Guide pratique de ventilation, ED 695, 1989.
- INRS (2002) Échantillonnage et analyse des endotoxines dans l'air. Étude bibliographique, ND2170, note documentaire HST
- INRS (2005a) Moteurs diesel et pollution en espace confiné. Hygiène et sécurité du travail, Cahier de notes documentaires. ND 2239-201-05.
- INRS (2005b) Conception des centres de tri de déchets (Déchets ménagers et assimilés issus de la collecte sélective), ED 914, INRS, juillet 2005.
- INRS (2005c) 102 TR 35. Affections respiratoires non infectieuses professionnelles liées aux agents biologiques, 2005
- INRS (2005d). Captage et traitement des aérosols de fluide de coupe. ED 972, Guide pratique de ventilation N°6, 2005.
- INRS (2006). Poussières de bois – Guide de bonnes pratiques en deuxième transformation. ED 978, 2006.

- INRS (2008). Diffusion de l'air dans les salles de tri des centres de traitement des ordures ménagères. Etude des caractéristiques aérauliques de quatre dispositifs d'introduction de l'air. HST ND 2283-210-08.)
- INRS (2009) Diffusion de l'air dans les salles de tri des centres de traitement des ordures ménagères – Quelle ventilation au poste de travail ?, ND 2309, INRS, *Hygiène et sécurité du travail*, 2^{ème} trimestre, p. 19 – 30, 2009.
- INRS (2010b) Centres de tri – Ménager la prévention au milieu des déchets, *Travail et Sécurité*, p. 17 – 29, avril 2010.
- INRS (2010c). Approche des risques chimiques et microbiologiques dans le secteur du compostage. *Hygiène et sécurité du travail*, n° 221, 4^o trim. 2010, p 3-16 (ND 2336-221-10)
- INRS (2010d). Opérations de soudage à l'arc et de coupage. ED 668, Guide pratique de ventilation N°7, 2010.
- INRS (2011). Centres de tri de déchets recyclables secs ménagers et assimilés issus des collectes séparées – Guide prévention pour la conception, ED 6098, INRS, décembre 2011.
- INRS (2011). Note scientifique et technique. Mesure des endotoxines dans les aérosols biologiques aux postes de travail. NS 293.
- INRS (2014-a) Méthanisation-compostage - Une filière en quête de stabilisation ». *Travail & sécurité* – n° 747 – février 2014.
- INRS (2014-b). Etude de cas – Exposition aux substances chimiques et aux bioaérosols dans les centres de traitement thermique des déchets non dangereux. *Hygiène et sécurité au travail* – n°237, p68-71.
- INRS (2015). Note technique. Valeurs guides endotoxines – interprétation des résultats de métrologie des bioaérosols. HST n° 239, juin 2015
- IOM (2012) Institute of Occupational Medicine Review of Health Risks for workers in the Waste and Recycling Industry. IOM contract no: 611-00491.
- Kaluzny Pascal; Jacob Véronique; Chazal Samuel ; Tripoli François ; Rouvière Aurélie ; Baussand Patrick ; Dor Frédéric. (1998) Etude des émissions de COV lors du tri et du compostage des ordures ménagères = Study of the COV emissions at the time of the sorting and the composting of the household refuses. 1998. Numéro de rapport : ADEME - 98-93-009 ;
- Kiviranta H, Tuomainen A, Reiman M, Laitinen S, Nevalainen A, Liesivuori J (1999) Exposure to airborne microorganisms and volatile organic compounds in different types of waste handling. *Ann Agric Environ Med* 1999, 6, 39–44.
- Maître M, D Collot-Fertey, L Anzivino, M Marques, M Hours, M Stoklov. (2003) Municipal waste incinerators: air and biological monitoring of workers for exposure to particles, metals and organic compounds. *Occupational and Environmental Medicine* 2003; **60**:563–569.
- MEDD (2004) Ministère de l'écologie et du développement durable - Comité de la prévention et de la précaution. Les incinérateurs d'ordures ménagères : quels risques, quelles politiques ? Octobre 2004.
- Nedellec V, Mosqueron L. (2002) Recensement des agents émis lors des déversements d'ordures ménagères en situation professionnelle et identification des dangers par inhalation. *Environnement, Risques & Santé*. Volume 1, Numéro 3, 164-77, Juillet - Août 2002, Synthèse.
- SYKES P, MORRIS RH, ALLEN JA, WILDSMITH JD, JONES KP (2011). Workers' exposure to dust, endotoxin and β -(1-3) glucan at four large-scale composting facilities.
- RECORD (2009). Utilisation des tests de génotoxicité pour la surveillance de l'exposition des travailleurs dans l'industrie du traitement et recyclage des déchets. RECORD 07-0667/1A.
- Rushton L. (2003) Health hazards and waste management. *British Medical Bulletin* (2003) ; 68 : 183–197. DOI: 10.1093/bmb/ldg034.
- Viegas S, M.Almeida-Silva, and C.Viegas (2014). Occupational exposure to particulate matter in 2 Portuguese waste-sorting units. *International Journal of Occupational Medicine and Environmental Health* 2014; 27 (5): 854 – 862

- Viegas S, M.Almeida-Silva, R. Sabino and C.Viegas (2014-b). Exposure to particulate matter and fungi in a composting plant – case study in Portugal. Occupational Safety and Hygiene, Edition: 1st, Chapter: Occupational Safety and Hygiene, Publisher: CDC Press Taylor & Francis Group, Editors: Arezes et al, pp.235-239
- WERY N. (2014). Bioaerosols from composting facilities – a review. Frontiers in Cellula and Infection Microbiology. Avril 2014, Volume 4, Article 42
- ZAN-ALVAREZ P, P. LAVAUD, A. COVEZ, M. CHEVALLIER, R. LECARPENTIER, M. COLIN ET H. BACHELEY (2013). Émission de COV pendant le compostage de biodéchets et de boues - Étude en pilote de compostage. TSM - Numéro 9, Septembre 2013.

Bibliographie Enceintes de transport ferroviaire

- ADEME. Chevreuil M et Moreau-Guigon E., 2015. Emissions de polluants organiques persistants à partir du milieu urbain et des activités de traitements des déchets : Impact sur la qualité de l'air au voisinage des sources – Rapport du programme CORTEA. 112 p.
- AEF (2012) Mesures en continu des polluants particulaires et influence de la ventilation en gare Magenta (RER E), *Rapport DOC035768/MES009303*, AEF, 2012. CONFIDENTIEL
- ANSES (2015) 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
- ASHRAE, ASHRAE Handbook – HVAC Applications. SI Editions. 2011.
- AFSSET, (2009). Proposition de Valeurs Guides de qualité d'Air Intérieur – Particules. Rapport d'expertise collective, 90 p.
- Air Breizh (2005) Etude de la qualité de l'air dans le métro rennais. 2005. 29 pp.
- AIRPARIF (2014). Inventaire régional des émissions en Ile de France. Année de référence 2012 – éléments synthétiques. Edition décembre 2014. 32 pp.
- AIRPARIF-RATP (2010) Campagne de mesure a la Gare de RER Auber. 2010, 65 p
- AIRPARIF-RATP (2009) Campagne de mesure a la station de métro Faiherbe-Chaligny : impact de l'air extérieur sur les niveaux de pollution atmosphérique intérieurs. 2009, 69 p.
- AIRPARIF (2009) Qualité de l'air : Transferts de pollution au niveau d'une station de métro, *Communiqué de Presse*, AIRPARIF, juillet 2009.
- Air Normand (2005). Mesures de la qualité de l'air à l'intérieur de la gare SNCF de Rouen du 22/11 au 3/12/2004. Rapport d'étude n°E04-16. 16 pp.
- Air Normand (2012). Mesures de la qualité de l'air à l'intérieur de la gare SNCF de Rouen. Quai central du 31 janvier 2011 au 14 février 2011. Rapport d'étude. 25 pp.
- ATMO Nord Pas de Calais (2010). Campagne de mesures de la qualité de l'air. Etude réalisée à l'intérieur et aux abords des stations du métro de Lille du 14/01/2010 au 29/03/2010. 64 pp.
- ATMO PACA (2010). Surveillance de la qualité de l'air dans le métro de Marseille. Rapport d'étude sur la base des campagnes de surveillance hiver 2010, été 2010. 64 pp.
- Auto Plus (2014). Les particules fines des freins bientôt filtrées. <http://news.autoplus.fr/news/1489125/plaquettes-freins-particules-fines-pollution-turbine-aspirateur>(dernier accès le 12/01/2016).
- Bae G. N., Kim J. B., Woo S. H., Yook S. J., Park H. K., Yoon H. H. (2015). Non powered dust removal device attached underneath a train cabin in a subway tunnel. *WIT Transaction on the Built Environment*, Vol. 168, p. 325 – 331, 2015.
- BEA-TT (2006) Rapport d'enquête technique sur l'incendie de deux rames de métro à la station Simplon (ligne 4 de la RATP) survenu le 6 août 2005. BEA-TT Bureau d'Enquêtes sur les Accidents de Transport Terrestre. Décembre 2006.
- Bouzaza A, Marsteau S., Laplanche , Garrot B. (2003) Elimination du sulfure d'hydrogène par adsorption sur tissu de charbon actif – Essais sur site RATP, *Pollution Atmosphérique*, No. 178, p. 263-272, Avril-Juin 2003.
- Buckowiecki N, Gehrig R, Hill M, Lienemann P, Zwicky C, Buchmann B, Weingartner E, Baltensperger U. (2006). Iron, manganese and copper emitted by cargo and passenger trains in Zürich (Switzerland) : Size-segregated mass concentrations in ambient air. *Atmospheric Environment* 41 (2007) 878-889
- Buwal (2002) PM10 – Emissionen des Verkehrs ; Statusbericht Teil Schienenverkehrs. Ed 2002
- Bulletin Officiel (2003), Circulaire DGS/SD 7 B n° 2003-314 du 30 juin 2003 relative à la qualité de l'air dans les enceintes ferroviaires souterraines
<http://www.sante.gouv.fr/fichiers/bo/2003/03-38/a0383002.htm> (dernier accès le 12/01/2016).

- CCFA (2014). Le premier véhicule équipé d'un aspirateur à particules issues du freinage sortira en 2016. <http://www.ccfa.fr/Le-premier-vehicule-equipe-d-un-142091> (dernier accès le 12/01/2016).
- CETIM (non daté). Caractériser les poussières de freinage. CETIM. <http://www.cetim.fr/content/download/40846/1153594/version/3/file/Alstom+Transport.pdf> (dernier accès le 12/01/2016).
- Chan L Y, Lau W L, Zou S C, Cao Z X, Lai S C. (2002). Exposure level of carbon monoxide and respirable suspended particulate in public transportation modes while commuting in urban area of Guangzhou, China. *Atmospheric Environment* 36 (2002), 5831-5840
- Chan, L.Y., Chan, C.Y., Qin, Y. (1999) The effect of commuting microenvironment on commuter exposure to vehicular emission in Hong Kong. *Atmospheric Environment* 33 (1999), 1777–1787
- Cheng Y.H., Yan J.W. (2011). Comparisons of particulate matter, CO, and CO2 levels in underground and ground-level stations in the Taipei mass rapid transit system. *Atmos Environ* 45, 4882-4891
- Chillrud, S.N., Epstein, D., Ross, J.M., Sax, S.N., Pederson, D., Spengler, J.D., Kinney, P.L., (2004). Elevated airborne exposures of teenagers to manganese, chromium, and iron from steel dust and New York City's subway system. *Environ Sci Technol* 38, 732–737
- Chung H. (2010). SMRT Platform Screen Door and IT Technology, APTA TransITech Conference, Fort Lauderdale, USA, 23 – 25 février 2010. <http://www.apta.com/mc/fctt/previous/2010tt/Pages/Presentations.aspx> (dernier accès le 12/01/2016).
- CIRC, Centre International de Recherche sur le Cancer, Monographie Vol 88. <http://monographs.iarc.fr/FR/Classification>
- Circulaire DGS/SD 7 B n° 2003-314 du 30 juin 2003 relative à la qualité de l'air dans les enceintes ferroviaires souterraines <http://www.sante.gouv.fr/fichiers/bo/2003/03-38/a0383002.htm>
- CITEPA IER (2005) Study on particulate matter emissions : particle size distribution chemical composition and temporal profiles – Interreg III for ASPA. January, 2005
- COPARLY (2003). Etude préliminaire de la qualité de l'air dans le métro lyonnais (21 octobre – 6 novembre 2002). 66 p.
- CSHPF (2013) Valeurs repères d'aide à la gestion dans l'air des espaces clos : les particules. Collection avis et rapports. juillet 2013
- CSHPF (2005). Avis relatif à de nouvelles recommandations aux exploitants des réseaux ferroviaires souterrains concernant la caractérisation de la pollution atmosphérique dans leurs enceintes, s'agissant plus particulièrement de la SNCF.
- CSHPF (2003). Avis relatif à de nouvelles recommandations aux exploitants des réseaux ferroviaires souterrains concernant la caractérisation de la pollution atmosphérique dans leurs enceintes, s'agissant plus particulièrement de la RATP.
- CSHPF (2001). Avis relatif à l'élaboration de valeurs guides de qualité de l'air dans les enceintes ferroviaires souterraines. 3 mai 2001.
- CSHPF (2006). Section des milieux de vie. Qualité de l'air dans les modes de transport terrestres. Rapport du groupe de travail « air et transport ». Editions TEC&DOC Lavoisier.
- CSTB (2015). Moisissures dans votre logement ? Les éliminier en toute sécurité. Guide pratique CSTB, février 2015.
- Dor F, Le Moullec Y, Festy B (1995). Exposure of city residents to carbon monoxide and monocyclic aromatic hydrocarbons during commuting trips in the Paris metropolitan area. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 45: 103–110
- Dybwad M., Skogan G., Baltny J.M. (2014). Temporal variability of the bioaerosol background at a subway station : concentration level, size distribution, and diversity of airborne bacteria. *Applied and Environmental Microbiology*, vol 80(1) : 257-270. January 2014
- European Commission (2005). Joint Research Centre (JRC). Final Report. Critical Appraisal of the Setting and Implementation of Indoor Exposure Limits in the EU : The INDEX project. Institute

- for Health and Consumer Protection, Physical and Chemical Exposure Unit. 337 pages. I-21020 Ispra (VA), Italy.
- Feng Y Mu C, Zhai J, Li J, Zou T. (2010). Characteristics and personal exposure of carbonyl compounds in the subway stations and in-subway trains of Shanghai, China. *Journal of Hazardous Materials* 183. 574-582. 2010
- Foot R. (2008). Les portes palières du métro entre suicide, courant d'air et conducteurs. XVIIIe Congrès International de l'AISLF, Istanbul, Turquie, juillet 2008.
- GABAY D., Fire safety: a short history in the Paris subway, *Tunneling and Underground Space Technology*, Vol. 17, No. 2, p. 139-143, April 2002.
- Gehrig R. , Hill M, Lienemann P, Zwicky C, Bukowiecki N, Weingartner E, Baltensperger U, Buchmann B. (2007) Contribution of Railway traffic to local PM concentrations in Switzerland . *Atmospheric Environment* 41 (2007), 923-933
- Ginestet A., D. Pugnet, L. Mouradian (2014), Performances, classification and impact on energy consumption of air filters for balanced ventilation systems with heat recovery for dwellings, *The 13th International Conference on Indoor Air Quality and Climate*, Hong-Kong, July 7-12, 2014.
- Gomez-Perales, Colvile, Nieuwenhuijsen, Fernandez-Bremauntz, Gutierrez-Avedoy, Paramo-Figueroa, Blanco-Jimenez, Bueno-Lopez, Mandujano, Bernabe-Cabanillas, Ortiz-Segovia (2004). Commuter's exposure to PM_{2.5}, CO and benzene in public transport in the metropolitan area of Mexico City. *Atmos Environ* 38, 1219-1229
- Goyer N., Lavoie J, Lazure L, Marchand G (2001). Les bioaérosols en milieu de travail : guide d'évaluation, de contrôle et de prévention. Guide technique. Etudes et Recherches. IRSST. Sept. 2001
- Han B., H.-J. Kim, Y.-J. Kim, S.-H. Jeong, Y.-M. Kim, J.-R. Kim (2011). The study of changes of exhaust efficiency and fine particle concentration at a ventilation opening by a curtain flow in a subway model tunnel, *J. KOSAE*, Vol. 27, No. 5, p. 614 – 622, 2011.
- Han Bangwoo, Kim HJ, Ki YJ, Jeong SH, Kim YM, Kim JR (2011). The study on changes of exhaust efficiency and fine particle concentration at a ventilation opening by a Air curtain flow in a subway model tunnel. Korea Institute of machinery and materials. *J. KOSAE* Vol. 27, No. 5 (2011) pp. 614~622
- Hanoune B. (2008). Le Formaldéhyde dans l'habitacle des véhicules automobiles. AIRPUR n° 74, premier semestre 2008. 5 pp.
- Hoseini M, Jabbari H, Naddafi K, Nabizadeh R, Rahbar M, Yunesian M, Jaafari J. (2013). Concentration distribution characteristics of airborne fungi in indoor and outdoor air of Tehran subway stations. *Aerobiologia* (2013) 29-355-363
- Huang et Yo (2013) Characterization of particular matters in subways HAV C System. Department of environmental engineering, South Korea. 1 pp
- Improve Life13 (2015). Historical PM levels and chemical composition database. Deliverable action A1. ImproveLife13 ENV/ES/000263, January 2015.
- INERIS (2006) Analyse statistique de données de qualité de l'air – Rapport de synthèse, *Rapport d'Etude N° 68009 /N° 61*, INERIS, 2006. CONFIDENTIEL
- INRS (2012). Valeurs limites d'expositions professionnelles aux agents chimiques en France, ED 984, 3^e édition. 28 p.
- INVS (2010). Gestion de la qualité de l'air intérieur. Etablissements recevant du public. Guide pratique. 2010
- Jang J. H., L. Kun, Y. M. Jo (2009). Fine dust control by HVAC in Seoul metro subway, *ICROS-SICE International Joint Conference 2009*, Fukuoka, Japan, August 18-21, 2009.
- Johansson C, Johansson P.A. (2003) Particulate matter in the underground of Stockholm. *Atmos. Environ.* Vol 37, pp 3-9
- JORF, Arrêté du 24 décembre 2007 portant approbation des règles de sécurité contre les risques d'incendie et de panique dans les gares.

