



HAL
open science

Étude de la remise en suspension de polluants en milieu urbain

Emmanuel Kouadio

► **To cite this version:**

Emmanuel Kouadio. Étude de la remise en suspension de polluants en milieu urbain. Mécanique des fluides [physics.class-ph]. Université de Nantes, 2021. Français. NNT: . tel-03552998

HAL Id: tel-03552998

<https://hal.science/tel-03552998v1>

Submitted on 2 Feb 2022

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

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

THESE DE DOCTORAT DE

L'UNIVERSITE DE NANTES

ECOLE DOCTORALE N° 600

Ecole doctorale Ecologie, Géosciences, Agronomie et Alimentation

Spécialité : Sciences de la Terre et de l'Environnement

Par

Emmanuel KOUADIO

Étude de la remise en suspension de polluants en milieu urbain

Thèse présentée et soutenue à Bouguenais, le 08 Avril 2021

Unité de recherche : Laboratoire Eau et Environnement (LEE), Département Géotechnique, Environnement, Risques naturels et Sciences de la terre (GERS), Université Gustave Eiffel

Rapporteurs avant soutenance :

Sophie AYRAULT Directrice de Recherche, LSCE
Denis MARO Ingénieur-Chercheur, HDR, IRSN

Composition du Jury :

Examineurs: Franck SCHOEFS Professeur des universités, Université de Nantes
 Brice MOURIER Chargé de Recherche, ENTPE

Directrice de thèse : Véronique RUBAN
Encadrant de thèse : Mathieu GORIAUX

Directrice de Recherche, Université Gustave Eiffel
Ingénieur de Recherche, Université Gustave Eiffel

Titre : Étude de la remise en suspension de polluants en milieu urbain.

Mots clés : Remise en suspension, Dépôt sec, Particules métalliques, Surfaces urbaines, Ensemencement de particules.

Résumé : Ce travail s'est intéressé à la remise en suspension de particules métalliques ($PM_{2.5}$) dans un contexte de milieu urbain. Il s'est agi d'estimer la part de particules ré-entrainées dans l'air sous l'effet de paramètres météorologiques et pour des surfaces représentatives de milieux urbains. Dans ce but, des éprouvettes de surfaces de bâti (ardoise, enduit de façade, tuile, verre) ont étéensemencées en particules d'or avant d'être exposées au milieu extérieur. Les essais d'ensemencements ont été réalisés au sein de la chambre expérimentale conçue à cet effet. Les particules de l'étude avaient une distribution centrée sur $0,5 \mu m$. Sept expérimentations de remise en suspension ont été réalisées. Des protocoles adaptés de récupération et de quantification des particules ont également été développés pour mesure par ICP-MS.

La quantité de particules remises en suspension a été exprimée en fraction de remise en suspension (%) et par type de surface. Elle représentait le changement de concentration surfacique de particules avant et après les périodes d'expositions. La remise en suspension a pu être observée sur l'ensemble des surfaces pour des vitesses de vents comprises en moyenne entre $0,3 m.s^{-1}$ et $1,6 m.s^{-1}$. Nous avons également montré que les résultats indiquant une non remise en suspension pouvaient s'expliquer au travers de l'étude des incertitudes de mesures et par des effets de stockage de particules sur certaines surfaces. L'analyse en composantes principales des différents paramètres de l'étude a permis d'identifier la température, la durée d'exposition et l'humidité relative de l'air comme les variables les mieux explicatives des remises en suspensions observées.

Title : Resuspension of pollutants in urban conditions.

Keywords : Resuspension, Dry deposition, Metal particles, Urban surfaces, Particle seeding.

Abstract: This work focused on the resuspension of metal particles ($PM_{2.5}$) in an urban environment. The aim was to estimate the proportion of reentrained particles in the air under the effect of meteorological parameters and for representative surfaces of urban environments. For this purpose, test samples of building surfaces (slate, facade coating, tile, glass) were seeded with gold particles before being exposed to an outdoor environment. The seeding experiments were carried out in an experimental chamber designed for this purpose. The study particles had a distribution centered on $0,5 \mu m$. Seven field campaigns for resuspension were carried out. Adapted protocols for particle recovery and quantification were also developed for measurement by ICP-MS.

The amount of resuspended particles was expressed as the resuspension fraction (%) and by type of surface. It represented the change in the surface concentration of particles before and after the exposure periods. Resuspension could be observed on all surfaces for wind speeds averaging between $0.3 m.s^{-1}$ and $1.6 m.s^{-1}$. We also showed that the results indicating non-suspension could be explained by the study of measurement uncertainties and by particle storage effects on some surfaces. The principal component analysis of the different parameters of the study identified temperature, exposure time and relative humidity as the best explanatory variables for the observed resuspensions.



THESE DE DOCTORAT DE

L'UNIVERSITE DE NANTES

ECOLE DOCTORALE N° 600

Ecole doctorale Ecologie, Géosciences, Agronomie et Alimentation

Spécialité : *Sciences de la Terre et de l'Environnement*

Thèse présentée et soutenue à Bouguenais, le 08 Avril 2021 par

Emmanuel KOUADIO

ÉTUDE DE LA REMISE EN SUSPENSION DE POLLUANTS EN MILIEU URBAIN

Rapporteurs avant soutenance :

Sophie AYRAULT
Denis MARO

Directrice de Recherche, LSCE
Ingénieur-Chercheur, HDR, IRSN

Composition du Jury :

Examineurs : Franck SCHOEFS

Professeur des universités, Université de Nantes

Brice MOURIER

Chargé de Recherche, ENTPE

Directrice de thèse : Véronique RUBAN
Encadrant de thèse : Mathieu GORIAUX

Directrice de Recherche, Université Gustave Eiffel
Ingénieur de Recherche, Université Gustave Eiffel

*A la mémoire de ma mère ...***Viviane BAÏ**

Remerciements

En premier lieu, je tiens à remercier tout particulièrement ma Directrice de thèse Mme Véronique RUBAN pour son aide précieuse et son soutien tout au long de cette thèse.

Grand merci à mon encadrant M. Mathieu GORIAUX pour son implication lors des manipulations et pour m'avoir guidé tout au long de ce travail.

Je remercie les membres du jury qui ont accepté d'évaluer ce travail de thèse: M. Franck SCHOEFS de m'avoir fait l'honneur de présider le jury de thèse, Mme Sophie AYRAULT, M. Denis MARO et M. Brice MOURIER d'avoir accepté d'être rapporteurs et examinateurs de ce mémoire. Je leur suis reconnaissant pour toutes les remarques pertinentes, leurs regards extérieurs ainsi que pour les discussions constructives lors de la soutenance.

Je voudrais adresser mes remerciements les plus chaleureux à MM. Gwénaél RUBAN, Jean-Louis MONINO (Professeur HDR-Montpellier Recherche en Économie AE), Yves NOACK (Directeur de recherche CEREGE, Membre du Comité de Suivi de Thèse) et Thomas BIGOT pour la précieuse aide apportée lors de l'analyse et du traitement des données. Qu'ils trouvent ici tous et chacun, le témoignage de ma sincère reconnaissance.

Ma reconnaissance va également à l'endroit à M. Philippe LAGUIONIE du Laboratoire de Radioécologie de Cherbourg-Octeville (IRSN). Merci pour l'aide précieuse tout au long de cette thèse notamment lors de la rédaction de mon article ainsi que pour le soutien logistique sans lequel ce travail n'aurait pas été possible. Je saisi cette occasion pour adresser une mention particulière et remercier M. Pascal KÉRAVEC du laboratoire LHEEA de Centrale Nantes pour le prêt de matériel qui a été indispensable à la réalisation de ce travail.

Par ailleurs, tout travail de thèse ne peut s'accomplir sans le support d'un laboratoire d'accueil. A ce titre, je remercie toute l'équipe technique du laboratoire d'analyse, tout particulièrement Mme. Nagège CAUBRIÈRE et M. Martin GUILLON pour leurs conseils et leur disponibilité lors des manipulations, ainsi que pour les agréables moments de camaraderie passés ensemble.

Je remercie également tous les membres du Laboratoire Eau et Environnement de l'Université Gustave Eiffel et du département GERS pour leur chaleureux accueil et leur soutien scientifique et technique.

Que toutes les personnes, trop nombreuses pour être citées nommément, qui de près ou de loin m'ont aidé dans la réalisation de ce travail, trouvent ici l'expression de ma profonde gratitude.

Production scientifique

Article

Emmanuel Kouadio, Mathieu Goriaux, Philippe Laguionie, Véronique Ruban. 2021.

Metal particle seeding on urban surface samples

Environmental Science and Pollution Research, accepté en Avril 2021.

Communications orales et posters

European Aerosol Conference (EAC). 2020.

Metal particles resuspension in urban environment : methodological study

33ème Congrès Français Sur Les Aérosols (CFA). 2020.

Étude de la remise en suspension de particules métalliques à partir de surfaces urbaines en milieu ambiant : méthodologie

DOI : 10.25576/ASFERA-CFA2020-19768

Journées Doctorales en Hydrologie Urbaine (JDHU). 2018.

Étude de la remise en suspension de polluants en milieu urbain

Résumé

Ce travail s'est intéressé à la remise en suspension de particules métalliques (PM_{2.5}) dans un contexte de milieu urbain. Il s'est agi d'estimer la part de particules ré-entraînées dans l'air sous l'effet de paramètres météorologiques et pour des surfaces représentatives de milieux urbains. Dans ce but, des éprouvettes de surfaces de bâti (ardoise, enduit de façade, tuile, verre) ont étéensemencées en particules d'or avant d'être exposées au milieu extérieur. Les essais d'ensemencements ont été réalisés au sein de la chambre expérimentale conçue à cet effet. Les particules de l'étude avaient une distribution centrée sur 0,5 µm. Sept expérimentations de remise en suspension ont été réalisées. Des protocoles adaptés de récupération et de quantification des particules ont également été développés pour mesure par ICP-MS. La quantité de particules remises en suspension a été exprimée en fraction de remise en suspension (%) et par type de surface. Elle représentait le changement de concentration surfacique de particules avant et après les périodes d'expositions. La remise en suspension a pu être observée sur l'ensemble des surfaces pour des vitesses de vents comprises en moyenne entre 0,3 m.s⁻¹ et 1,6 m.s⁻¹. Nous avons également montré que les résultats indiquant une non remise en suspension pouvaient s'expliquer au travers de l'étude des incertitudes de mesures et par des effets de stockage de particules sur certaines surfaces. L'analyse en composantes principales des différents paramètres de l'étude a permis d'identifier la température, la durée d'exposition et l'humidité relative de l'air comme les variables les mieux explicatives des remises en suspensions observées.

Table des matières

INTRODUCTION GENERALE.....	11
Chapitre 1 : Etat des connaissances sur les particules atmosphériques et la remise en suspension	15
1.1. GÉNÉRALITÉS SUR LES AÉROSOLS ATMOSPHÉRIQUES.....	16
1.1.1. Classifications des aérosols atmosphériques	16
1.1.1.1 Classification selon leur origine	16
1.1.1.2 Classification selon la taille.....	16
1.1.1.3 Mode granulométrique et mécanismes de formation	17
1.1.1.4 Terminologie réglementaire des particules selon la taille :	18
1.1.2 Dépôts de particules atmosphériques	19
1.1.2.1 Dépôt humide	19
1.1.2.2 Dépôt sec	20
1.1.3 Enjeux sanitaires et environnementaux de la pollution particulaire	21
1.1.3.1 Enjeux sanitaires.....	21
1.1.3.2 Enjeux environnementaux	22
1.1.4 Eléments métalliques atmosphériques	22
1.1.4.1 Définition et constat	22
1.1.4.2 Caractérisation et quantification des ETM par ICP-MS (quadripolaire).....	23
1.1.5 Caractérisation des particules atmosphériques par MEB-EDX	26
1.1.5.1 Principe.....	27
1.1.5.2 Intérêt.....	28
1.2 NOTIONS SUR LA REMISE EN SUSPENSION (RES) DE PARTICULES.....	29
1.2.1 Définition et notions	30
1.2.1.1 Facteur de remise en suspension	30
1.2.1.2 Le taux de remise en suspension	31
1.2.2 Interactions particules-surfaces	31
1.2.2.1 Forces de Van der Waals.....	32
1.2.2.2 Forces cohésives.....	32
1.2.2.3 Forces d'adhérence.....	32
1.2.2.4 Forces électrostatiques.....	33
1.2.2.5 Forces de capillarité.....	33
1.2.3 Facteurs influant la remise en suspension	33
1.2.3.1 Action du vent	33

1.2.3.2	Humidité relative et température de l'air.....	35
1.2.3.3	Structure du dépôt.....	37
1.2.3.4	Influence de la surface de dépôt	39
1.3	LE MILIEU URBAIN.....	41
1.3.1	Structure du milieu urbain et écoulement du vent	41
a)	Canopée urbaine.....	41
b)	Écoulement du vent autour d'un bâti.....	41
c)	Répartition des surfaces en milieu urbain.....	42
1.3.2	Pollution métallique en milieu urbain	43
1.3.3	Milieu urbain: observation et tentative de discrimination de particules remises en suspension	43
a)	Notion de facteur d'émission : trafic routier	44
b)	Discrimination par microscopie: Trafic routier	45
1.4	Approches expérimentales de quantification de la RES.....	45
1.4.1	Méthodes de mesure de flux de dépôts secs	46
a)	Mesure par accumulation:	46
b)	Techniques de mesure de flux micro-météorologiques.....	46
c)	Limites des méthodes de mesure de dépôts secs pour estimer la RES en milieu urbain: 46	
1.4.2	Quantification expérimentales de fractions remises en suspension	47
1.4.3	Diversités des objectifs et des contextes expérimentaux	49
1.4.4	Etat de l'art sur les chambres de dépôts et d'ensemencement	53
1.4.4.1	Turbulence au sein de la chambre: système de ventilation.....	53
1.4.4.2	Évaluation des proportions de dépôt selon l'orientation des surfaces dans la chambre 54	
	Conclusion du chapitre 1	56
	Chapitre 2: METHODOLOGIE	57
2.1	ETUDE DE L'ENSEMENCEMENT DE PARTICULES	59
2.1.1	Description de la chambre	59
2.1.2	Nébuliseur Collison: Aérosolisation de particules	60
2.1.2.1	Principe de fonctionnement.....	61
2.1.2.2	Nombre total de gouttelettes produites pour une pression donnée	62
2.1.3	Conditions de l'ensemencement	62
2.1.3.1	Surfaces urbaines de l'étude.....	62
2.1.3.2	Caractérisation de la rugosité de surface des éprouvettes	64

2.1.3.3	Observation des surface au MEB-EDX.....	65
2.1.3.4	Particules d'essais : sélection des particules d'essais.....	66
2.1.3.5	Solution de nébulisation pour les essais d'ensemencement	67
2.1.4	Vérification de la chambre, de l'ensemencement et des particules.....	67
2.1.4.1	Humidité relative, température et pression.....	67
2.1.4.2	Nettoyage de la chambre	68
2.1.4.3	Observations au microscope électronique à balayage des particules ensemencées...	69
2.2	MISE AU POINT ANALYTIQUE.....	71
2.2.1	Efficacité des méthodes de mise en solution associées aux particules sélectionnées	71
2.2.1.1	Mise en solution sur la fraction totale : Préparation des fractions dissoute et particulaire des échantillons de solutions mères.....	71
2.2.1.2	Mise en solution sur la fraction dite extractible des échantillons de solutions mères	72
2.2.2	Validation des particules de l'étude.....	73
2.2.2.1	Rendements de la mise en solution des particules de tungstène.....	73
2.2.2.2	Rendements de la mise en solution des particules d'argent	73
2.2.2.3	Rendements de la mise en solution des particules d'or	74
2.2.3	Protocole de récupération des particules après ensemencement	76
2.2.3.1	Protocole.....	76
2.2.3.2	Optimisation de la méthode de récupération	77
2.2.4	Essai de validation de l'homogénéité des concentrations de particules d'or ensemencées sur le sol de la chambre	78
2.3	EXPÉRIMENTATIONS DE REMISE EN SUSPENSION.....	78
2.3.1	Site de l'étude.....	78
2.3.2	Dispositif de remise en suspension	80
Conclusion du chapitre 2		82
Chapitre 3 : Résultats et discussions		83
3.1	ENSEMENCEMENTS PAR TYPE DE SURFACES URBAINES	84
3.1.1	Caractérisation de l'homogénéité d'ensemencement : Test sur des feuilles d'aluminium.....	84
3.1.2	Vérification de l'homogénéité de l'ensemencement par type d'éprouvette de surface urbaine	85
3.1.2.1	Conditions dans la chambre.....	85
3.1.2.2	Concentrations moyennes de particules par type de surface	86
3.1.3	Concentrations ensemencées pour les campagnes expérimentales	88
3.1.3.1	Conditions dans la chambre.....	88

3.1.3.2	Concentrations mesurées après l'exposition des éprouvettes.....	88
3.2	EXPÉRIMENTATIONS DE REMISE EN SUSPENSION.....	89
3.2.1	Conditions météorologiques	89
3.2.2	Fractions de remise en suspension calculées	92
3.2.3	Incertitudes de mesures	94
3.2.3.1	Incertitudes sur les essais de vérification de l'homogénéité d'ensemencements	94
3.2.3.2	Incertitudes sur les mesures avant et après remise en suspension	96
3.3	CARACTÉRISATION DE L'ETAT DE SURFACE DES EPROUVETTES.....	105
3.3.1	Caractérisation de la rugosité des surfaces par interférométrie	105
3.3.1.1	Eprouvettes de verre.....	106
3.3.1.2	Eprouvettes de tuile et d'ardoise	108
3.3.1.3	Eprouvettes d'enduit de façade	110
3.3.2	Caractérisation MEB des surfaces.....	111
3.4	ANALYSE DES DONNEES	117
3.4.1	Données météorologiques et données de rugosité	118
3.4.2	Ajout de la durée des expérimentations	119
3.4.3	Retrait des paramètres de rugosité	121
3.4.4	Retrait des données de remise en suspension.....	122
3.4.5	Retrait des données de l'enduit de façade :	124
3.4.6	Analyse en composantes principales par type de surface	125
3.4.6.1	Cas de l'ardoise	125
3.4.6.2	Cas de l'enduit de façade.....	127
3.4.6.3	Cas de la tuile	129
3.4.6.4	Cas du verre.....	130
3.4.6.5	Point sur l'analyse en composantes principales par type de surface	132
	Conclusion du Chapitre 3	133
	CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES	135
	BIBLIOGRAPHIE	139
	ANNEXES	165
	Annexe A : Granulométrie et Images MEB	i
	Annexe B : Paramètres de surface (IRSN, 2020)	viii
	Annexe C : Données des ACP.....	xiv
	Annexe D : Incertitudes de mesures.....	xlii
	Annexe E : Préparation des échantillons – Modes opératoires	iii

Annexe F : Calcul des facteurs expérimentaux de correction	xiii
Annexe G : Roses des vents	xv

Liste des figures

Figure 1: Processus de transformation des aérosols dans l'atmosphère (Raes, Dingenen et al., 2000). d_p : diamètre de la particule.....	18
Figure 2: Terminologie de classification des particules atmosphériques en fonction de leur taille.....	19
Figure 3: Mécanismes du dépôt humide (Nevenick, 2014).....	20
Figure 4: Schéma simplifié d'un ICP-MS quadripolaire (Wilschefski et Baxter, 2019).....	24
Figure 5: Poire d'interaction d'un faisceau d'électrons avec un matériau (Rouessac et Rouessac, 2004; Marteau, 2013).....	27
Figure 6: Images MEB-EDX de différents types de particules : (A) sulfates d'ammonium ; (B) suie ; (C) particule d'alumosilicate (sol) ; (D) particule d'alumosilicate (cendre volante) ; (E) oxyde de fer (cendre volante) ; et (F) particule biologique (spore de champignon) (Ebert et al., 2004)	28
Figure 7: Vitesses de frottement seuils nécessaires pour la RES de particules de $2,65 \text{ g.cm}^{-3}$ sur un sol nu en fonction de leur diamètre (Marticorena & Bergametti, 1995).	35
Figure 8: Exemples de fractions absolues de RES pour des particules fluorescentes ($3 \mu\text{m}$ et $10 \mu\text{m}$) et de la poudre test ultrafine ATD ($1\text{-}20 \mu\text{m}$) en fonction des vitesses de vents, de l'humidité relative, du type de dépôt et de la nature de la surface (Boor et al ,2013a). (a) dépôt monocouche sur une tôle galvanisée, (b) dépôt monocouche sur un sol en linoléum, (c) dépôt multicouches sur une tôle galvanisée, et (d) dépôt multicouches sur un sol en linoléum.....	38
Figure 9: Structure de la couche limite urbaine Mestayer & Anquetin (1994).....	41
Figure 10: types d'écoulement du vent autour d'un bâtiment (analyse CFD) (Beranek, 1984).	42
Figure 11: représentation visuelle de la fraction absolue de remise en suspension (Boor, 2013a)	49
Figure 12: Principe du protocole expérimental.....	58
Figure 13: dispositif d'ensemencement de particules	60
Figure 14:Schéma du principe de fonctionnement du nébuliseur Collison (BGI, INC, 2002).....	61
Figure 15: Eprouvettes de surface urbaine de l'étude : a) Ardoise ; b) Enduit de façade ; c) Tuile ; d) Verre.....	62
Figure 16: Mode 1	63
Figure 17: Mode 2	63
Figure 18: Zones étudiées : cas du verre et de l'ardoise (IRSN, 2020)	64
Figure 19: Surfaces urbaine métallisées au carbone : a) Ardoise ; b) Enduit de façade ;c) Tuile ; d) Verre.....	65
Figure 20: Echantillons des solutions de nébulisation (50/50 eau ultra-pure / éthanol, concentration de particules = 20 g.L^{-1}) : a) solution de particules de tungstène ($\varnothing : 1\text{-}5\mu\text{m}$) ; b) solution de particules d'argent ($\varnothing : 1,3\text{-}3,2 \mu\text{m}$) ; c) solution de particules d'or ($\varnothing < 5 \mu\text{m}$).....	67
Figure 21: Données de la sonde (Test 1)	68
Figure 22: Données de la sonde (Test 2)	68
Figure 23: Evolution du nombre de particules en fonction de la durée de nettoyage	69
Figure 24: Observations MEB-EDX de particules de tungstène sur adhésif carbone et ardoise.....	70
Figure 25: Observations MEB-EDX: Particules d'argent ($\varnothing : 1,3 - 3,2 \mu\text{m}$) sur adhésif carbone	70
Figure 26: Observations MEB-EDX: Particules d'or sur échantillons d'ardoise. Dimension des images : a) $84,7\mu\text{m} \times 63,5\mu\text{m}$ b) $5,8 \mu\text{m} \times 4,3\mu\text{m}$	70
Figure 27: Observations MEB-EDX: répartition des particules d'or sur adhésif carbone	75
Figure 28: Observations MEB-EDX: répartition des particules sur de l'ardoise.....	75
Figure 29: granulométrie des particules d'or dans la chambre	76

Figure 30: données de températures et de vents de la ville de Bouguenais sur l'année 2019	79
Figure 31: Localisation de l'Université Gustave Eiffel et du site d'expérimentations de remise en suspension.....	80
Figure 32: dispositif de l'expérimentation de RES	80
Figure 33: Modélisation des vents sur le bâti-éprouvettes (vitesse de vents : $1\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$).....	81
Figure 34: concentrations de particules d'orensemencées sur des feuilles d'aluminium disposées dans la chambre expérimentale	84
Figure 35: Essais de vérification de l'homogénéité d'ensemencement - Humidités relatives et températures dans la chambre	85
Figure 36 : Concentrations de particules d'orensemencées ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$) par type de surface durant l'essai 1	86
Figure 37 : Concentrations de particules d'orensemencées ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$) par type de surface durant l'essai 2	87
Figure 38 : Concentrations de particules d'orensemencées ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$) par type de surface durant l'essai 3	87
Figure 39 : Concentrations de particules d'orensemencées ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$) par type de surface durant l'essai 4	87
Figure 40: Humidités relatives et températures mesurées dans la chambre pour les ensemencements destinés à la RES.....	88
Figure 41: Vitesses de vents mesurées lors des essais de RES.....	90
Figure 42: Températures mesurées lors des essais de RES.....	91
Figure 43: Humidité relative de l'air mesuré lors des essais de RES : a) Données Météo-France, b) Données sonde de terrain	92
Figure 44: Fraction de RES par type d'éprouvette de surface urbaine	93
Figure 45: Concentrations moyennes par essai et par surface et limites des intervalles de confiance pour l'étude de vérifications de l'homogénéité d'ensemencement.....	96
Figure 46: Coefficients de variations en fonction des concentrations moyennes mesurées pour les 4 surfaces et droites de régression correspondantes.....	98
Figure 47: Concentrations remises en suspension mesurées par éprouvettes d'ardoise et par essais	101
Figure 48: Concentrations remises en suspension mesurées par éprouvettes d'enduit de façade et par essais	101
Figure 49: Concentrations remises en suspension mesurées par éprouvettes de tuile et par essais	102
Figure 50: Concentrations remises en suspension mesurées par éprouvettes de verre et par essais	102
Figure 51: Verre – Zone 1 (2D) (IRSN, 2020)	107
Figure 52: Verre – Zone 1 (3D) (IRSN, 2020)	107
Figure 53: Tuile – Zone 1 (2D) (IRSN, 2020).....	108
Figure 54: Tuile – Zone 1 (3D) (IRSN, 2020).....	108
Figure 55: Ardoise – Zone 1 (2D) (IRSN, 2020)	109
Figure 56: Ardoise – Zone 1 (3D) (IRSN, 2020)	109
Figure 57: Enduit de Façade – Zone 1 (2D) (IRSN, 2020).....	110
Figure 58: Enduit de Façade – Zone 1 (3D) (IRSN, 2020).....	110
Figure 59: Images MEB – Ardoise.....	111
Figure 60: Images MEB - Enduit de façade.....	112
Figure 61: Images MEB – Tuile	112