- <http://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000018649939> (dernier accès le 12/01/2016).
- JORF, Décret n° 2015-1926 du 30 décembre 2015 modifiant le décret n° 2012-14 du 5 janvier 2012 relatif à l'évaluation des moyens d'aération et à la mesure des polluants effectuées au titre de la surveillance de la qualité de l'air intérieur de certains établissements recevant du public
- JORF (2005), Arrêté du 22 novembre 2005 relatif à la sécurité dans les tunnels des systèmes de transport public guidés urbains de personnes.
<http://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000000450184&dateTexte=&categorieLien=id> (dernier accès le 12/01/2016).
- JORF (1978), Règlement Sanitaire Départemental Type (RSDT). Journal Officiel de la République Française, 13 septembre 1978.
- KAYIH S, T. KÖKTÜRK, O. C. ERALP, (2010) Technical issues on ventilation of underground rail transit (RT) systems; focus on Turkey, *5th International Conference "Tunnel Safety and ventilation"*, Graz, Austria, 2010.
- Kawasaki T., Kyotani T., Ushioji T., Lee H. (2010). Distribution of airborne bacteria in railway stations in Tokyo, Japan. *Journal of Occupational Health* 2013, 55 : 495-502
- Kim Y. S., A. Abtin, J. T. Kim, D. Kumar, C. K. Yoo (2010). Statistical evaluation of indoor air quality changes after installation of the PSD system in Seoul's Metro, *3rd International Symposium on Sustainable Healthy Building*, Seoul, Korea, Mai 2010.
- Kim S. H., D. K. Lee, Y. M. Jo (2011), Evaluation of cost & environmental benefits by enhancement of dust filtration in a subway MVAC, *Journal of Korean Society for Indoor Environment*, Vol. 8, No. 3, p. 223-232, September 2011.
- Kim K.-H., D. X. Ho, J.-S. Jeon, J.-C. Kim (2012). A noticeable shift in particulate matter levels after platform screen door installation in a Korean subway station, *Atmospheric Environment*, Vol. 49, p. 219 – 223, Mars 2012.
- Kim BoWha, Hae-Jung J, Young-chul S, Mi-Jung L, HyeKyeong K, Jo-Chun K, Jongryeul S, Chul-Un R BW. (2010). Characterization of summertime aerosol particles collected at subway stations in Seoul, Korea using low-Z particle Electron Probe X-ray microanalysis. *Asian Journal of Atmospheric Environment* vol 4(2), 97-105, 2010
- Kim BoWha, Young Wook L, Jun-Min J, Tae-Hun K, Geon-Woo L, Woo-Seok L, Jung-Yun L, Dong-Chun S, Ji-Yeon Y (2013) Indoor Exposure and Health risk of polycyclic aromatic hydrocarbons (HAPs) in public Facilities, Korea. *Asian Journal of Atmospheric Environment* vol 7(2), 72-84, 2013
- Kulkarni, P., Baron, P. A. et Willeke, K. (2011). *Aerosol measurement : principles, techniques, and applications*. John Wiley & Sons.
- Lee J.H., S.C. Hong, Y.M. Kim, J.C. Kim, Y.S. Son, I.W. Kim (2011). The effect of induced jet fan for fine particle concentration (PM10) at subway tunnel with a natural ventilation system in Seoul, *Environmental Health 2011 Conference*, Salvador, Brazil, 6-9 février 2011.
- Li K., J. H. Jang, Y. M. Jo (2009), Characterization of subway MVAC system in Seoul, *Journal of Korean Society for Indoor Environment*, Vol. 6, No. 4, p. 237-250, 2009.
- Li K., Y. M. Jo (2010), Dust collection by a fiber bundle electret filter in an MVAC system, *Aerosol Science and Technology*, Vol. 44, p. 578-587, 2010.
- London Underground (non daté). http://cleanair.london/wp-content/uploads/CAL-226-Tunnel-cleaning-train_FOI-EIR-July-2012.pdf (dernier accès le 12/01/2016).
- Maeovski Y (2006), Means to improve metro station environment when ventilation shafts are in close proximity to platforms. *3rd International Conference "Tunnel Safety and Ventilation"*, Graz, Austria, 2006.
- Martins V., T. Moreno, M. Cruz Minguillon, F. Amato, E. de Miguel, M. Capdevila, X. Querol (2015). Exposure to airborne particulate matter in the subway system, *Science of the Total Environment*, Vol. 511, p. 711 – 722, 2015.
- Metrobits.org (2016). <http://mic-ro.com/metro/platform-screen-doors.html> (dernier accès le 12/01/2016).

- Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie (2011), Instruction technique interministérielle n°98-300 relative à la sécurité dans les tunnels ferroviaires. 11 juin 2002 (mis à jour le 10 mars 2011).
http://www.developpement-durable.gouv.fr/spip.php?page=article&id_article=3249 (dernier accès le 12/01/2016).
- OMINEA, CITEPA (2014) Rapport national d'inventaire. Organisation et méthode des inventaires nationaux des émissions atmosphériques en France. 11^{ème} édition. 1365 pp. Février 2014.
- OMS (2010). WHO guidelines for indoor air quality: selected pollutants. 454 p.
- ORAMIP (2005) Qualité de l'air dans le metro de Toulouse. 2005. 4 pp.
- ORAMIP (2008). Etude air intérieur dans le metro –ligne B – année 2008. 6 pp.
- ORAMIP (2012). Mesure de qualité dans le métro toulousain en 2012. Rapport d'étude. 79 pp.
- ORDODY P (2000), Thermal comfort in the passenger areas of the Budapest metro, *Periodica Polytechnica Ser. Mech. Eng.*, Vol. 44, No. 2, p. 309-317, 2000.
- Park J.-H., Park D. (2015). Method of removing Fe particulate matters from subway environments. *International Journal of Environmental Monitoring and Analysis*, 3(1), p. 1 – 6, 2015.
- Querol X., T. Moreno, A. Karanaziou, C. Reche, A. Alastuey, M. Viana, O. Font, J. Gil, E. de Miguel, M. Capdevila (2012). Variability of levels and composition of PM10 and PM2.5 in the Barcelona metro system, *Atmospheric Chemistry and Physics*, Vol. 12, p. 5055 – 5076, 2012.
- RATP (2007). La RATP face à la pollution. <http://www.consoglobe.com/ratp-face-pollution-1981-cg> (dernier accès le 12/01/2016).
- RATP (2015). La RATP commande 217 trains à Alstom pour un montant de 2 milliards d'euros. <http://www.macomme.info/article/la-ratp-commande-217-trains-a-alstom-pour-un-montant-de-2-milliards-deuros-114091> (dernier accès le 12/01/2016).
- RATP (2015). La construction du tunnel. Site Internet de la RATP. http://www.ratp.fr/fr/ratp/c_10598/la-construction-du-tunnel/ (dernier accès le 02/04/2015).
- RATP (2015). La qualité de l'air dans les espaces souterrains. Site Internet de la RATP. http://www.ratp.fr/fr/ratp/r_6167/la-qualite-de-lair-dans-les-espaces-souterrains/ (dernier accès le 01/04/2015).
- RATP (2016). Faire souffler un air nouveau sur le réseau! Site Internet de la RATP. http://www.ratp.fr/fr/ratp/c_7163/faire-souffler-un-air-nouveau-sur-le-reseau-/print/ (dernier accès le 01/04/2015).
- Revue Travail et Sécurité (2010). Centres de tri – Ménager la prévention au milieu des déchets, *Travail et Sécurité*, p. 17 – 29, avril 2010.
- RITCO (2016). <http://www.ecotrade.org/homepage/ry8781/catalog.asp?DirectoryID=194&CatalogID=246> (Dernier accès le 13/01/2016).
- Rodler J, B. Hagenah, R. Lassy (2012), Poussière dans les tunnels ferroviaires : causes, risques et remèdes, *Tunnels et espaces souterrains*, No. 231, p. 234-243, Mai/juin 2012.
- Sioutas C. (2011) Physical and chemical characterization of personal exposure to airborne particulate matter (PM) in the Los Angeles subways and light-rail trains. Metrans final report, University of southern California, August 2011. 46 pp
- SNCF (2011) Bilan des travaux SNCF sur la qualité de l'air des gares souterraines Transilien, SNCF, février 2011. CONFIDENTIEL
- Soper G. A. (1908), The air and ventilation of subways. New York, John Wiley & Sons. London: Chapman & Hall Limited. 1908.
- Son Y.-S., Y.-H. Kang, S.-G. Chung, H. J. Park, J.-C. Kim (2011), Efficiency evaluation of adsorbents for the removal of VOC and NO₂ in an underground subway station, *Asian Journal of Atmospheric Environment*, Vol. 5-2, p. 113-120, June 2011.
- Son Y.-S., A. Salama, H.-S. Jeong, S. Kim, J.-H. Jeong, J. Lee, Y. Sunwoo, J.-C. Kim (2013). The effect of platform screen doors on PM10 levels in a subway station and a trial to reduce PM10 in tunnels, *Asian Journal of Atmospheric Environment*, Vol. 7-1, p. 38 – 47, Mars 2013.

- Son Y.-S., T.-V. Dinh, S.-G. Chung, J.-H. Lee, J.-C. Kim (2014), Removal of particulate matter emitted from a subway tunnel using magnetic filters, *Environmental Science & Technology*, Vol. 48, No. 5, p. 2870-2876, mars 2014.
- SONG J, H. LEE, S.-D. KIM, D.-S. KIM, (2008) How about the IAQ in subway environment and its management ?, *Asian Journal of Atmospheric Environment*, Vol. 2-1, p. 60-67, juin 2008.
- Tabarra , Abi-Zadeh, Sadokierski (2004), Design of a modern subway ventilation system, *Tunnel and Tunneling International*, November 2004.
- Tallano Technologie (non daté). Site Internet de la société Tallano Technologie. <http://www.tallano.eu/> (dernier accès le 12/01/2016).
- Tokarek S., D. Gabay, A. Bernis (2002a), A method to reduce the particle pollution in the air of Parisian subway stations, *Air Pollution X*, 2002.
- Tokarek S., S. Rosalie, A. Bernis (2002b), Influence des caractéristiques de l'aérosol d'entrée sur l'efficacité d'un filter électrostatique, *18^{ème} Congrès Français sur les Aérosols (CFA)*, Paris, France, 11-12 décembre 2002.
- Tokarek S., A. Bernis (2006), An example of particle concentration reduction in Parisian subway stations by electrostatic precipitation, *Environmental Technology*, Vol. 27, No. 11, p. 1279-1287, 2006.
- UITP (2007). Examples of possible ways of protecting metros against particulate matter and air pollution, UITP information sheet, Augsut 2007.
- Zhang Y., Li C., Wang X., Guo H., Feng Y., Chen J. (2012). Rush-hour aromatic and chlorinated hydrocarbons in selected subway stations of Shanghai, China. *Journal of environmental Sciences* 24(1). 131-141. 2012

Normes

- AFNOR NF X 35-702 (2015) Principes ergonomiques pour la conception des cabines de tri manuel des déchets recyclables secs ménagers et assimilés issus des collectes sélectives, projet de norme française NF X 35-702, 2015.
- AFNOR, NF EN ISO 7730 (2006) Ergonomie des ambiances thermiques - Détermination analytique et interprétation du confort thermique par le calcul des indices PMV et PPD et par des critères de confort thermique local. NF X 35-203 Mars 2006
- AFNOR NF EN 12237 (2003) Ventilation des bâtiments - Réseau de conduits - Résistance et étanchéité des conduits circulaires en tôle
- AFNOR NF EN 12341 (2014) Air ambiant - Méthode normalisée de mesurage gravimétrique pour la détermination de la concentration massique MP10 ou MP2,5 de matière particulaire en suspension
- AFNOR NF EN 13098 (2000). Atmosphères des lieux de travail - Règles pour le mesurage de micro-organismes et d'endotoxine en suspension dans l'air
- AFNOR NF EN 14031 (2003) Atmosphères des lieux de travail - Détermination des endotoxines en suspension dans l'air
- AFNOR NF ISO 16000-4 (2011) Air intérieur -- Partie 4: Dosage du formaldéhyde -- Méthode par échantillonnage diffusif
- AFNOR NF EN ISO 16017-2 (2003) Air intérieur, air ambiant et air des lieux de travail - Échantillonnage et analyse des composés organiques volatils par tube à adsorption/désorption thermique/chromatographie en phase gazeuse sur capillaire - Partie 2 : échantillonnage par diffusion
- ISO XP CEN TS 16450 (2013). Air ambiant. Systèmes automatisés de mesurage de la concentration de matière particulaire (PM10, PM2,5).

Blog

- Blog de Dominique JOSSE. <http://www.rendezvousavecla4.fr/blog/C%C3%B4t%C3%A9+travaux/> (dernier accès le 30/03/2015).
- Blog Les coulisses de la RATP. Site Internet. <http://www.tourisme93.com/ratp/chantiers-maintenance.html> (dernier accès le 01/04/2015).
- Blog <http://www.allcityblog.fr/16198-exploration-du-metro-parisien/> (dernier accès le 30/03/2015).
- Blog <http://www.paperblog.fr/1203255/quel-bon-vent-vous-amene/> (dernier accès le 01/04/2015).
- Blog <http://www.boreally.org/galerie-technique/visite-metro-paris-sprague-thomson/attachment/galleries-acces-servant-ventilation-station-metro-croix-rouge/> (dernier accès le 01/04/2015).
- Blog de Catherine Baratti-Elbaz, <http://www.baratti-paris12.com/a-la-une/l%E2%80%99air-du-metro-est-il-pollue.html> (dernier accès le 01/04/2015).
- Blog <http://newyorkmonamour.fr/se-trouve-grille-metro-marilyn-monroe/> (dernier accès le 01/04/2015).
- Blog <http://www.messynessychic.com/2013/01/29/the-fake-townhouses-hiding-mystery-underground-portals/> (dernier accès le 01/04/2015).
- Blog <http://www.messynessychic.com/2013/01/29/the-fake-townhouses-hiding-mystery-underground-portals/> (dernier accès le 01/04/2015).



RECORD ETUDE N° 14-0244/1A

**QUALITE DE L'AIR DES ENCEINTES DE TRAITEMENT DE
DECHETS ET DES ENCEINTES DE TRANSPORT
FERROVIAIRE SOUTERRAINES**

—————
ÉTAT DES CONNAISSANCES ET AXES D'AMÉLIORATION

Annexes au rapport final

Mai 2016

Responsable scientifique - Nom du Laboratoire / Organisme

S. TRAVERSE et S DERIEN (BURGEAP), A GINESTET (CETIAT)



SOMMAIRE DES ANNEXES

| | |
|---|----|
| ANNEXE 1 - TOXICITE DES POLLUANTS ET VALEURS DE REFERENCE | 5 |
| Source des valeurs de référence dans l'air | 7 |
| Oxydes d'azote | 11 |
| Monoxyde de carbone | 12 |
| Ammoniac | 13 |
| BTEX | 14 |
| Terpènes | 18 |
| Particules inhalables | 19 |
| Particules diesel | 21 |
| Dioxines, PCB, HAP | 22 |
| Métaux (plomb, chrome) | 27 |
| Fibres d'amiante | 30 |
| Polluants microbiologiques | 31 |
| | |
| ANNEXE 2 - ILLUSTRATIONS DE VENTILATION PAR PLENUM DANS LES CABINES DE TRI DE DECHETS | 37 |
| | |
| ANNEXE 3 – VENTILATION DE DIFFERENTS METROS | 41 |
| Le métro et le RER de Paris | 42 |
| Le métro de Vienne (Autriche) | 50 |
| Le métro de Budapest (Hongrie) | 51 |
| Le métro d'Ankara et Istanbul (Turquie) | 52 |
| Le métro en Corée du sud | 52 |
| | |
| ANNEXE 4 – ENTRETIENS CONDUITS DANS LE CADRE DE L'ETUDE | 53 |
| | |
| ANNEXE 5 – EPURATEURS D'AIR AUTONOMES | 55 |

Tableaux

| | |
|--|----|
| Tableau 1. Valeurs de référence dans l'air pour les polluants de l'étude | 10 |
| Tableau 2- Les diverses familles de fibres (INRS) | 30 |

Figures

| | |
|---|----|
| Figure 1 : Utilisation d'un plénum soufflant dans une cabine de tri de déchets (d'après [35])..... | 39 |
| Figure 2 : Réseau aéraulique pour l'alimentation des plénums en air neuf (d'après [36])..... | 40 |
| Figure 3. Emplacement de ventilateurs sur la ligne 4 du métro de Paris (d'après [11]). | 42 |
| Figure 4. Installation d'un ventilateur sur le nouveau tronçon de la ligne 4 du métro de Paris (d'après [12]). | 44 |
| Figure 5. Schéma de principe d'un ouvrage de ventilation du métro et du RER (d'après [15]). | 44 |
| Figure 6. Un ventilateur du réseau de ventilation du métro de Paris (d'après [16]). | 44 |
| Figure 7. Installation de ventilation du métro parisien (d'après [15]). | 45 |
| Figure 8. Ventilateur dans le métro de Paris (d'après [17]). | 45 |
| Figure 9. Ventilateur dans le métro de Paris (d'après [17]). | 46 |
| Figure 10. Un ventilateur dans un accès abandonné (d'après [18]). | 46 |
| Figure 11. Des couloirs de la station fantôme "Croix-Rouge" utilisés pour la ventilation de la ligne 10 du métro de Paris (d'après [19]). | 47 |
| Figure 12. Grille de ventilation du métro de paris (d'après [20]). | 47 |
| Figure 13. Pendant le tournage du film "The seven year itch" de Billy Wilder (d'après [21]). | 48 |
| Figure 14. Façade de l'immeuble du 145 rue Lafayette à Paris (d'après [23]). | 49 |
| Figure 15. Grilles de ventilation dissimulées derrière la façade de l'immeuble du 145 rue Lafayette à Paris (d'après [23]). | 49 |
| Figure 16. Schéma de principe de la ventilation des tunnels du métro de Vienne (d'après [24]). | 50 |
| Figure 17. Schéma de principe de la ventilation du métro de Budapest (d'après [25]). | 51 |
| Figure 18. Schéma de principe de la ventilation du métro à Ankara et Istanbul (d'après [26]). | 52 |
| Figure 19. Schéma de principe de la ventilation du métro en Corée du Sud (d'après [27]). | 52 |

ANNEXE 1 - TOXICITE DES POLLUANTS ET VALEURS DE REFERENCE

Annexe 1

Toxicité des polluants et valeurs de référence pour la population générale

Sommaire Annexe 1

| | |
|---|----|
| Source des valeurs de référence dans l'air | 7 |
| Oxydes d'azote | 11 |
| Monoxyde de carbone | 12 |
| Ammoniac | 13 |
| BTEX | 14 |
| Terpènes | 18 |
| Particules inhalables | 19 |
| Particules diesel | 21 |
| Dioxines, PCB, HAP | 22 |
| Métaux (plomb, chrome) | 27 |
| Fibres d'amiante | 30 |
| Polluants microbiologiques | 31 |

Source des valeurs de référence dans l'air

Ces valeurs de référence regroupent des valeurs réglementaires (France et Europe), des valeurs guide (OMS, INDEX, CHSPF) qui sont généralement des valeurs qui servent de point de départ à l'élaboration de valeurs réglementaires et, dans le contexte particulier du code du travail, des valeurs limites pour l'exposition professionnelle (VLEP) qu'elles soient réglementaires ou indicatives.

Valeurs réglementaires pour la population générale

Le Décret n°2010-1250 du 21 octobre 2010 transpose la directive européenne 2008/50/CE concernant la qualité de l'air ambiant et un air pur pour l'Europe et précise notamment les nouvelles normes à appliquer.

Ces valeurs réglementaires françaises sont établies pour l'air atmosphérique extérieur, pour des durées d'exposition (3h, 24h ou vie entière) et sur la base de moyennes horaires, journalières ou annuelles. On distingue 5 niveaux de **valeurs réglementaires** :

- Objectif de qualité : niveau de concentration à atteindre à long terme et à maintenir, sauf lorsque cela n'est pas réalisable par des mesures proportionnées, afin d'assurer une protection efficace de la santé humaine et de l'environnement dans son ensemble.
- Valeur cible : niveau de concentration à atteindre, dans la mesure du possible, dans un délai donné, et fixé afin d'éviter, de prévenir ou de réduire les effets nocifs sur la santé humaine ou l'environnement dans son ensemble.
- Valeur limite pour la protection de la santé : niveau de concentration à atteindre dans un délai donné et à ne pas dépasser, et fixé sur la base des connaissances scientifiques afin d'éviter, de prévenir ou de réduire les effets nocifs sur la santé humaine ou l'environnement dans son ensemble.
- Seuil d'information et de recommandation : niveau de concentration au-delà duquel une exposition de courte durée présente un risque pour la santé humaine de groupes particulièrement sensibles au sein de la population et qui rend nécessaires l'émission d'informations immédiates et adéquates à destination de ces groupes et des recommandations pour réduire certaines émissions.
- Seuil d'alerte de la population : niveau de concentration au-delà duquel une exposition de courte durée présente un risque pour la santé de l'ensemble de la population ou de dégradation de l'environnement, justifiant l'intervention de mesures d'urgence.

Des valeurs réglementaires françaises existent pour le monoxyde de carbone, le benzène, le benzo(a)pyrène, les PM10 et PM2.5, dioxyde de soufre, dioxyde d'azote, arsenic, cadmium, nickel et plomb.

Enfin, pour l'air intérieur des ERP (Etablissement recevant du public) des valeurs guides réglementées en France ont été mises en place, elles sont reprises dans le présent document. La loi du 1er août 2008 relative à la responsabilité environnementale oblige à définir des « valeurs-guides pour l'air intérieur » dans les ERP. Le décret n° 2011-1727 du 2 décembre 2011 relatif aux valeurs-guides pour l'air intérieur y pourvoit pour le formaldéhyde, gaz incolore principalement utilisé pour la fabrication de colles, liants ou résines, et pour le benzène, substance cancérigène aux effets hématologiques issue de phénomènes de combustion (gaz d'échappement, cheminée, cigarette, etc.). La valeur-guide pour le formaldéhyde est fixée pour une exposition de longue durée à 30 µg/m³ au 1er janvier 2015 et à 10 µg/m³ au 1er janvier 2023. La valeur-guide pour le benzène est fixée pour une exposition de longue durée à 5 µg/m³ au 1^{er} janvier 2013 et à 2 µg/m³ au 1^{er} janvier 2016.

Valeurs guides pour la population générale

Les valeurs guides bien que reposant sur des critères sanitaires sont considérées comme des valeurs de gestion, et ne constituent pas, *stricto sensu*, des valeurs toxicologiques de référence.

OMS –Air et air intérieur

Le bureau Europe de l'Organisation Mondiale de la Santé a publié en 2000 un document intitulé « Air Quality Guidelines in Europe » [WHO 2000]¹ dans lequel figurent des valeurs guides pour la qualité de l'air.

L'objet de ce guide est de fournir une base pour la protection de la santé publique contre les effets néfastes des polluants atmosphériques, dans la perspective d'une cessation ou d'une réduction de l'exposition aux polluants qui nuisent certainement ou probablement à la santé ou au bien-être. Ce guide présente des informations générales et des conseils aux autorités internationales, nationales et locales qui souhaitent évaluer les risques et prendre des décisions concernant leur gestion. Ce guide établit des niveaux de polluants au-dessous desquels l'exposition (à vie ou pendant une période donnée) ne représente pas de risque important pour la santé publique.

En ce qui concerne les polluants abordés, les sections relatives à l'évaluation des risques pour la santé et aux valeurs-guides exposent les considérations les plus pertinentes qui ont conduit à l'adoption des valeurs-guides recommandées.

Certains polluants ont été revus par l'OMS en 2005 (WHO air quality guidelines, global update, 2005)². Cette révision s'appuie sur l'ensemble des connaissances acquises ces dernières années (études épidémiologiques notamment).

Enfin, en 2010, l'OMS a publié un document intitulé « WHO guidelines for indoor air quality » [WHO 2010] dans lequel figurent des valeurs guides spécifiques pour la qualité de l'air intérieur.

INDEX –Air intérieur

Le rapport final du projet INDEX : « Critical Appraisal of the setting and implementation of indoor exposures limits in the EU », 2005 élaboré par l'institut de la protection de la santé et du consommateur propose des valeurs guide pour l'air intérieur. Les informations sur les expositions, la toxicité et la caractérisation du risque ont conduit les membres du projet à donner des recommandations quant aux expositions dans l'air intérieur à ne pas dépasser pour différentes durées.

ANSES – Air intérieur

L'ANSES (Agence Nationale de Sécurité Sanitaire de l'Alimentation, de l'Environnement et du Travail) a pour mission de contribuer à assurer la sécurité sanitaire humaine dans les domaines de l'environnement, du travail et de l'alimentation, notamment en mobilisant une expertise scientifique et technique pluridisciplinaire nécessaire à l'évaluation des risques.

Pour faire face à l'enjeu que représente la qualité de l'air intérieur et apporter aux pouvoirs publics des informations utiles à la gestion de ce risque, l'ANSES s'est auto-saisie en octobre 2004, de l'élaboration de valeurs guides de qualité de l'air intérieur (VGAI) en France. Elles sont exclusivement construites sur des critères sanitaires. Elles sont exprimées sous forme de concentration dans l'air, associée à un temps d'exposition (VGAI court terme, VGAI long terme, VGAI intermédiaire), en dessous de laquelle aucun effet sanitaire, aucune nuisance, ou aucun effet indirect important sur la santé n'est en principe attendu pour la population générale.

Dans le cadre de substances dont les effets se manifestent sans seuil de dose, les VG sont exprimées sous la forme de niveaux de risque correspondant à une probabilité de survenue de la maladie.

En décembre 2014, date de la mise à jour de ce document, 11 polluants d'intérêt de l'air intérieur ont fait l'objet d'une expertise de l'Anses sur les VGAI.

CSHPPF et HCSP

Le Conseil supérieur d'hygiène publique de France (CSHPPF) est une instance d'expertise scientifique et technique, placée auprès du ministre chargé de la santé. Cette instance a un rôle d'évaluation et de gestion des risques pour la santé de l'homme. Le CSHPPF peut être consulté lorsque se posent des problèmes sanitaires. Les avis et les recommandations émis par le CSHPPF constituent une base

¹ WHO. Air Quality Guidelines. Second edition WHO Regional Publications, European Series, No. 91.2000, 273 pages.

² WHO. Air Quality Guidelines. Global update 2005. Report on a working group meeting. Bonn, Germany. 18-20 october 2005.

essentielle à la prise de décision en santé publique et peuvent également servir d'appui à l'élaboration de textes réglementaires.

Le Haut Conseil de la santé publique a été officiellement installé le 14 mars 2007. Ses 105 membres ont élu leur président et leur vice-président. Le HCSP est une instance d'expertise créée par la Loi relative à la politique de santé publique du 9 août 2004. Il reprend, en les élargissant, les missions du Conseil supérieur d'hygiène publique de France (CSHPPF) et celles du Haut Comité de la santé publique.

Valeurs limites du code du travail

Ces valeurs sont des valeurs de gestion utilisées dans le domaine du travail. Les valeurs limites d'exposition professionnelle (VLEP) en milieu de travail, établies pour protéger les travailleurs, sont des valeurs de référence qui fournissent des repères chiffrés d'appréciation de la qualité de l'air de ces lieux.

Il est important de noter que les VLEP ne garantissent pas l'absence d'effet sur la santé et doivent être considérées comme des objectifs minimaux. En effet, l'INRS définit les VLEP d'un composé chimique comme « la concentration dans l'air que peut respirer une personne pendant un temps déterminé sans risque d'altération pour sa santé, même si des modifications physiologiques réversibles sont parfois tolérées ». De plus, il est communément admis que la fixation des VLEP intègre non seulement des critères scientifiques et techniques, mais également sociaux et économiques voir psychologiques.

Ces valeurs construites pour une situation professionnelle ne s'adaptent pas à une population non professionnelle dont la structure est totalement différente (présence d'enfants et de populations fragiles).

Ces niveaux ou valeurs limites d'exposition professionnelles (VLEP) sont :

- soit des valeurs limites admises (VL) à caractère indicatif ;
- soit des valeurs limites réglementaires (VR) :
 - indicatives (VRI) : elles sont fixées par arrêté en application de l'article R232-5-5 du code du travail. L'arrêté du 30 juin 2004 modifié par l'arrêté du 26 octobre 2007 donne une première liste de valeurs limites réglementaires indicatives en transposant la directive 2000/39/CE.
 - contraignantes (VRC). Ces valeurs ont un statut différent, en ce sens qu'elles ont fait l'objet de décrets en conseil d'état et été fixées par le décret n°2007-1539 du 26 octobre 2007 (58 substances au total).
- Soit des valeurs limites recommandées par la caisse nationale d'assurance maladie (CNAM). Ces valeurs ont été adoptées par un comité technique national (CTN) ou par le comité central de coordination (CCC).

Les VLEP qui sont présentées dans cette étude sont celles établies sur une journée de travail (8h) et celles associées à des expositions de courte durée (15 min).

Tableau 1. Valeurs de référence dans l'air pour les polluants de l'étude

| Type de polluants | Polluants gazeux | | | | | | | | | | | | | | | | Polluants biologiques | | Polluants physiques | | | | | |
|---|-----------------------|---|--|---|--|------------------------|---------------------------|---------------------------|--------------------------|--------------|--------------------------------------|----------------|----------------------------------|---|----------|------------------------------------|-----------------------|--|------------------------------------|---|---|---|--|---|
| | Composés inorganiques | | | | Hydrocarbure aromatiques | | | | Terpènes | | Hydrocarbure aromatique polycyclique | | | Polluants organiques persistants | | | Moisissures | Endotoxines (Bactéries) | Particules | | Métaux | Chrome VI | | |
| | CO2 | CO | NO2 | NH3 | Benzène | Toluène | Ethyl benzène | xylènes | limonène | alpha-pinène | Naphtalène | Benzo-a-pyrène | Somme 16 HAP | PCB | PCP | Dioxines | | | Particules fines | | Particules diesel | | Plomb | |
| Nom | | | | | | | | | | | | | | | | | PM10 | PM2,5 | | | | | | |
| Classement cancérogène, mutagène, reprotoxique | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| CMR (classification Union européenne : 1A, 1B, 2) | Cancérogène | - | - | 3 | - | C1A | - | - | - | - | - | 3 | - | - | - | 3 | - | - | - | - | 3 | fonction des formes | fonction des formes | |
| | Mutagène | - | - | - | - | M1B | - | - | - | - | - | M1B | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | |
| | Reprotoxique | - | R1A | - | - | - | R2 | - | - | - | - | R1B | - | - | - | - | - | - | - | - | - | R1 | - | |
| Classification du CIRC (1, 2A, 2B, 3, 4) | | - | - | - | - | 1 | 3 | 2B | 3 | - | - | 2B | - | 2A | 1 | 2B | 1 (2,3,7,8 TCDD) | - | - | - | - | 1 | fonction des formes | 1 |
| Classement EPA | | - | - | D | - | A | D | - | - | - | - | B2 | B2 | B2 | B2 | - | - | - | - | - | - | B2 | A | |
| Valeurs guides | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| OMS, 2000 et 2005 (update) Air Quality Guidelines in Europe | | - | 100 mg/m3 (15 min) 60 mg/m3 (30 min) 30 mg/m3 (1h) 10 mg/m3 (8h) | 40 (1 an) 200 (1 h) | - | aussi bas que possible | 260 µg/m3 (hebdomadaire) | - | - | - | - | 120 ng/m3 | - | - | - | - | - | - | - | 50 µg/m3 (24h) 20 µg/m3 (1 an) | 25 µg/m3 (24h) 10 µg/m3 (1 an) | - | 0,5 µg/m3 (1 an) | - |
| OMS, 2010 Indoor Air Quality Guidelines | | - | 100 mg/m3 (15 min) 60 mg/m3 (30 min) 35 mg/m3 (1h) 10 mg/m3 (8h) 7 mg/m3 (24h) | - | - | aussi bas que possible | - | - | - | - | 10 µg/m3 | 120 ng/m3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0,25 ng/m3 | |
| INDEX, 2005 Critical Appraisal of the setting and implementation of indoor exposures limits in the EU | | - | - | - | 70 µg/m3 (long terme) 100 µg/m3 (court terme) | aussi bas que possible | 300 µg/m3 (long terme) | - | 20 µg/m3 (long terme) | - | 450 µg/m3 | 10 µg/m3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | |
| Réglementation travailleurs (en mg/m3) | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| VLEP (Valeur limite d'exposition professionnelle) exposition de 15 min ou de 8h (mg/m3) - Indicative / - réglementaire contraignante / - réglementaire indicative | | 9000 (8h) | 55 (8h) | 6 (15 min) | anhydride 7 (8h) 14 (15 min) | 3,25 (8h) | 76,8 (8h) 384 (15 min) | 88,4 (8h) 442 (15 min) | 221 (8h) 442 (15 min) | - | - | 50 mg/m3 (8h) | Brai de houille : 0,2 mg/m3 (8h) | 8h : 0,5 mg/m3 (54% de CI) 1 mg/m3 (42% de CI) | 0,5 (8h) | TRK (8h pdt 5j) : 50 ng/m3 (I-TEQ) | - | INRS (2015) et RAMRP proposent : 200 UE/m3 | poussières totales : 10 mg/m3 (8h) | poussières alvéolaires : 5 mg/m3 (8h) | TRK (8h pdt 5j) : 0,1 (air libre) à 0,3 (espaces souterrains) mg/m3 | Pb métallique : 0,1 mg/m3 (8h) Pb organique : 0,1 et 0,15 mg/m3 (8h) | 0,001 mg/m3 (8h) 0,005 mg/m3 (15 min) | |
| Réglementation population générale | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Surveillance de la QAI dans les ERP - Décret du 5 janvier 2012 | | Valeur Guide pour l'Air Intérieur (µg/m³) | - | - | - | 2 µg/m3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | |
| | | Valeur d'information (µg/m³) | Indice de confinement = 5 | - | - | 10 µg/m3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | |
| Air atmosphérique. Décret n°2010-1250 du 21 octobre 2010 & décret n°2002-213 | | - | 10 mg/m3 (journalier) | objectif & limite ann. : 40 µg/m3 limite h. : 200 µg/m3 seuil d'informat* : 200 µg/m3 (moy. h.) seuil d'alerte : 400 µg/m3 (moy. h.) | - | Objectif : 2 µg/m3 | - | - | - | - | - | 1 ng/m3 | - | - | - | - | - | - | - | 30 µg/m3 (objectif) 40 µg/m3 (valeur limite annuelle) 50 µg/m3 (valeur limite 35j/an) | 25 µg/m3 (valeur limite annuelle) | - | 0,5 µg/m3 (objectif annuel) | - |
| Valeurs guides pour l'air intérieur - décret n° 2011-1727 du 2 décembre 2011 | | Exposition long terme (µg/m³) | - | - | - | 2 µg/m3 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | |
| Valeurs de gestion Air intérieur | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Haut Conseil de Santé Publique | | Valeur cible (µg/m³) | - | - | - | 2 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | objectif (annuel) : 25 µg/m3 | objectif (annuel) : 15 µg/m3 | - | - | | |
| | | Valeur repère (µg/m³) | - | - | - | 5 | - | - | - | - | 10 µg/m3 | - | - | - | - | - | - | - | 30 µg/m3 | 20 µg/m3 | - | - | | |
| | | Valeur d'information (µg/m³) | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 50 µg/m3 (jour.) | 30 µg/m3 (jour.) | - | - | | |
| | | Valeur d'action rapide (µg/m³) | - | - | - | 10 | - | - | - | - | 50 µg/m3 | - | - | - | - | - | - | - | 75 µg/m3 | 50 µg/m3 | - | - | | |
| ANSES | | VGAI | 100 mg/m3 (15 min) 60 mg/m3 (30 min) 30 mg/m3 (1h) 10 mg/m3 (8h) | 200 µg/m3 (h.) 20 µg/m3 (ann.) | - | Vie entière : 2 µg/m3 | - | - | - | - | 10 µg/m3 (long terme) | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 70 µg/m3 : seuil de dépistage | | |

h. : horaire, ann. : annuel

Tableau mis à jour en sept. 2015

Oxydes d'azote

Description et effet toxiques

Le NO₂ (CAS n°10102-44-0) est un gaz rouge brun à l'odeur âcre et piquante. Le dioxyde d'azote NO₂ présente le plus grand intérêt sur le plan sanitaire en raison de son caractère oxydant. En comparaison, le NO est 5 fois moins toxique.

Les oxydes d'azote pénètrent dans l'organisme essentiellement par inhalation, mais les passages cutanés sont également possibles. Le dioxyde d'azote, de par sa solubilité, peut être absorbé à tous les niveaux du tractus respiratoire.

Globalement, les études épidémiologiques mettent en évidence des liens étroits entre une augmentation des niveaux de NO₂ et les admissions hospitalières pour exacerbation de problèmes respiratoires chroniques dont l'asthme mais la quantification des effets propres à NO₂ reste difficile du fait principalement de la présence dans l'air d'autres polluants comme les poussières ayant des propriétés de synergie avec le NO₂.

In fine, l'exposition aux oxydes d'azote, gaz irritants des voies respiratoires, a trois types de conséquences : une augmentation de la fréquence des affections respiratoires, une altération du développement pulmonaire chez les enfants et une potentialisation de la sensibilisation aux allergènes inhalés et de l'asthme.

Effets cancérigènes, mutagènes et reprotoxiques

Le dioxyde d'azote :

n'est pas classé comme agent cancérigène [**groupe D** de l'US EPA].

n'est pas classé comme agent mutagène par l'Union Européenne.

n'est pas classé comme agent reprotoxique par l'Union Européenne.

Valeurs de gestion dans l'air

L'objectif de qualité de l'air correspond en France à une concentration de 40 µg/m³ en moyenne annuelle (Décret 2010-1250 du 21 octobre 2010). Le seuil de recommandation et d'information est de 200 µg/m³ en moyenne horaire et les seuils d'alerte est de 400 µg/m³ en moyenne horaire dépassé pendant 3 heures consécutives et 200 µg/m³ en moyenne horaire si la procédure d'information et de recommandation pour le dioxyde d'azote a été déclenchée la veille et le jour même et que les prévisions font craindre un nouveau risque de déclenchement pour le lendemain.

Les valeurs limites pour la protection de la population sont de :

- 200 µg/m³ en moyenne horaire à ne pas dépasser plus de 18 fois par an
- 40 µg/m³ en moyenne annuelle.

L'OMS (Air quality guidelines, Global update 2005) donne une valeur guide de 40 µg/m³ pour une durée d'exposition d'une année et 200 µg/m³ pour une durée d'exposition d'une heure. Ces mêmes valeurs sont retenues par l'OMS en 2010 pour la qualité de l'air intérieur.

En 2013, l'ANSES a publié deux valeurs guide pour l'air intérieur (VGAI) pour le dioxyde d'azote :

- Une première valeur a été établie pour protéger des effets survenant après une exposition de courte durée : 200 µg.m⁻³ pour une exposition d'une heure ;
- une seconde pour protéger des effets à long terme : 20 µg.m⁻³ pour une durée d'exposition supérieure à un an.

Concernant le code du travail, pour l'exposition des travailleurs français, seule une VLCT 15 minutes concerne le dioxyde d'azote : 6 mg/m³. Cette valeur est indicative.

Monoxyde de carbone

Description et effet toxiques

Le monoxyde de carbone (CAS n° 630-08-0) peut apparaître lors de nombreuses opérations industrielles ou domestiques : métallurgie du fer et autres métaux, synthèses chimiques, utilisation des moteurs à explosion, utilisation d'appareils de chauffage à charbon, à gaz et à hydrocarbures liquides.

Le monoxyde de carbone est un gaz toxique d'autant plus dangereux qu'il est totalement inodore, même à très fortes concentrations. En raison de sa grande affinité pour l'hémoglobine du sang, environ 200 fois supérieure à celle de l'oxygène, le CO forme avec elle un composé relativement stable - la carboxyhémoglobine HbCO - empêchant alors le transport, par le sang, de l'oxygène indispensable au corps humain.

Les symptômes dépendent de la quantité de CO présent dans l'air inhalé et de la durée d'exposition. L'intoxication aiguë légère se traduit par des symptômes bénins, souvent confondus avec des troubles hépatiques ou digestifs (nausée, vertiges, maux de tête, vision floue, difficultés de mémorisation et de concentration). Si l'exposition est plus importante, des signes neurologiques graves surviennent conduisant au coma, voire au décès. Près de 5000 personnes sont victimes d'intoxications au CO chaque année en France.

L'exposition répétée ou chronique à de faibles taux de CO décompense un mauvais état cardiovasculaire ou cérébral.

Effets cancérigènes, mutagènes et reprotoxiques

Il n'a jamais été rapporté d'effets cancérogènes ou mutagènes susceptibles d'être liés à l'exposition au CO. Le monoxyde de carbone est reprotoxique de catégorie R1A (H360 D).

Valeurs de gestion dans l'air

L'objectif de qualité de l'air correspond en France à une concentration de 10 mg/m³ pour le maximum journalier (décret 2010-1250 du 21 octobre 2010).

Les valeurs guides recommandées par l'OMS (Air Quality Guidelines for Europe, 2000) sont de 100 mg/m³, 60 mg/m³, 30 mg/m³ et 10 mg/m³, pour des durées d'exposition respectives de 15 minutes, 30 minutes, 1 heure et 8 heures. Les valeurs guides pour l'air intérieur recommandées par l'OMS en 2010 sont identiques (excepté la valeur à 1 h qui est de 35 mg/m³), une valeur supplémentaire à 7 mg/m³ étant recommandée pour une exposition de 24 h. L'OMS (Air Quality Guidelines for Europe, 2nd édition, 2000) considère que pour protéger les non fumeurs, les personnes âgées et les adultes sensibles contre d'éventuels infarctus du myocarde, et également pour protéger les fœtus de mères non fumeuses, la concentration de COHb dans le sang ne doit pas dépasser 2,5%. Ceci conduit, par application de l'équation de Coburn-Foster-Kane qui prend en compte les différents paramètres physiologiques d'absorption du CO, à la valeur de 10 mg/m³, pour une durée d'exposition de 8 heures. Mais cette valeur ne peut être appliquée à une exposition vie entière comprenant des variations du niveau d'exposition au monoxyde de carbone pouvant être importantes et fréquentes.

En 2007, l'AFSSET/ANSES a défini des valeurs guide air intérieur (VGAI), pour le CO, elles sont identiques à celles établies par l'OMS pour l'Europe (2000) :

- 10 mg/m³ pour une exposition de 8h;
- 30 mg/m³ pour une exposition d'1h;
- 60 mg/m³ pour une exposition de 30 min;
- 100 mg/m³ pour une exposition de 15 min.

Concernant le code du travail, pour l'exposition des travailleurs français, seule une VLEP 8 heures concerne le monoxyde de carbone : 55 mg/m³. Cette valeur est indicative.