Figure 62: Images MEB - Verre.....	112
Figure 63: Tailles des particules d'or – a) particules stockées sur l'ardoise – b) comparaison avec les tailles de particules générées dans la chambre	114
Figure 64: Tailles des particules d'or – a) particules stockées sur l'enduit de façade – b) comparaison avec les tailles de particules générées dans la chambre	115
Figure 65: Tailles des particules d'or – a) particules stockées sur la tuile – b) comparaison avec les tailles de particules générées dans la chambre	115
Figure 66: Cercle de corrélation et plan factoriel.....	118
Figure 67: Cercle des corrélations et plan factoriel.....	119
Figure 68: Cercle des corrélations et plan factoriel.....	121
Figure 69: Cercle des corrélations et plan factoriel.....	122
Figure 70: Cercle des corrélations et plan factoriel.....	124
Figure 71: Cercles des corrélations et plans factoriels - a) sans les vitesses de vents - b) Avec les vitesses de vents.....	126
Figure 72: Cercles des corrélations et plans factoriels - a) sans les vitesses de vents - b) Avec les vitesses de vents.....	128
Figure 73: Cercles des corrélations et plans factoriels - a) sans les vitesses de vents - b) Avec les vitesses de vents.....	129
Figure 74: Cercle des corrélations et plan factoriel.....	131

Liste des tableaux

Tableau 1: Les avantages et les limites de différentes techniques de spectrométrie de masse (Adapté de Wilschefski et Baxter, 2019).....	24
Tableau 2: Répartition des surfaces de sols imperméabilisés, végétation et bâtiments pour quelques villes françaises et américaines (Adapté de Béchet et al.,2017).....	42
Tableau 3: limites des différentes méthodes de mesures de vitesse de dépôt sec. (Adapté de Damay, 2010).....	47
Tableau 4: Différentes études expérimentales de quantification de la RES (adapté de Alloul-Marmor, 2002 et de Qian et al, 2014).....	50
Tableau 5: Tableau 4: Distribution du dépôt sur les parois (Byrne, 1995).....	54
Tableau 6: Tableau 5: Exemples d'équipements et matériels utilisés lors du dépôt sec de particules dans une chambre test.....	55
Tableau 7: Pressions, quantités de solutions et nombres de particules correspondant selon le nombre de jet du nébuliseur Collison.....	62
Tableau 8: Caractéristiques de l'interféromètre optique 3D Contour GTK.....	64
Tableau 9: Paramètres utilisés pour l'étude des éprouvettes.....	65
Tableau 10: Récapitulatif des méthodes de préparations des échantillons de solutions dopées.....	72
Tableau 11 : Rendements de mise en solution et d'analyse des particules d'argent (Ag).....	74
Tableau 12 : Rendements de mise en solution et d'analyse des particules d'or (Au).....	74
Tableau 13 Facteurs expérimentaux de correction obtenus pour les particules d'or.....	78
Tableau 14: Concentrations moyennes mesurées avant et après l'exposition des éprouvettes de surfaces urbaines.....	89
Tableau 15: Durées et périodes d'ensemencements destinés à la RES.....	89
Tableau 16: Ecart-types des données de mesures des paramètres météorologique durant les expérimentations de RES.....	91
Tableau 17: Valeurs des F_{max} par type de surface.....	95
Tableau 18: Concentrations moyennes et les limites des intervalles de confiances.....	95
Tableau 19: Fonctions discriminantes déterminées.....	98
Tableau 20: Coefficients de variation inter-essais.....	99
Tableau 21: Incertitude à 95% (I95CRESi) sur la concentration après RES.....	100
Tableau 22: Limites inférieures et supérieures des fractions de RES et probabilité associée.....	103
Tableau 23: valeur la plus probable des fractions de RES.....	104
Tableau 24: Paramètres de rugosité (IRSN, 2020).....	106
Tableau 25: Concentrations de particules d'or stockées sur les surfaces, déterminée par analyse d'image et rapportées en mg par éprouvette.....	113
Tableau 26: Différence des concentrations mesurées avant et après RES (mg/éprouvette).....	116
Tableau 27: Valeurs propres.....	119
Tableau 28: Contributions des variables (%).....	119
Tableau 29 : Valeurs propres.....	120
Tableau 30: Contributions des variables (%).....	120
Tableau 31: Valeurs propres.....	122
Tableau 32: Contributions des variables (%).....	122
Tableau 33: Valeurs propres.....	123
Tableau 34: Contributions des variables (%).....	123

Tableau 35: Valeurs propres	124
Tableau 36: Contributions des variables (%).....	125
Tableau 37: Valeurs propres	127
Tableau 38: Contributions des variables (%).....	127
Tableau 39: Valeurs propres	128
Tableau 40: Contributions des variables (%).....	128
Tableau 41: Valeurs propres	130
Tableau 42: Contributions des variables (%).....	130
Tableau 43: Valeurs propres	131
Tableau 44: Contributions des variables (%).....	131
Tableau 45: Récapitulatif des différentes ACP par type de surface.....	133

INTRODUCTION GENERALE

Contexte

Dans un contexte de protection de l'environnement et de l'homme face aux pollutions, la maîtrise de la pollution atmosphérique représente aujourd'hui un enjeu sanitaire de premier ordre. La mise en place de réglementations diverses ces dernières années dans la plupart des pays de l'espace Européen a contribué à une diminution notable à la fois des émissions et des flux ambiants de nombreux polluants atmosphériques sur le continent (Allemand et al., 2020). Toutefois, malgré cette prise de conscience, on constate l'émergence croissante de pathologies causées par la présence de polluants dans l'air (Santé Publique France, 2020). L'OMS estime aujourd'hui que la pollution de l'air tue plus de sept millions de personnes par an dans le monde. Dans le cas de la France, l'exposition aux particules fines serait responsable de près de 48000 décès par an, soit la 3ème cause de mortalité (Santé Publique France, 2020). Les effets nocifs des polluants atmosphériques sont étroitement liés à leur composition et leur taille. Les plus petits diamètres peuvent atteindre profondément les poumons. Quand elles sont composées de métaux ou de composés organiques par exemple, ces particules induisent des dommages biologiques importants (Chuang et al., 2013; Badyda et al., 2013 ; Cachon et al., 2014). Outre les enjeux sanitaires, la pollution atmosphérique constitue également un enjeu environnemental très important. En effet, les particules atmosphériques impactent l'environnement à différents niveaux. Ainsi, même si leur influence sur le changement climatique reste complexe à caractériser, elles y contribueraient fortement (Stevens et Boucher, 2012 ; IPCC, 2013 ; Riva, 2013). Par ailleurs, le dépôt des particules sur les feuilles des végétaux peut par exemple limiter leur photosynthèse (Gu et al., 2003) ou contribuer au transfert de polluants des végétaux vers les sols et/ou les eaux souterraines.

Les concentrations de polluants atmosphériques sont régies par divers processus physiques, chimiques ou biologiques dans l'atmosphère, qui peuvent être initiés par des activités naturelles ou anthropiques. Parmi les sources les plus documentées, on retrouve le trafic routier, les sources industrielles ou la production d'énergie (Huang et al., 2003 ; Happonen et al., 2008 ; Badyda et al., 2013 ; Chuang et al., 2013 ; Cachon et al., 2014 ; AEE, 2018 ; Allemand et al., 2020). Au niveau des mécanismes, après émission, les particules peuvent être transportées à de plus ou moins longues distances de leur source et se déposer (par voie sèche ou humide) sur les surfaces qu'elles rencontrent. Toutefois, une fois déposées, et sous l'influence de différents facteurs (naturels et anthropiques), elles peuvent être remises en suspension dans l'air (Nicholson, 2009). Ainsi, certaines études ont montré que malgré la disparition de la presque totalité de leurs sources, des polluants tels que le plomb sont encore retrouvés dans l'atmosphère et que cette présence serait due à des phénomènes de remise en suspension (Lenschow et al., 2001 ; Abu-Allaban et al., 2003 ; Lough et al., 2005 ; Laidlaw, 2008; Cho et al., 2011). La plupart des travaux s'accordent sur le fait que les facteurs intervenant dans la remise en suspension de particules atmosphériques et donc des polluants associés, sont relatifs aux caractéristiques intrinsèques de la particule et aux conditions du

dépôt (Nicholson, 2009). Outre les activités anthropiques, les facteurs météorologiques (vent, humidité relative ou encore précipitations) et le type de surface accueillant le dépôt initial (sols revêtus, végétation..) seraient des paramètres essentiels dans son mécanisme.

Spécificités du milieu urbain

Le milieu urbain est reconnu pour être un lieu de concentrations accrues de polluants atmosphériques (Allen et al., 2001 ; Dongarra et al., 2010; Gu et al., 2011 ; Richard et al., 2011 ; Visser et al., 2015 ; Lyu et al., 2017). Face à l'urbanisation croissante des sociétés au cours des derniers siècles, la question des particules dans l'air urbain a fait l'objet d'une plus grande attention. En matière de remise en suspension, l'espace urbain offre un contexte particulier. En effet, celui-ci est caractérisé par une faible dispersion des polluants sous les vents, une forte concentration en population et un taux élevé de surfaces de construction qui en font un lieu propice à ce phénomène. Toutefois, la grande majorité des études menées en environnement urbain s'est concentrée sur les flux remis en suspension du fait du trafic routier (turbulence générée par les véhicules, action des pneus sur la chaussée...). Pour cause, il a été montré pour cet environnement que l'activité des véhicules était probablement l'action la plus importante menant au réentrainement des particules dans l'air (Thorpe et al., 2007 ; Kandler et al., 2007,2009 ; Gehrig et al., 2010 ; Amato et al., 2011 ; Weinbruch et al., 2014). En dehors de ce contexte, les études dédiées à ce sujet concernent essentiellement des expérimentations en milieux contrôlés avec des objectifs axés d'avantage sur la pollution des milieux intérieurs tels que des conduits de ventilation, des domiciles ou encore des lieux de travail (Sehmel et al., 1980 ; Lengweiler et al., 1998 ; Alloul-Marmor, 2002 ; Ibrahim et al., 2004, 2006, 2008 ; Mukai et al., 2009 ; Wang et al., 2012 ; Kassab et al., 2013 ; Boor et al., 2013a et b). Ces expérimentations ont impliqué alors l'utilisation de surfaces d'essais propres à ce type d'environnement. Il apparaît donc indispensable de mener des travaux de recherche sur la remise en suspension en milieu extérieur urbain qui resse à ce jour très peu de données expérimentales. En outre, de tels travaux contribueraient à une meilleure identification des sources des flux de polluants dans l'air extérieur, notamment les polluants d'intérêt sanitaire.

Les éléments trace métalliques

Parmi les autres composantes chimiques des particules, on retrouve les éléments traces (Ni, Zn, Pb, V, Cu, ...). Ces particules résultent essentiellement de sources anthropiques telles les activités des industries, le chauffage domestique ou encore l'incinération de déchets. Les émissions issues de la combustion du charbon et de fiouls lourds sont par exemple principalement enrichies en fer (Fe), en calcium (Ca), en aluminium (Al), nickel (Ni) et en vanadium (V) (Adichi et al., 2004 ; Yarkin et Bayram, 2008 ; Putaud et al., 2010). En outre, il a été aussi observé que les flux d'éléments trace métalliques dans l'air extérieur sont également du fait des processus de remise en suspension (trafic routier, érosion éolienne...) (Allen et al., 2001; Adichi et al., 2004 ; Schauer et al., 2006 ; Putaud et al., 2010). Les

émissions issues de l'abrasion des freins de voiture et des pneus sur les routes sont riches en cuivre (Cu) et en zinc (Zn).

Dans ce contexte, le Laboratoire Eau et Environnement de l'Université Gustave Eiffel mène des travaux concernant la Gestion de l'eau urbaine et l'adaptation aux changements globaux ; l'Évaluation environnementale des sols urbains et matériaux recyclés ; les Réseaux hydrographiques, crues soudaines et risque inondation. Les applications opérationnelles de ces travaux concernent entre autres : l'évaluation des performances (en termes de rétention d'eau et de polluants) d'ouvrages de gestion décentralisées des eaux pluviales, la simulation des impacts de scénarios climatiques et d'urbanisation, l'expertise de jardins familiaux contaminés par des métaux. C'est dans ce cadre que se situe le travail mené dans cette thèse.

Objectif de l'étude

Afin de proposer des solutions de réduction des polluants à la source, il est nécessaire d'acquérir de nouvelles connaissances sur la dynamique de transfert des phases porteuses de polluants notamment métalliques dans les systèmes urbains. En particulier, l'estimation de la part des polluants apportés dans les eaux par le dépôt sec atmosphérique est biaisée par des épisodes de remise en suspension qui ne sont pas assez ou pas pris en compte dans les études. L'objectif de cette étude est donc d'améliorer les connaissances sur le contexte urbain de remise en suspension de polluants métalliques. Une approche prenant en compte l'effet conjugué de différents paramètres météorologiques ainsi que l'impact des surfaces qui composent ce milieu y est développée. Un intérêt particulier est porté aux natures de surfaces de construction. Ce travail de recherche permettra une estimation quantitative des particules remises en suspension à partir de ces matériaux et dans des conditions de vent, de température et d'humidité rencontrées en espace urbain plutôt résidentiel. D'un point de vue granulométrique, les éléments traces métalliques pour ce type d'espace présentant le plus souvent une distribution centrée sur la fraction submicronique ou fine, ce travail s'intéressera alors aux particules fines (PM_{2.5}). Enfin, l'étude est axée sur des remobilisations en absence de précipitations. L'approche se base sur l'hypothèse que les épisodes de remises en suspension sont plus susceptibles de se produire en conditions sèches.

Afin d'atteindre ces objectifs, ce mémoire est organisé en trois chapitres.

Plan du mémoire

Le premier chapitre est consacré à l'étude bibliographique des aérosols atmosphériques et de la remise en suspension de particules. Nous proposons de familiariser le lecteur aux généralités, aux terminologies standards et aux mécanismes mis en jeu. Un état de l'art des méthodes d'estimation de la remise en suspension est présenté. Ce chapitre est également consacré à la description des techniques de caractérisations physico-chimiques des particules (métalliques) ainsi qu'à une description contextuelle du milieu urbain.

Le chapitre 2 détaille l'approche expérimentale développée pour ce travail. Il se compose de trois grandes parties. En premier lieu, nous procédons à une description du dispositif mis en place afin de simuler expérimentalement une pollution particulaire sur des échantillons de surfaces urbaines. La deuxième partie s'intéresse aux particules métalliques types de l'étude. Elle propose des résultats préliminaires nécessaires à la validation des particules types ainsi qu'à la validation des protocoles d'échantillonnages (récupération) et de quantification adaptée à celles-ci. La troisième partie expose le site des campagnes de terrain pour la remise en suspension en milieu extérieur.

Le chapitre 3 détaille l'ensemble des résultats obtenus au cours de ce travail ; les données y sont discutées. Une analyse minutieuse des incertitudes de mesures est menée dans ce chapitre. Une première partie est consacrée à l'ensemencement de surfaces urbaines ; l'homogénéité de l'ensemencement est en particulier étudiée. La deuxième partie s'intéresse aux conditions météorologiques ; la troisième traite de la rugosité des surfaces. Les observations au microscope électronique à balayage sont présentées dans la partie 4. Enfin, la partie 5 présente une analyse des corrélations entre les paramètres météorologiques et les fractions remises en suspension.

Ce mémoire se termine par une conclusion générale et des perspectives de recherche.

Chapitre 1 : Etat des connaissances sur les particules atmosphériques et la remise en suspension

Ce chapitre est dédié à la présentation des notions fondamentales sur les aérosols et leurs propriétés, ainsi qu'à un état de l'art sur le phénomène de remise en suspension de ces derniers. Dans la première section (1.1), les différents constituants des aérosols, leurs propriétés physico-chimiques et les mécanismes de dépôts dans l'environnement sont décrits. Ces informations sont importantes dans la compréhension de la question de remise en suspension. Un intérêt particulier est porté aux polluants métalliques associés à ces aérosols. Pour ces polluants, la description de méthodes de caractérisations physiques et chimiques utilisées dans la suite du travail est présentée. Dans la dernière partie de ce chapitre introductif (1.2), nous faisons un point sur les connaissances actuelles et les principales avancées expérimentales sur la question de remise en suspension d'aérosols solides et une relation est faite avec le cas particulier du milieu urbain. En s'appuyant sur une étude bibliographique, leurs avantages et inconvénients sont discutés.

1.1. GÉNÉRALITÉS SUR LES AÉROSOLS ATMOSPHÉRIQUES

En sciences de l'atmosphère, le terme « aérosol » fait référence à un ensemble de particules solides et/ou liquides, en suspension dans l'air ou tout autre milieu gazeux de diamètres compris entre 10^{-4} et $100 \mu\text{m}$ et présentant une vitesse de chute négligeable par rapport aux vitesses du milieu (Schmauss, 1920 ; Finlayson-Pitts et Pitts Jr, 1986 ; Ahmad, 2017). Les aérosols sont des éléments majeurs en étude de l'atmosphère autant que les polluants gazeux. Ils sont très hétérogènes et peuvent être émis directement (aérosols primaires) ou résulter de processus de conversion gaz/particules (aérosols secondaires) (Seinfeld et Pandis, 2016). Les aérosols sont aussi classés en fonction de leurs tailles, des processus qui les ont formé et de leur composition chimique (Xiong et Friedlander 2001; Okada et Heintzenberg, 2003; De Carlo et al., 2004; Salameh, 2015 ; Adon, 2020). Cette diversité de caractéristiques d'identification fait de l'aérosol l'un des constituants les plus complexes de l'atmosphère.

Dans ce chapitre, on s'intéressera uniquement à l'aérosol primaire.

1.1.1. Classifications des aérosols atmosphériques

1.1.1.1 Classification selon leur origine

Selon leurs sources, les aérosols peuvent être classés en deux catégories :

- ✓ Les aérosols naturels : L'aérosol naturel est essentiellement issu de l'érosion des sols (aérosol crustal ou terrigène), des embruns marins (aérosol marin), des poussières volcaniques ou des feux de biomasse (Dye, Rhead et al., 2000 ; Xiong et Friedlander, 2001; Okada et Heintzenberg 2003; De Carlo et al., 2004; Carabali et al., 2012; Boucher, 2015 ; Adon, 2020)
- ✓ Les aérosols anthropiques: Parmi les sources anthropiques on distingue principalement les rejets industriels (fumées, poussières,...), les trafics routier et aérien, l'incinération des ordures, les activités des chantiers de construction ou le chauffage domestique (Renoux et Boulaud 1998; Grieshop et al., 2009; Lauraguais et al., 2012; Calvo et al., 2013; Lauraguais et al., 2014. Salameh, 2015 ; Adon, 2020).

1.1.1.2 Classification selon la taille

La définition de la taille de l'aérosol est fondamentale pour analyser ses interactions avec l'atmosphère ainsi que ses impacts. La taille d'une particule peut être définie à travers son diamètre aérodynamique (Seinfeld et Pandis, 2016). Du fait de leur diversité morphologique, les particules sont généralement considérées comme sphériques afin de simplifier leur caractérisation. Ainsi, à partir d'un aérosol de forme quelconque, les diamètres, dont le diamètre aérodynamique, sont définis comme suit :

- ✓ Le diamètre équivalent : il fait référence au diamètre d'une sphère ayant le même volume et la même masse volumique que la particule considérée,
- ✓ Le diamètre de Stokes : c'est le diamètre d'une sphère ayant la même vitesse de sédimentation et la même masse volumique que la particule.
- ✓ Le diamètre aérodynamique : il est considéré comme le diamètre d'une sphère ayant la même vitesse de sédimentation que la particule et la masse volumique de l'eau $\rho_0=1000 \text{ kg.m}^{-3}$.

1.1.1.3 Mode granulométrique et mécanismes de formation

Les particules sont généralement classées selon des gammes de taille appelées mode. Les principaux modes granulométriques de l'aérosol (selon le nombre et le volume) sont illustrés sur la **figure 1**. Globalement ces modes se partagent en mode grossier et mode fin. Plus finement, Whitby (1978) définit trois modes granulométriques associés à leurs mécanismes de formation: le mode de *nucléation*, le mode d'*accumulation* et le mode des *grosses particules*.

- le **mode de nucléation** concerne les particules ultrafines de diamètre inférieur à $0,1 \mu\text{m}$. Dans l'atmosphère, ces particules sont formées essentiellement par des processus de condensation de vapeurs chaudes et/ou par nucléation lors de leur refroidissement. Elles peuvent ensuite grossir par coagulation entre elles ou encore avec de plus grosses particules (Boulaud et Renoux, 1998). Ce changement de taille vers des diamètres supérieurs, constitue leur principale mode d'élimination dans l'atmosphère. (Finlayson-Pitts et Pitts, 2000 ; Seinfeld et Pandis, 2016)
- le **mode d'accumulation** concerne les particules fines de diamètre compris entre $0,1 \mu\text{m}$ et $2,5 \mu\text{m}$. Ces particules résultent de la coagulation de particules en mode de nucléation et de la condensation de vapeurs sur les particules déjà existantes. Ce mode contribue de façon majeure à la surface et la masse totale des aérosols dans l'atmosphère. Les particules du mode d'accumulation sont celles qui résident le plus durablement dans l'atmosphère allant de quelques jours à plusieurs semaines (Boulaud et Renoux, 1998). Elles peuvent parcourir des milliers de kilomètres avant de se déposer par dépôts sec et humide, qui sont les principaux processus par lesquels ces particules sont éliminées de l'atmosphère (Jaenicke, 1988 ; Finlayson-Pitts et Pitts, 2000 ; Percot, 2012 ; Seinfeld et Pandis, 2016).
- Le **mode grossier**, appelé également mode de sédimentation, concerne les particules grossières de diamètres compris entre $2,5 \mu\text{m}$ et $100 \mu\text{m}$ (Finlayson-Pitts et Pitts, 2000 ; Tulet et al., 2005, 2006). Celles-ci sont principalement générées mécaniquement par des actions telles que l'érosion éolienne ou encore les opérations en industrie comme le broyage. Du fait de leur taille, la durée de vie de ces particules dans l'atmosphère reste faible (de quelques heures à quelques jours).

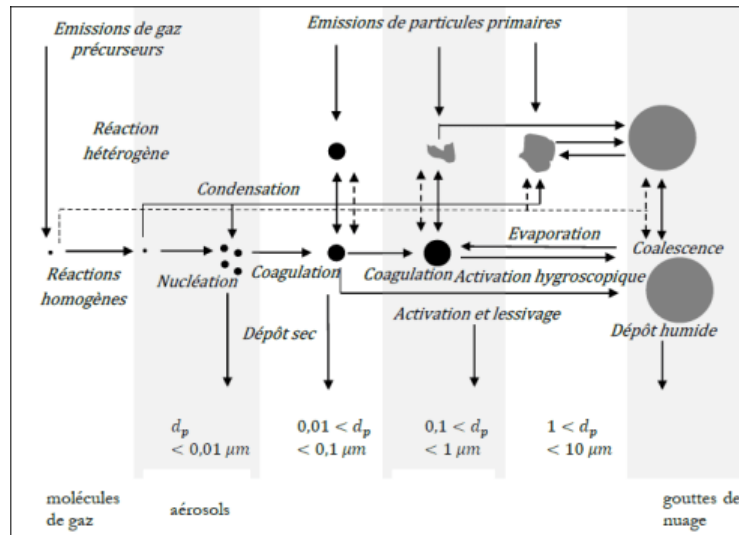


Figure 1: Processus de transformation des aérosols dans l'atmosphère (Raes, Dingenen et al., 2000). d_p : diamètre de la particule

1.1.1.4 Terminologie réglementaire des particules selon la taille :

Les aérosols ont des tailles diverses allant du nanomètre à plusieurs micromètres. Il existe différentes terminologies pour classer les aérosols atmosphériques en fonction de leur taille. De façon réglementaire on utilise principalement le terme PM_x (Querol et al., 2009; Putaud et al., 2010; Fuzzi et al., 2015; Allemand et al., 2020). L'abréviation « PM_x » définit un ensemble de particules de taille inférieure à une taille limite X (en micromètre).

On distingue principalement :

- Les PM₁₀ : particules dont le diamètre aérodynamique est inférieur ou égal à 10 μm .
- Les PM_{2,5} : particules dont le diamètre aérodynamique est inférieur ou égal à 2,5 μm .
- Les PM₁ : particules dont le diamètre aérodynamique est inférieur ou égal à 1 μm .

L'abréviation TSP (Total Suspended Particles en anglais ou Particules totales en suspension) regroupe la totalité des particules en suspension dans l'air, quel que soit leur diamètre. Enfin, toutes les particules dont le diamètre est inférieur à 0,1 μm appartiennent à la famille des particules ultra fines (Allemand et al., 2020).

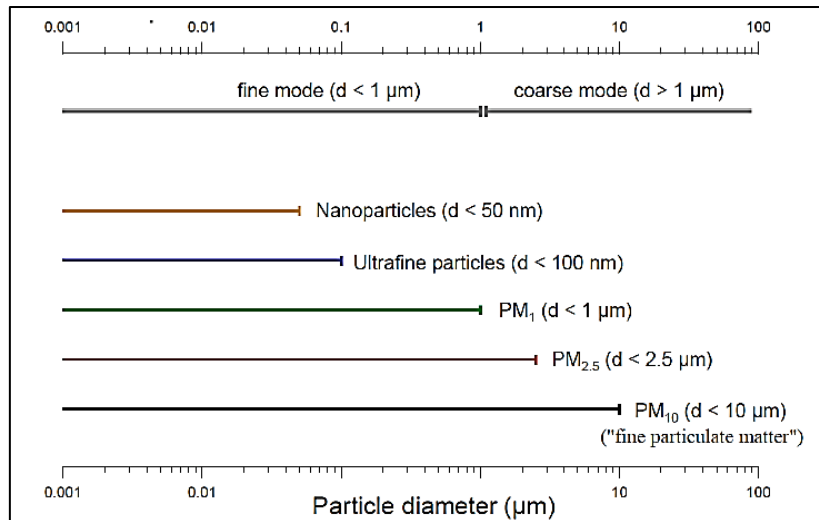


Figure 2: Terminologie de classification des particules atmosphériques en fonction de leur taille (Schneider 2013).

Après une classification des particules selon leurs tailles et leurs sources, nous décrivons dans la partie suivante, les différents mécanismes par lesquels ces particules vont se déposer dans les systèmes qu'elles vont rencontrer.

Notons que, pour des raisons d'homogénéité et de brièveté, dans la suite du document, le terme « particule » sera gardé pour évoquer l'aérosol, à moins qu'une distinction particulièrement ne soit nécessaire.

1.1.2 Dépôts de particules atmosphériques

Les particules en suspension dans l'air sont éliminées de l'atmosphère par dépôt sur les surfaces de milieux naturels et/ou anthropisés. On distingue deux mécanismes importants : le *dépôt humide* et le *dépôt sec*. Les deux mécanismes contribuent plus ou moins au dépôt total en fonction des conditions météorologiques (Percot, 2012; Nevenick, 2014).