Ammoniac

Description et effet toxiques

L'ammoniac (NH_3 , Cas n° 7664-41-7) est un gaz incolore à odeur piquante plus léger que l'air (1 ppmV = 0,707 mg/m³ ; INRS, 1997). Le seuil olfactif est de 0.5 ppm soit de l'ordre de 0,35 mg/m³ (INRS, 2005). L'odeur de l'ammoniac est familière car issue de nombreux produits de nettoyage de l'habitat et de sels odorants, elle devient irritante à partir de 50 ppmV (ATSDR, 2004).

À faibles concentrations, l'ammoniac inhalé se dissout essentiellement dans le mucus des voies aériennes supérieures. Les signes cliniques d'irritation observés sont donc de la toux, une irritation pharyngée et laryngée.

Effets cancérigènes, mutagènes et reprotoxiques

L'ammoniac n'a pas fait l'objet d'un classement par l'US-EPA, le CIRC et l'Union Européenne. Aucune donnée concernant un effet sur la reproduction et le développement n'est mentionnée.

Valeurs de gestion dans l'air

Il n'existe pas de recommandation ou réglementation de concentrations dans l'air en France ou en Europe, l'OMS ne formule pas non plus de recommandations.

Dans l'air intérieur, Le rapport final du projet INDEX : « Critical Appraisal of the setting and implementation of indoor exposure limits in the EU », 2005 élaboré par l'institut de la protection de la santé et du consommateur établit pour l'ammoniac une concentration d'exposition limite sur le long terme de 70 µg/m³ (et de 100 µg/m³ sur du court terme). Ce rapport note également que lors de travaux ménagers, ces limites peuvent être fréquemment dépassées (INDEX, 2005).

Pour l'exposition des travailleurs français, deux VLEP réglementaires contraignantes concernent l'ammoniac : VLEP de 7 mg/m³ pour une exposition sur 8 heures ; VLCT de 14 mg/m³ pour une exposition de courte durée (15 minutes).

BTEX

Benzène

Description et effet toxiques

Parmi les composés des hydrocarbures, le benzène (CAS n° 71-43-2) est rangé parmi les COV (composés organiques volatils) et plus précisément parmi les HAM (hydrocarbures aromatiques monocycliques). Il est soluble (1860 mg/l à 10°C), volatil : pression de vapeur de 6031 Pa (10°C) et constante de Henry de 0,56 kPa.m³/mol (25°C) et biodégradable en milieu aérobie.

Effets cancérigènes, mutagènes et reprotoxiques

Le benzène est un cancérigène avéré (leucémies et cancer de la moelle osseuse) : Il a été placé dans **le groupe 1** par le CIRC-IARC en 1987, dans la **classe A** par l'US-EPA en 1998 et **C1A** par l'UE.

Le benzène est génotoxique et induit des aberrations chromosomiques et des micronoyaux in vivo chez l'animal. Chez l'homme, aucune relation ne peut actuellement être établie entre les types de lésions chromosomiques observées in vitro et les effets sur la santé. Le benzène est classé **M1B** par l'Union Européenne.

Le benzène a été montré fœtotoxique chez l'animal. Des études expérimentales ont montré des faibles poids de naissances, des malformations osseuses et des dommages de la moelle osseuse. Chez l'homme, aucun effet sur le développement du fœtus ou sur la fertilité masculine n'est reconnu pour une exposition au benzène. Chez la femme, bien que quelques études suggèrent une fréquence accrue des avortements chez les femmes exposées au benzène, aucun élément ne permet de conclure à une tératogénicité ou à une foetotoxicité. Le benzène n'est pas classé reprotoxique par l'UE.

Autres effets toxiques

La cible principale du benzène après une exposition à long terme est le système sanguin, avec des conséquences sur la moelle osseuse, une diminution des globules rouges, une anémie ou plus rarement une polyglobulie (lignée des globules rouges), une leucopénie ou parfois une hyperleucocytose (globules blancs), une thrombopénie (plaquettes). Ces manifestations sont réversibles après cessation de l'exposition.

Le Syndrome psycho-organique (troubles de la mémoire, de la concentration, de la personnalité, insomnie, diminution des performances intellectuelles correspondant à des effets sur le système nerveux central) a été décrit lors d'exposition chronique au benzène. Ce syndrome est également noté pour le toluène et les styrènes.

Par ailleurs, des effets cardio-vasculaires ont été décrits lors de l'exposition par inhalation aux vapeurs de benzène.

Valeurs de gestion dans l'air

Réglementation

L'objectif de qualité de l'air correspond en France à une concentration de 2 µg/m³ (décret 2010-1250 du 21 octobre 2010).

La loi du 1^{er} août 2008 relative à la responsabilité environnementale oblige à définir des « valeurs-guides pour l'air intérieur » dans les ERP. Le décret n° 2011-1727 du 2 décembre 2011, définit la valeur-guide pour le benzène pour une exposition de longue durée à **5 µg/m³ au 1er janvier 2013** et à **2 µg/m³ au 1er janvier 2016**.

INDEX, OMS

La commission européenne dans le rapport du projet INDEX (critical Appraisal of the setting and implementation of indoor exposure limits in the EU) ainsi que l'OMS (WHO Guidelines for Indoor Air Quality : Selected Pollutants, 2010) recommandent un objectif de concentration dans l'air intérieur aussi bas que possible sans fixer de valeur.

L'OMS précise que l'excès de risque de Leucémie pour une exposition à $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ est de $6 \cdot 10^{-6}$. La concentration associée à un excès de risque de 10^{-5} est de $1,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

ANSES

Les valeurs guide air intérieur VGAI définies par l'AFSSET/ANSES sont les suivantes, celle en gras doit être retenue pour la prise en compte de l'ensemble des effets chroniques :

- VGAI long terme, pour les effets hématologiques non cancérigènes : $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour une durée d'exposition supérieure à 1 an,
- VGAI long terme, pour les effets hématologiques cancérigènes : $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (durée d'exposition "vie entière"), correspondant à un excès de risque de 10^{-5} ,
- VGAI long terme, pour les effets hématologiques cancérigènes : $0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour une durée d'exposition "vie entière", correspondant à un excès de risque de 10^{-6} ,
- VGAI intermédiaire : $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne sur 1 an pour les effets hématologiques non cancérigènes prenant en compte des effets cumulatifs du benzène,
- VGAI court terme : $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne sur 14 jours pour les effets hématologiques non cancérigènes prenant en compte des effets cumulatifs du benzène,

En juillet 2014, l'ANSES recommande, au regard des nouvelles études disponibles sur la cohorte « Pliofilm », de revoir la valeur guide air intérieure ou VGAI « vie entière » (actuellement fixée à $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour un risque de 10^{-5}).

Code du travail

Pour l'exposition des travailleurs français, seule une VLEP 8 heures concerne le benzène : $3,25 \text{ mg}/\text{m}^3$. Cette valeur est **réglementaire contraignante**.

Toluène

Description et effet toxiques

Le toluène (CAS n°108-88-3) est un liquide plus léger que l'eau (densité=0,87 à 15°C), incolore, d'odeur aromatique, perceptible à l'odorat à partir de 2.5 ppmV (INRS, 2005). Le facteur de conversion est $1 \text{ ppmV} = 3,75 \text{ mg}/\text{m}^3$.

Le toluène est un solvant utilisé dans le nombreux produits, y compris de consommation courante : diluants, adhésifs, peintures, vernis, encres, laques ou en tant que matière première en synthèse organique. Comme sous-produit du pétrole, il entre dans la composition des essences. La fabrication du toluène et ses diverses utilisations libèrent également du toluène à l'atmosphère.

Lorsque l'exposition au toluène est répétée quotidiennement, les atteintes décrites sont neurologiques et hépatiques. Le syndrome psycho-organique (sur le système nerveux central) est l'effet toxique chronique majeur du toluène : les stades les plus avancés sont irréversibles. Il associe des troubles de la mémoire, de la concentration, de la personnalité, une insomnie, une diminution des performances intellectuelles.

Effets cancérigènes, mutagènes et reprotoxiques

Le toluène n'est pas considéré comme une substance cancérigène : il a été placé dans le groupe 3 par le CIRC-IARC en 1999, classe D par l'US-EPA en 1994 et n'est pas classé cancérigène par l'UE.

Aucune étude, à ce jour, ne permet de supposer que le toluène présente des effets sur la modification du matériel génétique, il n'est pas classé mutagène par l'UE.

En cas d'exposition chronique maternelle, il peut être constaté un retard de croissance intra-utérine. Un syndrome similaire à celui décrit dans le cadre d'un alcoolisme fœtal avec présence de malformations plus ou moins marquées, un retard de croissance et des troubles comportementaux peuvent également être observés. Ainsi, le toluène est classé R2 (H361d) par rapport à ses effets potentiels sur le fœtus.

Valeurs de gestion dans l'air

Réglementaire

En France le décret n°2010-1250 du 21 octobre 2010 sur les objectifs de qualité de l'air ne propose pas de valeur guide pour le toluène.

INDEX, OMS

L'OMS (Air quality Guidelines for Europe, 2000) propose une valeur guide de **260 µg/m³** (à ne pas dépasser en moyenne pour une exposition hebdomadaire). La valeur proposée par l'OMS est recommandée par cette instance pour la qualité de l'air en Europe, vis-à-vis de l'ensemble des effets toxiques du toluène. Cette valeur a été établie à partir de la même étude cas/témoins que celle retenue par l'US-EPA en 1992 (Foo et coll., 1990) en retenant une LOAEL pour une exposition continue plus faible en raison du facteur d'ajustement adopté.

Dans l'air intérieur, le rapport final du projet INDEX : « Critical Appraisal of the setting and implementation of indoor exposure limits in the EU », 2005 élaboré par l'institut de la protection de la santé et du consommateur établit pour le toluène une concentration d'exposition limite sur le long terme de **300 µg/m³**. Les concentrations dans l'air intérieur en Europe seraient de l'ordre de 16 fois inférieures à cette limite et le centile 90 des mesures de l'ordre de 5 fois inférieur (INDEX, 2005).

Code du travail

Pour l'exposition des travailleurs français, deux VLEP **réglementaires contraignantes** concernent le toluène : VLEP de 76,8 mg/m³ pour une exposition sur 8 heures ; VLCT de 384 mg/m³ pour une exposition de courte durée (15 minutes).

Ethylbenzène

Description et effet toxiques

L'éthylbenzène (CAS n°100-41-4) est un liquide plus léger que l'eau (densité=0,87 à 15°C), incolore, d'odeur aromatique, perceptible à l'odorat à partir de 2.3 ppmV (INRS, 2004). L'éthylbenzène est un solvant utilisé dans le nombreux produits, y compris de consommation courante : diluants, adhésifs, peintures, vernis, encres, laques ou en tant que matière première en synthèse organique. Il est ajouté à l'essence automobile (environ 2 % en poids) pour son rôle antidétonant. La fabrication de l'éthylbenzène et ses diverses utilisations le libèrent à l'atmosphère (trafic automobile, raffinage du pétrole, préparation et au transport d'asphalte chaud, rejets des incinérateurs, etc.).

L'exposition par voie respiratoire à l'éthylbenzène peut entraîner une somnolence, des céphalées, une fatigue, une irritation des voies respiratoires, des yeux, du nez. Chez l'animal, les organes cible après une exposition chronique par voie respiratoire sont le foie, le rein et le système auditif. Chez l'homme, l'éthylbenzène est considéré comme un irritant cutané et muqueux. Il peut entraîner une dépression du système nerveux central. Une atteinte hématologique et hépatique a plus rarement été rapportée.

Le CIRC-IARC a placé l'éthylbenzène dans le groupe 2B en considérant qu'il n'y a pas de preuves d'effets cancérogènes chez l'homme mais que les preuves sont suffisantes chez l'animal (aout 2000). L'éthylbenzène n'est pas classé actuellement au sein de l'Union Européenne et de l'US-EPA pour ses éventuels effets cancérogènes chez l'homme. L'éthylbenzène n'est pas considéré en l'état actuel des connaissances comme présentant des effets mutagènes ou reprotoxique (absence de classement par l'UE et avis formulé par l'IARC en 2000).

Valeurs de gestion dans l'air

En France le décret n°2010-1250 du 21 octobre 2010 sur les objectifs de qualité de l'air ne propose pas de valeur guide pour l'éthylbenzène. L'OMS (Air quality Guidelines for Europe, 2000) ne propose pas non plus de valeur guide.

Code du travail

Pour l'exposition des travailleurs français, deux VLEP **réglementaires contraignantes** concernent l'éthylbenzène : VLEP de 88,4 mg/m³ pour une exposition sur 8 heures ; VLCT de 442 mg/m³ pour une exposition de courte durée (15 minutes).

Xylènes

Description et effet toxiques

Les xylènes (isomères m, p, et o,) (CAS n°1330-20-7) sont des liquides plus légers que l'eau (densité=de 0,86 à 0,88 à 15°C), incolores, d'odeur aromatique, perceptible à l'odorat à partir de 0.07 ppmV (INRS, 2005). Les xylènes sont des solvants utilisés dans de nombreux produits, y compris de consommation courante : diluants, adhésifs, peintures, vernis, encres, laques ou en tant que matière première en synthèse organique. Par ailleurs, comme sous-produit du pétrole, ils entrent dans la composition des carburants et solvants pétroliers.

De nombreuses études épidémiologiques ont été menées chez des salariés exposés à long terme et de façon répétée aux vapeurs de xylènes. Ces études ont montré pour certains sujets une respiration difficile et à une altération de certaines fonctions pulmonaires. Une augmentation significative des irritations du nez et de la gorge a été notée chez des salariés exposés à une concentration moyenne de 14 ppm (61 mg/m³) de vapeurs de xylènes. Enfin, concernant les effets immunologiques, une diminution du nombre des lymphocytes a pu être observée chez des travailleurs exposés.

Les xylènes n'ont pas de propriétés cancérogènes connues; l'US-EPA souligne également que tous les essais de génotoxicité réalisés avec ces substances se sont révélés négatifs. Le CIRC- IARC a placé les xylènes dans le **groupe 3** (1999).

Les xylènes ne sont pas considérés en l'état actuel des connaissances comme présentant des effets mutagènes (absence de classement par l'UE). Ils ne sont actuellement pas classés vis à vis de leurs effets reprotoxiques par l'UE.

Valeurs de gestion dans l'air

En France le décret n°2010-1250 du 21 octobre 2010 sur les objectifs de qualité de l'air ne propose pas de valeur guide pour les xylènes. L'OMS (Air quality Guidelines for Europe, 2000) ne propose pas non plus de valeur guide.

Dans l'air intérieur, Le rapport final du projet INDEX : « Critical Appraisal of the setting and implementation of indoor exposure limits in the EU », 2005 élaboré par l'institut de la protection de la santé et du consommateur établit pour les xylènes une concentration d'exposition limite sur le long terme de 200 µg/m³. Les concentrations dans l'air intérieur en Europe seraient de l'ordre de 20 fois inférieures à cette limite et le centile 90 des mesures de l'ordre de 6 fois inférieur (INDEX, 2005).

Code du travail

Pour l'exposition des travailleurs français, deux VLEP **réglementaires contraignantes** concernent les xylènes : VLEP de 221 mg/m³ pour une exposition sur 8 heures ; VLCT de 442 mg/m³ pour une exposition de courte durée (15 minutes).

Terpènes

Valeurs de gestion dans l'air

Seul le projet INDEX a conduit à l'établissement d'une valeur guide pour les terpènes dans l'air intérieur.

Le projet européen INDEX (*Critical Appraisal of the Setting and Implementation on Indoor Exposure Limits in Europe Union*) a élaboré en 2005 une liste de polluants chimiques prioritaires des environnements intérieurs susceptibles d'être réglementés dans le futur et de proposer des valeurs guides de qualité d'air intérieur (*European Commission, 2005*).

Le travail de sélection a été effectué sur la base de l'évaluation des risques sanitaires combinant l'exploitation de données d'exposition des populations européennes et des données toxicologiques sur les relations dose-réponse. Au total 41 polluants ont été répartis dans 3 groupes (groupe 1 : substance hautement prioritaires, groupe 2 : substances de seconde priorité, groupe 3 : substances nécessitant des recherches complémentaires). Les terpènes : limonène et alpha-pinène sont classés parmi le groupe 3.

La valeur guide (recommandations pour l'air intérieur) est de 450 µg/m³ pour l'alpha pinène.

L'INRS a produit en 2010 une fiche toxicologique spécifique (FT227) au limonène (cas n°138-86-3). Ce document précise qu'aucune VLEP n'a été établie en France, dans l'Union Européenne ou aux Etats Unis.

Aucune fiche n'est disponible pour l'alpha pinène (cas n°80-56-8).

Code du travail

Aucune VLEP française n'est définie pour les terpènes.

Particules inhalables

Description et effet toxiques

Les particules fines ou PM (Particule Matter) sont un mélange de particules liquides (aérosol) ou solides qui sont émises par différentes sources. Celles-ci conditionnent la granulométrie des particules et leur composition.

La taille des particules, telle que définie de façon normative (EN 481), détermine le niveau de pénétration des poussières dans les voies respiratoires et conditionne les effets car les particules de grande taille sont généralement précipitées sur la muqueuse de l'oropharynx et dégluties, alors que les particules de petite taille, les PM₁₀, peuvent atteindre les voies respiratoires distales, où elles sont éliminées par phagocytose.

Ce sont les PM_{2,5} qui vont pénétrer le plus profondément dans l'arbre respiratoire et atteindre les alvéoles pulmonaires. Ces particules fines ont souvent une plus grande acidité que les particules de taille plus importante et la réaction inflammatoire qu'elles produisent, en augmentant la perméabilité épithéliale, facilite le passage des polluants dans le courant lymphatique ou sanguin.

Les principaux effets reconnus sont les suivants : réduction de la durée de vie, augmentation des cas de bronchites chez les enfants, réduction des capacités respiratoires chez les adultes et les enfants.

L'OMS considère actuellement que ce type d'effets peut être observé pour des concentrations annuelles moyennes inférieures à 20 µg/m³ de particules PM_{2,5} et inférieures à 30 µg/m³ de particules PM₁₀.

Effets cancérogènes, mutagènes et reprotoxiques

Il n'a jamais été rapporté d'effets cancérogènes, mutagènes ou reprotoxiques susceptibles d'être liés à l'exposition aux poussières.

Valeurs de gestion dans l'air

Réglementation

Le parlement européen a arrêté en deuxième lecture le 11 décembre 2007 une position en vue de l'adoption de la directive 2008/.../CE du Parlement européen et du Conseil concernant la qualité de l'air ambiant et un air pur pour l'Europe. Pour ce qui concerne les PM_{2,5}, pour lesquelles il n'existait aucune valeur réglementaire européenne jusque-là, ce texte indique une valeur cible («niveau fixé dans le but d'éviter, de prévenir ou de réduire les effets nocifs sur la santé humaine et/ou l'environnement dans son ensemble, à atteindre dans la mesure du possible sur une période donnée») de 25 µg/m³ en moyenne annuelle, à respecter au 1er janvier 2010. Il indique également des valeurs limites (« niveau fixé sur la base des connaissances scientifiques, dans le but d'éviter, de prévenir ou de réduire les effets nocifs sur la santé humaine et/ou l'environnement dans son ensemble, à atteindre dans un délai donné et à ne pas dépasser une fois atteint ») de 25 µg/m³ en moyenne annuelle, à respecter au 1er janvier 2015, et de 20 µg/m³ en moyenne annuelle, à respecter au 1er janvier 2020.

Pour les PM₁₀, les valeurs réglementaires qui s'appliquent en France sont celles du décret n°2002-213 portant transposition des directives 1999/30/CE du Conseil du 22 avril 1999 et 2000/69/CE du parlement européen et du Conseil du 16 novembre 2000.

Ce décret fixe un objectif de qualité à 30 µg/m³ en moyenne annuelle pour les PM₁₀.

Selon la terminologie précisée par l'article L221-1 du code l'environnement, cet objectif de qualité correspond à « un niveau de concentration de substances polluantes dans l'atmosphère, fixé sur la base des connaissances scientifiques, dans le but d'éviter, de prévenir ou de réduire les effets nocifs de ces substances pour la santé humaine ou pour l'environnement, à atteindre dans une période donnée».

Des valeurs limites, correspondant au « niveau maximal de concentration de substances polluantes dans l'atmosphère, fixé sur la base des connaissances scientifiques, dans le but d'éviter, de prévenir ou de réduire les effets nocifs de ces substances pour la santé humaine ou pour l'environnement » sont également fixées pour les PM₁₀. Elles sont :

- de 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM10 en moyenne annuelle et
- de 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM10 en percentile 90 des teneurs journalières (c'est-à-dire le niveau ne devant pas être dépassé plus de 35 jours par an).

OMS

Pour ce qui concerne la pollution atmosphérique particulaire, l'OMS a retenu deux types de valeurs guides : l'une porte sur les niveaux moyens annuels dans l'air ambiant, et l'autre porte sur les niveaux moyens journaliers. Ces valeurs guides sont déclinées pour les PM₁₀ et les PM_{2,5}.

Pour ce qui concerne les niveaux moyens annuels, la valeur guide fixée par l'OMS (Air Quality Guidelines – Global Update 2005) est :

- pour les PM_{2,5} de **10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$** niveaux moyens annuels, et **25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$** pour niveaux moyens sur 24h
- pour les PM₁₀ de **20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$** niveaux moyens annuels et **50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$** pour niveaux moyens sur 24h

L'OMS indique que « bien que les effets indésirables sur la santé ne puissent pas être entièrement écartés au-dessous de ces concentrations, [elles] représentent les concentrations [...] dont on a non seulement montré qu'elles étaient atteignables dans les grandes régions urbaines des pays très développés, mais qui, si elles sont atteintes, devraient également permettre de réduire considérablement les risques sanitaires ».

Bien que les expositions épisodiques soient moins préoccupantes d'un point de vue sanitaire que les expositions chroniques visées par les valeurs guides concernant les moyennes annuelles, l'OMS indique que le fait de respecter ces valeurs guides journalières « permettra de se protéger contre les pics de pollution qui conduiraient autrement à une surmorbidity ou à une surmortalité importante ».

HCSP

S'appuyant sur l'état des connaissances des effets des particules sur la santé à partir des publications les plus récentes et sur une évaluation d'impact sanitaire de différents scénarios de diminution de la pollution particulaire en France, le **HCSP** recommande les valeurs suivantes:

- objectifs de qualité de l'air (moyenne annuelle) : 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les PM_{2,5} ; 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les PM₁₀ ;
- seuils d'information (moyenne journalière) : 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les PM_{2,5} ; 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les PM₁₀ ;
- seuils d'alerte (moyenne journalière) : 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les PM_{2,5} ; 80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les PM₁₀

Afin de prévenir les effets liés à une exposition chronique aux particules, le HCSP recommande dans l'air intérieur des immeubles d'habitation ou des locaux ouverts au public :

- un objectif cible (moyenne annuelle à l'horizon 2025) de 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les PM_{2,5} et de 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les PM₁₀ avec des valeurs dégressives immédiatement applicables à des dates intermédiaires définies avec un délai d'engagement des actions correctives fixé à un an après le constat de dépassement ;
- des valeurs repère (2015) de 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les PM_{2,5} et 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les PM₁₀
- des valeurs d'action rapide de 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les PM_{2,5} et 75 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les PM₁₀ qui doivent déclencher dans les trois mois la mise en œuvre d'actions correctives (identification des sources, abaissement des niveaux de concentration des particules).

ANSES

Pour les particules présentes dans l'air intérieur, l'ANSES ne propose pas de VGAI pour des expositions aiguës et chroniques mais elle recommande la mise en œuvre par les politiques publiques des valeurs guides de l'OMS pour l'amélioration de la qualité de l'air intérieur.

Code du travail

L'article R4222-10 du code du travail stipule que dans les locaux à pollution spécifique, les concentrations moyennes sur 8 heures en poussières totales et alvéolaires dans l'atmosphère inhalée par un travailleur ne doivent pas dépasser respectivement 10 et 5 mg/m³.

Ces VLEP ne concernent que les poussières sans toxicité spécifique (non susceptibles de provoquer d'autre effet que celui de la surcharge).

Particules diesel

Description et effet toxiques

Les particules diesel se composent d'un matériau carboné (suie : noyau de carbone ou "sphérule"), engendré lors de la combustion, sur lequel sont absorbées des espèces organiques diverses, constituées de molécules condensées lors des étapes suivant la combustion. Cette partie adsorbée extractible par divers solvants (lors d'analyses en laboratoires) est appelée SOF (Soluble Organic Fraction). Elle renferme des hydrocarbures imbrûlés, des dérivés oxygénés (cétones, esters, aldéhydes, lactones, éthers, acides organiques) et des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) accompagnés de leurs dérivés nitrés, oxygénés, etc. Se trouvent également des dérivés minéraux (SO₂, sulfates ...) et métalliques.

Les particules diesel sont de petite taille (**0,1 à 0,3 µm de diamètre**) avec autour d'un noyau carboné une adsorption de nombreux composants. L'INRS (ND 2239-201-5, 2005) précise que 50 à 80 % en masse des particules ont des diamètres compris entre 50 et 500 nm. Les produits organiques constituent de 10 à 90% du poids total des particules selon le type de carburant et le type de moteur.

Les émissions des moteurs diesel sont soit gazeux (composés d'oxydes de carbone, d'azote et de soufre, de vapeur d'eau, d'aldéhydes et d'hydrocarbures à bas poids moléculaire dont les HAP légers à moins de 4 cycles), soit particulaires. Les particules diesel comprennent selon le CIRC (2013) en pourcentage massique : carbone élémentaire (50-75%), carbone organique (19-43% dont des HAP et des nitro-HAP), des sulfates (<4%) et des métaux (<5%).

Les particules diesel semblent jouer un rôle dans les mécanismes allergiques en potentialisant la réponse aux allergènes. Ceci pourrait être expliqué par le développement d'une réponse de type inflammatoire, ainsi que par une introduction au niveau pulmonaire d'allergènes qui seraient déposés sur les particules diesel. Toutes ces données sont concordantes que ce soit chez l'homme, l'animal ou les modèles cellulaires.

Bien que les études épidémiologiques montrent une augmentation des décès par arrêt cardio-vasculaire lors des pics de pollution de particules fines, les études spécifiquement consacrées aux effets des particules diesel sur le fonctionnement cardio-vasculaire ont fait l'objet de peu de publications. Les résultats ne permettent pas de conclure avec certitude sur un lien entre particules et pathologies cardio-vasculaires.

Effets cancérigènes, reprotoxiques et mutagènes

Selon la classification européenne, les fumées d'échappement diesel sont reconnues cancérigènes catégorie 3 (effet cancérigène possible). Au niveau du CIRC, ces fumées sont **classées 1** (cancérigène avéré).

Valeurs de gestion dans l'air

Aucune valeur de gestion spécifique dans l'air pour les particules diesel n'est actuellement établie. L'évaluation des expositions aux particules diesel passe :

- par les mesures de NO et NO₂ pour la partie gazeuse, voire de monoxyde de carbone en espaces confinés ;
- la mesure du carbone élémentaire, pour lequel aucune VLEP n'est disponible en France. Les valeurs guide allemandes sont ainsi utilisées (TRK= 100 µg/m³ à l'air libre et 300 µg/m³ dans les espaces souterrains).

NB : Les TRK sont établies pour 8 heures par jour pendant 5 jours.

Données d'émissions

Les concentrations associées aux émissions des moteurs diesel sont synthétisées par l'INRS, 2005 (ND 2239-201-05) :

- Particules 20 à 200 mg/m³
- Aldéhydes : 10 à 300 ppm
- Hydrocarbures : 200 à 1 100 ppm
- Dioxyde de soufre : 50 à 200 ppm
- Oxydes d'azote (en NO) 300 à 2 000 ppm
- Monoxyde de carbone : 300 à 10 000 ppm

Dioxines, PCB, HAP

Dioxines

Description et effet toxiques

On regroupe généralement sous le terme de dioxines, les polychloro-dibenzo dioxines (PCDD) et les polychloro-dibenzo furanes (PCDF), molécules relativement complexes comprenant 210 congénères (75 PCDD et 135 PCDF). Parmi ces congénères, 17 composés sont connus pour leur toxicité. Ces produits sont des sous-produits de procédés industriels ou de combustion. Ils apparaissent de manière indésirable à l'occasion de processus thermique engendrant des composés organochlorés. Les principaux émetteurs industriels de dioxines sont le blanchiment de la pâte à papier, les usines d'incinération, la métallurgie, les fonderies, etc.

La toxicité de ces composés pourrait se manifester selon un mécanisme identique, ce qui justifie l'adoption du concept d'Equivalent Toxique. Cet indice I-TEQ (équivalent toxique en anglais) résume en une seule valeur la contamination du milieu par un mélange des 17 substances considérées comme les plus toxiques. A chacune d'elles est appliqué un coefficient correspondant à leur toxicité. Les facteurs d'équivalent toxiques permettant de calculer la concentration équivalente (I-TEQ) utilisés sont ceux préconisés par l'OMS (2005) et l'US-EPA (2010), ils ont été estimés en comparant l'activité du composé considéré à celle de la 2,3,7,8 TCDD.

Les dioxines demeurent dans l'environnement et s'accumulent dans les organismes vivants. Les résidents des pays industrialisés sont constamment exposés à des quantités infimes de dioxines par leur présence dans les aliments, l'eau, l'air, le sol. **Les denrées alimentaires constituent la principale source d'exposition aux dioxines. L'ingestion contribue pour plus de 90% à l'exposition globale.**

Plus de 90% de l'exposition humaine passe par l'alimentation, principalement la viande, les produits laitiers, les poissons et les fruits de mer. On observe les concentrations les plus élevées dans certains sols, sédiments et aliments, notamment les produits laitiers, la viande, le poisson et les crustacés. En revanche, les concentrations sont très faibles dans les plantes, dans l'eau et dans l'air (OMS, 2010).

Effets cancérigènes

Dans la famille des dioxines, c'est la 2,3,7,8-TCDD qui a été la plus étudiée sur le plan de la cancérogenèse. 4 catégories de cancers sont considérées comme pouvant être associées à cette exposition (cancers broncho-pulmonaires, cancers du foie, lymphomes et sarcomes des tissus mous) à partir de données chez l'animal (rats et souris) (IARC, 1997. SFSP, 1999). Chez le rat et la souris, le foie est la principale cible de cancer, mais d'autres sites (thyroïde, poumons, cavité orale) peuvent être également concernés.

Si la 2,3,7,8-TCDD est qualifiée de « plus puissant cancérigène connu » et de cancérigène complet par l'US-Environmental protection agency (US EPA), c'est parce que chez l'animal, des doses effectivement très faibles induisent des cancers après une administration sur une longue période. Un

cancérogène complet est une substance qui, appliquée seule à l'animal pendant deux ans, donne une augmentation significative du nombre de tumeurs. Cependant, la 2,3,7,8-TCDD n'est pas mutagène et n'induit pas directement de lésions sur l'ADN, contrairement à la capacité commune des agents génotoxiques. D'après l'ensemble des données expérimentales disponibles, le Centre international de recherche sur le cancer (IARC) estimait toutefois en 1997 qu'il existait une « évidence suffisante » pour une activité cancérogène de la 2,3,7,8-TCDD chez l'animal.

L'IARC place la 2,3,7,8-TCDD dans le groupe 1, et les autres PCDD et PCDF dans le groupe 3. L'US-EPA n'a pas établi de classification pour la 2,3,7,8-TCDD ni pour les dioxines (Base de données IRIS) mais dans une réévaluation des risques liés aux dioxines en cours d'approbation (Projet au 30-06-02) l'US-EPA considère que l'ensemble des dioxines ont un potentiel cancérogène, sur la base de récepteurs cellulaires communs. Les dioxines ne sont pas prises en compte dans la classification des substances au niveau européen.

S'il existe un consensus international pour appliquer aux dioxines la méthode des équivalents toxiques, il n'y a par contre à l'heure actuelle pas de consensus sur le type d'effets toxiques commun à l'ensemble des dioxines et sur les mécanismes des éventuels effets cancérogènes. L'IARC considère en particulier que seule la 2,3,7,8 TCDD est cancérogène pour l'homme, alors que l'US-EPA considère que toutes les dioxines peuvent être cancérogènes.

Valeurs de gestion dans l'air

Compte tenu de la voie d'exposition majeure orale (ingestion d'aliments), aucune valeur réglementaire ou guide n'est établie pour les dioxines dans l'air pour la population générale.

Pour l'exposition professionnelle, aucune VLEP n'est établie en France, seule l'Allemagne a établi une valeur technique de référence (TRK) pour les dioxines et furanes : 50 ng/m³ calculée en équivalent toxique (I-TEQ), source INRS, 2006 (ED5024).

NB :Les TRK sont établies pour 8 heures par jour pendant 5 jours.

PCB

Description et effet toxiques

Les polychlorobiphényles (appelés PCB) sont des composés aromatiques chlorés ou solides huileux, incolores à jaune clair d'odeur aromatique caractéristique. Ils sont produits par les opérations de synthèse du génie chimique.

Les PCB représentent une famille de composés ayant tous la même structure comprenant 1 à 10 atomes de chlores en substitution des hydrogènes de chaque phényle. Il existe un grand nombre de combinaisons différentes liées au nombre de chlore et aux positions qu'ils occupent conduisant à 209 isomères ou congénères ayant des propriétés physico-chimiques et toxicologiques propres.

Les laboratoires d'analyses proposent de doser dans les différents milieux les Aroclor 1016, 1260 et 1254 ou les 7 congénères (PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180). Ces 7 PCB dits « PCB indicateurs » ont été sélectionnés non pas sur la base de considérations toxicologiques mais sur leur persistance dans les chaînes alimentaires et le fait qu'ils représentent environ 50% de l'ensemble des congénères présents dans les aliments d'origine animale et dans les tissus humains.

La principale voie d'exposition aux PCB est la voie orale et plus particulièrement l'alimentation. En effet, compte tenu de leurs caractéristiques physico-chimiques, les PCB vont s'accumuler dans les graisses animales et humaines.

Des effets sur le système hépatique ont été relevés sur l'homme et les animaux exposés à des mélanges de PCB. Les preuves d'un effet des PCB sur le système endocrinien sont limitées sur l'homme mais plus convaincantes sur les animaux. A partir d'une dose de 0,005 mg/kg/j, des effets cutanés et oculaires sont observés sur les singes.

Enfin, des effets sur le système immunitaire et neurologique ont été observés sur l'homme et les animaux.

Effets cancérigènes, Mutagènes et reprotoxiques

Les PCB sont classés probablement cancérigène chez l'homme : 1 par l'IARC et B2 par USEPA (preuves non adéquats chez l'homme et suffisantes chez l'animal).

Les effets cancérigènes des PCB chez l'homme ont été évalués par des études rétrospectives sur des travailleurs exposés et par des études cas-témoins au cours d'expositions environnementales, ceci en examinant les associations entre les teneurs en PCB dans le sérum ou le tissu adipeux et l'occurrence de cancers. Plusieurs études de mortalité suggèrent que des expositions professionnelles aux PCB sont associées avec les cancers de certains tissus, en particulier le foie, le tractus biliaire, l'intestin et la peau (mélanomes). Une étude sur les cancers du foie chez les victimes du Yusho semble confirmer l'effet hépatocancérogène des PCB en cas d'exposition professionnelle.

Il n'y a pas d'association claire entre exposition professionnelle aux PCB et les cancers affectant d'autres tissus comme le cerveau, les organes hématopoïétiques et le système lymphatique.

Valeurs de gestion dans l'air

Compte tenu de la voie d'exposition majeure orale (ingestion d'aliments), aucune valeur réglementaire ou guide n'est établie pour les PCB dans l'air pour la population générale.

Pour les expositions des travailleurs, des VLEP indicatives sur 8h sont établies (INRS) :

- de 1 mg/m³ pour les biphényls chlorés à 42 % de chlore
- de 0,5 mg/m³ pour les biphényls chlorés à 54 % de chlore

HAP

Description et effet toxiques

Les HAP (hydrocarbures aromatiques polycycliques) sont formés lors de combustions incomplètes (bois, charbon, fioul, essence, goudrons de houille, cigarettes...) puis rejetés dans l'atmosphère où ils sont présents majoritairement dans la phase particulaire du fait de leur faible volatilité.

Il s'agit de molécules ayant deux (naphtalène) à plus de cinq (benzo-a-pyrène) noyaux benzéniques. Les propriétés toxiques et physicochimiques des molécules sont variables et dépendent en partie du nombre de noyaux benzénique. On compte 16 molécules les plus communément étudiées (liste de l'EPA reprise dans les paragraphes suivants).

Le pouvoir cancérigène des HAP, ou plus exactement de mélanges d'HAP, chez l'homme, est basé sur les observations réalisées chez les travailleurs exposés par voie respiratoire et cutanée. Les HAP sont incriminés dans plusieurs études concernant des personnes atteintes de cancers des poumons, de la peau, de la vessie, des reins ou des fosses nasales.

Les études animales révèlent également l'apparition de tumeurs chez de nombreuses espèces lors d'une exposition à du benzo(a)pyrène.

Le benzo(a)pyrène est classé comme cancérigène chez l'homme par le CIRC-IARC (**groupe 2A**), l'US-EPA (**classe B2**) et l'UE (**C1B**).

La position de l'OMS dans différents ouvrages ou publications et aussi celle de l'US-EPA est de considérer que le B(a)P a valeur d'indicateur pour les HAP potentiellement cancérigènes, qui ont plus de 3 noyaux aromatiques.

classifications des HAP par rapport à leur cancérogénicité : l'antracène, le benzo(g,h,i)pérylène, l'acénaphthylène, le fluoranthène, le fluorène, le phénanthrène et le pyrène sont classés 3 par le CIRC et/ou D par l'US-EPA. L'acénaphthène n'est pas classé.

Pour ces composés, les phrases de risque ne mentionnent pas non plus le caractère cancérigène, et l'article de Nisbet et Lagoy (1992) proposant des facteurs d'équivalent toxique (TEF cité ci-après) mentionne l'absence de données précises leur ayant permis d'aboutir à ces valeurs.

Pour le naphtalène, le potentiel cancérigène n'a pas été prouvé et à la différence des HAP à plus de 3 noyaux aromatiques, il n'est pas mutagène directement. Le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC) a classé le naphtalène dans le groupe 2B, et non 2A, en dépit des résultats chez l'animal ; ce point de vue, c'est-à-dire l'impossibilité actuelle de conclure que le naphtalène est un cancérogène probable pour l'homme, est partagé par un grand nombre d'experts réunis par l'US-EPA (cf. résultats de la réunion sur le site US-EPA, en date de septembre 2004). Le mécanisme retenu par l'IARC (2002) est la formation de métabolites entraînant un turn-over important au niveau des épithéliums respiratoires et secondairement la formation de tumeurs. Le naphtalène pourrait avoir des effets clastogènes in vitro mais pas d'effets mutagènes.

Le naphtalène est classé cancérogène de catégorie 3 (Carc. 3, phrase de risque R40) par l'Union Européenne.

Effets reprotoxiques

Parmi les HAP, seul le benzo[a]pyrène est classé par l'union Européenne par rapport à ses effets potentiels sur la reproduction : **R1B** (H360 FD : Peut nuire à la fertilité. Peut nuire au fœtus).

Effets Mutagènes

Le benzo(a)pyrène et le chrysène sont classés par l'Union Européenne pour leurs effets mutagènes dans les catégories M1B et M2 respectivement. Ces substances ont des effets mutagènes ou présentent des risques de mutagénicité sur les cellules germinales humaines. Ces mutations pourraient être transmises à la descendance.

Le naphtalène n'est pas génotoxique en l'état des connaissances ce qui le différencie du benzo(a)pyrène et des autres HAP à plusieurs cycles qui ont des effets similaires à ceux du BaP chez l'homme et chez l'animal et pour lesquels l'approche par équivalents (TEF) est justifiée.

Autres effets toxiques

Les études actuelles sur les effets toxiques non cancérigènes du benzo(a)pyrène sur l'homme montrent que les effets principaux sont cutanés. L'exposition subchronique ou chronique à l'acénaphthène induit des troubles hépatiques, rénaux et hématologiques.

L'organe cible pour les expositions au benzo(b)fluoranthène, benzo(k)fluoranthène et Dibenzo(a,h)Anthracène est le système immunologique.

Chez l'homme une seule étude traite de l'effet induit par une exposition par voie pulmonaire au fluoranthène. Dans cette étude les salariés ont été exposés par voie pulmonaire à un mélange de HAPs contenant du fluoranthène, du perylène, du pyrène, du benz(a)pyrène, du chrysène, du benzo(a)anthracène, du dibenz(a,h)anthracène et du benzo(g,h,i)perylène. L'exposition à de fortes concentrations de ce mélange (concentration non précisée) induit une diminution du taux d'immunoglobulines sériques (IgA, IgG et IgM) (Szczeklik *et al.*, 1994). Cette étude n'a toutefois pas permis d'identifier l'effet spécifique du fluoranthène. Les organes cibles identifiés sont le système sanguin et les reins.