1.1.2.1 Dépôt humide

Le dépôt humide se compose de plusieurs processus :

- d'une part, on a le dépôt par lavage (in-cloud scavenging ou rainout) associé à la captation des particules par les gouttes d'eau lors de la formation des nuages. Ici, les particules jouent un rôle de noyaux de condensation à la vapeur d'eau ambiante. Les polluants présents dans ces particules sont ainsi captés par les gouttes (Slinn, 1982; Ishikawa et al., 1995).
- d'autre part, les précipitations vont lessiver une part des particules présentes entre la surface terrestre et la base du nuage. Autrement dit, il s'agit du rabattement par les précipitations (pluie, neige, grêle) des particules présentes entre le nuage et le sol. On

parle alors de dépôt humide par lessivage (below-cloud scavenging ou washout) (Nevenick, 2014).

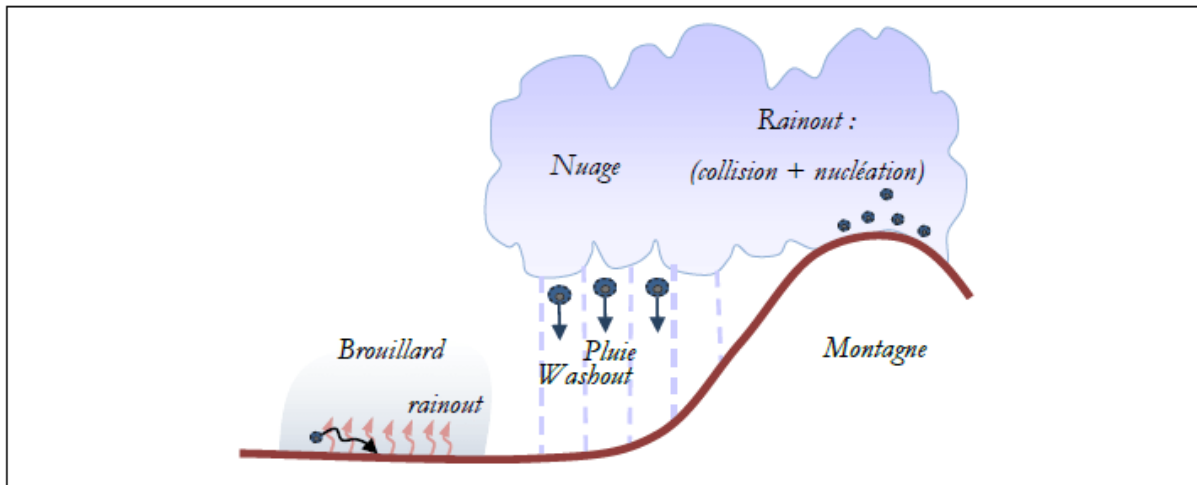


Figure 3: Mécanismes du dépôt humide (Nevenick, 2014)

1.1.2.2 Dépôt sec

A l'inverse du dépôt humide, le dépôt sec est issu de processus qui ont lieu en absence de précipitations. Par temps sec, les particules atmosphériques peuvent se déposer sur les différentes surfaces rencontrées telles que les bâtis, la végétation, les sols et les eaux de surface (Percot, 2012). Ces dépôts sont commandés par les conditions atmosphériques (turbulence de l'écoulement, flux thermiques, flux d'évaporation, etc...), les caractéristiques des surfaces réceptrices (forêts, eaux, prairies, zones urbaines, etc...) ainsi que par la taille et la nature des particules.

Les mécanismes fondamentaux qui mènent à ces dépôts sont la *diffusion brownienne*, l'*impaction*, l'*interception* et la *sédimentation*. Selon leurs tailles et leurs masses volumiques, les particules proches d'une surface vont se déposer sous l'action conjuguée de ces différents mécanismes (Sportisse, 2007 ; Petroff et al, 2008 ; Damay, 2010). La diffusion brownienne concerne les particules très fines (inférieures au dixième de micromètre). Il s'agit d'une diffusion des particules vers la surface de l'obstacle du fait de l'agitation thermique. L'interception intervient lorsque, à proximité d'un obstacle, la particule est retenue à cause de sa faible inertie mécanique (El Hijri, 2008). Par contre, lorsque son inertie est trop grande, la particule transportée dans un écoulement peut ne pas suivre les changements de direction à proximité de l'obstacle et ainsi l'impacter sur celui-ci : on parle d'impaction. Enfin La sédimentation est une chute libre de la particule soumise à la gravité et à la force de traînée. Lorsque l'équilibre de ces forces est atteint, la vitesse limite de la particule est nommée vitesse terminale de chute ou vitesse de sédimentation (VTS en $m.s^{-1}$).

Pour estimer de dépôt sec, on cherche en pratique à déterminer le flux de dépôt sec. Ce flux est la « *quantité de particules qui traverse une surface réceptrice en fonction du temps* ». Il peut être exprimé sous différentes expressions, en masse ($Kg.m^{-2}.s^{-1}$) et/ou en nombre ($\#.m^{-2}.s^{-1}$) (Roupsard, 2013). Parmi les différentes méthodes envisageables pour déterminer le flux de

dépôt sec, la plus usitée est celle basée sur la détermination de la vitesse de dépôt sec. Cette vitesse de dépôt sec, notée V_d ($m.s^{-1}$), est définie par Chamberlain et Chadwick (1953 ; cité par Sehmel, 1980) comme l'opposé du rapport du flux surfacique de dépôt de particules F (en particule $m^{-2}.s^{-1}$) et de la concentration moyenne en particules dans l'air C (en particule m^{-3}) à une hauteur de référence donnée.

Différentes méthodes ont été développées pour mesurer cette vitesse de dépôts. En fonction de la méthode employée, les données peuvent être acquises in situ ou en laboratoire (méthode par accumulation, par traçage, méthode de flux par corrélation turbulente etc..). Toutefois dans les études en laboratoire les conditions sont généralement simplifiées (Petroff, 2005 ; Damay, 2010 ; Rounsard, 2013).

1.1.3 Enjeux sanitaires et environnementaux de la pollution particulaire

1.1.3.1 Enjeux sanitaires

L'impact de la pollution particulaire sur la santé publique n'est aujourd'hui plus une hypothèse. Devancée par les études sur les pollutions gazeuses, le potentiel toxique de cette pollution a été aujourd'hui mis en évidence dans divers travaux (Nemery et al., 2001 ; Brimblecombe, 2010). L'inhalation de particules peut entraîner un affaiblissement des fonctions respiratoires et des maladies chroniques du système pulmonaires (Huang et al., 2003; Chuang et al., 2013; Hapoo et al., 2008 ; Badyda et al., 2013 ; Cachon et al., 2014). En outre, le caractère cancérigène des particules et de la pollution de l'air extérieur a été reconnu (Hannigan et al., 1998 ; Donaldson et al., 2001; CIRC, 2013 ; Allemand et al., 2020). Leurs concentrations, leurs compositions chimiques et plus particulièrement leurs tailles sont les paramètres déterminants de leurs impacts sur la santé. Plus les particules sont de petites tailles, plus elles sont dangereuses pour l'organisme car elles peuvent atteindre les alvéoles pulmonaires et pénétrer dans le sang. Ainsi, les particules plus fines peuvent pénétrer plus profondément dans l'appareil respiratoire et induire des dommages importants tandis que les plus grosses auront tendance à être retenues par les voies respiratoires supérieures.

Il a été mis en évidence que le taux de mortalité ou de morbidité chez l'homme est corrélé avec les concentrations de particules dans l'atmosphère (Dockery et al., 1993; Schwartz, 1994; Peters et al., 1997; Pope et Dockery, 2006). Des études ont pu déterminer que si les niveaux moyens annuels de $PM_{2.5}$ étaient ramenés au seuil préconisé par l'Organisation Mondiale de la santé ($\approx 10 \mu g.m^{-3}$), l'espérance de vie pourrait augmenter jusqu'à 22 mois pour les personnes âgées de 30 ans (projet Aphekom). Schwartz et al. (1996) qui ont travaillé sur des sites urbains (villes aux Etats-Unis) montrent qu'une augmentation de $10 \mu g.m^{-3}$ des particules de $PM_{2.5}$ dans l'air ambiant est corrélée avec l'augmentation de 1,5% de la mortalité toutes causes confondues (augmentation de 3,3 % des maladies pulmonaires chroniques et 2,1 % des maladies cardiaques). Dans les zones urbaines et rurales, les $PM_{2.5}$ essentiellement, seraient responsables de 4,2 millions de décès prématurés causés dans le monde par la pollution de l'air extérieur (OMS, 2016). Selon l'Agence de l'Environnement Européenne

(AEE, 2018), en France, ces morts prématurées seraient de de 35 800 contre 391 000 pour l'ensemble de l'Union européenne pour l'année 2015.

1.1.3.2 Enjeux environnementaux

Les particules atmosphériques impactent l'environnement à différents niveaux. Même si leur influence sur le changement climatique reste complexe à caractériser, elles y contribueraient fortement (Stevens et Boucher, 2012 ; IPCC, 2013 ; Riva, 2013).

D'une part, en suspension dans l'air, elles perturbent directement le bilan radiatif par réflexion du rayonnement solaire incident vers l'espace et participent également à la rétention des flux émis par la Terre (processus d'absorption et/ou de diffusion) (Riva, 2013; Allemand et al., 2020). De façon moins directe, elles influencent les propriétés physiques et chimiques des nuages (Hallquist et al., 2009 ; Koren et al., 2010).

D'autres part, le dépôt de particules impacte la faune et la flore par la dégradation physique et chimique des matériaux, et la perturbation des écosystèmes, quel que soit leur distance par rapport au lieu d'émission des particules (Allemand et al., 2020). Le dépôt des particules sur les feuilles des végétaux peut par exemple limiter leur photosynthèse (Gu et al., 2003). Aussi, du fait qu'ils peuvent être composés de polluants toxiques associés (métaux ou polluants organiques), ces dépôts sont impliqués dans les transferts de polluants des végétaux vers les sols et/ou les eaux souterraines.

1.1.4 Éléments métalliques atmosphériques

1.1.4.1 Définition et constat

Le terme métal « lourd » est souvent utilisé en matière de pollution métallique atmosphérique (Allemand et al., 2020). Il n'a pas de définition scientifique, toutefois on considère qu'il regroupe les éléments métalliques dont la masse volumique est supérieure à 5 g.cm^{-3} (Seigneur, 2018). Pour fluidifier l'analyse, nous garderons l'appellation « éléments trace métalliques » (ETM). Les éléments qui font l'objet de surveillance sont généralement l'arsenic (As), le cadmium (Cd), le chrome (Cr), le cuivre (Cu), le manganèse (Mg), le mercure (Hg), le nickel (Ni), le plomb (Pb), le sélénium (Se) ou encore le zinc (Zn) (Lamprea, 2013 ; Allemand et al., 2020). Les travaux réalisés sur la caractérisation de ces éléments dans les retombées atmosphériques ont permis de mettre en évidence que l'atmosphère est leur principale voie de transport (Azimi et al., 2005 ; Sabin et al., 2005 ; Lamprea, 2013).

Les ETM sont introduits dans l'atmosphère autant par des processus naturels (volcans, érosion des sols, concentrations pédo-géochimiques naturelles...) que par des activités humaines (domestiques, industrielles ou agricoles...) (Allemand et al., 2020). Différents travaux ont déterminé des marqueurs « chimiques » permettant d'identifier leurs sources pour un milieu considéré. Par exemple, le fer (Fe), l'aluminium (Al), le calcium (Ca), ou le nickel (Ni) sont attribuée à des sources industrielles (Yatkin et Bayram, 2008 ; Adichi et al., (2004) pendant

que le cuivre (Cu) et le zinc (Zn) seraient essentiellement issus de l'abrasion des garnitures de freins de voiture et de l'abrasion des pneus. En milieu urbain, les ETM sont considérés par certains auteurs, comme étant émis essentiellement par des sources de remise en suspension (érosion éolienne, abrasion des routes par le trafic, débris de freins ou de pneus, etc.) et des sources industrielles (Adichi et al., 2004 ; Azimi et al., 2005 ; Sylvestre, 2017).

En Europe, les valeurs cibles des ETM sont très peu souvent dépassées (AEE, 2018). La prise de conscience ces dernières décennies de leur impact sanitaire et environnemental, ainsi que les changements technologiques ont conduit à une diminution plus ou moins importantes des flux introduits dans l'atmosphère. C'est clairement le cas du plomb pour lequel la baisse de l'abondance relative a été attribuée à l'utilisation de carburants sans plomb depuis les années 2000 (Lamprea, 2013 ; Allemand et al., 2020).

Néanmoins, lors d'une émission, les ETM peuvent être transportés sur de longues distances avant de se déposer. En effet, 60 à 100 % des émissions de Cd et de Pb par exemple sont déposés à l'extérieur du pays émetteur (Allemand et al., 2020). Dans le cas de la France, environ 50% des dépôts de plomb sont d'origine extérieure au territoire (AAS, 2016).

1.1.4.2 Caractérisation et quantification des ETM par ICP-MS (quadripolaire)

En laboratoire(s) d'analyse inorganique, la détection des éléments traces est principalement réalisée par des techniques spectroscopiques telles que la spectroscopie d'absorption à rayons X (XRF), la spectroscopie d'absorption atomique, la spectroscopie d'émission de flamme, la spectrométrie d'émission atomique à plasma inductif couplé (ICP-AES ou OES) ou encore la spectrométrie de masse à plasma inductif couplé (ICP-MS) (Caroli et al., 1999 ; Silva et al., 2009; Lepri et al., 2011 ; Bechlin et al., 2014 ; Wilschefski et Baxter, 2019).

Nous développerons le principe général, les composantes de base et le mode de fonctionnement de l'ICP-MS (quadripolaire) qui sera la technique utilisée dans ce travail.

a) Principe de la technique

La spectrométrie de masse occupe une place importante dans l'histoire de l'innovation technique et scientifique. Il existe un grand nombre de spectromètres de masse comme indiqué plus haut. Un ICP-MS quadripolaire comporte fondamentalement six principaux compartiments: le système d'introduction des échantillons, le plasma à couplage inductif (ICP), l'interface, l'optique ionique, l'analyseur de masse et le détecteur (Case et al., 2001 ; Vanhaecke et al., 2002 ; Huang et al., 2003 ; McShane et al., 2008)

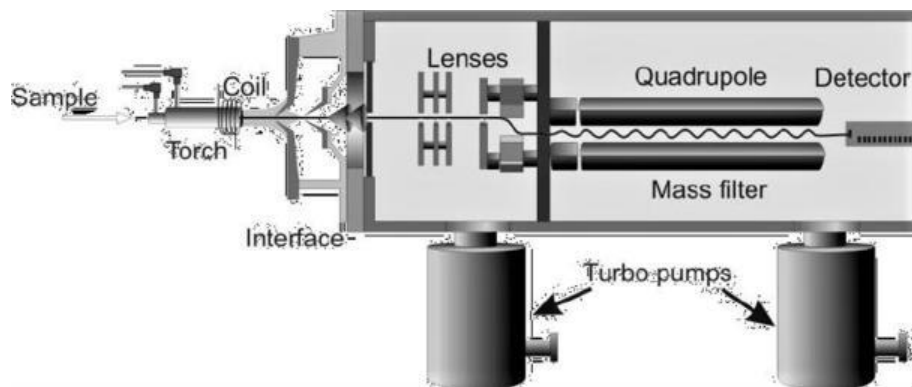


Figure 4: Schéma simplifié d'un ICP-MS quadripolaire (Wilschefski et Baxter, 2019).

Les instruments ICP-MS sont principalement conçus pour analyser les liquides (Vanhaecke et al., 2002 ; Wilschefski et Baxter, 2019). En amont, les échantillons sont généralement dilués ou digérés thermiquement avant d'être analysés. Les diluants courants sont les acides dilués (par exemple l'acide nitrique, l'acide chlorhydrique) ou les alcalis (Rodushkin et al., 2004 ; McShane et al., 2007).

Au niveau de l'équipement, en premier lieu, l'échantillon est prélevé puis nébulisé dans le système d'introduction, au contact du plasma (températures ~ 6000-8000 °C) l'échantillon est désolvaté, atomisé puis ionisé sous forme de cations (majoritairement monovalents). Une interface composée de deux cônes et d'une série de lentilles permet ensuite d'extraire, d'accélérer et de focaliser les ions jusqu'au quadripôle (dans le cas d'un ICP-MS quadripolaire) afin de les séparer en masse. Le détecteur permet enfin d'amplifier et de quantifier le signal (Miller et Denton, 1986 ; Ying et al., 1996; Pitt, 2009 ; Habibi, 2015).

b) Avantages et limites

Tableau 1: Les avantages et les limites de différentes techniques de spectrométrie de masse (Adapté de Wilschefski et Baxter, 2019)

Technique	Avantages	Limites
ICP-MS	<ul style="list-style-type: none"> • Technique multiéléments • Large gamme d'analyses • Débit d'échantillons élevé • Faible volume d'échantillon • Limite de détection basse • Les instruments de spectrométrie de masse à haute résolution et en tandem (triple quadripôle) offrent un très haut niveau de contrôle des interférences 	<ul style="list-style-type: none"> • Coût des équipements • Coût de fonctionnement (argon) • Plusieurs gaz de haute pureté requis • Un niveau élevé d'expertise du personnel • Les interférences doivent être contrôlées • Coûts d'installation.

Technique	Avantages	Limites
ICP-AES (ou ICP- OES)	<ul style="list-style-type: none"> • Technique multiéléments • Large gamme d'analyses • Débit d'échantillons élevé • Faible volume d'échantillon 	<ul style="list-style-type: none"> • Limite de détection élevée • Coût des équipements • niveau élevé d'expertise du personnel • Frais d'installation du laboratoire
Spectrométrie d'émission de flamme	<ul style="list-style-type: none"> • Coût des équipements • Faible niveau d'expertise du personnel • Faible coût d'installation 	<ul style="list-style-type: none"> • Technique de l'élément unique • Gamme analytique limitée • Limite de détection élevée • Volume d'échantillons plus important • Gaz inflammables
Spectrométrie d'absorption atomique	<ul style="list-style-type: none"> • Coût des équipements • Faible niveau d'expertise du personnel • Faible coût d'installation • débit d'échantillons • Peu d'interférences 	<ul style="list-style-type: none"> • Technique de l'élément unique • Gamme analytique limitée • Limite de détection élevée • Volume d'échantillons plus important • Gaz inflammables

L'utilisation de l'ICP-MS pour l'analyse des éléments trace présente des avantages importants (**Tableau 1**). Les technologies actuelles d'ICP-MS permettent d'atteindre les limites de détection et de quantification les plus basses, jusqu'au $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ou ppt avec une vitesse d'analyse très élevée, ainsi qu'une facilité d'interprétation des spectres de plus en plus poussée. En outre, l'ICP-MS permet une analyse multi-élémentaire et une mesure isotopique des éléments.

Les limites de l'utilisation de l'équipement d'un point de vue technique concernent en premier lieu le besoin de compétences pour le développement de méthodes analytiques. L'analyse ICP-MS nécessite la dissociation de l'échantillon (qui doit être sous forme liquide) en ses atomes ou en ses ions constitutifs. De façon générale, l'ICP-MS est très sensible aux effets de matrice des échantillons de l'environnement. Différents constituants de l'échantillon peuvent atténuer l'ionisation des éléments d'intérêt, former un dépôt dans le système d'introduction, le dégrader et/ou augmenter la probabilité d'interférences. La purification des échantillons de l'environnement reste le meilleur moyen pour s'affranchir de cet effet de la matrice (Bouvier-Capely et al., 2004 ; Caroli et al., 2013;). Par ailleurs, les milieux de mesure, obtenus après la purification de l'échantillon, ont une importance majeure sur le signal de l'ICP-MS. En effet, la concentration en acide des milieux de mesure ne doit pas dépasser 10 %, pour éviter de corroder le système d'introduction. Le milieu de mesure par ICP-MS le plus courant est le milieu HNO_3 (Bouvier-Capely et al., 2004 ; Caroli et al., 2013). Enfin, l'une des limites de l'utilisation est la présence d'interférences spectrales pouvant perturber le signal obtenu.

c) *Interférences aux mesures*

Les interférences possibles au niveau de l'ICP-MS sont classées en deux catégories : Les *inférences spectroscopiques* et les *interférences non spectroscopiques* (ou non spectrales) (Joffe et al., 1998 ; Boulyga et al., 2006 ; Walter et al., 2011; Ryan et al., 2014) . Les premières se produisent lorsque les ions non analysés ont le même rapport m/z que l'analyte, alors que les secondes font référence aux effets attribuables à la matrice de l'échantillon ou aux dérives de l'instrument.

Les interférences *spectroscopiques* (ou spectrales) rencontrées sont les interférences isobariques, les ions doublement chargés, les ions polyatomiques et la sensibilité en abondance (ou « *peak tailing* » en anglais). Le plus problématique est celui des ions polyatomiques. Les ions polyatomiques se forment dans le plasma à haute température, soit en raison d'une atomisation incomplète, soit à la suite de réactions de recombinaison lors de l'extraction des ions dans le spectromètre de masse. Ces ions peuvent provenir de la matrice de l'échantillon, des gaz du plasma (argon) ou des gaz atmosphériques entraînés et enfin des réactifs utilisés pour la préparation de l'échantillon. Par exemple, dans les échantillons préparés avec de l'acide chlorhydrique, de l'oxyde de chlore ($^{35}\text{Cl}^{16}\text{O}$) et du chlorure d'argon ($^{40}\text{Ar}^{35}\text{Cl}$) sont formés dans le plasma. Ces ions partagent le même rapport m/z que le vanadium (^{51}V) et l'arsenic (^{75}As) respectivement (D'Ilio et al., 2011).

Les interférences *non spectroscopiques* ont lieu lors d'effets de matrice ou d'évolution dans la sensibilité de l'ICP-MS (« *instrument drift* » en anglais) (Houk et al., 1980 ; Douglas et al., 1988 ; Kim et al., 1990) . Elles peuvent provoquer des erreurs d'analyse si elles ne sont pas corrigées de manière appropriée. Par exemple, les effets de matrice occasionnent une suppression du signal d'un analyte en raison des propriétés ou des constituants de la matrice de l'échantillon. Elles seraient le fait d'interactions complexes de divers mécanismes se produisant dans presque tous les composants de l'instrument. Pour limiter ces effets de matrice pour certains échantillons, il est possible de réaliser un prétraitement chimique de l'échantillon avant son analyse par ICP-MS. Ce traitement peut comporter une étape de minéralisation et/ou de séparation (Wilschefski et Baxter, 2019).

1.1.5 Caractérisation des particules atmosphériques par MEB-EDX

L'utilisation de la microscopie à balayage associée à de la microanalyse est de plus en plus courante dans les études de PM_{10} et $\text{PM}_{2,5}$ atmosphériques (Turnbull et Harrison, 2000 ; Shi et al., 2003 ; Putaud et al., 2004; Ebert et al., 2004; Xie et al., 2005; Hueglin et al., 2005). L'analyse MEB-EDX est l'une des rares techniques « non destructives » capables de renseigner à la fois sur la morphologie de surface des échantillons environnementaux et la composition chimique élémentaire de ceux-ci, et ce directement à l'échelle de la particule individuelle (Jambers et al., 1995 ; De Bock et al., 1999).

1.1.5.1 Principe

La Microscopie Electronique à Balayage, MEB (ou Scanning Electron Microscopy, SEM), est une technique fondée sur les interactions électrons-matière (Paqueton et Ruste, 2006 ; Marteau, 2013). Elle permet d'observer la topographie des surfaces en apportant des informations sur la texture et la structure d'un échantillon ainsi que sur la taille et la forme des grains élémentaires ou agglomérats (Jambers et al. 1995 ; Laskin et al., 2002 ; Umbría et al., 2004). Le MEB utilise un faisceau de particules d'électrons pour illuminer l'échantillon dans le vide et en créer une image très agrandie (grossissement pouvant aller jusqu'à 100 000). La microscopie électronique à balayage (MEB), couplée à la spectrométrie d'émission X dispersive en énergie (MEB-EDX) permet, en plus de l'observation de l'échantillon, de mener en parallèle leur analyse chimique élémentaire (Paqueton et Ruste, 2006). Au cours de l'irradiation de l'échantillon, des électrons secondaires (SE), des électrons rétrodiffusés (BSE), des rayons X caractéristiques et d'autres signaux sont générés comme indiqué dans la figure ci-dessus. Les électrons secondaires sont produits près de la surface de l'échantillon, et l'image SE obtenue lors de la détection de ces électrons reflète finement la structure topographique de l'échantillon (Ebert et al., 2000). Les électrons rétrodiffusés sont des électrons qui sont réfléchis lorsqu'ils frappent les atomes composant l'échantillon. Enfin, particulièrement efficace pour trouver des traces de métaux et autres éléments lourds, la spectroscopie par fluorescence X associée à cette observation permet de réaliser l'analyse élémentaire des échantillons.

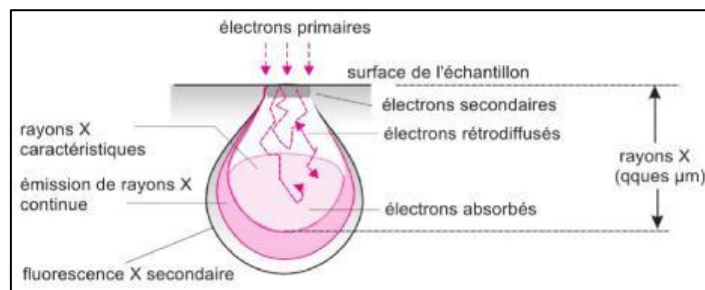


Figure 5: Poire d'interaction d'un faisceau d'électrons avec un matériau (Rouessac et Rouessac, 2004; Marteau, 2013)

Enfin, l'observation d'échantillons non-conducteurs au MEB est rendue difficile par l'accumulation de charges à la surface de l'échantillon. Ces charges génèrent de nombreux artefacts à la fois en imagerie mais également en microanalyse. Pour remédier à ces effets de charges, il est le plus souvent nécessaire de métalliser la surface des échantillons à observer ou à analyser. Il existe différentes métallisations selon que l'on désire observer l'échantillon ou l'analyser. La métallisation par pulvérisation cathodique d'or, platine, palladium par exemple, favorise l'observation tandis qu'une métallisation par évaporation sous vide de carbone est adéquate pour l'analyse chimique.

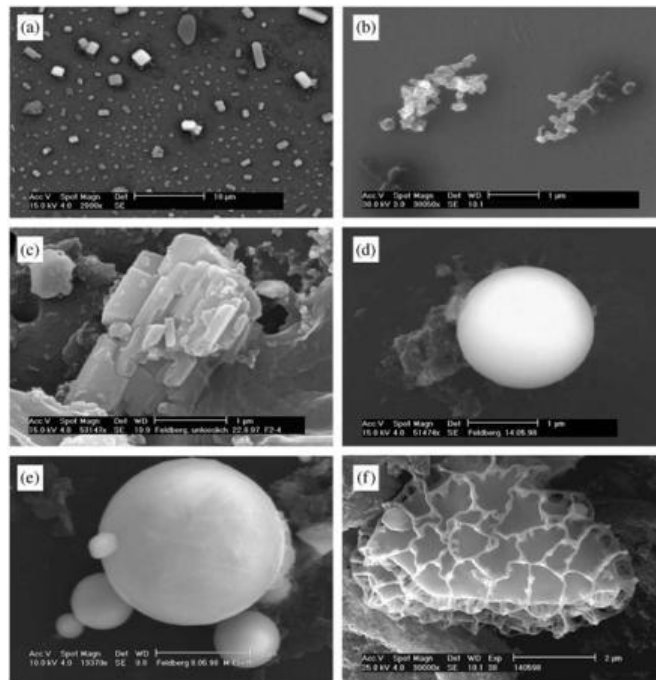


Figure 6: Images MEB-EDX de différents types de particules : (A) sulfates d'ammonium ; (B) suie ; (C) particule d'alumosilicate (sol) ; (D) particule d'alumosilicate (cendre volante) ; (E) oxyde de fer (cendre volante) ; et (F) particule biologique (spore de champignon) (Ebert et al., 2004)

1.1.5.2 Intérêt

L'un des intérêts majeurs de la caractérisation par MEB-EDX est de permettre, dans le cas de certains types de particules, de corrélérer à une composition chimique, des formes et des morphologies de particules (Umbría et al., 2004). On pourra par exemple distinguer les cendres volantes émises par la combustion du charbon plutôt sphériques, lisses et riches en silico-alumine, de cendres volantes émises par la combustion du fioul lourd qui ont un aspect spongieux et sont plutôt soufrées, carbonées, et riches en vanadium. Lorsque les particules échantillonnées sont de composition chimique similaire, la caractérisation MEB-EDX permet également de distinguer les sources naturelles des sources anthropiques. Dans de nombreuses études traitant de la qualité de l'air en milieux urbains, l'utilisation de cette méthode a permis de refléter les incidences de facteurs anthropiques (densité de population, trafic automobile, rejets industriels...) et naturels (situation géographique, météorologie, saison ...) (Fruhstorfer et al., 1994 ; Sitzmann et al., 1999 ; Esbert et al., 2002 ; Ro et al., 2002 ; Ebert et al., 2004 ; Chöel et al., 2004, 2005). En fonction de la composition chimique, selon que les formes sont irrégulières ou lisses, elles seront associées ou à des sources naturelles, ou à des activités anthropiques (Esbert et al., 2002; Ebert et al., 2004; Choël et al., 2005 ; Lamprea, 2013).

L'analyse individuelle des particules par MEB est le plus souvent appliquée de manière complémentaire à d'autres techniques (Adams, 1983). Elle est généralement complétée avec l'utilisation de logiciels de traitement d'images et une analyse statistique de données en vue d'une quantification des flux de particules (Watt, 1990 ; Mulders et Endert, 1992 ; Kim et al., 2001). Durant ces traitements, sont appliqués des procédures de correction des tailles des particules (diamètre équivalent, rapport d'aspect...) (Reid et al., 2003). Kandler et al, (2007 et

2009) ont analysé environ 22 000 et 74 000 particules à l'aide de deux types de MEB (Philips ESEM XL30 LaB6 et FEI ESEM Quanta 200 FEG). Pour une représentativité statistiquement viable, entre 200 et 2000 particules individuelles ont été étudiées pour chaque échantillon prélevé. En raison du grand nombre de particules étudiées, il n'a pas été possible durant leurs travaux d'appliquer des procédures de correction géométriques. Toutefois, selon Armstrong (1991), la négligence des effets géométriques peut conduire à de grandes erreurs dans la composition chimique jusqu'à 30% (relatif).

1.2 NOTIONS SUR LA REMISE EN SUSPENSION (RES) DE PARTICULES

La remise en suspension peut avoir lieu dans divers contextes (environnement, industrie ou milieu intérieur, milieu extérieur...) à différentes échelles (Phares et al., 2000 ; Ziskind, 2006 ; Hanus et al., 2007 ; Gac et al., 2008 ; Fletcher et al., 2008 ; Harris et al., 2009 ; Kim et al., 2010 ; Zhou et al., 2011 ; Mercier-Bonin et al., 2011 ; Dagaonkar et al., 2012 ; Henry et Minier, 2014). Elle concerne la grande majorité des particules (taille, nature...) en corrélation avec des mécanismes qui la génère. L'un des grands challenges de ce phénomène est son aspect multidisciplinaire. En effet, la dynamique des fluides de transport des particules, la physique des particules et des surfaces réceptrices (rugosité de la surface, morphologie des particules, biologie des particules dans le cas de particules biologiques, etc...) et la chimie des particules et des surfaces réceptrices, sont des éléments fondamentaux pour sa compréhension et sa caractérisation. La RES a été étudiée dans un large éventail de scénari avec dans la plupart des cas, l'objectif de limiter ses effets. Les enjeux peuvent avoir à la fois un intérêt environnemental, industriel (établissement nucléaire par exemple), ou de santé publique (RES de polluants dans les hôpitaux) (Mercier-Bonin et al., 2011). A ce jour, des questions demeurent encore sur la compréhension du phénomène.

Dans le domaine de l'environnement, la RES est un sujet de préoccupation de plus en plus étudié. Le ré-envol de PM_{10} contribuerait à l'augmentation des niveaux de pollution impactant ainsi les écosystèmes (Chiou et al., 2011 ; Kok et al., 2012). La présente section est consacrée à un état de l'art de la RES de particules solides en vue de mieux cerner la question pour les particules atmosphériques, notamment métalliques. Après une définition du phénomène et des méthodes standards de sa caractérisation, nous reviendrons sur les différents paramètres mis en jeu dans ce mécanisme et sur les approches expérimentales (en laboratoire et in-situ) rencontrées dans la littérature. Même si elles ne sont pas abordées dans ce travail, il est important de noter qu'il existe également des approches par modélisation généralement basées sur des bilans de forces et/ou d'énergie et souvent appliquées en complément d'expérimentations. Zang (2011) et Benabed (2017) font une synthèse d'un grand nombre de ces approches.

1.2.1 Définition et notions

Dans son article qui fait un point sur cette question, Nicholson définit la remise en suspension comme étant « *le réentraînement, dans l'atmosphère, d'un matériau préalablement déposé* » (Nicholson, 1988a). Cette définition présente une ambiguïté notamment parce qu'elle ne dissocie pas les particules réémises des particules nouvellement générées (Nicholson 1988a). Il convient de différencier la remise en suspension du détachement des particules qui consiste en une rupture du contact particule-surface. Une particule peut changer de position sur la surface sans pour autant être transportée par l'écoulement (Debba, 2017).

La remise en suspension (RES) reste donc une notion assez imprécise et complexe à mesurer (Nicholson 2009). Plusieurs approches ont été développées pour son évaluation. Les mesures ont souvent été exprimées en termes de facteur de remise en suspension (K) exprimé en m^{-1} ou encore en taux de remise en suspension (A), exprimé en sec^{-1} . (Nicholson, 1988a; Sehmel, 1980).

1.2.1.1 Facteur de remise en suspension

Le facteur de remise en suspension est obtenu par l'équation ci-dessous :

$$K(m^{-1}) = \frac{C_{air} (\mu g \cdot m^{-3})}{C_{s,dépôt} (\mu g \cdot m^{-2})}$$

Équation 1

Où C_{air} est la concentration dans l'air de la particule. Il s'agit généralement d'une espèce chimique associée à la particule et sélectionnée comme « traceur », $C_{s,dépôt}$ est la concentration en particules (ou espèce chimique) de la surface accueillant le dépôt.

Il semble que la valeur de K augmente avec l'augmentation du diamètre des particules. Cela est dû au fait que les plus grosses particules sont portées plus rapidement dans le flux d'air turbulent et que la force de résistance augmente plus rapidement que les forces d'adhérence (Nicholson, 1993).

En milieu ambiant, deux limitations majeures probables à l'estimation de ce facteur sont évoquées par les auteurs. En effet la concentration en surface du matériau déposé doit être incluse lors du calcul du facteur. Il faut évaluer le dépôt disponible à la remise en suspension, identifier la profondeur de matériau considéré si la pénétration dans la surface s'est produite. En milieu ambiant, cette approche peut s'avérer inadaptée notamment si on considère des surfaces complexes comme les sols ou le couvert végétal (Nicholson, 1993). La seconde limitation qui pourrait être rencontrée en milieu extérieur est celle de la détermination de C_{air} . Cette concentration est fonction de la hauteur à laquelle le prélèvement est réalisé. Au final, la valeur de K dépend à la fois de la profondeur du matériau échantillonné (la profondeur à laquelle $C_{s,dépôt}$ est mesurée) et de la hauteur à laquelle C_{air} est mesurée (Sehmel, 1980; Nicholson, 1988a, 1993; U.S. Environmental Protection Agency, 2006). En outre, l'utilisation

de **K** suppose que le matériau en suspension dans l'air est totalement dérivé de la surface ce qui n'est pas le cas dans la plupart des situations (Nicholson, 1988a).

1.2.1.2 Le taux de remise en suspension

Le taux de remise en suspension (Λ) est défini comme la fraction remise en suspension par unité de temps de contaminant particulaire initialement présent sur une surface. Il dépend de nombreux facteurs, notamment l'humidité, la vitesse du vent, la taille des particules ou la nature de la surface (U.S. Environmental Protection Agency, 2006; Sehmel 1980; Nicholson, 1988a). Il est défini par la relation suivante :

$$\Lambda (\text{sec}^{-1}) = \frac{R (\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s})}{C_{s.\text{dépôt}} (\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2})}$$

Équation 2

Où R est le flux de remise en suspension vers le haut.

Le taux de remise en suspension peut être utilisé dans les modèles de transports atmosphériques dynamiques pour prédire les concentrations de contaminants en suspension dans l'air au-dessus du sol, de la végétation et des surfaces urbaines soumises à des dépôts aigus ou chroniques. Toutefois, comme dans le cas du facteur **K**, son utilisation passe par la détermination de la concentration en surface du matériau déposé. Aussi, bien que le taux de remise en suspension puisse être appliqué à des zones non uniformes de contamination de surfaces, il reste difficile à évaluer en toute confiance dans des conditions de terrain et est généralement déduit en ajustant les résultats à un modèle numérique de dispersion et de dépôt du polluant étudié (U.S. Environmental Protection Agency, 2006; Nicholson, 1988a). En pratique il n'est mesuré que dans des conditions contrôlées, dans une soufflerie ou en laboratoire (Ould-Dada et Baghini, 2001; Nicholson, 2009).

1.2.2 Interactions particules-surfaces

Selon leurs tailles et leurs masses volumiques, les particules proches d'une surface se déposent sous l'action conjuguée de différents mécanismes physiques (diffusion brownienne, impaction, interception et sédimentation) (Sportisse, 2007 ; Petroff et al, 2008 ; Damay, 2010).

Sur surface solide, une fois déposées, l'interaction des particules avec la surface est un processus primordial dans la question du maintien du dépôt. Ce maintien est modéré par des forces d'adhérence (ou forces d'attachement). L'intensité de ces dernières est influencée par les caractéristiques intrinsèques des particules, celles de la surface, la durée de contact, et par les conditions environnementales, comme l'humidité ou la température de l'air (Hinds, 1982). Parmi les forces d'attachement on retrouve les *forces de Van der Waals*, les *forces cohésives*,

les *forces d'adhérence*, les *forces électrostatiques* et les *forces de capillarité*. Les forces de détachement se rencontrent plutôt dans des contextes favorisant plus ou moins le réentraînement des particules dans le flux d'air.

1.2.2.1 Forces de Van der Waals

La force d'attraction entre une particule et une paroi est dénommée la force de Van der Waals. Elle est due à l'existence de forces d'attraction électrostatiques entre les dipôles de signes contraires qui apparaissent à la suite du mouvement aléatoire des électrons dans chacun des matériaux (Alloul-Mamour, 2002 ; El Hijri, 2008 ; You et Wan, 2013).

1.2.2.2 Forces cohésives

Il s'agit de l'adhésion des particules entre elles qui se produit lorsque la concentration en particules sur la surface est très importante et que de fait, celle-ci participe à retenir les particules sur la surface. Les forces auto-adhésives ou cohésives sont à considérer quand l'adhésion a lieu à partir d'un lit de particules (Visser, 1988 ; Alloul-Mamour, 2002 ; Tedeschi, 2007 ; El Hijri, 2008 ; Israelachvili, 2011 ; Debba, 2017). Selon Visser (1989), ces forces inter-particulaires ont pour origine principale les forces de Van der Waals. Toutefois, leur estimation est fonction de la taille des particules, de la géométrie du dépôt et du nombre de couches de particules.

Les forces auto-adhésives entre particules d'une même couche peuvent conduire à la formation d'agglomérats modifiant ainsi les forces d'adhérence du système. Les interactions entre particules provenant d'un même lit ne permettent pas de décrire une relation avec le diamètre de la particule aussi simplement que dans le cas de l'interaction entre une particule et une surface.

Les forces cohésives qui sont des forces inter-particulaires ont des origines communes avec les forces de Van der Waals, mais les deux phénomènes se distinguent dans leur géométrie et semblent montrer une dépendance différente en fonction du diamètre de la particule. Dans le cas de particules de moins de 100 μm , ce sont les forces de Van der Waals qui sont prépondérantes (Visser, 1988 ; Alloul-Mamour, 2002 ; Tedeschi, 2007 ; El Hijri, 2008 ; Israelachvili, 2011).

1.2.2.3 Forces d'adhérence

L'adhérence d'une particule sur une surface est déterminée principalement par l'action de la force de Van der Waals, de la force électrostatique et de la tension superficielle (El Hijri, 2008 ; Israelachvili, 2011). L'intensité de ces forces dépend des caractéristiques de la particule (matériau, forme et dimension), du milieu fluide et de l'interaction particule-paroi (durée de contact et vitesse initiale de l'impact). Il est important de préciser qu'il n'existe pas encore de théorie complète prenant en compte tous les facteurs qui influencent l'adhérence.

1.2.2.4 Forces électrostatiques

Très peu d'informations sur l'influence de la charge électrique sur l'adhérence d'une particule sur une paroi sont disponibles dans la littérature. Cependant, on estime que pour des particules de diamètre inférieur à 50 µm, les forces de Van der Waals restent prépondérantes devant les forces électriques (Ahmadi et al., 1993 ; Alloul-Marmor, 2002).

1.2.2.5 Forces de capillarité

L'adhérence d'une particule sur une paroi augmente avec l'humidité relative de l'air ambiant. Ce phénomène devient appréciable lorsque l'humidité relative est supérieure à 70% selon Corn (1961a et b ; 1965) et Kim et al (2016). Ceci est dû à l'apparition d'un film par condensation capillaire entre la paroi et la particule. Ainsi, la force de capillarité ne peut être négligée pour des milieux où l'humidité est supérieure à 70% ou encore dans le cas de particules qui absorbent l'humidité de l'air (hygroscopique).

1.2.3 Facteurs influant la remise en suspension

Afin de briser les cohésions particule/surface et remettre les particules en mouvement, il faut une force supérieure à la somme des forces d'attachement (Marticorena et Bergametti, 1995; Marticorena et al., 1997). La remise en suspension peut être initiée par des actions mécaniques telles que le vent, la circulation automobile (turbulence induite, action des pneus sur la chaussée), l'activité pédestre ou encore par les activités anthropiques comme la construction, l'exploitation agricoles et le labour (Nicholson 1988a, 2009; Vallius, 2005). Du fait qu'elles sont naturellement produites, le terme d'«aérosols naturels » est souvent employé pour définir les particules provenant de cette source (sols nus, embruns marins, volcans..). A côté des aérosols naturels, on retrouve les particules d'origines anthropiques (Vallius, 2005).

Les facteurs les plus souvent évoqués dans la littérature concernant la remobilisation de polluants et de particules dans l'air sont le vent, le type de surface (sols nus, couvert végétal, bitume...) et les propriétés de l'air.

1.2.3.1 Action du vent

Dans le cas d'une remise en suspension générée par le vent, l'élément déterminant est la taille des particules et leur morphologie (Nicholson, 1988a, 1988b, 2009).

a) Notion de transport éolien des particules

On définit principalement trois modes de transport des particules par le vent: la *saltation*, la *reptation* et la *suspension*. La saltation concerne les particules possédant des tailles allant jusqu'à plusieurs centaines de micromètres de diamètre (Nicholson, 1988a, 1988b, 2009). Ce

mode est défini comme un déplacement des particules par bonds successifs. Ainsi, les particules de diamètres compris entre 70 et 500 μm parviennent à se désolidariser de la surface, mais retombent directement et se désagrègent en fines particules plus aptes à être remises en suspension. La reptation fait référence aux particules les plus grosses ($> 500 \mu\text{m}$). Durant ce phénomène, les particules sont poussées et elles roulent le long de la surface. Le dernier mode de transport est la suspension. Ce mode est intéressant car il concerne la gamme de particules de diamètre aérodynamique inférieur à environ 100 μm . Nicholson (1988b) indique également que l'action du vent est elle-même influencée par différents paramètres notamment la compétition entre les forces d'adhésion et les forces portantes (particule-surface), la notion de vieillissement du dépôt (sec) en expliquant que, dans le temps, les tendances à la variation entre ces différentes forces libèrent la particule et la remettent en suspension. La particule, ayant acquis une énergie suffisante, quitte le lit de dépôt induisant de ce fait un taux de remise en suspension plus fort pour les couches supérieures.

b) Morphologie et taille de la particule

La RES d'origine éolienne se produit en raison de la pénétration de tourbillons turbulents à travers la sous-couche laminaire (Corn et Stein, 1965; Wilmarth et Lu, 1972). La morphologie et la nature de la particule jouent un rôle important dans ce phénomène. Ces dernières déterminent la zone sur laquelle les forces de portance peuvent agir et faciliter la RES. Pour des particules de même masse, les plus irrégulières possèdent davantage de régions où les forces peuvent agir. Par conséquent, le potentiel de remise en suspension de la particule évoluerait dans le sens opposé à la qualité de sa sphéricité. De même, ces régions augmentent avec la taille de la particule. A cet égard, pour des particules de même taille, le potentiel de remise en suspension est susceptible d'augmenter avec la diminution de la densité. Autrement dit, pour les particules de même type, la vitesse de sédimentation diminue avec l'augmentation de l'irrégularité et la diminution de la densité des particules. (Nicholson 2009). Ainsi les grosses particules semblent plus facilement remises en suspension que les plus petites (Garland, 1983). Plusieurs travaux ont mis en évidence leur potentiel à propager localement des contaminants ou polluants et à atteindre des hauteurs significatives dans la couche de surface turbulente d'un milieu (Nicholson 2009).

Il y a cependant une restriction gravitationnelle qui fait intervenir un seuil d'entraînement de la particule (Nicholson 1988). Ce seuil est estimé au travers du rapport de la vitesse de sédimentation (V_s) de la particule à la vitesse de frottement (u^*) (Gillette et al, 1974). Les particules ayant une vitesse de sédimentation suffisamment inférieure à la vitesse verticale du vent dans l'atmosphère resteraient suspendues et seraient disponibles pour un transport éolien (Gillette et al, 1974). Gillette et al. (1974) ont conclu qu'un tel seuil se situait dans la région $0,12 < V_s/u^* < 0,68$. En partant de ces travaux, Nicholson (1988b), met en évidence que pour des vitesses normales de vent (milieu ambiant), seules les particules de moins de 100 μm de diamètre peuvent entièrement être remises en suspension.

La vitesse de frottement seuil dépendrait aussi de la nature de la surface étudiée. Marticorena & Bergametti (1995) ont déterminé, en fonction de leurs diamètres, les vitesses de frottement seuils nécessaires à la remise en suspension de particules pour un sol nu (Figure 7). Une

vitesse de frottement seuil élevée qui induit des vitesses de vent très élevées, est nécessaire pour les particules de diamètres inférieurs à 80 μm . Inversement, au-dessus de cette taille, les vitesses de frottement seuil nécessaires sont plus faibles. Pour exemple, dans leurs travaux, pour les particules de 1 μm des vitesses de frottements seuils supérieures à 2,5 $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ ont été nécessaires tandis que des vitesses autour de 0,25 $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ ont été suffisantes pour ré-entraîner des particules de 100 μm .

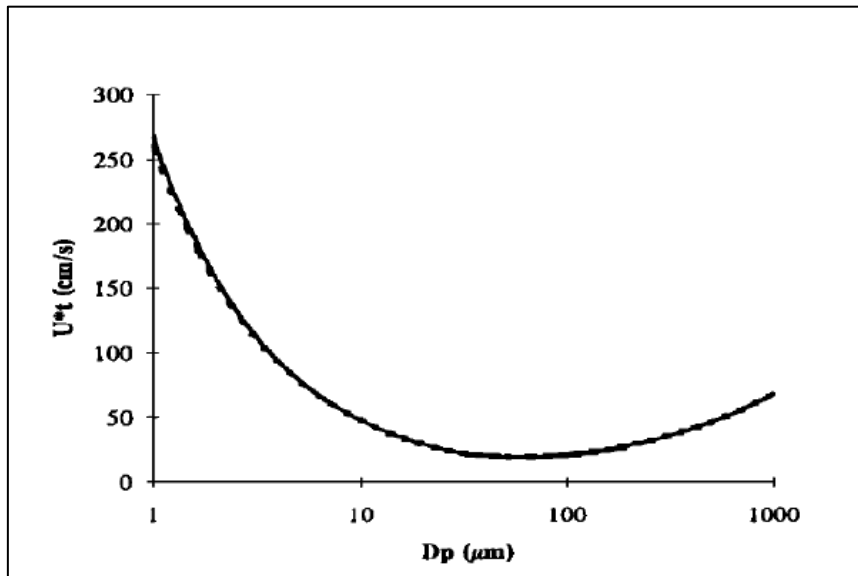


Figure 7: Vitesses de frottement seuil nécessaires pour la RES de particules de 2,65 $\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$ sur un sol nu en fonction de leur diamètre (Marticorena & Bergametti, 1995).

1.2.3.2 Humidité relative et température de l'air

a) Humidité relative (HR)

Les effets de l'humidité relative sur la remise en suspension des particules semblent varier, parfois de manière contradictoire en fonction de l'étude expérimentale. Certains travaux semblent indiquer que la RES augmenterait avec l'humidité relative. Pour Corn (1961 a et b, 1965), les forces d'adhésion particules/surface augmenteraient avec l'humidité relative et la rugosité de la surface, mais diminueraient avec l'augmentation de la taille des particules. L'humidité relative ne serait pas strictement linéaire. Rosati et al. (2008) ont constaté que le taux de remise en suspension des particules augmente ou diminue avec l'humidité en fonction de la composition de la surface. En effet, dans leurs travaux réalisés sur la RES pedestre de particules déposées sur des moquettes neuves et anciennes, l'humidité relative s'est avéré être le paramètre déterminant (diamètre médian en masse de particules dans la gamme de 3 à 5 μm). Une augmentation de l'humidité relative entraînait de fortes valeurs de RES dans le cas des moquettes neuves. A l'inverse, cette augmentation réduisait les quantités remise en suspension pour les moquettes plus anciennes. Ces constatations sont aussi observées dans les travaux de Tian et al. (2014). Les résultats de leurs travaux ont montré que pour les particules de 0,4 et 3,0 μm (poussière domestique) il n'existait pas de différence significative entre les

fractions RES des moquettes et de sols « durs ». Toutefois, pour la gamme comprise entre 3,0 et 10,0 μm , ils ont observé que de fortes humidités relatives augmentaient la remise en suspension à partir des moquettes tandis que l'effet inverse était observé dans le cas des sols «durs».

L'influence de l'humidité relative sur la RES apparaît ainsi très liée au type de surface étudiée et même au contexte expérimental. Hubbard et al. (2012) par exemple, ont observé une diminution monotone de la RES des sphères de poly-méthacrylate de méthyle (1,7 à 14,4 μm) déposées sur des surfaces de TiO_2 (RES par vibration de la surface) avec une augmentation de l'humidité relative. En accord avec les observations de Corn (1965), Ibrahim et al. (2004) expliquent que dans le cas d'une humidité relative élevée il se produit une condensation capillaire entre la particule et la surface augmentant fortement l'adhérence. Il a caractérisé une vitesse seuil pour détacher 50% des sphères en acier inoxydable (70 μm) sur des surfaces de verre dans une soufflerie. La vitesse nécessaire à la RES des particules est passée de 3,6 $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ à 13,4 $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ respectivement pour des HR de 18 % à 67 %.

b) Température

La température peut influencer sur les forces d'adhérence particules/surface (Kuo et Matijevic, 1980). Cet effet de la température est également corrélé avec l'humidité relative de l'air du milieu. Des expérimentations in-situ ont permis d'observer l'effet de l'évapotranspiration (donc de l'ensoleillement) sur la remise en suspension de particules anciennement déposées. Laidaw et al. (2008) ont mis en évidence l'évolution saisonnière de la remise en suspensions de Pb associé à des particules de sol de 8 sites urbains à travers les États-Unis. Ils ont travaillé sur des charges de Pb dans le sang d'enfants habitant ces sites. Les résultats de Laidaw et al. (2008) indiquent que les concentrations atmosphériques en Pb provenant de sols présentent une forte saisonnalité avec les valeurs maximales observées en été et les concentrations les plus basses en hiver. Dans leurs travaux, la mise en place d'un modèle empirique a indiqué que des températures élevées font chuter l'humidité relative et accentuent l'évapotranspiration. Dans la même ligne, Amato et al (2016) ont abordé la variabilité temporelle de la remise en suspension de poussière de routes ($\varnothing < 10 \mu\text{m}$) à Utrecht (Pays-Bas) ville peu ensoleillée et à Barcelone (Espagne) avec un rayonnement solaire plus élevé. Ils ont constaté que les concentrations de particules issues de ces routes étaient généralement constantes à l'échelle quotidienne, sauf pendant et dans les heures qui suivent immédiatement les épisodes de pluie où la production de particules issues des routes s'est avérée trois fois plus rapide à Barcelone qu'à Utrecht. À Barcelone, ces particules ont atteint 50%, 75% et 90% de la valeur maximale après 8, 16 et 27 heures, respectivement (indépendamment des quantités de pluie). À Utrecht, ces seuils ont été atteints seulement après 28, 55 et 90 heures respectivement. L'ensoleillement et la température ont été identifiés comme les principaux paramètres expliquant ces différences.