Pour le naphtalène, les données sont peu nombreuses. L'exposition par inhalation, passage cutané, et absorption digestive sont responsables d'anémie hémolytique. Plusieurs cas d'anémie hémolytique ont été décrits après inhalation et pénétration cutanée chez des nouveau-nés dont les vêtements et la literie ont été conservés avec des boules d'antimite (Cock, 1957 ; Dawson *et al.*, 1958 ; Schafer, 1951 ; Valaes, 1963).

Valeurs de gestion dans l'air

Réglementaire – benzo-a-pyrène

En France, le Décret 2010-1250 du 21 octobre 2010 définit une valeur cible de 1 ng/m³ pour le B(a)P. La transposition de la directive européenne 2004/107/CE en droit français, dans le Décret 2010-1250 du 21 octobre 2010 fixe, pour le BaP sous forme particulaire, une valeur cible dans l'air de 0,001 µg/m³, applicable au 31/12/2012.

Pour l'exposition professionnelle, en France, la Caisse nationale d'assurance maladie recommande comme objectif provisoire de maintenir la concentration en BaP à une valeur inférieure à 150 ng/m³. Par ailleurs, en termes de suivi des expositions, le ministère du travail préconise une mesure globale des HAP particuliers à travers la fraction soluble dans le benzène, la VLEP fixée à 0,2 mg/m³ étant associée aux vapeurs et aérosols de brai de houille.

OMS

L'OMS considère que la présence de HAP dans l'air (2000) et en particulier l'air intérieur (2010) est préoccupante pour la santé, proposant un Excès de risque unitaire, la concentration correspondant à un risque de 10⁻⁵ pour l'OMS est de 0,12 µg/m³ en B(a)P.

Valeurs guides pour le Naphtalène

Dans l'air intérieur, l'OMS (2010) propose une valeur guide de 10 µg/m³ en moyenne annuelle pour le naphtalène. L'ANSES (2009) propose une VGAI long terme également de 10 µg/m³ (expositions chroniques au naphtalène pour des effets non cancérogènes)

Dans l'air intérieur, Le rapport final du projet INDEX : « Critical Appraisal of the setting and implementation of indoor exposure limits in the EU », 2005 élaboré par l'institut de la protection de la santé et du consommateur établit pour le naphtalène une concentration d'exposition limite sur le long terme de 10 µg/m³.

Pour l'exposition professionnelle, en France, la VLEP est de 50 mg/m³ pour le naphtalène.

Métaux (plomb, chrome)

Plomb

Description

Le plomb est un métal de couleur gris-bleu, mou et malléable. La masse molaire du plomb est de 207,20, sa densité est de 11,34 et son point de fusion est de 327,5°C. Les composés inorganiques du plomb ne sont pas volatils tandis que les composés organiques peuvent être volatils.

Dans l'air, les émissions de plomb sont principalement anthropiques, cependant depuis les deux dernières décennies, avec la disparition de la consommation de l'essence plombée, la pollution atmosphérique par le plomb a considérablement diminuée.

Effets toxiques et cancérigènes

Effets cancérigènes

L'Union Européenne classe le plomb et ses dérivés dans les catégories suivantes:

- **Catégorie 3** : les chromates, sulfochromates et sulfochromates molybdates de plomb
- **Catégorie 1** : l'arséniate de plomb est cancérigène pour l'homme.

L'IARC classe le plomb et ses dérivés dans les groupes suivants :

- **Groupe 2A** pour le plomb et ses dérivés inorganiques
- **Groupe 1** : pour les chromates et arséniates de plomb
- **Groupe 3** : pour les composés organiques

Enfin, l'US-EPA classe dans le groupe **B2** : le plomb et ses dérivés inorganiques.

Chez l'homme une conjonction de données indique qu'une exposition professionnelle pourrait être associée à un risque accru de cancer bronchique ou du rein (pour des expositions de longue durée).

Effets Mutagènes

Aucun des composés du plomb n'est classé mutagène par l'Union Européenne.

Effets reprotoxiques

Le plomb et l'ensemble de ses composés sont **classés R1** par l'Union Européenne.

Autres effets toxiques

Les principaux effets toxiques liés à une exposition chronique au plomb sont des neuropathies motrices avec déficit intellectuel, des altérations des reins et du système reproducteur (infertilité masculine), ainsi que des inhibitions de la synthèse de l'hémoglobine, et de la vitesse de la conduction nerveuse, effets qui ont pu être associés à des plombémies précises par l'ATSDR.

Des études réalisées en milieu professionnel ont montré que le plomb peut exercer un effet dépresseur sur la glande thyroïde pour des niveaux d'exposition élevés (Tuppurainen *et al.*, 1988 ; Robins *et al.*, 1983).

Pour des expositions moins importantes, des troubles d'ordre neurologiques ont été observés chez l'adulte comme chez l'enfant : irritabilité, troubles du sommeil, anxiété, perte de mémoire, confusion, sensation de fatigue.

L'exposition chronique au plomb produit aussi des effets sur le système nerveux périphérique (paresthésie, faiblesse musculaire, crampes...), des effets hématologiques (anémies), des effets rénaux et des effets cardio-vasculaires (l'implication possible du plomb dans une hypertension artérielle est cependant controversée).

Valeurs de gestion dans l'air

L'objectif de qualité de l'air correspond en France à une concentration de $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne annuelle (décret 2010-1250 du 21 octobre 2010). L'OMS préconise également de ne pas dépasser le seuil de $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en exposition moyenne annuelle.

Plombémie

L'Anses a fait mi-janvier 2013 une restitution de la saisine "expositions au plomb : les effets en dessous de $100 \mu\text{g}/\text{l}$ " (saisine DGPR/DGS en 2011). Il préconise un dépistage des individus (enfants < 7 ans et femmes enceintes) surexposés au plomb quand des investigations environnementales des lieux de vie de ces populations cibles ont objectivé une contamination. La concentration dans les poussières des logements à partir de laquelle un dépistage du saturnisme infantile est spécifié est de $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Pour l'exposition des travailleurs, une VLEP réglementaire contraignante concerne le plomb métallique et ses composés de $0,1 \text{ mg}/\text{m}^3$ pour 8 heures. Pour les formes organiques du plomb : plomb tétraéthyl et plomb tétraméthyl, des VLEP indicatives de 0,1 et $0,15 \text{ mg}/\text{m}^3$ sont établies.

Chrome VI

Description

Le chrome peut exister sous plusieurs niveaux d'oxydation, principalement les niveaux d'oxydation III (chrome trivalent) et VI (chrome hexavalent). Les différentes formes chimiques qui sont trouvées dans l'environnement sont les ions Cr^{3+} et $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$, le trioxyde de chrome et certains composés du chrome VI qui sont le plus souvent d'origine anthropique. La masse molaire du chrome est de 52,0. Sa densité est de 7,14 et son point de fusion est de 1890°C .

Le chrome est un élément présent dans l'environnement de manière ubiquitaire qui est largement distribué dans la croûte terrestre, où il est principalement concentré dans les roches, avec comme principal minéral la chromite (FeCr_2O_4).

Bien que la thermodynamique indique que le chrome VI peut exister de manière naturelle dans les sols, il est le plus souvent introduit dans l'environnement par les activités industrielles.

Les principales sources d'émission de chrome dans l'atmosphère sont l'industrie chimique, la combustion de gaz naturel, de pétrole et de charbon, avec dissémination secondaire par le vent des poussières contaminées par ces différentes sources.

Ce sont les formes hexavalentes du chrome qui sont à la fois les plus solubles et les plus toxiques.

Effets toxiques et cancérigènes

Les composés du chrome VI sont cancérigènes pour l'homme par la voie respiratoire, ils induisent principalement des cancers du poumon et des bronches, mais ils ne sont pas cancérigènes par la voie orale. L'UE a classé le trioxyde de chrome en catégorie 1 et les autres composés du chrome VI en catégorie 2. L'IARC a placé les composés du chrome VI dans le groupe 1, l'US-EPA dans le groupe A par la voie respiratoire et dans le groupe D par la voie orale.

Le tractus respiratoire est l'organe cible des effets lors de l'exposition par inhalation aux dérivés du chrome III et du chrome VI. Il s'agit alors d'atteintes au site de contact. Le chrome et ses dérivés peuvent avoir un effet sensibilisant qui se manifeste par de l'asthme et des dermatites, mais le nombre d'individus sensibilisés reste faible par comparaison aux concentrations parfois élevées.

Des atteintes hépatiques ont été décrites lors de l'exposition professionnelle au trioxyde de chrome, des atteintes oculaires ont également été mises en évidence lors de l'exposition directe aux dérivés du chrome. Enfin, des dermatites eczématiformes et des ulcérations sont observés lors d'exposition par la voie dermique.

Valeurs de gestion dans l'air

La valeur guide dans l'air, recommandée par l'OMS pour l'Europe (2000), est de $2,5 \cdot 10^{-4} \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour le chrome VI. L'OMS précise cependant que la concentration de $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en chrome VI entraînerait pour une exposition durant la vie entière un excès de risque de $4 \cdot 10^{-2}$. L'effet critique retenu est le cancer pulmonaire.

Pour l'exposition des travailleurs, deux VLEP réglementaires contraignantes concernent le Chrome hexavalent et ses composés : VLEP de $0,001 \text{ mg}/\text{m}^3$ pour 8 heures et pour les expositions de courte durée (15 minutes) de $0,005 \text{ mg}/\text{m}^3$.

Fibres d'amiante

Description et effet toxiques

Une particule allongée, dont la longueur est au moins trois fois supérieure au diamètre est considérée comme une fibre, qu'elle soit naturelle ou artificielle. Classées selon leur nature chimique (Tableau ci-dessous), les fibres sont soit organiques (à base de carbone et d'hydrogène), soit inorganiques dites aussi minérales (voir INRS : <http://www.inrs.fr/risques/fibres-hors-amiante/generalites.html>).

Tableau 2- Les diverses familles de fibres (INRS)

| Classification des fibres selon leur nature chimique | | | | |
|--|--|--|--|--|
| Fibres organiques | | | Fibres inorganiques | |
| Fibres naturelles | Fibres synthétiques | Fibres artificielles | Fibres naturelles | Fibres synthétiques |
| <ul style="list-style-type: none">▲ cellulose▲ coton▲ lin▲ chanvre▲ soie▲ laine | <ul style="list-style-type: none">▲ aramides▲ polyester▲ polyvinylalcool▲ polypropylène▲ polyéthylène▲ polyamides | <ul style="list-style-type: none">▲ viscose▲ acétate de cellulose | <ul style="list-style-type: none">▲ amiante▲ wollastonite▲ sépiolite | <ul style="list-style-type: none">▲ laines d'isolation▲ fibres céramiques réfractaires▲ fibres à usage spécial▲ fibres de carbone▲ fibres d'alumine▲ whiskers▲ basalte |

Les fibres peuvent être libérées dans l'air lors de manipulations liées à la mise en place des matériaux fibreux, lors de leur enlèvement et lors du vieillissement des matériaux si une mise en contact avec l'air est possible.

La principale voie d'exposition aux fibres est respiratoire. Elles ne passent pas à travers la peau.

Toutes les variétés de fibres d'amiante sont responsables de fibroses pulmonaires et pleurales, mais surtout de cancers bronchopulmonaires et de mésothéliomes de la plèvre, ces derniers étant considérés comme une maladie spécifique de l'amiante. En mars 2009, le Centre international de recherches sur le cancer (CIRC) a reconnu deux nouveaux cancers — celui du larynx et des ovaires — induits par une exposition aux fibres d'amiante, classées dans le groupe 1 des cancérogènes certains pour l'homme.

Valeurs de gestion dans l'air

L'Article R1334-18 du code de la santé publique régit le taux d'amiante dans l'air intérieur, la valeur limite étant à 5 fibre/litre d'air. En cas de dépassement, des travaux doivent être engagés.

Le décret n° 2012-639 du 4 mai 2012 fixe pour les travailleurs susceptibles d'être exposés à des fibres d'amiante des concentrations moyennes en fibre d'amiante à ne pas dépasser dans l'air : 100 fibres/litre sur 8 heures de travail. Depuis le 1 janvier 2015, cette concentration ne doit pas dépasser 10 fibres /litre pour 8 h. Les fibres retenues ont une longueur supérieure à 5 µm, une largeur supérieure à 3 µm et un rapport L/l supérieur à 3. La technique de comptage des fibres est la microscopie électronique en transmission analytique (META).

Polluants microbiologiques

L'environnement bâti est susceptible d'être un réservoir d'une multitude de contaminants biologiques. Qui dans l'air sont nommés bioaérosols, bactéries, virus, amibes et moisissures. Un **bioaérosol** est un aérosol qui est ou qui provient d'un organisme vivant. Les toxines d'origine biologique, les bactéries, virus, spores de moisissures, les cellules animales et végétales ainsi que les fragments et les déchets cellulaires en suspension dans l'air sont des bioaérosols.

La majorité des bioaérosols sont de dimension respirable :

- de l'ordre de 0,02 à 0,25 µm pour les virus,
- de 0,3 à 15 µm pour les bactéries et
- de 1 à 50 µm pour la majorité des moisissures et des levures

La principale source de bactéries et virus dans l'air intérieur est liée à la présence humaine comme en témoignent les concentrations totales en bactéries généralement supérieures après une forte occupation des locaux.

Les bioaérosols sont dispersés dans l'air suivant les flux d'air, les dépôts sur les matériaux et leur remise en suspension. Le tableau suivant repris de Goyer et al (2001) présente des niveaux de concentrations pouvant être mesurés dans différents lieux.

| Source : Goyer, 2001 | Bactéries totales (UFC/m ³)* | Bactéries Gram-négatives (UFC/m ³)* | Moisissures (UFC/m ³)* | Endotoxines (ng/m ³) |
|----------------------|--|---|------------------------------------|----------------------------------|
| Extérieur | 10 ² | 10 ¹ | 10 ³ | - |
| Centre de compostage | 10 ⁵ | 10 ² | 10 ⁴ | 0-990 (traitement de déchets) |
| Edifice de bureaux | 10 ² | 10 ¹ | 10 ² - 10 ³ | |

* UFC : unité formatrice de colonie.

Bactéries

Description et effets toxiques

Les espèces bactériennes sont très nombreuses dans l'environnement, elles sont essentiellement véhiculées par l'homme. Ces organismes procaryotes, unicellulaires et ubiquitaires. La classification des bactéries est basée sur les caractéristiques cellulaires, morphologiques ou biochimiques. Elles sont généralement séparées en deux familles selon leur réaction à la coloration de Gram : les bactéries Gram-positives et les bactéries Gram-négatives.

Elles ont besoin pour se développer d'une humidité élevée et, pour la majorité d'entre elles, de sources d'énergie constituée de la matière organique.

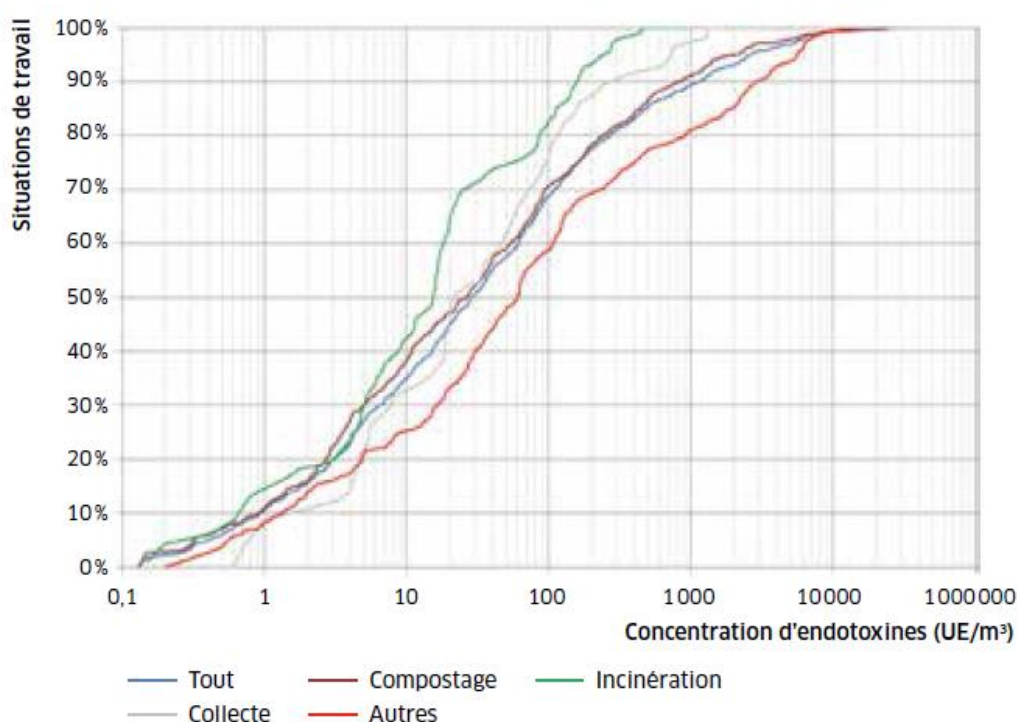
Dans les ERP de type école, les mesures réalisées par le CSTB montrent des concentrations totales en bactéries qui augmentent après l'occupation des salles, et passent de moins de 1 000 UFC/m³ à plus de 3 000 UFC/m³. Les pics de concentration bactérienne correspondent aux valeurs élevées de CO₂.

Les endotoxines sont des constituants de la membrane extérieure des bactéries Gram-négatives. Leurs effets sur la santé varient beaucoup selon les espèces. Elles sont à l'origine de symptômes pseudogrippaux accompagnés de fièvre, toux sèche, fatigue, douleurs musculaires et articulaires. Il s'agit d'une réaction exclusivement inflammatoire et non pas immunitaire.

Leur présence dans l'air est sous 3 formes principales (INRS, 2011) : les molécules LPS ³purs de petites tailles (~nm), les molécules LPS associées à d'autres éléments de la paroi membranaire dont ils sont issus (taille < cellule bactérienne -> < 1-2 µm) et les endotoxines associées à d'autres particules de l'aérosol qu'elles soient biologiques ou non. Ainsi, la taille des particules contenant des endotoxines est variable en fonction de l'origine de l'aérosol, elles sont présentes dans les fractions inférieures à 2,5 µm et également entre 2,5 et 10 µm.

Les concentrations dans l'air représentant le bruit de fond sont présentées dans le rapport INERIS (2007) référencé DRC 07-76413-00350A. Ce document présente également quelques mesures réalisées dans les centres de transfert, tri, compostage et stockage de déchets.

L'INRS dans la note technique HST n°239 de juin 2015 rend compte de nombreuses mesures (1044 au total) de concentrations en endotoxines réalisées sur des durées de 8h dans différents secteurs d'activités (625 mesures dans des enceintes de compostage de déchets, 94 mesures dans des enceintes d'incinération de déchets). La figure ci-dessous en est extraite. Il a également été montré que les prélèvements individuels sur opérateurs montraient des concentrations globalement plus élevées que celles réalisées en ambiance.



↑ FIGURE 1: Distribution des concentrations en endotoxines mesurées par secteur professionnel (compostage, incinération, collecte) ou par regroupement de secteurs professionnels (autres, tout).

(source INRS, note technique HST n°239, 2015)

Des bactéries hydriques comme *les légionelles* peuvent être dispersées dans l'air par pulvérisation d'eau, par son impaction sur des surfaces ou lorsque l'air bouillonne dans l'eau. La production d'aérosols de microgouttelettes d'eau favorise le transport des légionelles jusqu'aux alvéoles pulmonaires. Le bâtiment et ses équipements sont directement incriminés. Il s'agit en l'occurrence davantage d'un problème de qualité de l'eau que de qualité de l'air.

Moisissures

Description

³ LPS : Lipopolysaccharide : polysaccharide associé par des liaisons chimiques ou physiques à des lipides

Il existe plusieurs dizaines de milliers de moisissures et levures dans l'environnement, les deux groupes appartenant à la famille des champignons. Ils sont largement présents dans les environnements intérieurs humides, où l'homme serait exposé de nombreuses espèces.

Les moisissures sont des organismes pluricellulaires qui se propagent par leurs spores qui diffèrent en formes, dimensions, affinités à l'humidité... Ces caractéristiques conditionnent le mode de dispersion dans l'air.

Le développement de ces champignons microscopiques et filamenteux, que sont les moisissures, commence dans tout bâtiment, par des spores qui proviennent généralement de l'extérieur et se déposent sur les surfaces intérieures (mur, plafond, sol). La croissance de ces organismes débute si les trois conditions favorables à leur croissance sont réunies à savoir la présence indispensable d'eau sur un substrat offrant des nutriments et une température appropriée.