1.2.3.3 Structure du dépôt

Un dépôt de particules sur une surfaces se présente sous un état monocouche ou multicouches (Alloul-Marmor, 2002). Dans le cas des dépôts monocouches les particules sont individuellement réparties sur la surface sans interaction importantes entre elles. Elles adhèrent directement à la surface et sont exposées aux flux d'air. Les dépôts multicouches sont observés lors d'apports de fortes concentrations de particules ou d'apport continu de particules sur la surface. Pour ces dépôts, seule la couche de surface est exposée au vent.

Quelques études de modélisation et d'expérimentations en soufflerie ont exploré la RES issue de dépôts monocouche ou multicouches soumis à des vitesses de vents rencontrées en milieu intérieur (Chiou et Tsai, 2001; Friess et Yadigaroglu, 2002; Gac et al., 2008; Nitschke et Schmidt, 2010 ; Boor et al., 2013a et b). Le terme « milieu intérieur » fait référence à des espaces confinés (domicile, bureaux..). Les différents auteurs ont travaillé sur la RES de particules déposées sur les surfaces typiques de cet environnement tels que l'aluminium, ou le linoléum utilisé comme revêtement de sol ou encore la tôle galvanisée utilisée pour les conduits de ventilation (Boor et al, 2013a et b). Il s'agissait essentiellement de RES aérodynamique. En amont des tests de RES, des ensemencements ont été réalisés pour générer les dépôts monocouches et/ou multicouches de particules artificielles pré-identifiées. Les dépôts sont ensuite exposés à des vitesses d'air variées. Ces études fournissent une base de comparaison entre types de dépôts, de particules ou de vitesses de vent en matière de RES et s'accordent sur plusieurs caractéristiques associées à la remise en suspension de ces types de dépôts. Dans le cas des dépôts multicouches particulièrement, il ressort que les particules de la couche supérieure du dépôt sont remises en suspension à des vitesses plus faibles que celles des couches plus proches de la surface (Lazaridis et Drossinos, 1998, Friess et Yadigaroglu, 2001). Lazaridis et Drossinos (1998) expliquent que des forces d'adhérence au sein du système particule/particule/surface sont plus faibles entre les particules que celles entre la particule et la surface de dépôt. D'autres constatations ont également été faites. Il semble que la RES se produise le plus souvent sous la forme d'agrégats de plus grosses particules qui, lorsqu'ils sont en suspension dans l'air, peuvent se fragmenter en raison des forces de turbulence (Shao et al, 1993 ; Matsusaka et Masuda, 1996 ; Gac et al., 2008 ; Kok et al, 2012). Friess et Yadigaroglu (2002) expliquent que la structure du dépôt dépend du mécanisme qui l'a engendré. Par exemple, un dépôt issu essentiellement de la sédimentation gravitationnelle se comporterait différemment de celui initié par une impaction inertielle. Toutefois, ils ne mettent pas clairement en évidence cette différence de comportement.

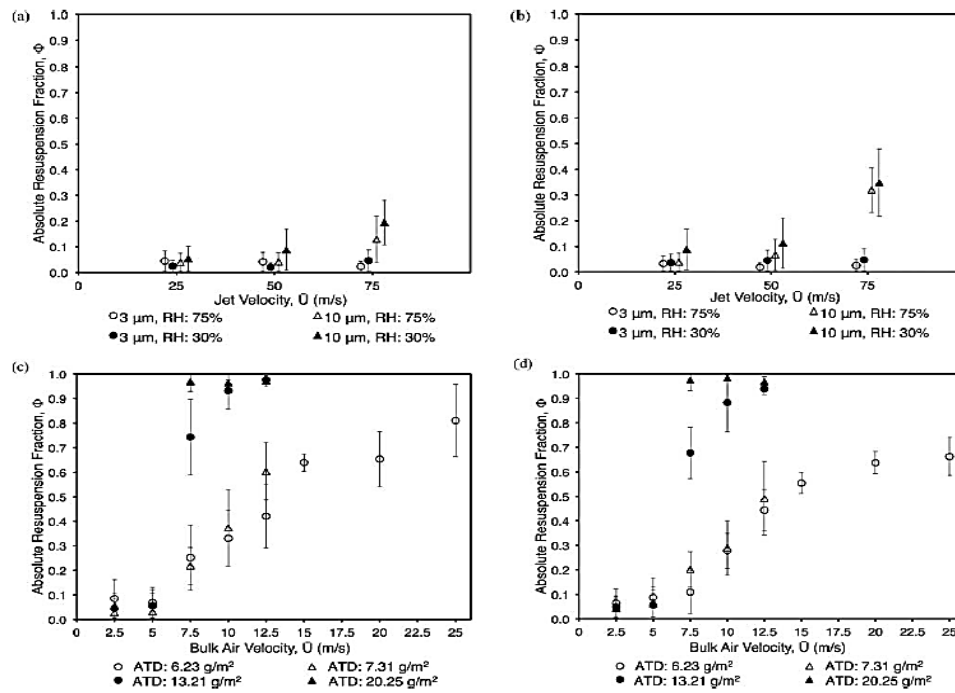


Figure 8: Exemples de fractions absolues de RES pour des particules fluorescentes (3 μm et 10 μm) et de la poudre test ultrafine ATD (1-20 μm) en fonction des vitesses de vents, de l'humidité relative, du type de dépôt et de la nature de la surface (Boor et al, 2013a). (a) dépôt monocouche sur une tôle galvanisée, (b) dépôt monocouche sur un sol en linoléum, (c) dépôt multicouches sur une tôle galvanisée, et (d) dépôt multicouches sur un sol en linoléum

Plus récemment, les expérimentations de remise en suspension aérodynamique de Boor et al (2013a et b) sur des dépôts monocouches et multicouches de particules fluorescentes exposées à une large gamme de vitesses d'air ont mis en évidence la forte dépendance entre la géométrie du dépôt et le réentraînement des particules. Des niveaux de RES significativement plus élevés ont été observés pour les dépôts multicouches comparativement aux dépôts monocouches. Par exemple, les fractions de RES (ϕ) obtenues à une vitesse de l'air de 5 m.s⁻¹ pour la couche supérieure des dépôts multicouches étaient similaires à celles trouvées pour les dépôts monocouches à 50 m.s⁻¹. De plus, Il a été constaté que pour les dépôts multicouches, la fraction absolue de remise en suspension (ϕ) de la canopée augmentait avec l'augmentation de la charge de particules. Ces auteurs concluent que la relation entre la hauteur du dépôt de particules et l'épaisseur de la sous-couche visqueuse du flux d'air peut aider à expliquer les différences de remise en suspension qui ont été observées entre les deux types de dépôts et aussi que l'humidité relative, la nature de la surface et l'emplacement de la couche ont également influencé la remise en suspension. D'autres travaux, moins récents, confirment bien cette tendance, notamment pour les agrégats vis-à-vis des petites particules (Kousaka et al., 1980 ; Quadt et Shemidt , 2012).

Enfin, en environnement réel, un lien étroit peut être supposé entre l'âge du dépôt et la formation de multicouches. La hauteur du dépôt est souvent une indication de son vieillissement. Toutefois, en considérant notamment la couche en contact direct avec la surface, certains auteurs ont observé une augmentation des forces d'attachement (forces d'adhésion) particules/surface (Hsieh, 1990; Tsai et al. 1991 ; Rimai et al. 1995). Autrement

dit, plus le dépôt est ancien, moins les particules sont remises en suspension. Hsieh (1990), pour des particules submicroniques, explique que cette augmentation par l'évolution (augmentation) de l'aire de contact de la particule avec la surface serait due au comportement visco-élastique des particules solides et/ou de la surface. Il observe également que ce phénomène ne se produit qu'à partir de 48 h de contact particule/surface.

1.2.3.4 Influence de la surface de dépôt

Bien plus que la nature du dépôt, les caractéristiques de la surface de dépôt jouent un rôle majeur dans la facilité de ce dernier à être remis en suspension dans l'atmosphère (Nicholson, 2009).

a) Sols « nus »

Concernant les sols, la remise en suspension est surtout évoquée en termes de tendance saisonnière des polluants issus des sols et donc des particules qui les portent (Laidlaw et Filippelli, 2008, Laidlaw et al, 2012;; Amato et al. 2011 ; Amato et al, 2012). La notion d'humidité du sol semble jouer un rôle prédominant. Dans leur modèle empirique développé pour évaluer les teneurs en plomb remis en suspension dans plusieurs villes des États-Unis, Laidlaw et al. (2008, 2012) indiquent que l'évapotranspiration maximisée (l'humidité relative faible) induite par des températures élevées, conduit à la diminution de l'humidité du sol qui produit une augmentation des polluants remis en suspension dans l'atmosphère. Cet aspect est également évoqué par Besse et David (2017). Leurs travaux sur sols industriels et agricoles contaminés en HAPs, pesticides et arsenic en région Rhône-Alpes, ont révélé que les émissions sont essentiellement gouvernées par le phénomène d'évapotranspiration des sols. L'effet conjugué d'une température élevée et d'une forte humidité du sol ont conduit à des flux d'émission maximums. D'un point de vue expérimental, Kim et al (2016) ont réalisé des expériences en soufflerie sur des sphères en verre et en polyéthylène. Ils concluent que c'est l'effet conjugué de l'humidité relative du milieu et des propriétés de surface et la nature de la particule qui gouverne la remise en suspension par forces aérodynamiques. Dans leur cas, lorsque l'humidité relative augmentait, les taux de remise en suspension des particules avaient tendance à diminuer, cette diminution étant dépendante du type de particules et de la nature de la surface de dépôt.

b) Couvert végétal

Les études relatives à l'effet de la couverture végétale sur la remise en suspension sont plutôt rares. Toutefois, elles révèlent bien l'importance des conditions de surface et de l'environnement dans la détermination de la remise en suspension des particules à partir de surfaces dites « naturelles ».

Dans leurs travaux sur les facteurs affectant la remise en suspension de particules de 1, 10 et 20 μm déposées sur des pelouses, Giess, et al (1997) mettent en évidence que la présence de pelouse au sol limiterait la remise en suspension. Ces expériences ont été effectuées sur deux pelouses de même nature mais de hauteurs différentes (10 et 25 cm). Sur ces pelouses ont été déposées en soufflerie des particules de silice poreuse marquées avec un traceur stable. Une

remise en suspension des particules marquées a été effectuée en milieu contrôlé au sein d'une enceinte en plexiglass (chambre de dépôt). La vitesse du vent a été augmentée périodiquement par de soudaines rafales générées artificiellement. Il ressort de la comparaison des différents taux de remise en suspension issus de cette expérimentation que la hauteur de l'herbe des pelouses conditionne le degré de remise en suspension des particules par l'action de vent. Plus l'herbe est haute et plus elle agirait comme un abri relatif pour les particules déposées (Giess, Goddard, et Shaw 1997) en limitant l'effet du vent.

Une seconde expérience a été menée avec le même principe sur de jeunes pousses d'arbres mais à une vitesse simulée de vent constante de 5 m.s^{-1} (Ould-Dada et Baghini 2001). Elle montre bien la capacité d'un couvert arboré à remettre en suspension des particules sous l'effet de certaines vitesses de vent. Le découpage de la canopée expérimentale en différentes sections a permis notamment de constater que les taux de remise en suspension étaient significativement différents entre les couches de cette dernière et qu'elle est potentiellement plus élevée au sommet de la canopée que dans les parties plus basses (Ould-Dada et Baghini 2001). Les travaux de Giess et al (1997) et Ould-Dada et Baghini (2001) ont été réalisés en milieux confinés et contrôlés.

c) *Rugosité de la surface : surface de bâti*

Une surface n'est pas parfaitement lisse. C'est le cas des surfaces de bâtis. L'ensemble des irrégularités (micro-géométriques ou macro-géométriques) d'une surface constituent la rugosité. Ces nombreuses irrégularités se présentent sous forme d'aspérités (ou pics), et de cavités (ou creux). La rugosité joue un rôle important dans l'adhérence des particules sur la surface en imposant la surface de contact particule-surface (Zimon, 1982 ; Hsieh, 1990 ; Ryhming, 1991). En présence d'aspérités de la surface inférieures ou égales au diamètre de la particule, la surface de contact particule-surface se voit réduite, diminuant de fait les forces d'adhésion. Dans ce contexte, les particules sont plus facilement remises en suspension (Ranade, 1988 ; Hinds, 1999).

L'augmentation de l'attachement de la particule à la surface en fonction de l'humidité relative est imputée à l'influence de la rugosité notamment à l'échelle nanométrique à la fois des particules et des surfaces (Jones et al. 2002 ; Rabinovich et al. 2002 ; Goldasteh et al. 2012 ; Hubbard et al. 2012). En plus de l'humidité relative, la force capillaire est influencée à fois par la chimie et la géométrie des surfaces. Kim et al (2016) ont mené des expériences en soufflerie pour déterminer le lien entre le taux de remise en suspension de particules sphériques de verre hydrophile et de polyéthylène hydrophobe ($\approx 20 \mu\text{m}$), la rugosité de ces surfaces et l'humidité relative de l'air. Les dépôts de particules ont été réalisés sur des surfaces en verre et en verre recouvert de film d'or toutes deux plutôt lisses avec une rugosité nanométrique et des surfaces en aluminium avec une rugosité à l'échelle microscopique. Ils ont constaté que les taux de remise en suspension étaient affectés à la fois par l'humidité relative et par les propriétés de la surface. La corrélation entre l'humidité relative et la RES était plus forte dans le cas de l'association particules hydrophiles/surfaces hydrophiles. Cette dernière présentait une réduction de trois ordres de grandeur des taux de RES entre 55% et 70% tandis que la combinaison particules hydrophobes/surface hydrophile avait une réduction du taux de resuspension de deux ordres de grandeur lorsque l'HR, mais seulement à partir de

80 % de HR. Les particules de PE (hydrophobes) sur des surfaces de verre ou d'or (lisses) présentaient moins de dépendance à l'égard de RH que les particules de verre sur les mêmes surfaces. Ces auteurs ont aussi défini une HR critique autour de 70%.

1.3 LE MILIEU URBAIN

1.3.1 Structure du milieu urbain et écoulement du vent

a) *Canopée urbaine*

La canopée urbaine est la partie basse de la couche limite urbaine (CLU) à proximité directe du sol (Rotach et al., 2005 ; Vincovic, 2005 ; Oke, 2006). Les écoulements au sein de cette couche sont particulièrement complexes de par l'hétérogénéité de la topographie des villes. CLU se distingue de la couche limite atmosphérique par la présence au-dessus des villes d'un îlot de chaleur. Cet îlot est caractérisé par des températures plus élevées dans les centres-villes comparativement aux milieux environnants. Les écarts de température entre la campagne environnante et le milieu urbain peuvent aller jusqu'à 12°C (Oke , 1976 , 2006 ; Stewart, 2011 ; Erell et al., 2011). Ce phénomène est causé par divers facteurs (activité anthropique, modification du bilan radiatif et thermique..) dont la diminution des vents en raison de la présence des bâtiments

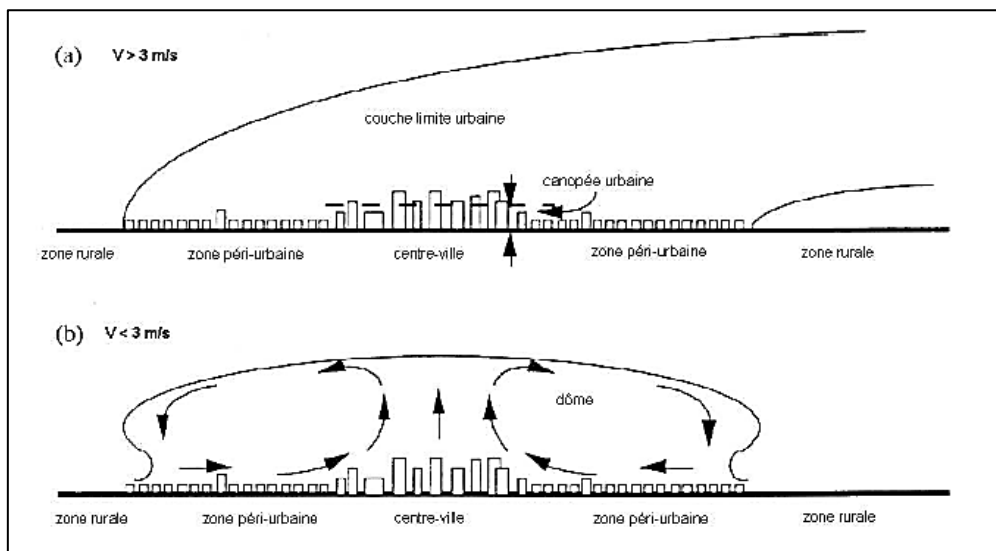


Figure 9: Structure de la couche limite urbaine Mestayer & Anquetin (1994)

b) *Écoulement du vent autour d'un bâti*

De façon générale, trois principaux comportements du vent autour d'un bâtiment peuvent être identifiés en fonction de la hauteur du bâtiment et de l'orientation de ce dernier par rapport à la direction du vent (Figure 10). Une arrivée de vent parallèle à la longueur du bâtiment

(scénario a) induit une turbulence plutôt faible tandis que dans le cas d'un bâtiment haut et face au vent (scénario b), les turbulences sont nombreuses. Enfin, dans le cas où le bâtiment est bas et l'arrivée du vent perpendiculaire à la longueur de celui-ci (scénario c), les turbulences sont nombreuses mais restent en bas (Beranek, 1984 ; Bottema, 1993; Wang, 2015). Toutefois, la turbulence aérodynamique en milieu urbain reste complexe, les modélisations utilisées sont le plus souvent simplifiées (Wang, 2015).

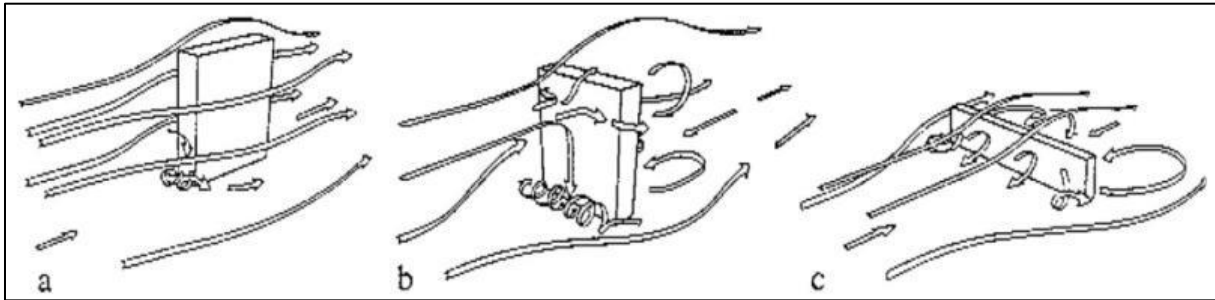


Figure 10: types d'écoulement du vent autour d'un bâtiment (analyse CFD) (Beranek, 1984).

c) Répartition des surfaces en milieu urbain

L'une des particularités principales du milieu urbain est le pourcentage de surface couverte et la nature des surfaces. Dans leur rapport d'expertise scientifique sur l'artificialisation des sols, Béchet et al. (2017) font mention de l'importance de la prise en compte des surfaces dans l'analyse du milieu urbain (e.i. îlot de chaleur...). En effet, il ressort que dans les grandes villes, le cumul 'toits et sols imperméabilisés' représente très souvent plus de 50% de la surface (Carlson et Sanchez-Azofeifa, 1999 ; Li et al., 2011 ; Liu et Weng, 2013 ; Bhatti et Tripathi, 2014 ; Bechet et al., 2017). Tous ces éléments justifient l'intérêt à porter à ces surfaces dans la dynamique des polluants atmosphériques.

Tableau 2: Répartition des surfaces de sols imperméabilisés, végétation et bâtiments pour quelques villes françaises et américaines (Adapté de Béchet et al., 2017)

Ville	% de surfaces couvertes			Référence
	Sols imperméabilisés	Végétation	Toits/bâti	
Etats-Unis				
Huston	29,2	37,1	21,3	(Akbari et Rose, 2008)
Chicago	37,1	26,7	24,8	
France				
Paris	30	20	40	(Rhein et Palibrk, 2014)
Nantes	35,2	41,5	16,1	Données Urbio
Angers	31,6	49,4	13,7	
Roche sur Yon	14,9	78,4	14,9	

1.3.2 Pollution métallique en milieu urbain

Le milieu urbain est un environnement très riche en particules (Duh et al., 2008). En raison de sa configuration géométrique, de sa forte concentration en population, des activités de ces dernières et des types de surfaces qui le compose, il représente une zone propice à de fortes concentrations de particules atmosphériques métalliques (Rodier, 1996 ; Sternbeck, 2002 ; Sarkar, 2002 ; Chiffolleau, 2007 ; Thorpe et Harrison, 2008 ; Laidlaw et al., 2012). Dans l'air des milieux urbains, les éléments métalliques rencontrés, semblent présenter le plus souvent une distribution centrée sur la fraction submicronique ou fine (Percot, 2012). Mbengue et al. (2014) ont comparé la distribution granulométrique et la composition chimique de particules atmosphériques sous les vents d'une zone industrielle et ceux d'une zone urbaine sur un site situé près de Dunkerque (France) durant l'hiver 2012. La plupart des éléments étudiés (Sb, Cd, As, Mo, Pb, Zn, Cu, Ni, Cr, Mn et V) étaient d'origine anthropique. Leurs résultats montrent que, contrairement aux particules grossières, les concentrations massiques de particules submicroniques (PM₁) et ultrafines (PM_{0,29}) étaient plus fortes sous l'influence des vents provenant du site urbain. La concentration moyenne d'éléments traces mesurée était alors 1,7.10³ ng.m⁻³. Dans d'autres villes Européennes, des auteurs ont mesuré par exemple 2,5.10³ ng.m⁻³ à Augsburg, Allemagne (Gu et al., 2011), 783 ng.m⁻³ à Palerme, Sicile (Dongarra et al., 2010), 2,0.10³ ng.m⁻³ à Zurich, Suisse (Richard et al., 2011), ou encore 200 ng.m⁻³ à Londres, Royaume-Uni (Visser et al., 2015). En Asie, Lyu et al. (2017) ont prélevé durant deux mois les particules métalliques de diamètre aérodynamique compris entre 0,43 et 9 µm présents dans l'air de la ville de Zhuzhou (Chine). Les concentrations mesurées d'éléments traces étaient comprises entre 10⁻² et 10⁴ ng.m⁻³. Cu, Zn, As, Se, Ag, Cd, Ti et Pb présentaient une distribution uni-modale dans la gamme de taille des particules fines (<2.1 µm). Selon Allen et al. (2001), l'essentiel des métaux traces dans l'air des villes serait associé au mode accumulation (origine anthropique).

Les dépôts particuliers métalliques sont également une problématique importante dans la gestion eaux pluviales. Outre les éléments rabattus par les précipitations, la pollution métallique dans les eaux pluviales est due aux processus de lessivage des surfaces perméables et imperméables lors du ruissellement (Heaney et al., 1999 ; Pitt et al., 2005). Dans le cas des surfaces imperméables, les effluents issus des toitures des bâtiments par exemple sont caractérisés par des concentrations importantes en métaux sous forme particulaire (Lampea, 2009 ; Zgheib, 2009 ; Percot, 2012). Les études ont montré que ces fortes concentrations sont issues à la fois de la corrosion de ces dernières et de leur accessoires mais aussi du fait du lessivage des particules accumulées/stockées notamment par temps secs (Chebbo et Gomaire, 2004 ; Gnecco et al., 2004 ; Lamprea, 2009).

1.3.3 Milieu urbain: observation et tentative de discrimination de particules remises en suspension

Plusieurs auteurs s'accordent pour qualifier le trafic routier comme étant la source majeure sinon l'une des plus importantes dans la remise en suspension de particules en milieu urbain (Nicholson, 1988a, 2009; Sabin et al., 2006; Thorpe et al., 2007; Gehrig et al., 2010; Martuzevicius et al., 2011; Escrig et al., 2011; Amato et al., 2012; Weinbruch et al., 2014;

Ferm et Sjöberg, 2015; Amato et al., 2016). Cette remise en suspension peut représenter une bonne part des émissions de particules du trafic routier, parfois jusqu'à environ 50% (Polo, 2013). Les routes sont des lieux de dépôt de particules de diverses sources (poussières naturelles déposées, débris de routes et d'abrasion de pneus, particules de sablage et de salage...). La remise en suspension par un véhicule est le résultat soit de la contrainte de cisaillement des pneus, soit de la turbulence générée par le véhicule qui passe (Nicholson, 1988). Ce processus est donc relatif à l'intensité du trafic. Un certain nombre de facteurs peuvent influencer sur le taux de remise en suspension. Ces facteurs comprennent la taille du véhicule, la vitesse du véhicule, l'humidité de la surface et la taille des particules (U.S. Environmental Protection Agency, 2006; Thorpe et al., 2007).

Les travaux trouvés dans la littérature sur une discrimination ou identification des particules remises en suspension lié au milieu urbain concernent prioritairement celles issues du trafic routier.

a) *Notion de facteur d'émission : trafic routier*

Il n'existe aucun traceur définitif pour l'identification et la quantification du matériau des poussières de route remises en suspension. Plusieurs méthodes ont donc été développées pour déterminer les émissions de remise en suspension. Certaines supposent une dispersion égale des NO_x et des PM d'un site de trafic à un site de fond (Amato et al., 2010). D'autres estimations reposent sur l'hypothèse d'un équilibre entre les flux de remise en suspension et de dépôt sur les routes (Amato et al, 2012) et/ou sur la relation entre les charges de poussières déposées et les taux d'émission (Amato et al, 2011). La notion de facteur d'émission, exprimé en kilomètre parcouru par le véhicule (VKT), est le plus souvent utilisée pour tenter d'identifier des flux de remise en suspension directe du trafic routier. En exemple, cette méthode a été exploitée dans les travaux de Thorpe et al. (2007). Ces auteurs ont utilisé un ensemble complet de données sur les mesures atmosphériques et les données de la flotte de circulation collectées d'une autoroute à voies multiples à Londres pour estimer l'ampleur des émissions dues à la remise en suspension des poussières. La méthode a consisté à estimer en premier la contribution totale des particules grossières (PM_{2.5}-PM₁₀) provenant de la route en calculant la concentration incrémentale de particules grossières au-dessus du fond urbain, elle-même estimée sur deux sites choisis comme référentiels. Les émissions directes dues à l'usure des freins, des pneus et des routes, calculées à partir de bases de données ont été soustraites des émissions totales de particules grossières afin d'obtenir des émissions de remise en suspension et combinées aux données de comptage du trafic pour calculer le facteur d'émission moyen du trafic. Le rapport avec le nombre et le type de véhicule a permis d'estimer des facteurs d'émission moyens distincts pour les véhicules légers et lourds. En plus du mélange de trafic, l'influence de la vitesse du vent et le temps écoulé depuis la dernière pluie lors de la remise en suspension ont été estimés. Ainsi, les auteurs estiment que la vitesse du vent a de loin l'influence la plus importante dans la remise en suspension due au trafic routier.

b) *Discrimination par microscopie: Trafic routier*

Weinbruch et al. (2014) ont travaillé sur une approche pour la détermination quantitative des différentes composantes du trafic, basée sur l'analyse de particules individuelles par microscopie électronique à balayage (MEB) et la microanalyse à rayons X à dispersion d'énergie (EDX). En se basant sur les 14 catégories de 43 groupes de particules de Kandler et al. (2007,2009), ont quantifié et estimé la contribution des trois composantes de la circulation (échappement, abrasion et remise en suspension) par rapport au bruit de fond urbain (PM₁₀ et PM₁). Il ressort de cette analyse que les particules d'échappement et d'abrasion de l'étude sont reconnues par leur morphologie et leur composition chimique tandis que les particules de remise en suspension se discriminent par leur état de mélange. En effet, les particules remises en suspension étaient en mélange avec une forte proportion de silicates ou d'oxydes/hydroxydes de Fe qui contiennent des particules de suie ou d'abrasion comme constituant mineur. Toutefois les résultats de cette approche restent fortement liés au contexte de l'étude.

Une tentative de différenciation entre les émissions de PM₁₀ dues à l'abrasion et à la remise en suspension de chaussées a été réalisée d'un point de vue expérimental (Gehrig et al., 2010). Dans cette étude, les taux d'émission ont été dérivés de mesures effectuées avec différents types de chaussée (béton bitumineux, asphalte poreux) pour des véhicules légers et lourds. Le montage expérimental a permis une caractérisation séparée des émissions causées par l'abrasion fraîche in situ et par la remise en suspension des poussières déposées précédemment. Le facteur d'émission est obtenu à partir de la différence entre le flux de particules pendant l'opération et le flux de particules de l'air ambiant par rapport à la distance parcourue par le véhicule. Il a été établi que les chaussées poreuses semblaient mieux retenir la poussière déposée que les chaussées denses.

Il existe également des travaux sur des milieux confinés (bureaux, local de travail) qui sortent du cadre de notre étude.

1.4 Approches expérimentales de quantification de la RES

Face à la complexité des processus impliqués dans la RES, ainsi qu'aux limites d'application du taux et du facteur de remise en suspension en milieu extérieur, différents auteurs ont fait appel à d'autres approches de quantifications. Pellerin (2018) a étudié la remise en suspension de bioaérosols par une technique de mesure de flux micro-météorologiques habituellement utilisée pour quantifier des dépôts particuliers (méthode du gradient). Les autres approches rencontrées dans la littérature, ont mesuré les fractions remises en suspension ou fractions restantes sur les surfaces après le réentrainement des particules.

Cette section revient sur des méthodes de mesures de dépôts secs. Il est intéressant d'évaluer leur capacité ou non à être appliquées dans la RES en milieu extérieur.

1.4.1 Méthodes de mesure de flux de dépôts secs

Le dépôt sec est souvent relié à la notion de vitesse de dépôt sec. Pour l'estimer, on cherche en pratique à déterminer le flux de dépôt sec. Ce flux est la « *quantité de particules qui traverse une surface réceptrice en fonction du temps* ». Elle peut être exprimée sous différentes expressions, en masse ($\text{kg.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$) et/ou en nombre ($\text{\#.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$) (Roupsard, 2013 ; Calec, 2014). La méthode la plus courante de mesure de flux est basée sur la détermination de la vitesse de dépôt sec. Cette vitesse de dépôt sec, notée V_d (m.s^{-1}), est définie par Chamberlain et Chadwick (1953 ; cité par Sehmel, 1980) comme l'opposé du rapport du flux surfacique de dépôt de particules F (en particule $\text{m}^{-2}.\text{s}^{-1}$) à la concentration moyenne en particules dans l'air C (en particule m^{-3}) à une hauteur de référence donnée. Différentes méthodes ont été développées pour mesurer les vitesses de dépôts secs des aérosols. En fonction de la méthode employée, les données peuvent être acquises in situ ou en laboratoire (souffleries et chambres de dépôt) (Roupsard, 2013).

a) Mesure par accumulation:

L'aérosol est déjà présent dans l'environnement et se dépose sur un substrat artificiel ou naturel. Les espèces chimiques ou radioactives liées aux particules sont déposées, puis mesurées suite à leur extraction du substrat. Des vitesses de dépôt peuvent être quantifiées pour les composés mesurés.

b) Techniques de mesure de flux micro-météorologiques

Les méthodes micro-météorologiques sont des méthodes qui permettent de mesurer les échanges surfaces-atmosphère tout en évitant de perturber l'environnement étudié. In situ, les principales méthodes utilisées ces dernières années sont la mesure de flux par corrélation turbulente (ou méthode des covariances) et la méthode du gradient (Damay, 2009 et 2010). La technique d'Eddy Covariance (méthode des corrélations turbulentes) est considérée comme une référence. Elle est basée sur la mesure de covariance de la concentration d'un polluant et de la vitesse verticale du vent, en utilisant des données provenant de mesures très rapides (Balocchi, 2003). Elle fait intervenir l'utilisation d'un anémomètre ultrasonique et d'un compteur de particules. Un flux négatif correspond à un dépôt sec, à l'inverse on parle d'émission. La vitesse de dépôt sec est calculée en divisant l'opposé de ce flux de dépôt par la concentration moyenne en aérosols au voisinage de la mesure du flux. Cette méthode est très utilisée en environnements naturels et un grand nombre de ces données sont synthétisées par Petroff (2005) et Damay (2010). Dans le cas de la méthode du gradient, le flux est calculé à partir du gradient de concentrations moyennes entre deux hauteurs de mesures

c) Limites des méthodes de mesure de dépôts secs pour estimer la RES en milieu urbain:

Le tableau 3 récapitule les limites techniques de l'utilisation de ces méthodes pour une identification d'éléments remis en suspension. La nécessité d'étudier un aérosol déjà présent dans l'environnement limite fortement une possible quantification de la remise en suspension à des éléments chimiques anciennement déposés qui ne sont plus émis sur ou au voisinage des sites étudiés, tels que les radionucléides ou encore le plomb. Dans le cadre de notre étude, les méthodes d'accumulation ne peuvent alors pas être une solution adaptée. Identifier et isoler

toutes les sources ponctuelles peut s'avérer très complexe même pour les polluants qui ne sont plus émis. En effet, les particules fines sous certaines conditions peuvent parcourir de très longues distances depuis leur source d'émission ou de RES. Quant à l'application des méthodes de corrélations turbulentes et de gradient, il existe un défi technique majeur qui les rend inappropriées pour notre cas d'étude (milieu urbain). En effet, elles nécessitent une homogénéité de terrain et sont plus adaptées pour des expérimentations en terrain plutôt plat avec un substrat homogène (Damay, 2010). La morphologie des villes ne permet pas ce type de contexte expérimental. En outre, la méthode du gradient implique une altitude d'échantillonnage de cent fois la longueur de rugosité du terrain (Businger, 1986; Damay, 2010). Cela peut s'avérer techniquement complexe, sans être assuré que les particules collectées sont bien issues du milieu urbain étudié.

Tableau 3: limites des différentes méthodes de mesures de vitesse de dépôt sec. (Adapté de Damay, 2010)

MÉTHODES	LIMITES
Mesures par accumulation	Aérosols déjà présents dans le milieu
Méthode du gradient	Hypothèses fortes, nécessitant une homogénéité du terrain et une stationnarité de la concentration d'aérosols
Méthode des corrélations turbulentes	

1.4.2 Quantification expérimentale de fractions remises en suspension

Essentiellement développés pour des milieux dit intérieurs (bureaux, chambre, ...), des travaux ont été réalisés en laboratoire (soufflerie ou chambres) pour quantifier la RES par différence des quantités initiales et finales de particules sur des surfaces. Ces approches avaient pour but d'acquérir des données empiriques reliant la remise en suspension et différents paramètres liés au contexte expérimental. Cela a permis d'observer par exemple que la remise en suspension était fonction à la fois de la nature des particules, des caractéristiques des surfaces réceptrices et aussi de la vitesse de frottement.

Les études rencontrées ont calculé des fractions de remise en suspension (ou fractions restantes sur la surface /paroi) sur différentes durées de temps en soumettant un dépôt de particules préalablement apportées à un écoulement d'air (Visser et al., 1973 ; Sehmel et al., 1980 ; Lengweiler et al., 1998 ; Alloul-Marmor, 2002 ; Ibrahim et al., 2004, 2006 et 2008, ;Mukai et al., 2009 ; Wang et al., 2012 ; Kassab et al., 2013). En fonction de la méthode de quantification des éléments (microscopie, comptage par camera rapide, pesées, mesure de concentrations), la fraction remise en suspension et celle restée sur la surface ont été exprimées en nombre, en masse ou en concentration. Ibrahim et al. (2004 ; 2006 ; 2008) formulent cette RES sous l'expression suivante :

$$F = \frac{N_{(t=0)} - N_{(t)}}{N_{(t=0)}} \times 100$$

Équation 3

Avec,

F : La fraction remise en suspension qui représente le rapport exprimé en pourcentage, entre la quantité de particules remises en suspension à l'instant d'observation et la quantité initiale déposée.

N(t=0) : le nombre initial de particules présentes sur la surface.

N(t) : le nombre de particules restantes à la paroi/surface à l'instant t.

Ainsi ces fractions ont été utilisées pour déduire le taux de remise en suspension Λ (s⁻¹) (Hall et al. 2001) :

$$\Lambda = \frac{N_{(t)} - N_{(t+\Delta t)}}{N_{(t=0)} \cdot \Delta t} \times 100$$

Équation 4

Plus récemment, Boor et al (2013a et b) ont développé une méthodologie expérimentale pour étudier la remise en suspension aérodynamique des dépôts de particules monocouches et multicouches de particules fluorescentes sur deux types de surfaces intérieures exposées à une large gamme de vitesses d'air. Selon leurs travaux, la RES est fortement dépendante du type de dépôt de particules, avec des niveaux significativement plus élevés pour les dépôts multicouches comparativement aux dépôts monocouches. Leur approche fait intervenir la notion de « **fraction absolue de remise en suspension** » notée φ . Cette fraction φ est définie comme le changement de la densité d'ensemencement (nombre de particules par unité de surface) avant et après que l'échantillon ait été exposé à des vitesses de vent en soufflerie (durée d'exposition en soufflerie de 100 s), divisée par la densité initiale d'ensemencement. Elle varie entre 0 et 1, désignant respectivement une absence de RES détectable et une RES maximale. La méthode de comptage utilisée est la stéréomicroscopie associée à un logiciel de traitement d'image.

La densité d'ensemencement est exprimée en nombre de particules par unité de surface. La fraction absolue de remise en suspension (**Equation 5**) est indiquée pour une durée d'exposition donnée pendant que le taux de remise en suspension est souvent comparé au temps.

$$\varphi = \frac{\sigma_i - \sigma_f}{\sigma_i}$$

Équation 5

Avec les densités d'ensemencement initial σ_i et final, σ_f , exprimées en nombre de particules par unité de surface.

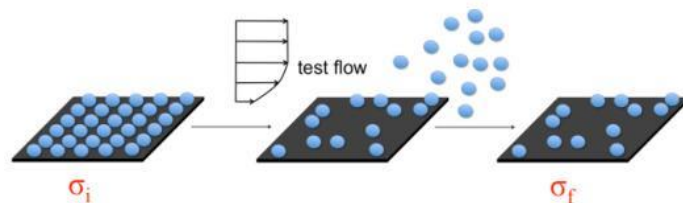


Figure 11: représentation visuelle de la fraction absolue de remise en suspension (Boor, 2013a)

En définitive, toutes les études expérimentales rencontrées ont concerné des milieux confinés. La quantification s'est basée sur des méthodes de comptage optique, de mesures de fluorescence ou de pesées. Les dimensions des surfaces /substrat étaient plus ou moins réduites du fait des méthodes de quantifications. Wright et al. (1984) qui ont procédé par comptage des particules restantes ont utilisé des surfaces de $2,3 \times 7,62 \text{ cm}^2$. Dans les travaux de Fromentin (1989), la quantification s'est faite par pesées ce qui a permis l'utilisation de surfaces plus grandes, soit $10 \times 30 \text{ cm}^2$. Dans l'étude de Boor et al. (2013a) il s'agissait de surface de $4,5 \times 4,5 \text{ cm}$ de linoléum (revêtement de sol) et la tôle galvanisée (conduits de ventilation).

Plus récemment, essentiellement réalisées en veines (transparentes), les études ont utilisé des caméras rapides haute résolution et du traitement d'image (Ibrahim et al., 2003, 2006 ; Jiang et al., 2008 ; Kassab et al., 2013). Dans le cas de quantification optique, il est nécessaire que les particules soient déposées de manière clairsemée sur un échantillon afin de pouvoir être facilement distinguées les unes des autres. L'une des raisons tient à la capacité technique des équipements de comptage. Il arrive par exemple, que lors de leur détachement de la surface, les particules roulent sur la surface avant d'être remises en suspension (Jiang et al., 2008 ; Kassab et al., 2013). Pour des surfaces trop grandes ces particules pourraient échapper au champ d'observation. Durant les travaux d'Ibrahim et al. (2006, 2008) et Jiang et al. (2008) les surfaces étudiées étaient respectivement de $13,7 \times 10,2 \text{ mm}^2$ et de $1 \times 0,2 \text{ mm}^2$.

1.4.3 Diversités des objectifs et des contextes expérimentaux

Le **tableau 4** récapitule plusieurs travaux expérimentaux et/ou de modélisations réalisées sur les questions de RES. Les auteurs (pour certains cités dans les sections précédentes) ont étudié différents paramètres liés à la RES et au contexte expérimental propre à leur recherche. Ces recherches concernent essentiellement des milieux confinés et les surfaces propres à ce type d'espace. Les surfaces de conduites de ventilation et de domiciles sont les plus évoqués. En prenant aussi en compte les auteurs mentionnés dans les sections précédentes, il semble difficile, sur la base de ces conditions expérimentales très disparates et des grandeurs diverses mesurées et/ou modélisées, d'établir un schéma expérimental approprié pour une étude de RES de particules métalliques en milieu extérieur. Toutefois, un point de convergence apparaît au travers de toutes ces approches : la quantification de particules remises en suspension est envisagée après une étape de dépôts (ensemencement) maîtrisée. Une distinction de ces deux opérations s'avère nécessaire.

Tableau 4: Différentes études expérimentales de quantification de la RES (adapté de Alloul-Marmor, 2002 et de Qian et al, 2014)

Site d'étude	Auteur	Année	Installation et/ou technique et/ou méthodologie	Technique/méthode de quantification	particules testées	diamètres (µm)	surfaces étudiées	paramètres du milieu (HR ou vitesses)	Grandeurs principales mesurées
Tunnel ou soufflerie	<i>Braaten et al.</i>	1988	Tunnel à vent : 2,33x7x7,62 cm	système optique	Monocouche de Lycopodium	28	Verre	V (m/s) = 6,0 ; 7,5 ; 9,0	Concentration des particules RES en fonction du temps
	<i>Fromentin</i>	1989	Tunnel : 25x25x350 cm	Pesée gravimétrique	Multicouches de SnO2 Fe2O3 Sn Si	0,4 2 4 4,3	Coupon en acier inoxydable 10x30 cm2	V (m/s) = 5 à 25	Flux de RES en fonction du temps
	<i>Braaten et al.</i>	1990	Tunnel à vent : 1x1x2,5 m	Système optique	Monocouche éparées de Lycopodium	28	Verre (plaque microscopique)	V (m/s) = 6,0 ; 7,5 ; 9,0	Fraction RES en fonction du temps
	<i>Wu et al.</i>	1992	Soufflerie: 1x1x9 m	Myroscope et caméra	Monocouche d'Uranine Polymère Lycopodium Pollen	5 à 42	****	V (m/s) = 4 à 8	Fraction RES en fonction du temps Taux de RES en fonction du temps
	<i>Nicholson</i>	1993	Tunnel à vent : 1x1x19,25 m	Sondes isocinétiques et microscope optique	Billes de Silice	4,1 9,6 17,5 22,1	Béton Herbe	V (m/s) = 3,0 ; 4,5 ; 5,0 ; 6,5 ; 8,0	Taux de RES en fonction du temps
	<i>Braaten</i>	1994	Tunnel à vent : 0,5x0,5x6 m	comptage au microscope	Monocouche et éparse, Billes de Ni Lycopodium Billes de verre	18 28 20	Verre (plaque microscopique)	V (m/s) = 9,6 à 15,1 5,9 à 11,0 13,5 à 19,6	Fraction RES en fonction des forces adhésives et de la vitesse

Site d'étude	Auteur	Année	Installation et/ou technique et/ou méthodologie	Technique/méthode de quantification	particules testées	diamètres (µm)	surfaces étudiées	paramètres du milieu (HR ou vitesses)	Grandeurs principales mesurées
					Pollen	34		5,4 à 10,9	
	<i>Giess et al.</i>	1994 1997	Tunnel aéraulique	Sonde isocinétique	Sphères de Silice	1 ; 5 ; 10 et 20	Pelouse de différentes hauteurs	V (m/s) = 3,0 ; 5,0 et 7,8	Taux de RES en fonction du temps
	<i>Tsai et Chiou</i>	1999	Tunnel à vent : 5×5×20 cm	Aspiration sur filtres (fraction restante)	Poussière de route	< 44	Plaque plate	V (m/s) = 0 à 15	Facteur d'émission
	<i>Reeks et Hall</i>	2001	Tunnel : 5×0,2×0,02 m	Photographie	Alumine	12,2; 23 et 13	Acier poli	V (m/s) = 0,1 à 10	Fraction RES après 1 s et forces adhésives
Autres	<i>Tsai et al.</i>	1991	Disque dur d'ordinateur	Calculs /Modélisation	Monocouche de SiO ₂ sphérique et lisse	0,01 à 0,12	disque de SiO ₂ lisse	V (m/s) = 0,3 à 0,9	Vitesse linéaire critique de RES
	<i>Matsusaka et Masuda</i>	1996	Canal rectangulaire :3×10×400 mm	Méthode électrostatique	Fine couche de		*****	V (m/s) = 10 à 41	Flux de RES et Masse RES par unité de surface en fonction de la vitesse et du temps
					cendres volantes	3,0			
						agglomérats	10 à 30		
	<i>Gotoh et al.</i>	2001	Section rectangulaire : 2×40×400 mm	Caméra à échelle microscopique	Particules sphériques de polyéthylène	10 à 55	Plaque de verre	V (m/s) = 9,9 à 39,6	Fractions RES instantanée et intégrée en fonction de Δt
Domicile et chambres d'essai (RES dûe à la marche)	<i>Thatcher et Layton</i>	1995	maison/domicile d'habitation	aspiration de la poussière des sols (fraction restante)	Poussière domestique (non ensemencée)	taille observée: de 0,3 à >25	40% de moquette et 60% de sol dur	*****	Taux de RES
	<i>Buttner et al.</i>	2002	chambre expérimentale	Lavage des surfaces et mise en culture pour comptage des colonies. Les spores viables en suspension dans l'air ont été collectées par des impacteurs à un étage avec des plaques de gélose et un impacteur personnel chargé de lames de verre.	Spores de <i>Penicillium chrysogenum</i> (ensemencées)	1,8 - 3,5	Carrelage en vinyle, tapis à poils longs et tapis à poils coupés	HR = 22 - 33%	La resuspension n'a pas été quantifiée , elle est déduite des concentrations dans l'air et au sol (fraction restante sur les surfaces).

Site d'étude	Auteur	Année	Installation et/ou technique et/ou méthodologie	Technique/méthode de quantification	particules testées	diamètres (µm)	surfaces étudiées	paramètres du milieu (HR ou vitesses)	Grandeurs principales mesurées
	<i>Qian et al.</i>	2008	maison/domicile d'habitation	Néphélomètres utilisés pour mesurer la concentration de PM10 en continu, et impacteur en cascade utilisé pour collecter les particules avec un traceur remises en suspension.	Poussière domestique (nonensemencée) et particules fluorescentes avec un traceur (ensemencées) dans une maison	*****	moquette	HR = 53%	Taux de RES
	<i>Qian et Ferro</i>	2008	Chambre d'essai	Particules ensemencées sur les revêtements qui ont ensuite été installés sur un plancher en bois surélevé dans une chambre. Les particules ont été mesurées par l'OPC dans 15 bacs de taille allant de 0,3 à 20 mm.	ATD (ensemencées)	0,1 à 10		HR =26 - 51%	Taux de RES
	<i>Rosati et al.</i>	2008	maison et chambre d'essai	Comptage au microscope électronique à balayage (APS) utilisé pour mesurer les particules de 0,5 à 20 µm, et OPC pour les particules de >0,5 µm et >5 µm)	ATD (ensemencées)	*****	Tapis neufs et anciens; revêtement de sol en vinyle	HR =20% - 80%	Facteur d'émission

APS : Arizona test dust.

ATD : Arizona test dust.

OPC : optical particle counter.

RES: Remise En Suspension

1.4.4 Etat de l'art sur les chambres de dépôts et d'ensemencement

Le principe général de ces systèmes de dépôt sec consiste en une génération de particules commerciales (particules de silices, de polystyrène, de latex ou de fluorescéine ; fluorescentes ou non ou marquées par un traceur radioactif ; monodispersées ou polydispersées) via des dispositifs adaptés, dispersées sous forme solide ou liquide et de granulométrie connues. Ces particules sont introduites en continu dans la chambre par un gaz porteur (généralement de l'air comprimé sec) puis migrent vers les surfaces testées par dépôt tranquille sur des périodes variant de 8-16 heures (Boor et al, 2013a et b). Les équipements les plus souvent trouvés sont:

- Une source d'air comprimé (sec et filtré)
- Un neutraliseur de charge, très souvent une source radioactive (Source krypton 85)
- Des particules artificielles en solution ou en poudre, ou des solutions de sels
- La chambre de dépôt (hermétique)
- Une source de turbulence de l'air dans la chambre (un ventilateur à tension continu)
- Des dispositifs d'échantillonnage de l'air de la chambre en continu
- Un système d'évacuation des rejets

Plusieurs études récentes et les dispositifs et équipements utilisés sont indiqués dans le **tableau 6**.

1.4.4.1 Turbulence au sein de la chambre: système de ventilation

Pour une interprétation correcte des résultats, il est important de s'assurer que la concentration de particules en suspension dans l'air est uniforme dans toute la chambre. Une concentration de particules non uniforme peut provoquer des dépôts hétérogènes. Il n'existe pas dans la littérature de vitesses de rotation précises conseillées pour les chambres de dépôts, les types de chambres (volume et forme), de particules et d'objectifs étant différents selon les auteurs. Toutefois, certaines indications sont données. Dans ces travaux, Byrne (1993) utilise un ventilateur interne comme source de turbulence. L'intensité de la turbulence, déterminée par anémométrie, est comprise entre 22 et 43% et le taux d'échange d'air de l'ordre de $0,06 \text{ h}^{-1}$. Lai et Nazaroff (2005) qui ont mené leurs travaux sur des dépôts de surfaces lisses et rugueuses représentatives de milieux intérieurs, proposent une méthode pour évaluer l'homogénéité des particules induite par la ventilation à l'intérieur de la chambre. Ainsi, dans ces travaux des prélèvements sont réalisés avec des feuilles de cuivre (chacune d'environ $2 \text{ cm} \times 2 \text{ cm}$) bien réparties dans toute la chambre. Des particules générées par le générateur d'aérosol ont été introduites en continu pendant une heure avec le ventilateur de mélange en fonctionnement. Les lectures (de fluorescence dans son cas) ont été mesurées pour chaque feuille. L'écart relatif maximal entre tous les échantillons était inférieur à 15%, base sur laquelle les concentrations dans la chambre étaient supposées être « raisonnablement » uniformes. Le ventilateur utilisé par ces auteurs a été monté au centre du plafond, à 13,5 cm au-dessous du sommet, avec le flux induit orienté verticalement vers le bas. La tension nominale était de 12 V. Les particules ont été injectées à travers une tuyauterie de cuivre à faible vitesse dans le centre de la chambre adjacent au ventilateur.

Plus récemment, Tareq et al. (2009) ont étudié l'influence de l'intensité turbulente (induite mécaniquement au moyen de l'échange d'air et/ou d'une ventilation) sur le dépôt de particules d'aérosols fines et grossières ($30 \text{ nm} \leq \varnothing \leq 8 \text{ }\mu\text{m}$). Cette étude souligne que la turbulence induite par le ventilateur augmente considérablement les taux de dépôt des particules fines ($\varnothing < 1 \text{ }\mu\text{m}$). Les vitesses de dépôt des particules fines sont proportionnelles aux vitesses de ventilation dans les conditions d'air calme et augmentent donc de façon monotone avec la vitesse du ventilateur.

1.4.4.2 Evaluation des proportions de dépôt selon l'orientation des surfaces dans la chambre

Des tentatives pour déterminer les proportions de dépôts selon l'orientation des surfaces de la chambre existent dans la littérature. Byrne et al. (1995) ont déterminé des flux de dépôts verticaux (murs) et horizontaux (plancher) dans leur chambre d'essai pour quatre distributions de tailles de particules d'aérosol. Leurs résultats montrent qu'en moyenne de dépôt d'aérosol sur les parois (position verticale) diminue à mesure que la taille des particules augmente alors que le dépôt au sol augmente pour les mêmes caractéristiques.