Dans l'environnement bâti, l'élément essentiel qui détermine la prolifération fongique est la présence d'eau sous forme liquide ou en phase gazeuse. Les moisissures ne peuvent croître qu'en présence d'un milieu nutritif complet (CHON : carbone, hydrogène, oxygène et azote), les sources de nutriments sont donc très diverses : poussières, produits de construction et de décoration tels les papiers peints, les textiles, les peintures, les colles, le bois, les livres, le papier, les cartons, etc.



(Source CSTB , 2015)

Les plus fréquentes en milieu intérieur contaminé sont les espèces *Cladosporium*, *Aspergillus*, *Penicillium*, et *Alternaria*. Les moisissures de type *Cladosporium*, et *Penicillium* ont des spores à paroi sèche facilement dissociables et légères et seront donc plus facilement dispersés dans l'air que des moisissures du genre *Acremonium* et *Exophiala*, bactéries à paroi épaisse de consistance humide qui forment des amas lourds peu transportables dans l'air.

La résistance des produits de construction au développement fongique est un critère inscrit depuis 1989 dans l'exigence essentielle « Hygiène, santé et environnement » de la Directive Produits de construction.

Les champignons microscopiques peuvent induire de nombreuses manifestations telles que l'asthme, l'eczéma, le rhume des foins et l'urticaire. Aujourd'hui on estime que plus de 15% de la population est allergique aux moisissures (CSTB⁴, 2015).

Certaines moisissures habituellement présentes dans l'environnement intérieur peuvent causer des infections fongiques invasives chez des patients ayant des défenses immunitaires diminuées. Le patient immunodéprimé acquiert l'infection le plus souvent par inhalation des spores de moisissures. Ces atteintes sont responsables de signes cliniques non spécifiques (difficultés respiratoires, douleurs et toux avec parfois une fièvre) dont la gravité dépend, en grande partie, de l'état immunologique du patient, avec risque de décès chez les personnes sévèrement immunodéprimées.

Métabolites

Le métabolisme des moisissures qui se développent sur les matériaux de construction produit une quantité importante de composés organiques volatils (COV). Les COV produits de type alcools, cétones, aldéhydes, terpènes, etc. sont très odorants. Pour certains d'entre eux, le seuil de détection olfactif faible permet de déceler des odeurs de « moisi » en l'absence de signes visibles de

⁴ CSTB (2015) Guide pratique les moisissures dans votre logement. Les éliminer en toute sécurité. Février 2015

développement fongique. Ces COV microbiens peuvent provoquer des signes cliniques d'irritation sans que des spores aient été en contact direct avec les muqueuses.

D'autres substances présentes dans la paroi des moisissures parmi elles, les glucans, dont le β -(1,3-) glucane qui peut entraîner la réduction des défenses immunitaires. Ces substances ont des propriétés irritantes et inflammatoires.

Les mycotoxines sont également produites par les moisissures. Les principales manifestations cliniques sont l'œdème pulmonaire, la fièvre, une fatigue généralisée, des difficultés respiratoires ou encore l'hémorragie.

Enfin, certaines espèces produisent des toxines, appelées mycotoxines, dont l'inhalation peut occasionner des troubles qui, dans certain cas, sont graves. Par exemple, les trichothécènes produites par *Stachybotrys chartarum* ont été soupçonnées de causer des hémorragies pulmonaires chez de très jeunes enfants, mais cette association n'a pas été pas clairement établie.

Valeurs de gestion dans l'air

Bactéries et moisissures

La littérature scientifique permet d'affirmer actuellement qu'il y a une association entre d'une part, l'humidité et le développement de moisissures dans les bâtiments et, d'autre part, l'augmentation du risque de divers effets délétères sur la santé des occupants : surcroît de symptômes des voies respiratoires supérieures, développement ou exacerbation de l'asthme, infections respiratoires, toux, respiration sifflante et oppression respiratoire.

A l'heure actuelle, la relation dose-réponse entre l'exposition aux moisissures et les effets sur la santé n'est pas connue ne permettant pas de définir un seuil sécuritaire en deçà duquel il n'y aurait pas de risques pour la santé humaine. En conséquence, l'OMS (2009) considère que des valeurs guides de niveaux acceptables de contamination fongique basés sur les effets sanitaires ne peuvent être recommandées.

Ainsi, les expositions individuelles aux agents biologiques sont interprétées en relatif par rapport aux concentrations mesurées en extérieur ou dans des environnements peu ou pas contaminés.

Dans le cadre de l'audit de la qualité de l'air intérieur des bâtiments à usage d'enseignement, la norme NF X43-407 de 2006 donne des gammes de concentrations en bactéries et moisissures auxquels se référer, elles sont reprises par l'INVS (2010) dans son guide technique de 2010 sur le diagnostic et la prise en charge des syndromes collectifs inexplicables. Les tableaux ci-dessous en sont extraits.

Tableau 1 – Description qualitative de la contamination fongique de l'environnement intérieur (contamination exprimée en UFC/m³)

| Niveau de contamination | Logement | Autre environnement intérieur (immeubles de bureaux) |
|-------------------------|----------|--|
| Très faible | <50 | <25 |
| Faible | <200 | <100 |
| Moyen | <1 000 | <500 |
| Élevé | <10 000 | <2 000 |
| Très élevé | >10 000 | >2 000 |

Source : Norme X43-407 de mars 2006 relative à l'audit de la qualité de l'air dans les locaux non industriels.

Tableau 2 – Description qualitative de la contamination bactérienne de l’environnement intérieur (contamination exprimée en UFC/m³)

| Niveau de contamination | Logement | Autre environnement intérieur (immeubles de bureaux) |
|-------------------------|----------|--|
| Très faible | <100 | <50 |
| Faible | <500 | <100 |
| Moyen | <2500 | <500 |
| Élevé | <10 000 | <2 000 |
| Très élevé | >10 000 | >2 000 |

Source : Norme X43-407 de mars 2006 relative à l’audit de la qualité de l’air dans les locaux non industriels.

Pour les expositions professionnelles, aucune VLEP n’a été établie en France ou dans d’autres pays. L’étude APAVE pour l’ADEME et ECOEMBALLAGE (ADEME, 2015) présente deux valeurs repères correspondant à des doses minimales avec des effets nocifs observés :

- 10⁴ UFC/m³, valeur associée à une diminution des fonctions respiratoires et l’apparition de signes d’irritation des yeux et des voies respiratoires de courte durée (niveau d’exposition sur 8 heures) ;
- 10⁶ UFC/m³, valeur associée à pneumopathie d’hypersensibilité (maladie allergique pulmonaire).

Par ailleurs, plusieurs auteurs proposent des valeurs guides en milieu professionnel pour les moisissures qui ne sont pas basées sur des effets doses –réponse : 10³ UFC/m³ (source : SUVA, 2013⁵) et 10⁴ UFC/m³ (source : Mandal et Brandl, 2011⁶)

⁵ SUVA, 2013. Valeurs limites d’exposition aux postes de travail, 2013. Ref 1903F, 147 pp

⁶ Mandal J, Brandl H. 2011. Bioaerosols in indoor Environment – a review with special reference to residential and occupational locations. The open Environmental & biological monitoring journal, 2011 ; 4 ; 83-96




Endotoxines

Dans sa note scientifique et technique, NS293, l'INRS (2011) présentait les recommandations proposées par différentes instances pour les concentrations en endotoxines dans l'air.

A l'heure actuelle, aucune valeur limite d'exposition n'est disponible en France.

L'INRS dans la note technique HST n°239 de juin 2015 rendant compte de nombreuses mesures de concentrations en endotoxines réalisées sur des durées de 8h dans différents secteurs d'activités. En s'appuyant sur ces mesures, le réseau Assurance maladie- Risques professionnels propose deux valeurs guides de 200 et 1000 UE/m³. Présentées dans le tableau ci-dessous, elles correspondent respectivement aux centiles 0,8 et 0,9 des mesures d'exposition réalisées dans l'ensemble des secteurs d'activité.

Il est important de mentionner qu'elles ne sont pas établies en lien avec un quelconque effet sur la santé mais dans un objectif d'amélioration de 20 % des situations les plus exposantes. Il est ainsi proposé par les auteurs de conduire l'interprétation des concentrations d'exposition 8h mesurées à ces valeurs guides afin de définir les éventuelles actions à engager.

| EXPOSITION INDIVIDUELLE SUR 8 H | DIAGNOSTIC | ACTIONS À ENGAGER |
|---|---|---|
| < 200 UE/m ³ | Situation de travail acceptable faisant partie des 80% des situations de travail les moins exposantes. |  Pas de mesure spécifique. Établir un suivi des niveaux d'exposition. |
| Entre 200 UE/m ³ et 1000 UE/m ³ | Situation de travail non satisfaisante faisant partie des 10% des situations de travail intermédiaires. |  Des mesures de prévention sont à planifier. Pour les situations les plus exposantes, elles doivent être mises en place rapidement. |
| > 1000 UE/m ³ | Situation de travail non acceptable faisant partie des 10% des situations les plus exposantes. |  Mettre en place immédiatement des mesures de prévention. |

(source INRS, note technique HST n°239, 2015)

Il est à noter par ailleurs :

- que le ministère de la Santé des Pays Bas (DECOS) a établi une VLEP de 90 UE/m³ en 2010.
- que Rylander (2006) propose des niveaux de concentrations pour interpréter les mesures :
 - ✓ un niveau sans effet de l'ordre de 10 ng/m³ (soit de l'ordre de 100 UE/m³),
 - ✓ un niveau correspondant à l'apparition d'effets systémiques de 100 ng/m³ (soit de l'ordre de 1000 UE/m³),
 - ✓ un niveau correspondant à l'apparition d'effets liés à l'ODTS⁷ de 200 ng/m³ (soit de l'ordre de 2000 UE/m³).

Métrologie

De nombreuses méthodes et appareils sont disponibles pour la mesure des bioaérosols. Plusieurs normes existent pour le mesurage des micro-organismes dans l'atmosphère des lieux de travail (NF EN 13098 pour le mesurage des micro-organismes, EN 14031 pour le mesurage des endotoxines).

Les dispositifs de mesure des endotoxines dans l'air sont détaillés dans plusieurs documents de l'INRS (NS293, 2011 ; TR35, 2005 ; ND 2222, 2005 et la fiche METROPOL 089). Il est à mentionner également une étude bibliographique de l'INRS (ND2170, 2002) sur l'échantillonnage et l'analyse des endotoxines dans l'air

⁷ Syndrome toxique des poussières organiques (ODTS)

ANNEXE 2 - ILLUSTRATIONS DE VENTILATION PAR PLENUM DANS LES CABINES DE TRI DE DECHETS

Dans le document ND 2309 de l'INRS [35], un exemple de mise en pratique de la technique de ventilation par plénum ([31] et [32]) est présenté ; il s'agit de montrer son avantage par rapport à la ventilation générale. L'opération pilote a été menée en Lorraine. Des mesures de concentrations en microorganismes (bactéries et moisissures cultivables), concentration en particules inhalables et confort thermique ont été effectuées dans 2 salles de pré-tri d'un centre de valorisation des déchets ménagers en exploitation. Les mesures ont été effectuées avant et après installation des plénums de soufflage (avant il y avait des diffuseurs circulaires).

Les résultats des premières mesures ont montré que lorsque la différence de température entre l'air neuf introduit et l'air de la cabine de tri des déchets est supérieure à 3 °C, alors les voies respiratoires des opérateurs ne se trouvent pas protégées dans le flux d'air neuf.

Par ailleurs, malgré un empoussièrément plus important (concentrations en poussières plus élevées), les concentrations en microorganismes sont faibles juste après l'installation des plénums de soufflage ; la situation s'est dégradée quelques mois plus tard après la diminution du débit d'air due à l'augmentation de la perte de charge des filtres à air de la centrale de traitement d'air.

Figure 1 : Utilisation d'un plénum soufflant dans une cabine de tri de déchets (d'après [35])



Le centre de tri "les ateliers fouesnantais" a ouvert en 1995 et a été totalement réaménagé en 2009 [36]. Une ventilation a été installée afin de permettre le soufflage de l'air au-dessus des opérateurs dans les cabines de tri.

Un choix similaire a été effectué au centre de tri et d'incinération des déchets de Lons-le-Saulnier [36]. La ventilation des cabines de tri a été conçue avec des plénums pour l'amenée d'air neuf au-dessus des opérateurs. Initialement les plénums ne fonctionnaient pas correctement car l'air neuf ne descendait pas jusqu'aux opérateurs (débit d'air insuffisant) et même parfois de l'air sale remontait. Aussi l'installation a été revue pour un résultat final satisfaisant avec division en 2 tronçons du réseau aéraulique qui alimente en air neuf les plénums (Erreur ! Source du renvoi introuvable.).

Figure 2 : Réseau aéraulique pour l'alimentation des plénums en air neuf (d'après [36]).



A la fin de l'année 2013, il a été annoncé la construction d'un nouveau centre de tri des emballages ménagers pour le Nord Finistère [37]. Cette réalisation prévoit des dispositifs de captage des poussières aux points de chute des matériaux et l'installation de plénums de soufflage d'air climatisé au-dessus des opérateurs de tri.

Le rapport du HSE daté de 2013 [25] présente les résultats de mesures de concentrations en particules et bio-aérosols effectuées dans des usines de tri et de recyclage de déchets ménagers en Angleterre. L'un des intérêts de ce rapport est qu'il présente des informations assez précises sur la ventilation de cabines de tri.

Les mesures ont été effectuées dans 7 sites différents. Aucun de ces sites n'utilise de ventilation localisée (système local d'assainissement de l'air avec aspiration au plus près de source de pollution) à l'exception de l'un d'eux qui utilise une hotte de captage, à l'extérieur des cabines de tri manuel, dans un endroit où des poussières peuvent être générées. Mais ce dispositif est d'une efficacité probablement limitée car des 7 sites c'est celui-ci qui apparaît le plus fermé vis-à-vis de l'extérieur et qui présente les valeurs les plus élevées de concentrations en polluants.

Des systèmes d'injection de brouillards sont installés hors cabines de tri dans 2 des 7 sites pour l'abattement des poussières en suspension dans l'air.

Des systèmes de ventilation mécanique équipent les cabines de tri des déchets dans 4 des 7 sites mais les auteurs du rapport affirment que ces systèmes sont de piètre qualité (délabrés). Les auteurs affirment également que ces systèmes de ventilation sont davantage conçus pour le confort des travailleurs et moins pour la qualité de l'air.

ANNEXE 3 – VENTILATION DE DIFFERENTS METROS

Le métro et le RER de Paris

Les gares souterraines fermées et/ou semi-ouvertes concernent les transports effectués par les trains (relier une ville à une autre), les RER (en France, liaisons en Île-de-France) et les métros (à Paris, essentiellement des trajets intramuros).

Les gares de trains ne sont généralement pas souterraines. En ce qui concerne le RER, une partie des lignes est en surface (essentiellement en banlieue parisienne) et les gares souterraines se situent pour la plupart à Paris intramuros ; elles sont généralement connectées à des stations de métros qui sont, elles, presque toujours souterraines. Aussi les informations relatives à la ventilation des gares souterraines concernent dans leur grande majorité les métros.

Daniel GABAY de la RATP a dressé un rapide historique du développement de la ventilation dans le métro parisien [10]. Il affirme que la RATP a initié à la fin des années 60 un programme d'installation de ventilateurs à haut débit. Comme la distance entre 2 stations est faible, de l'ordre de 600 m, il a été décidé d'installer des puits de ventilation (pour l'extraction de l'air) dans les tunnels à égale distance des stations, l'air neuf entrant par les accès aux stations. Le RER a été construit à cette époque et les installations de ventilation ont été intégrées au départ. Le principe de la ventilation consiste donc en un balayage longitudinal des tunnels. Par ailleurs, dans certaines stations de grandes dimensions, des systèmes de ventilation spécifique pour le confort (et le désenfumage le cas échéant), avec parfois climatisation, ont été installés.

Un rapport du BEA-TT daté de 2006 [11] fournit des informations précises sur la manière dont la ligne 4 du métro de Paris est ventilée.

Cette ligne est longue de 11 km et comporte 24 stations ; elle est entièrement souterraine. La circulation de l'air et d'éventuelles fumées est assurée par une ventilation mécanique réalisée à partir de ventilateurs répartis sur l'ensemble de la ligne. Les ventilateurs sont utilisés pour le renouvellement de l'air (mode confort) et fonctionnent alors en extraction et à débit réduit (l'air neuf pénètre alors par les entrées aux stations) ; ils peuvent également être utilisés pour le désenfumage et fonctionnent alors en insufflation (avec de l'air neuf pris à l'extérieur) ou en extraction (suivant leur positionnement par rapport à la source des fumées) à leur débit nominal. Entre 2 stations, il y a 1, 2 ou pas de ventilateur (dans ce dernier cas il y a des baies naturelles de ventilation). La Figure 3 (d'après [11]) indique l'emplacement et le sens de fonctionnement des ventilateurs à proximité de la zone 30 où un incendie s'est déclaré le 6 août 2005.

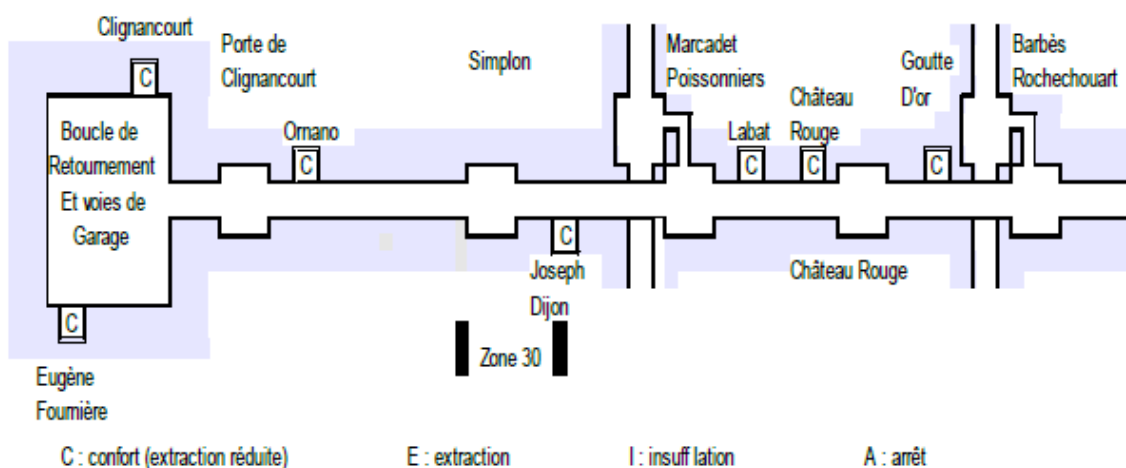


Figure 3. Emplacement de ventilateurs sur la ligne 4 du métro de Paris (d'après [11]).

Le blog de Dominique JOSSE (chargée d'information de proximité) a pour objectif d'informer sur la vie de la ligne 4 et en particulier des travaux qui y sont réalisés [12]. Ainsi, en juin 2012, le blog informe

de l'avancée des travaux de prolongement de la ligne entre les stations "Porte d'Orléans" et "Mairie de Montrouge" (avec travaux de réaménagements de la station "Porte d'Orléans").

Deux groupes de 2 ventilateurs (Figure 4) sont installés aux deux extrémités du nouveau tronçon de la ligne. Les ventilateurs sont utilisés en mode confort pour extraire l'air et le rejeter à l'extérieur, chaque ventilateur assure alors un débit d'air de 60 m³/s. Le débit d'air en mode désenfumage (insufflation d'air neuf) est égal à 36 m³/s.

Sur le site Internet de la RATP [13], il est signalé que des baies d'aération motorisées sont installées aux extrémités des stations. Elles sont normalement ouvertes afin de limiter les mouvements d'air dus aux passages des trains ; ces baies sont munies d'un rideau de fermeture qui empêche la pénétration de l'air et des fumées en cas de désenfumage.



(a)



(b)



(c)

Figure 4. Installation d'un ventilateur sur le nouveau tronçon de la ligne 4 du métro de Paris (d'après [12]).

La RATP effectue en permanence des mesures de la qualité de l'air à l'intérieur des enceintes du métro et du RER [14]. Les résultats des mesures indiquent que l'environnement souterrain est chaud et sec et que le renouvellement de l'air peut être qualifié de bon avec 4 à 10 renouvellements d'air par heure.