Dans le domaine de la qualité de l'air intérieur des bâtiments par exemple (milieu confiné et particules variant entre 1,0 et 10 μm), certaines de ces forces appliquées sur la particule peuvent être négligées. Les forces prises en compte dans ce type de configuration sont résumées dans les travaux de Hinds (1982). D'après ces travaux il semblerait que la gravitation soit la seule force à considérer et donc que le dépôt se fasse essentiellement sur le sol. Toutefois, l'influence des parois verticales a été montrée par Byrne (1995), le tableau 5 présente ses résultats. Ceux-ci montrent que le dépôt des particules sur les parois verticales ne pourra pas être négligé même pour les particules les plus grosses dont le dépôt représente 18% ($4.6 \% \times 4$ parois verticales) du dépôt total.

Tableau 5: Tableau 4: Distribution du dépôt sur les parois (Byrne, 1995)

Diamètre de la particule (μm)	% de Dépôt	
	sur paroi verticale	sur le sol
0,7	10,1	57,2
2,5	7,7	68,9
4,5	6,4	74,1
5,4	4,6	77,7

Tableau 6: Tableau 5: Exemples d'équipements et matériels utilisés lors du dépôt sec de particules dans une chambre test.

auteurs	Chambre (paralépipède) et dispositifs				Turbulence à l'intérieur de la chambre
	matériau et dimensions	types de surfaces d'essai et dimensions	particules testées	générateur d'aérosol	
Boor et al, 2013b	plexiglass : 0,05m ³ 0,08 m ³	Linoléum (revêtement de sol) et tôle galvanisée (conduits de ventilation) : 4,5 x4,5 cm	Polyst. Latex fluorescentes (fluorochromes) de densité de 1,05 g/cm ³	Nébuliseur collion 3 jet	Ventilateur à tension continue
Boor et al, 2013a			1-Polyst. Latex fluorescentes (fluorochromes) monodispersées (3 et 10 µm) 2-Poussière d'essai ultrafine Arizona (ATD) polydispersée (1 à 20 µm à 500kg/m ³).		
Boor et al, 2011					
Hussein et al, 2009	Aluminium lisse : 1 m ³	surfaces d'aluminium (lisses)	1- NaCl (sel) obtenu par une solution de chlorure de sodium pour générer des particules fines (0,02-0,3 µm) avec une densité de particules de 2,17 g/cm ³ . 2- DEHS (Di-2-Ethylhexyl-Sebacate): de 0,5 à 8 µm avec une densité de particules de 0,914 g/cm ³ .	Nacl: AGK 2000 DEHS : MAG 3000	ventilateur, trois modes de mélange: 375, 548 et 706 tr/ min
Lai,2006	Aluminium: 1,8 m ³	plaques de verre lisses (250x80x2mm ³), feuilles d'acétate (100x80x2mm ³) et feuille de cuivre (4x4x0.1mm ³).	Mélange d'huile, d'alcool isopropylique, d'eau désionisée, d'hydroxyde d'ammonium et de fluorescéine (sel de sodium). Tailles des particules : 3,5;7,0; et 9,0 µm	Générateur d'aérosol à orifice vibrant, VOAG (TSI, Saint Paul, MN, Modèle 3450)	ventilateur à 13,5 cm au-dessous du sommet, tension nominale - 12 V
Lai et Nazaroff, 2005	aluminium: 1,8 m ³	23x28 cm: 04 catégories de papiers en aluminium représentatif des murs intérieurs (hauteur de rugosité moy: 10 um)	Mélange d'huile oléique, d'alcool isopropylique, d'eau désionisée, d'hydroxyde d'ammonium et de fluorescéine (sel de sodium). Tailles des particules : 0,9-9 µm	Générateur d'aérosol à orifice vibrant, VOAG (TSI, Saint Paul, MN, Modèle 3450)	ventilateur à 13,5 cm au-dessous du sommet, tension nominale - 12 V
Ould-Dada et Baghini. 2001	plexiglass: 0,7m ³	jeunes plants d'épinettes	Particules de silice de diamètre nominal de 1 um (APS) marqué avec du Dy(Dy(NO ₃))	RBG 1000 (générateur de poudre) ; aérosols délivrés à 30l/min	
Thatcher et al 1996	aluminum: 1,82m ³	surface de la chambre	Particules de fluorescéine d'ammonium monodispersées solides (densité=1,35 g/cm ³) ; tailles: 0,1; 0,5; 0,7; 1,0 et 2,5 µm	Atomiseur à sortie constante et Générateur d'aérosol à orifice vibrant, VOAG (TSI, Saint Paul, MN, Modèle 3450)	Ventilateur à tension continue

Conclusion du chapitre 1

Ce chapitre a présenté les éléments caractéristiques de particules atmosphériques, leur comportement de dépôts et de remise en suspension.

Au vu de la diversité des travaux, des objectifs et des contextes expérimentaux, il apparaît, en matière d'étude expérimentale, que la remise en suspension ne peut s'envisager à ce stade des connaissances, que par collecte de données expérimentales propres aux particules visées et aux paramètres intrinsèques du milieu d'étude. De plus, face aux limites des méthodes de quantification en milieu extérieur, l'essentiel des travaux s'est concentré sur des milieux clos. L'interdépendance et la multiplicité des facteurs impliqués dans ce phénomène, suggèrent dans le cas d'une approche expérimentale, une sélection de paramètres adéquats et suffisamment mesurables pour l'étude en question.

En ce qui concerne le milieu urbain, les particules atmosphériques métalliques semblent être essentiellement sous le mode fin ($PM_{2.5}$), autrement dit, la fraction comportant le plus d'enjeux sanitaire. La densité des surfaces de bâtis de ce milieu, donc de sources potentielles de RES de particules déjà en dépôt, donne un point de départ intéressant pour aborder la question. De plus, nous n'avons pas trouvé lors de notre recherche bibliographique de travaux expérimentaux prenant en compte ce type de surfaces dans l'étude de la RES du milieu urbain. L'un des intérêts principaux de ce travail sera alors, de fournir des données liant surface de bâti, milieu extérieur urbain et remise en suspension.

Chapitre 2: METHODOLOGIE

Ce travail s'intéresse à la quantification de la part remise en suspension par nature de surface urbaines testées et la gamme de taille de particules visées concerne les **PM_{2.5}**. Les éléments d'entrée sont les métaux comme polluants étudiés, le dépôt sec et les surfaces urbaines. Les métaux sont choisis comme polluants pour leur stabilité chimique mais aussi pour leur intérêt sanitaire. Les épisodes de remise en suspension étant plus susceptibles de se produire en conditions sèches, l'étude est axée sur la remobilisation de dépôts secs supposés fortement dépendants du type de surface urbaine. D'un point de vue expérimental, que ce soit par l'utilisation du facteur et du taux de remise en suspension (difficilement applicables sur le terrain) ou encore les autres approches rencontrées, la nécessité d'expérimenter séparément la phase d'ensemencement (ou dépôt) et la phase de remise en suspension des particules ensemencées (ou déposées) semble nécessaire. La maîtrise des quantités initiales de particules sur les surfaces avant les épisodes de remise en suspension apparaît comme l'élément le plus important. Les méthodes de calculs de RES proposées par Ibrahim et al. (2004 ; 2006 ; 2008) et Boor et al (2013a et b) convergent et apparaissent comme les mieux adaptées à notre objectif d'étude. Ainsi, la fraction de RES sera exprimée en pourcentage à partir du changement en concentrations de particules sur les surfaces étudiées avant et après exposition. Une méthodologie sera développée en vue de la détermination des **fractions de RES**. La démarche expérimentale de notre approche se partage en deux principales étapes (**Figure 12**):

- **un ensemencement de microparticules métalliques commerciales** sur une sélection de surfaces urbaines choisies pour leur représentativité en milieu urbain
- **une remise en suspension par exposition en milieu extérieur urbain, par temps sec** (absence de précipitation) des surfaces ensemencées, avec une prise en compte de paramètres micro-météorologiques (vents moyens, humidité relative, température).

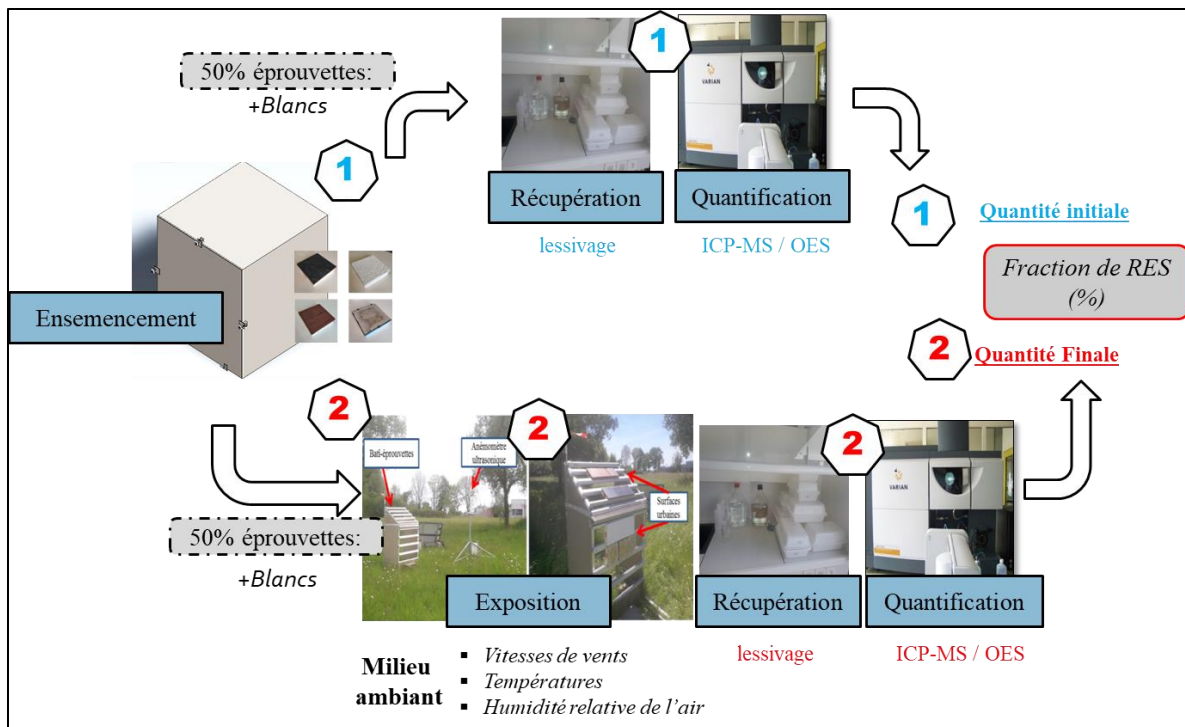


Figure 12: Principe du protocole expérimental

La phase de remise en suspension nécessite des ensemencements homogènes impliquant des particules suffisamment stables vis-à-vis des conditions météorologiques du milieu extérieur, notamment l'humidité relative de l'air et la température. Par conséquent la maîtrise de divers paramètres lors des ensemencements s'impose. A ce titre, outre le matériel et la méthodologie, ce chapitre présente également divers résultats d'essais de mise au point du procédé :

- Caractérisation des conditions de la chambre
- Particules tests appropriées à la fois à l'ensemencement et à la RES
- Approches analytiques adaptées au traitement des échantillons
- Méthodologie efficace de récupération des particules ensemencées
- Pré-caractérisation de l'efficacité de l'ensemencement dans la chambre (homogénéité des concentrations par type de surface, vérification des tailles).

2.1 ETUDE DE L'ENSEMENCEMENT DE PARTICULES

Le terme « ensemencement de particules » en vue d'essai de remise en suspension est rencontré dans les travaux de Boor et al. (2013a, b). Tout comme les chambres de dépôts de particules, ces dispositifs sont utilisés pour apporter des particules à des surfaces réceptrices. Toutefois, à la différence des chambres de dépôts habituelles, certains mécanismes comme les vitesses de frottement ne sont pas caractérisées, l'objectif principal étant d'apporter une quantité de particules sur les surfaces testées. Dans ses travaux, Boor et al. (2013a, b) a essentiellement étudié les configurations des ensemencements obtenus dans sa chambre expérimentale ainsi que le lien entre ces configurations et la tendance des particules en jeu à être remises en suspension sous l'effet de différentes vitesses de vents. Plusieurs opérations sont réalisées durant ses expérimentations. Chaque génération de particules débute par un nettoyage de la chambre. Une fois l'ensemencement terminé, la chambre est scellée 8 à 16 heures, intervalle durant laquelle les particules vont migrer vers les surfaces intérieures de la chambre selon leurs caractéristiques intrinsèques et selon les conditions de l'ensemencement.

Dans la présente étude, la quantification des particules est réalisée par analyse chimique après des opérations de récupérations par lessivage des surfaces avant et après exposition.

2.1.1 Description de la chambre

Le dispositif réalisé pour le l'ensemencement des surfaces est présenté sur la **figure 13**. Il a été monté au sein d'un local du Laboratoire Eau et Environnement de l'Université Gustave Eiffel (Nantes). Il se compose principalement d'un système de filtration-séchage pneumatique, d'un générateur de particules et d'une chambre hermétique. La chambre a été réalisée en contreplaqué filmé de 15 mm d'épaisseur avec un volume total de $1 \times 1 \times 1 \text{ m}^3$. Le choix s'est porté sur le contreplaqué pour réduire au mieux les éventuels effets de charges électrostatiques des particules sur les parois. L'étanchéité de la chambre est assurée par des tasseaux, du joint de silicone et de la bande mousse EPDM (éthylène-propylène-diène monomère). La génération de particules est réalisée à l'aide d'un nébuliseur Collison 3 jets alimenté en air comprimé. Afin d'améliorer la qualité de l'air comprimé apporté au nébuliseur, cet air est séché et filtré via un module de filtration-séchage composé de trois filtres pneumatiques Festo MS4 montés en série ($5 \mu\text{m}$, $1 \mu\text{m}$ et $0,01 \mu\text{m}$) et associés à un déshydrateur à membrane MS4. Ce système en série permet ainsi d'obtenir une ultrafiltration et un séchage de l'air comprimé (particules résiduelles $< 0,1 \mu\text{m}$, huile résiduelle $< 0,1 \text{ mg.m}^{-3}$), ainsi qu'une pression réglable du dispositif. Deux débitmètres numériques (débitmètre SMC, modèle PFM7) réglables montés à la suite du module de filtration-séchage, permettent de contrôler le débit d'air comprimé. Chacun des débitmètres est réglé à 10 L.min^{-1} . L'un des débitmètres a pour fonction d'injecter le débit d'air comprimé nécessaire à l'aérosolisation, tandis que le second sert à la dilution du nuage d'aérosols en sortie du nébuliseur, ce qui permet une diminution de l'humidité relative.

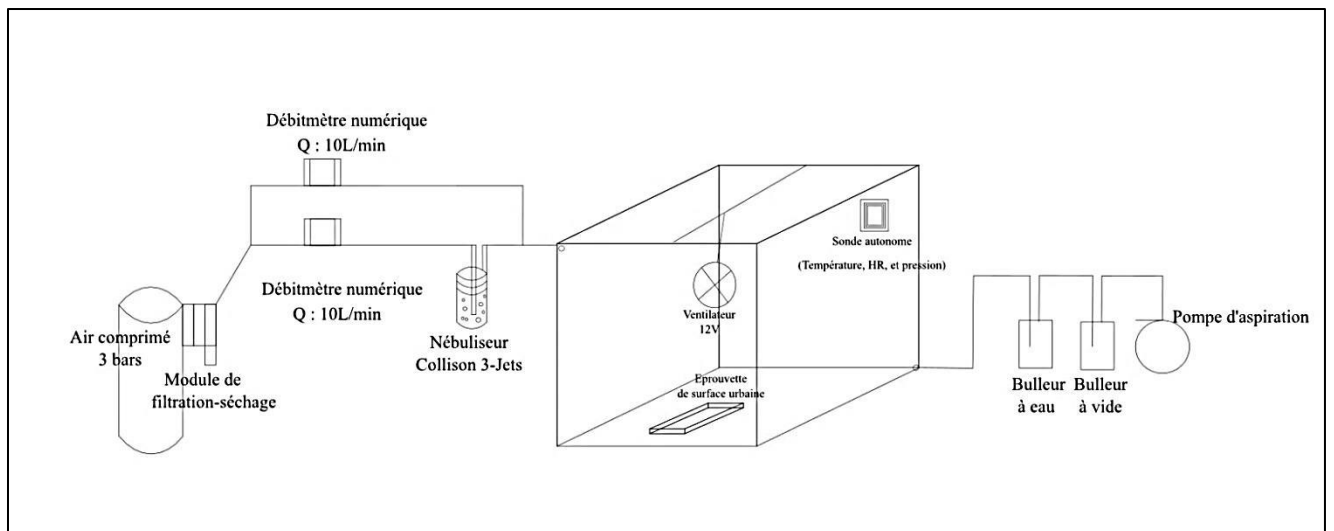


Figure 13: *dispositif d'ensemencement de particules*

Pour induire un ensemencement homogène, un ventilateur boîtier 3000 RPM de 12 V a été utilisé comme source de turbulence au sein de la chambre. Il est fixé à 13,5 cm en dessous du centre du plafond de la chambre, avec le flux induit orienté vers le bas. Les caractéristiques et l'emplacement du ventilateur ont été déterminés sur la base des travaux de Lai et Nazaroff (2005). Des points de vérification du système sont également surveillés tout au long des expérimentations via une sonde d'humidité, de température et de pression disposée dans la chambre en début de chaque essai et durant toute la durée des ensemencements. En bout du dispositif, un système de rejet composé d'un bulleur à eau pour le piégeage des particules rejetées est relié à une pompe d'aspiration à faible débit ($6,4 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$) ce qui permet également d'induire un sens d'écoulement dans la chambre et de maintenir une pression stable au sein de celle-ci.

2.1.2 Nébuliseur Collison: Aérosolisation de particules

Un nébuliseur est un dispositif capable de transformer certains liquides en un nuage de gouttelettes extrêmement fines. Il existe différentes techniques pour y parvenir, et différentes façons de les mettre en œuvre, toutes regroupées sous le même terme de nébulisation. De nombreuses applications existent comme l'humidification, la diffusion d'huiles essentielles, l'inhalation de médicaments, ou encore l'aérosolisation, qui est celle qui nous intéresse (Yates et al., 1981). Il est à noter également que par le passé, les termes « atomiseur » et « nébuliseur » furent employés de façon synonyme, bien que le terme nébuliseur semble à présent prévaloir. Lors d'une conférence de la British Medical Association, W.E. Collison présente pour la première fois l'« inhalateur » portant son nom (Collison, 1935). Ce dispositif est par la suite utilisé à diverses fins, et sa conception adaptée en conséquence.

2.1.2.1 Principe de fonctionnement

Afin de produire de fines gouttelettes, de l'air sous pression est introduit dans le nébuliseur, de façon à produire un ou plusieurs jets de mélange air/liquide qui sont projetés à grande vitesse sur la face interne du nébuliseur (**Figure 14**). L'impact entre le jet et la surface interne produit des gouttelettes d'une large gamme de diamètres (Methani, 2012). Les plus grosses retombent dans le mélange initial, sous l'effet de leur poids, tandis que les plus fines sont entraînées hors du dispositif. Si la solution nébulisée est une suspension de particules, alors ces dernières peuvent se retrouver emprisonnées dans les gouttelettes et ainsi être mises en suspension dans l'air. C'est le principe de l'aérosolisation par nébulisation. Les particules doivent pour cela être suffisamment fines, et les gouttelettes suffisamment grosses, tout en restant assez petites pour s'échapper du nébuliseur.

Afin de ne pas obtenir d'amas de particules, la concentration de la solution nébulisée doit être telle que la probabilité qu'une goutte contienne plus d'une particule soit suffisamment faible. De toutes les gouttelettes produites lors de l'impact, 25 % sont d'un diamètre inférieur à $1 \mu\text{m}$. Parmi les gouttes d'un diamètre supérieur à $1 \mu\text{m}$, 95 % sont d'un diamètre inférieur à $2,7 \mu\text{m}$ (May, 1972). Il est aisé d'aérosoliser des particules d'une taille allant jusqu'à $3 \mu\text{m}$ avec un nébuliseur de type Collison, mais cela devient très difficile si la taille des particules dépasse $5 \mu\text{m}$ (Kanaani et al., 2009).

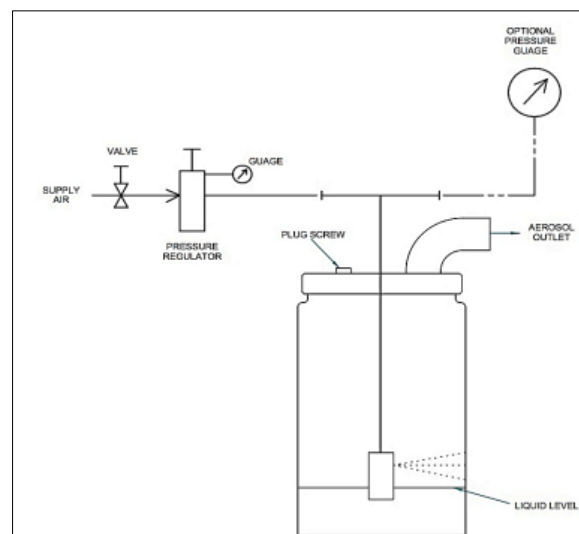


Figure 14:Schéma du principe de fonctionnement du nébuliseur Collison (BGI, INC, 2002).

La solution de particules est placée dans un récipient en verre. Ce récipient est refermé par un couvercle en acier inoxydable traversé par une sonde. À l'extrémité interne de la sonde se trouve une buse qui plonge dans la solution, munie d'un nombre variable d'orifices. À l'extrémité externe se trouvent deux entrées de part et d'autre d'un T. La première entrée permet d'injecter l'air comprimé dans la buse et de créer les jets qui impacteront les parois. La seconde entrée permet de connecter un manomètre afin de contrôler la pression de l'air injecté. Enfin, une sortie coudée permet aux gouttelettes assez fines de s'échapper.

2.1.2.2 Nombre total de gouttelettes produites pour une pression donnée

Le nébuliseur Collison peut être utilisé avec une variété de "jet" en fonction de la fixation de la buse. L'augmentation du nombre de jets augmente le nombre de particules et la production de masse totale, mais nécessite également un plus grand volume d'air (BGI, INC, 2002). Chaque jet nécessite environ 2 L.min⁻¹ d'air et produit des gouttelettes avec un MMAD (Mass Median Aerodynamic Diameter) de 2,5 µm avec un GSD (Geometric Standard Deviation) de 1,8. Le CMAD (Count Median Aerodynamic Diameter) comparable est de 0,89 µm (BGI, INC, 2002). Comme indiqué dans le tableau 7 ci-dessous, la quantité de liquide dans le réservoir du nébuliseur utilisé par heure et par jet varie en fonction de la pression appliquée au nébuliseur qui peut être estimée avec l'équation suivante :

$$Q_{\text{Liq}} = -0,84859 + 0,2636 * \ln(\text{psig})^2$$

Tableau 7: Pressions, quantités de solutions et nombres de particules correspondant selon le nombre de jet du nébuliseur Collison

Psig	Qliq, ml.min ⁻¹	1-jet	3-jet	6-jet
20	0,0253	1,38.10 ¹⁰	4,13.10 ¹⁰	8,26.10 ¹⁰
40	0,0456	7,46.10 ¹⁰	7,46.10 ¹⁰	1,49.10 ¹¹
60	0,0595	3,24.10 ¹⁰	9,72.10 ¹⁰	1,94.10 ¹¹
80	0,0702	3,82.10 ¹⁰	1,15.10 ¹¹	2,29.10 ¹¹
100	0,0790	2,49.10 ¹⁰	1,29.10 ¹¹	2,58.10 ¹¹

2.1.3 Conditions de l'ensemencement

2.1.3.1 Surfaces urbaines de l'étude

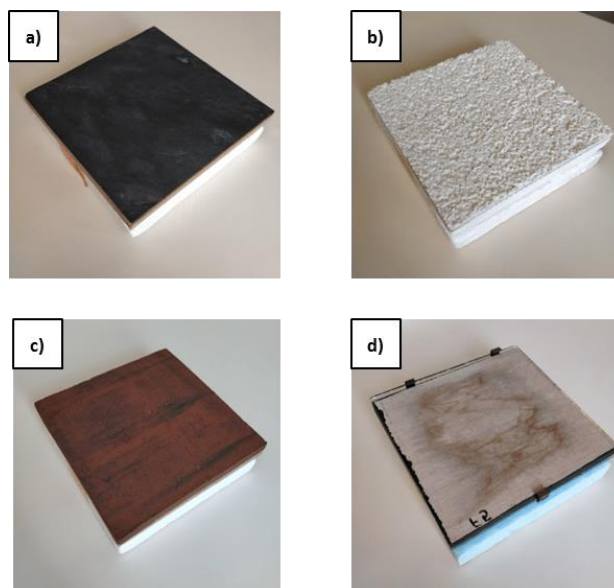


Figure 15: Echantillons de surface urbaine de l'étude : a) Ardoise ; b) Enduit de façade ; c) Tuile ; d) Verre

Quatre types d'éprouvettes de surfaces représentatives du milieu extérieur urbain sont étudiés. Il s'agit de plaques carrées de 20 cm x 20 cm d'ardoise, d'enduit de façade, de tuile plate et de verre (**Figure 15**). Ces éprouvettes ont été utilisées au cours des travaux de Percot (2012) et Rousard (2013). Elles sont composées d'une structure de polystyrène configurée de sorte à pouvoir être glissées sur un rail de fixation, d'une plaque de bois et d'un substrat carré de surface urbaine collé à la plaque de bois (Rousard, 2013). Au début de chaque essai, après avoir été rincées à l'eau ultra-pure puis séchées, les éprouvettes sont disposées sur le sol de la chambre. Un total de 16 éprouvettes estensemencé durant un essai, soit 4 éprouvettes par type de surface. C'est le nombre maximal d'éprouvettes pouvant être accueillies par le sol de la chambre (surface au sol de 1m²) et qui assure un espacement facilitant la manipulation des éprouvettes après ensemencement. Deux modes de dispositions des éprouvettes sont réalisés sur le sol de la chambre : **le mode 1 et le mode 2**. Le mode 1, comme présenté sur la figure 15, consiste en une disposition en ligne verticale de 4 éprouvettes de même nature. Le mode 2 est également une disposition en ligne verticale, mais cette fois les éprouvettes sont alternées deux par deux par nature de surface (Figure 16). Ces modes de disposition sont essentiellement des choix techniques. Ils ont pour intérêt de s'assurer que la position de l'éprouvette au sein de la chambre n'influe pas significativement sur l'homogénéité des ensemencements.