La RATP modernise la ventilation et le désenfumage du métro et du RER afin d'améliorer le confort des usagers toujours plus nombreux [15]. Entre 2004 et 2016, 150 installations de ventilation sont renforcées ou renouvelées et 18 nouveaux ouvrages sont créés pour une ventilation renforcée. La création d'un nouvel ouvrage de ventilation souterrain (concerne en priorité les lignes équipées de rames sur pneus qui dégagent plus de chaleur) nécessite la réalisation d'un puits de ventilation. L'air est évacué, en partant d'un tunnel reliant 2 stations, vers une grille d'aération située au niveau de la voirie (Figure 5). La RATP affirme que son réseau est équipé de 500 ouvrages de ventilation. Le diamètre d'un ventilateur peut atteindre 3 m et son débit d'air en mode confort 60 m³/s (Figure 6).

Les ventilateurs sont de part et d'autres équipés de pièges à son pour limiter les nuisances sonores dans les tunnels et au niveau de la voirie.

Sur le site Internet de la RATP [15], des photos montrent ce qui est peut être un système de ventilation pour les couloirs et stations, installations mentionnées par D. GABAY [6] (Figure 7).

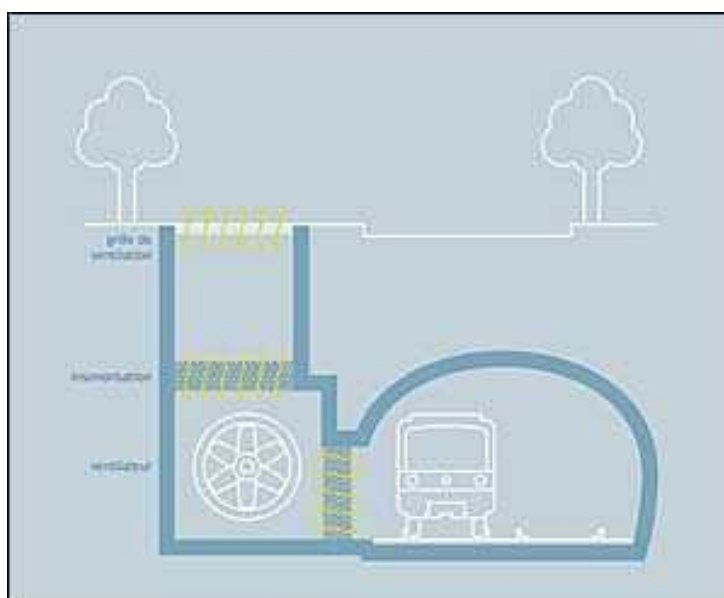


Figure 5. Schéma de principe d'un ouvrage de ventilation du métro et du RER (d'après [15]).



Figure 6. Un ventilateur du réseau de ventilation du métro de Paris (d'après [16]).



Figure 7. Installation de ventilation du métro parisien (d'après [15]).

Les ventilateurs sont installés dans des puits de ventilation installés à cet effet mais aussi dans d'anciennes stations aujourd'hui fermées, des tunnels abandonnés ou des quais désaffectés. Des photos disponibles sur un blog [17] montrent l'installation de ventilateurs dans de vieux ouvrages du métro de Paris (Figure 8, Figure 9).



Figure 8. Ventilateur dans le métro de Paris (d'après [17]).



Figure 9. Ventilateur dans le métro de Paris (d'après [17]).

D'après des informations disponibles sur un autre blog [18], il y aurait environ 1000 ventilateurs (Figure 10) implantés sous terre pour la ventilation du métro de Paris.



Figure 10. Un ventilateur dans un accès abandonné (d'après [18]).

Toujours sur un autre blog [19], on trouve une photo (Figure 11) des couloirs de la station fantôme "Croix-Rouge" utilisés pour la ventilation de la ligne 10 du métro de Paris (utilisation de ventilateurs). Il est affirmé que les accès extérieurs de la station ont été rasés et remplacés par des grilles pour l'évacuation de l'air extrait.



Figure 11. Des couloirs de la station fantôme "Croix-Rouge" utilisés pour la ventilation de la ligne 10 du métro de Paris (d'après [19]).

Pour terminer, allons au bout du circuit de ventilation. L'air vicié extrait des enceintes souterraines est rejeté en surface. Le rejet de cet air est une opération plus complexe qu'il n'y paraît en zone urbaine dense car il convient de limiter les nuisances aux personnes.

Le dispositif le plus courant consiste à faire déboucher le puits de ventilation en surface via une grille. Une visite sur le blog de Catherine Baratti-Elbaz, élue parisienne, nous emmène dans les coulisses d'une nouvelle installation de ventilation située dans le 12^{ème} arrondissement de Paris [20]. On y découvre une photo de la grille de ventilation située avenue Dorian (Figure 12).



Figure 12. Grille de ventilation du métro de Paris (d'après [20]).

A noter que la grille de ventilation la plus célèbre au monde est probablement celle sur laquelle Marilyn Monroe a été photographiée en 1955 pendant le tournage du film *"The seven year itch"* de Billy Wilder ; cette grille (Figure 13) se trouve à New-York [21]. Les images ont été tournées pendant la nuit et le ventilateur situé en dessous a été mis en marche pour les besoins du film.



Figure 13. Pendant le tournage du film "The seven year itch" de Billy Wilder (d'après [21]).

Il existe aussi des immeubles fantômes, inoccupés, dont la façade dissimule des grilles de ventilation du métro. L'un d'eux se trouve au 145 rue Lafayette à Paris ([22]). On trouve sur un blog [23] une photographie de la façade de l'immeuble (Figure 14) et une photographie des grilles de ventilation (Figure 15).



Figure 14. Façade de l'immeuble du 145 rue Lafayette à Paris (d'après [23]).



Figure 15. Grilles de ventilation dissimulées derrière la façade de l'immeuble du 145 rue Lafayette à Paris (d'après [23]).

Le métro de Vienne (Autriche)

Dans un article récent publié dans la revue *Tunnels et espaces souterrains*, sont décrits les problèmes et les remèdes relatifs aux poussières dans les tunnels ferroviaires [24]. La ventilation des enceintes souterraines du métro de Vienne (Autriche) est décrite. Ce métro est en grande partie souterrain, il se compose de 5 lignes pour une longueur totale de voies de 226 km. Un aspirateur mobile appelée "Engelbert" nettoie régulièrement les voies (2 fois par mois et une fois par semaine pour certains tronçons et certaines stations). La ventilation des tunnels consiste à insuffler de l'air propre et filtré (efficacité de filtration 30 %) au début d'un tronçon (à proximité de la station) et d'extraire l'air à l'autre bout du tronçon juste avant la station suivante (Figure 16). Le renouvellement d'air est égal à environ 3 vol/h.

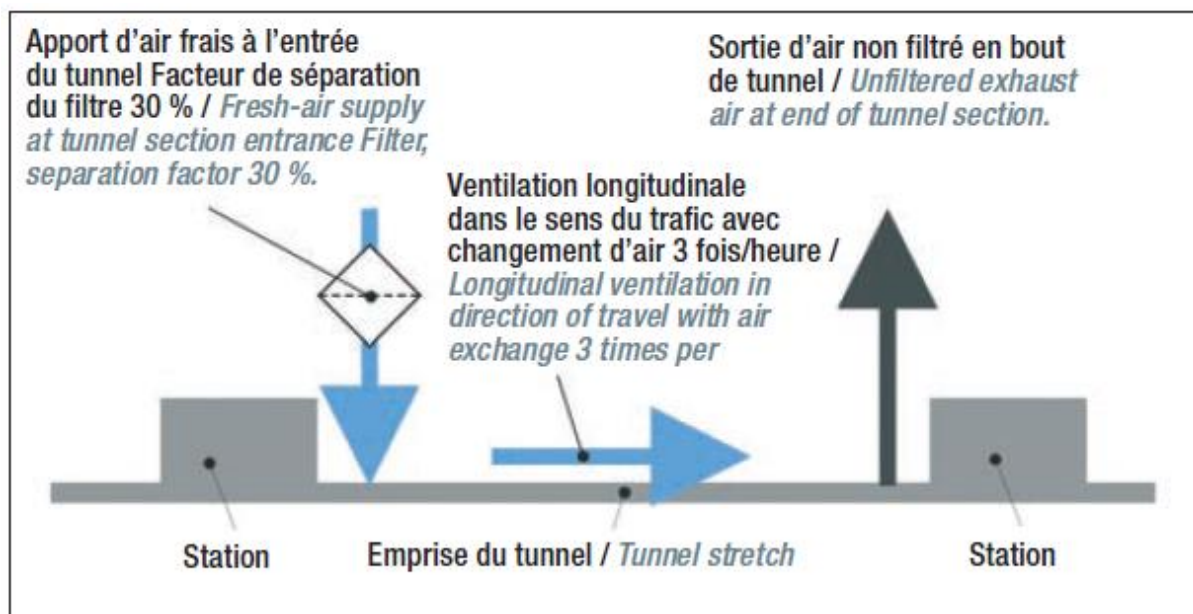


Figure 16. Schéma de principe de la ventilation des tunnels du métro de Vienne (d'après [24]).

Le métro de Budapest (Hongrie)

P. ORDODY effectue une description précise du système de ventilation du métro de Budapest en Hongrie [25]. Initialement la circulation de l'air s'effectuait différemment suivant que l'on est en été ou en hiver (Figure 17). Mais comme les modifications opérées sur les ventilateurs 2 fois par an prennent beaucoup de temps (pour inverser le sens de circulation de l'air), il a été décidé récemment de ne plus utiliser qu'un seul sens de circulation de l'air toute l'année : ainsi l'air neuf est amené via des conduits en station et il est repris dans les tunnels pour être rejeté à l'extérieur via d'autres conduits (Figure 17).

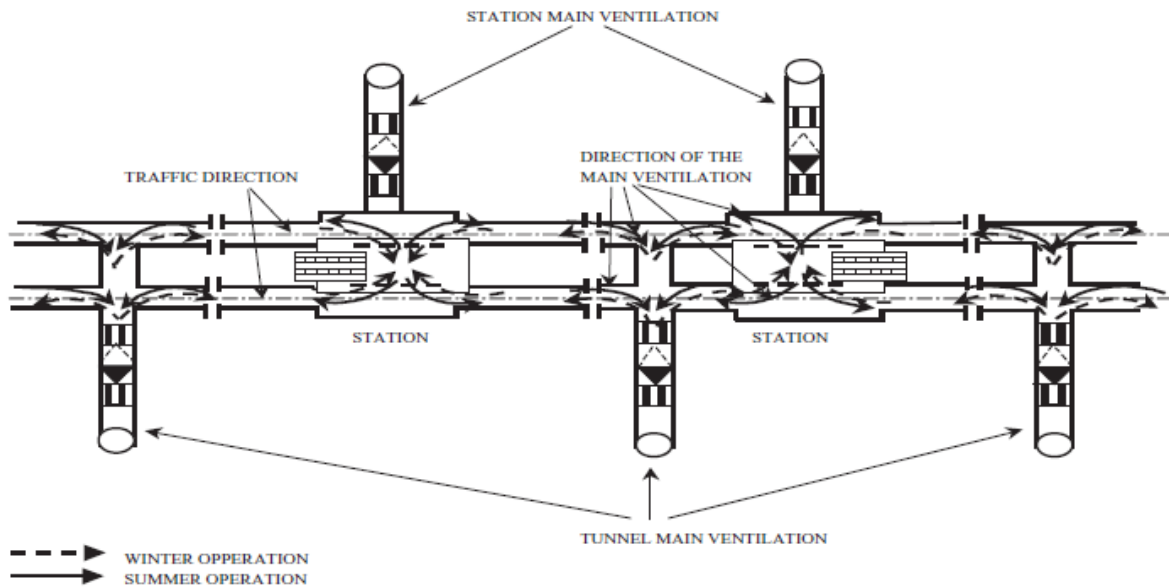


Figure 17. Schéma de principe de la ventilation du métro de Budapest (d'après [25]).

Le métro d'Ankara et Istanbul (Turquie)

A Ankara et Istanbul en Turquie, la ventilation du métro s'effectue de la même manière (extraction d'air dans les tunnels à l'aide de ventilateurs qui rejettent l'air à l'extérieur via des puits) mais il y a une différence sur la manière d'amortir l'effet piston causé par le déplacement des trains dans les tunnels [26] : à Ankara l'air poussé par le train s'engouffre dans les puits sans passer par le ventilateur alors qu'à Istanbul l'air passe par le ventilateur (Figure 18). Les auteurs de l'article cité en référence [26] affirment que la première situation (Ankara) est préférable (plus faible résistance à l'écoulement de l'air).

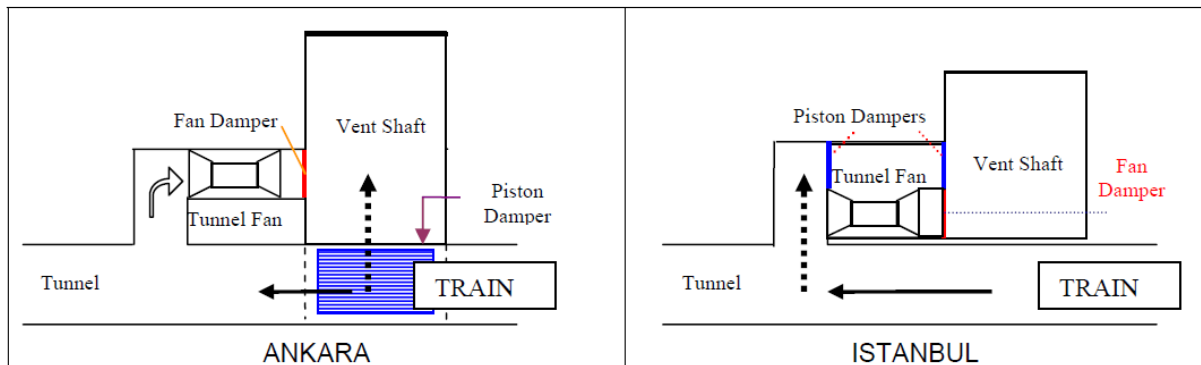


Figure 18. Schéma de principe de la ventilation du métro à Ankara et Istanbul (d'après [26]).

Le métro en Corée du sud

En Corée du Sud, la ventilation du métro s'effectue de manière différente suivant que les trains se croisent ou pas dans les tunnels (Figure 19, [27]). Si les trains se croisent alors l'air est introduit en milieu du tunnel et repris aux extrémités (partie gauche de la Figure 19). Si les trains ne se croisent pas, l'air est introduit à une extrémité du tunnel et repris à l'autre extrémité (partie droite de la Figure 19).

Il y a aussi un système de ventilation pour les quais : de l'air neuf est introduit en partie haute au plafond et la reprise s'effectue sous les quais.

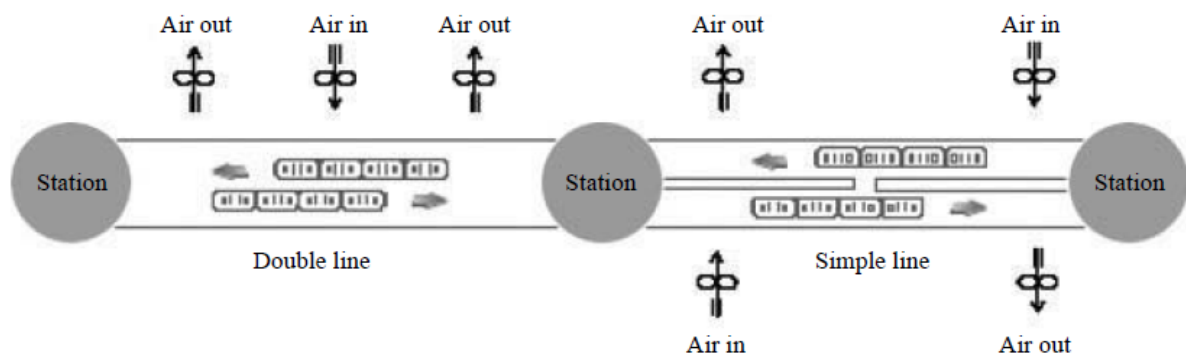


Figure 19. Schéma de principe de la ventilation du métro en Corée du Sud (d'après [27]).

ANNEXE 4 – ENTRETIENS CONDUITS DANS LE CADRE DE L'ETUDE

Les partenaires BURGEAP et CETIAT remercient les personnes citées dans le tableau ci-dessous pour leur disponibilité et les échanges sur leur retour d'expérience lors des entretiens conduits.

| Acteur | Entité / Personne |
|----------------------------------|--------------------------------|
| Traiteur d'air | TC PLASTIC & STIVENT Industrie |
| CARSAT Bretagne et Rhône Alpes | M.Charvolin, M. Petegnief |
| INRS | M. Chollot |
| Ensemblier | AR'VAL |
| Bureau d'Etudes modélisation | VERTEXI |
| Bureau d'Etudes Maitrise d'Œuvre | SETEC Environnement |
| Constructeur | CNIM, VINCI |
| Maitrise d'Ouvrage | SYCTOM Paris |

| Entité | Personne |
|---------------|-----------------|
| RATP | Mme MAZOUÉ |
| CETIM | M.CRUIZ |
| Grand Paris | M. PISU |

ANNEXE 5 – EPURATEURS D’AIR AUTONOMES

1) Introduction

L'épuration de l'air dans les locaux industriels peut s'effectuer de 2 manières différentes :

- Au poste de travail. L'air pollué est capté au plus près de la source, est acheminé vers un épurateur d'air (raccordé à des conduits en amont et en aval) puis est rejeté à l'extérieur (cette possibilité doit être permanente) ou recyclé (sous certaines conditions). De l'air de compensation doit être prévu.
- En ambiance. L'épurateur autonome n'est pas raccordé et peut être accroché au plafond, disposé sur une table, etc. L'air traverse l'épurateur pour son épuration et est rejeté à l'intérieur du local (recyclage total).

On appelle épurateurs d'air autonomes les appareils alimentés en courant électrique, non raccordés à des conduits aérauliques, munis d'un ventilateur et d'éléments filtrants installés en série ou en parallèle et destinés à débarrasser l'air des polluants particuliers et moléculaires qu'il contient. Dans certains cas, ces épurateurs peuvent être raccordés à des conduits aérauliques.

Il existe sur le marché des épurateurs d'air autonomes (recyclage total de l'air traité) pour applications industrielles qui doivent travailler dans des conditions particulières pour l'assainissement de l'air des postes et ambiances de travail.

2) Appareils disponibles sur le marché (liste non exhaustive)

ALCION

<http://akso-environnement.com/fiches/air/industries-agro/Application-industries.pdf>

Domaines d'application : traitement des pollutions diffuses dans les bâtiments industriels.

CAMFIL

<http://www.camfil.fr/Page-daccueil-mobile/Campaigns/Air-Purifiers/Air-Cleaners/>

Domaines d'application : agro-alimentaires, entrepôts, hôpitaux, etc.

DELTA NEU

www.deltaneu.fr/pdf/techniques/Ambioclean.pdf

Domaines d'application : ateliers.

INTERFILTRE

<http://www.interfiltre.fr/Caissons.aspx#>

Domaines d'application : ateliers.

TRION

http://www.trioniaq.com/products/index.aspx?prod=industrial_cartridge_CA3000C_CA6000C

Domaines d'application : ateliers.

ZEHNDER

<http://www.zehnder.fr/download/20215/11632.pdf>

Domaines d'application : ateliers.

3) Discussion

Les épurateurs d'air industriels sont généralement conçus pour traiter les poussières, fumées et, moins souvent, les brouillards d'huile.

Pour le traitement de la pollution particulaire, les 2 techniques utilisées sont la filtration sur medium fibreux (de nombreuses classes de filtration différentes sont possibles) et la filtration électrostatique. Il existe un nombre limité d'appareils qui utilisent des cartouches à décolmatage automatique par

injection ponctuelle (en fonction de la perte de charge des cartouches) d'air comprimé à contre-courant.

Les débits d'air traités par ces épurateurs sont de l'ordre de quelques milliers de mètre cube d'air, la valeur maximum de 10200 m³/h ayant été identifiée.

En ce qui concerne le traitement de la pollution moléculaire, celle-ci s'effectue via l'utilisation de charbons actifs qui est généralement proposée en option. Un nombre limité d'appareils utilise la photocatalyse.

Les épurateurs d'air utilisent plusieurs filtres installés en série, par exemple un filtre électrostatique avec un préfiltre en amont et un filtre finisseur en aval.

4) Notre avis

L'efficacité d'une solution utilisant des épurateurs d'air autonomes dépend de nombreux paramètres (liste non exhaustive) : le volume à traiter, l'étanchéité du volume par rapport à l'extérieur, la ventilation du volume, les sources de pollution, le nombre d'épurateurs d'air et leurs emplacements, l'efficacité de filtration et le débit d'air des épurateurs.