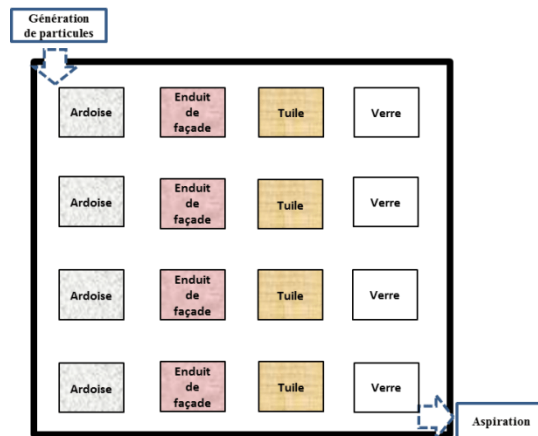


Figure 16: Mode 1

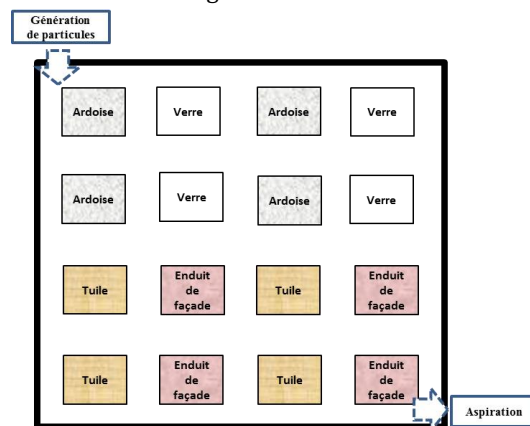


Figure 17: Mode 2

2.1.3.2 Caractérisation de la rugosité de surface des éprouvettes

La caractérisation de la topographie (morphologie) de surface des éprouvettes a été réalisée par interférométrie optique 3D en octobre 2020 par le Laboratoire de Radioécologie de Cherbourg-Octeville (France). L'appareil utilisé est un Bruker Contour GT-K dont les caractéristiques et les paramètres utilisés sont récapitulés dans les **tableaux 8 et 9**. Les détails des paramètres de surface appliqués à cette étude sont présentés en **Annexe B**.

Avec des capacités de mesure 2D/3D, l'interféromètre optique 3D Contour GT-K (lumière blanche et verte) permet de caractériser la morphologie des échantillons à haute résolution (sub-nanométrique). Comme présenté sur la **figure 18**, trois échantillons ont été prélevés en différents endroits des éprouvettes : Zone 1 au centre des éprouvettes et Zone 2 et 3 aux extrémités des éprouvettes.

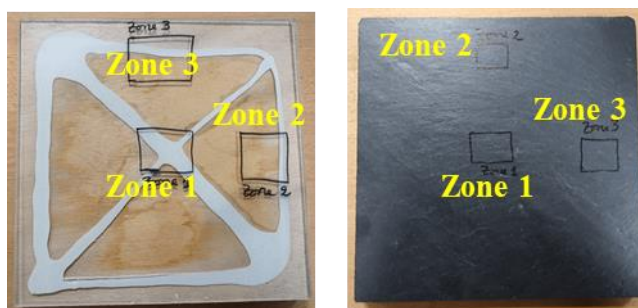


Figure 18: Zones étudiées : cas du verre et de l'ardoise (IRSN, 2020)

Tableau 8: Caractéristiques de l'interféromètre optique 3D Contour GTK

Résolution verticale	0,1 nm (PSI) & 10nm (VSI)
Objectifs	x2.5, x5, x10, x20 & 50
Lumière	Blanche ou Verte
Surface Max à caractériser	150 x 150 nm
Données de Sortie	Paramètres de rugosité 2D selon ISO 4287, ISO 1302, ISO 13565, ISO 12085... Paramètres 3D selon ISO 25178. Volume usé, Portance. Morphologie / Topographie / Texturation de surface

Tableau 9: Paramètres utilisés pour l'étude des éprouvettes

Normes	ISO 4287 & ISO 25178
Image unitaire d'aquisition	2,19 x 1,6 mm ²
Zone de caractérisation	Surfaces rugueuses : 20 x 20 mm Surfaces Lisses: 10 x 10 mm
Objectif	x5
Vitesse de Scan	x3
Lumière	Blanche (Surfaces lisses) & Verte (Surfaces rugueuses)
Résolution verticale	10 nm
Fibre surfacique	Gaussien
Cut-off du Fibre L	A adapter en fonction de la rugosité de surface & exigences de la norme ISO 4287

2.1.3.3 Observation des surface au MEB-EDX

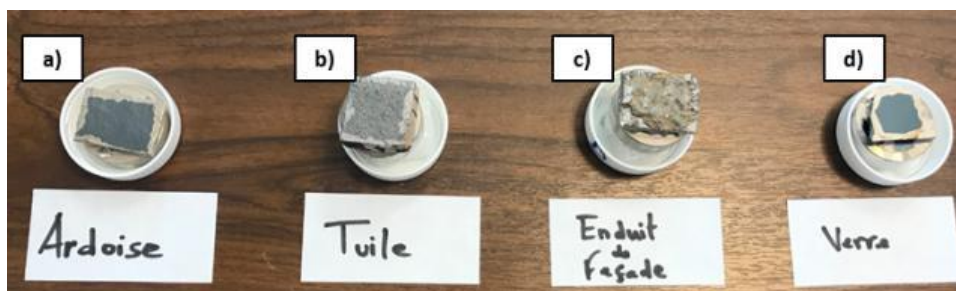


Figure 19: Surfaces urbaine métallisées au carbone : a) Ardoise ; b) Enduit de façade ;c) Tuile ; d) Verre

Une observation en surface des matériaux des éprouvettes a été réalisée au MEB-EDX au terme de l'ensemble des campagnes expérimentales (ensemencement et RES). L'intérêt était de caractériser l'état des surfaces étudiées suite aux opérations de lessivages. Pour ce faire, un échantillon de chaque type de surface d'essai étudiée durant ce travail a été prélevé par découpe, et nettoyé à trois reprises à l'eau ultra-prure et à l'air comprimé. Comme présenté sur la **figure 19**, ces échantillons d'environ 2x2 cm, ont été fixés sur des supports MEB, métallisés au carbone avant leur observation.

2.1.3.4 Particules d'essais : sélection des particules d'essais

Afin d'éviter toute interférence, des précautions préalables concernant le choix des particules métalliques testées pour cette étude étaient nécessaires. Pour des essais de remise en suspension en milieu ambiant extérieur, ces particules ainsi que les éprouvettes sont soumises aux conditions météorologiques du contexte de l'étude (humidité relative, température, fond de pollution urbaine...). Les particules investiguées se devaient de présenter une faible abondance dans les flux de particules rencontrées dans l'air du site ainsi qu'une bonne stabilité chimique. En outre, il était aussi important de travailler avec des éléments chimiques différents de ceux relargués par les surfaces testées durant l'étape de récupération notamment.

En premier lieu, un lessivage à blanc des éprouvettes a été réalisé suivant une méthodologie de lessivage identique à celle de la suite du travail (Réf. paragraphe 2.2.3). Trois éprouvettes par type de surface alors ont été lessivées à blanc (sans apport de particules) pour la recherche de métaux et éléments majeurs (Ag, Al, As, Ba, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, P, Pb, Sr, Ti, V et Zn). Zn, Cu et Fe présentaient les concentrations les plus élevées tandis que les concentrations les plus faibles (essentiellement inférieures à la limite de quantification de l'ICP-QQQ) ont été obtenues pour l'argent (Ag). Sur la base de ces données, l'argent (Ag) a été retenu pour la suite de l'étude (génération dans la chambre par nébulisation et RES). En outre, en raison de leur faible abondance dans l'air ambiant et de leur stabilité chimique reconnues, l'or (Au) et le tungstène (W) ont été également sélectionnés. Tous les deux sont des métaux de transition et sont peu réactifs vis à vis de l'eau à température ambiante. Pour pouvoir être nébulisés dans le Collison 3-jets, ces trois métaux ont été fournis sous forme de poudres commerciales de particules sphériques de pureté 99.9 % (Alfa Aesar/ThermoFischer). Il s'agit de poudres poly-dispersées en taille. Nous n'avons pas trouvé sur le marché ces éléments pour les tailles mono-dispersées. Les gammes de tailles des poudres obtenues avec le distributeur et utilisées au cours des essais sont les suivantes :

- Particules d'argent (Ag): **deux gammes de tailles Ø 1.3-3.2 µm et Ø 0.5-1.0 µm**
- Particules de tungstène (W) : **Ø 1- 5 µm**
- Particules d'or (Au) : **Ø < 5 µm**

2.1.3.5 Solution de nébulisation pour les essais d'ensemencement

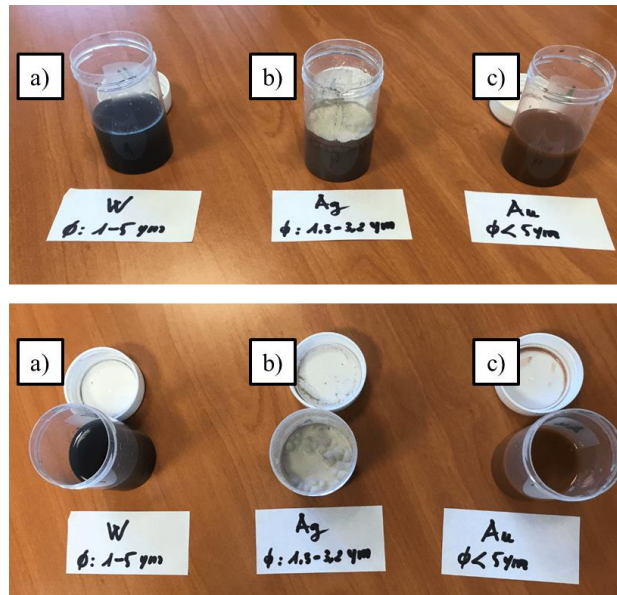


Figure 20: Echantillons des solutions de nébulisation (50/50 eau ultra-pure / éthanol, concentration de particules =20 g.L⁻¹) : a) solution de particules de tungstène (ϕ : 1-5 μ m) ; b) solution de particules d'argent (ϕ : 1,3-3,2 μ m) ; c) solution de particules d'or (ϕ < 5 μ m)

La solution de nébulisation est un mélange d'eau ultra-pure / éthanol à 50/50 et d'une masse de poudre de particules pour une concentration finale de 20 g.L⁻¹ ou de 40 g.L⁻¹ (**Figure 20**). Cette concentration a été limitée à ces valeurs pour des raisons de fonctionnement et d'efficacité propres au nébuliseur. Outre le fait que la taille des particules étudiées ne puisse pas excéder les 5 μ m, la quantité de particules présentes dans la solution à nébuliser doit être inférieure ou égale à 10⁹ part.mL⁻¹ selon les recommandations du constructeur. Toutefois, dans notre cas d'étude nous avons travaillé avec des solutions plus concentrées et la nébulisation a été réalisée sous agitation magnétique, ce qui a permis une génération de particules plus importante dans la chambre. A titre indicatif, pour des diamètres de 1 μ m, la concentration estimée est de 5.10⁹ part.mL⁻¹. Le temps moyen de nébulisation des particules était de 60 minutes. Ce temps correspondait à la consommation d'environ 20 mL du mélange sous une pression d'air comprimé de 3 bars.

2.1.4 Vérification de la chambre, de l'ensemencement et des particules

2.1.4.1 Humidité relative, température et pression

Afin de caractériser les conditions au sein de la chambre, une sonde autonome KISTOCK KPA y est disposée en début de chaque essai et durant toute la durée d'ensemencement. L'enregistreur autonome KISTOCK KPA 320 est un appareil électronique qui enregistre des données dans la durée. Il permet de mesurer et de collecter les données de température,

d'hygrométrie et de pression atmosphérique via un capteur interne (-20 à +70°C ; 5 à 95 % HR et 800 à 1100 hPa) avec une capacité mémoire de 2 000 000 de points.

Les **figures 21 et 22** présentent les résultats de deux essais réalisés à sept jours d'intervalle afin d'évaluer les conditions de température et de pression au sein de la chambre tout au long d'une génération de particules. Les températures moyennes obtenues sont proches de celles du milieu ambiant ($\pm 1^\circ\text{C}$), avec une valeur moyenne d'humidité relative de 38 %. Les tests ont été réalisés avec une solution à 20 g.L^{-1} en particules d'argent de 1,3-3,2 μm de diamètres.

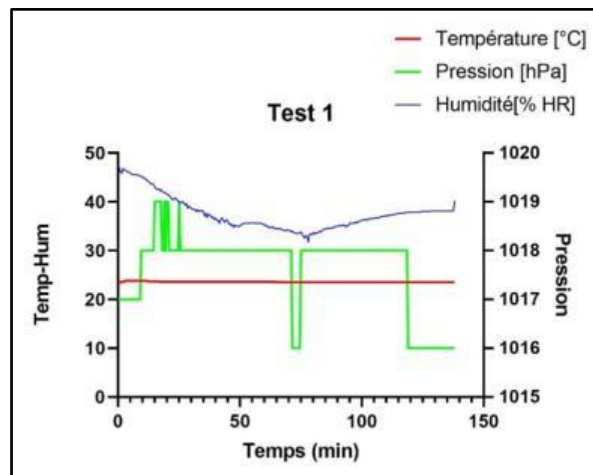


Figure 21: Données de la sonde (Test 1)

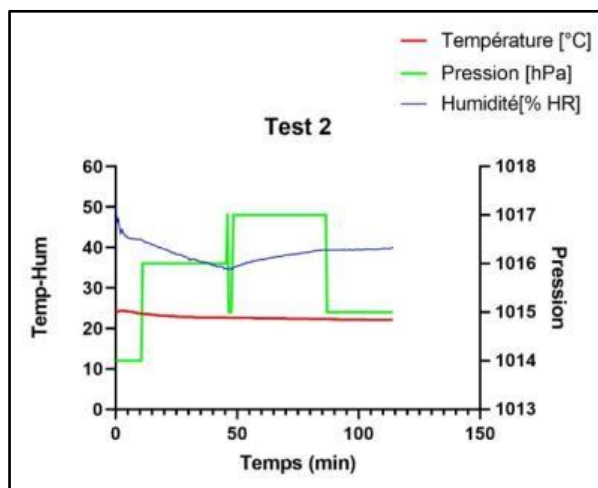


Figure 22: Données de la sonde (Test 2)

2.1.4.2 Nettoyage de la chambre

La génération de particule débute par un nettoyage (ou purge) de la chambre. L'objectif est d'éviter toute interférence de pollution antérieure avec le test en cours. Il se fait à l'air comprimé et nébuliseur à vide. Des tests préliminaires ont pu estimer la durée optimale de ce nettoyage à 60 min sous une pression minimale de 2 bars, pour toutes les particules de diamètre supérieur à 0.30 μm . Le graphe suivant représente les données d'un test de nettoyage. Le comptage a été réalisé à l'aide d'un compteur optique de particules Grimm G

1.108. Il permet de couvrir un spectre granulométrique de particules ayant un diamètre compris entre 0,3 μm à 20 microns. Le résultat est exprimé en nombre de particules par litre ou en masse. Son volume d'échantillonnage est 1,2 litre/minute ce qui lui permet d'atteindre une très bonne statistique de comptage. L'air est échantillonné par une sonde isocinétique et aspiré par une pompe de débit constant, puis passe dans la cellule de mesure optique (Argouges, 2009). Lorsqu'une particule entre dans la cellule de mesure, elle traverse le faisceau laser et produit une diffraction de la lumière qui est mesurée dans un angle de 90° par un photo-détecteur. Un analyseur de pics permet ensuite de classifier les particules selon leur taille.

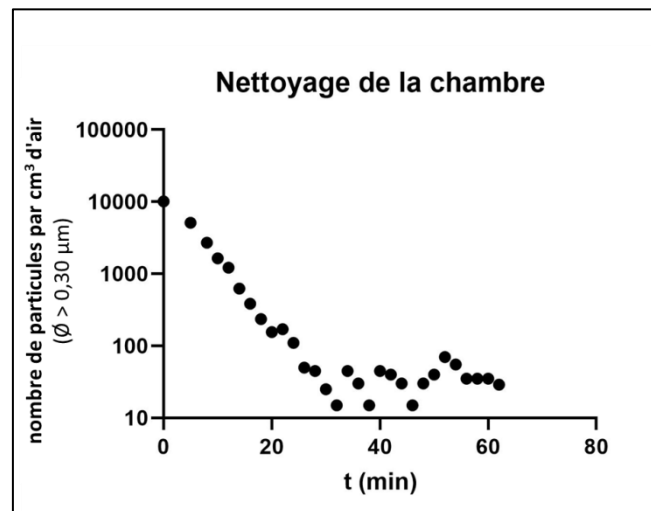


Figure 23: Evolution du nombre de particules en fonction de la durée de nettoyage

2.1.4.3 Observations au microscope électronique à balayage des particulesensemencées

Pour caractériser la répartition et la taille des particules générées dans la chambre d'ensemencement, un MEB Hitachi SU5000 couplé à un dispositif de micro fluorescence X (EDX, Xflash Brucker M4 tornado) a été utilisé. En lieu et place des éprouvettes de l'étude et afin de pouvoir être analysés par l'équipement du MEB, des scotchs carbone ($\text{Ø} = 6 \text{ mm}$) et des surfaces réduites d'ardoise ($\text{Ø} \approx 10 \text{ mm}$) ont été disposés en divers endroits sur le sol de la chambre au cours de différents essais d'ensemencement des trois types de particules. Plusieurs observations utiles pour la suite du travail ont pu être faites :

➤ **Observation des particules de tungstèneensemencées:**

Très peu de particules ont pu être observées sur les scotchs et l'ardoise durant les essais concernant le tungstène. Cependant, les tailles observées restent dans la gamme indiquée par le fournisseur (**Figure 24**). La présence d'agrégats importants a pu être aussi constatée. Enfin, les particules présentaient une pluralité de formes, étant essentiellement irrégulières.

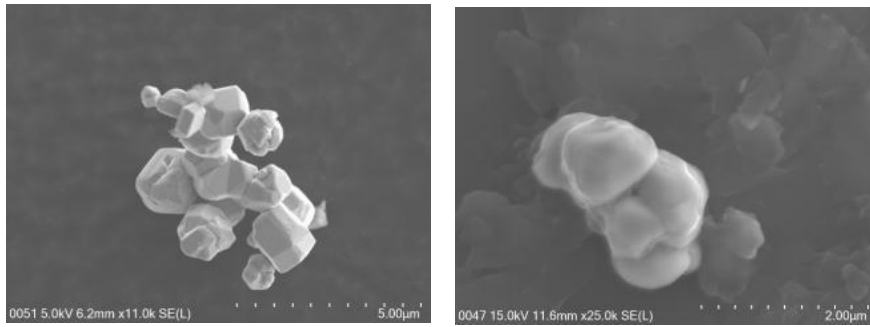


Figure 24: Observations MEB-EDX de particules de tungstène sur adhésif carbone et ardoise

➤ **Observation des particules d'argentensemencées:**

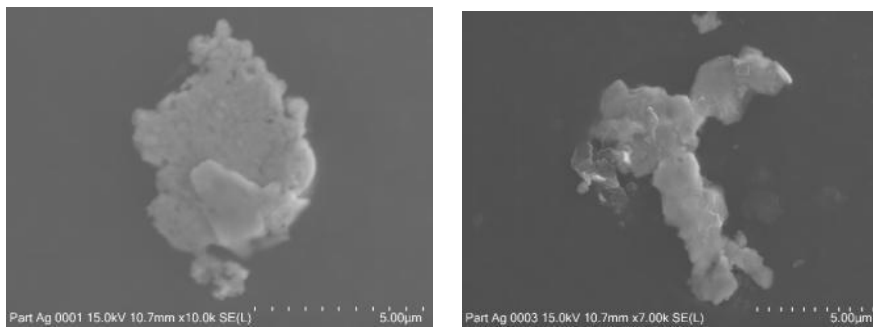


Figure 25: Observations MEB-EDX: Particules d'argent (\varnothing : 1,3 – 3,2 μm) sur adhésif carbone

Les particules d'argent observées au MEB étaient très irrégulières ce qui a augmenté la complexité à définir leur tailles (**Figure 25**).

➤ **Observation des particules d'orensemencées:**

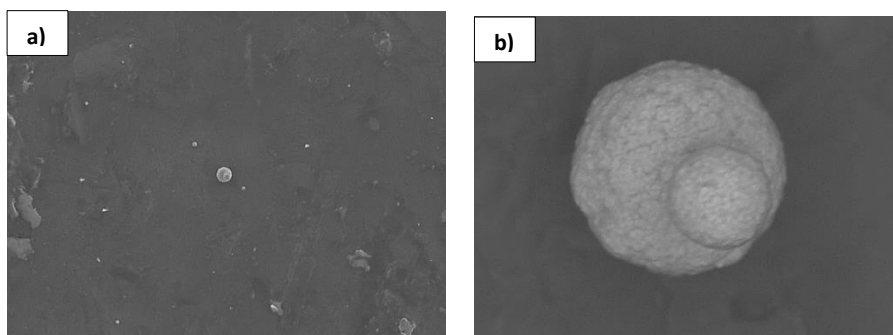


Figure 26: Observations MEB-EDX: Particules d'or sur échantillons d'ardoise. Dimension des images :
a) 84,7 μm x 63,5 μm b) 5,8 μm x 4,3 μm

Les particules d'or observées au MEB correspondaient aux indications du fournisseur. Elles étaient de forme sphérique et de diamètre inférieure à **5 μm** (souvent inférieur à **1 μm**). La particule de la **figure 26.b** présente l'un des plus grands diamètres observés.

2.2 MISE AU POINT ANALYTIQUE

La quantification des particules sur les surfaces comprend les étapes de récupération (ou lessivage des surface), de mise en solution des particules et de dosage des solutions. Le dosage des particules métalliques a été réalisé par ICP-MS. L'appareil utilisé, l'Agilent 8800 ICP Triple Quad (ICP-QQQ), est un analyseur multiéléments qui possède une sensibilité accrue (de l'ordre du ppt) et une robustesse de plasma (Richard, 2009).

2.2.1 Efficacité des méthodes de mise en solution associées aux particules sélectionnées

Cette étape est très importante pour que la quantification des particules par l'ICP-QQQ (ensemencement ou RES) soit la plus efficace possible. Le lessivage à l'eau ultra-pure légèrement acidifiée a été sélectionné comme méthodologie de récupération future des particules une fois ensemencées sur les surfaces. Comme indiqué dans le chapitre 1, un dosage par ICP-MS implique des méthodes de prétraitement des échantillons adaptées afin d'éviter les effets de matrices et interférences. Pour l'ICP-MS, la mise en solution de polluants métalliques présents dans des eaux peut être réalisée par différents protocoles. Afin de déterminer la méthode de prétraitement la plus efficace selon la nature des particules de ce travail (argent, tungstène ou or), une comparaison a été réalisée entre deux protocoles internes du LEE sur les mises en solution de métaux présents dans tous types d'eau (protocoles adaptés de la norme NF EN ISO 11885 (2009) et présentés en Annexe E) :

- **la mise en solution sur la fraction totale**
- **la mise en solution sur la fraction dite extractible en milieu acide.**

Des volumes d'eau ultra-pure (acidifiée à pH=1 au HNO₃) ont donc été dopés avec une masse connue de chaque type de particules afin d'obtenir des solutions mères à 200 µg.L⁻¹ quel que soit l'élément. Cette concentration a été définie sur la base du plus haut point de la courbe d'étalonnage au niveau de l'ICP-QQQ. Des échantillons des solutions mères obtenues ont ensuite été prélevés, traités puis analysés par ICP-QQQ. Un rendement d'efficacité de la méthode a été déduit pour chaque type de particule et selon la méthode de traitement utilisée.

2.2.1.1 Mise en solution sur la fraction totale : Préparation des fractions dissoute et particulaire des échantillons de solutions mères

La fraction totale est la somme de la fraction dissoute et de la fraction particulaire dosées séparément. La séparation des fractions dissoutes des fractions particulières est obtenue par filtration sur membrane (MF-Millipore, diamètre de pores : 0,45 µm). Après l'étape de filtration, les fractions dissoutes sont directement analysables par ICP-QQQ.

Les fractions particulaires appelées ici « filtres » (membrane MF-Millipore + particules de $\varnothing > 0.45 \mu\text{m}$) quant à elles, nécessitent une étape de minéralisation/mise en solution avant leur passage à l'ICP-QQQ. Cette mise en solution a été réalisée selon deux méthodes : une attaque totale des filtres à l'acide fluorhydrique et perchlorique et/ou une minéralisation à chaud des filtres. Pour les particules d'argent et de tungstène il s'est s'agi d'attaques totales des filtres à l'acide fluorhydrique et perchlorique et de minéralisations à chaud des filtres à l'acide nitrique concentré. Dans le cas des particules d'or, seule une minéralisation à chaud à l'eau régale a été réalisée.

2.2.1.2 Mise en solution sur la fraction dite extractible des échantillons de solutions mères

La préparation de la fraction extractible pour l'analyse en ICP-QQQ s'est faite à chaud et en milieu acide sur tout le volume de l'échantillon, autrement dit sans séparation des fractions dissoutes des fractions particulaires (Tableau 10). Ainsi, des échantillons des trois solutions mères ont été acidifiés (HNO_3 pour l'argent et le tungstène et eau régale pour l'or) puis portés à évaporation totale sous une hotte aspirante. Les résidus obtenus ont été récupérés à nouveau avec les différents acides et de l'eau ultra pure, puis remis à chauffer durant une heure. La préparation était enfin diluée à l'eau ultra-pure avant les mesures à l'ICP-QQQ.

Tableau 10: Récapitulatif des méthodes de préparations des échantillons de solutions dopées

Solutions mères (200 $\mu\text{g.L}^{-1}$)	Fraction totale		
	Filtration		
	<i>Fraction dissoute</i>	<i>Fraction particulaire</i>	
Ag	Directement analysable par l'ICP-QQQ	Minéralisation à chaud (HNO_3)	Attaque totale
Au	Directement analysable par l'ICP-QQQ	Minéralisation à chaud (eau régale)	X
W	Directement analysable par l'ICP-QQQ	Minéralisation à chaud (HNO_3)	Attaque totale
Solutions mères (200 $\mu\text{g.L}^{-1}$)	Fraction extractible		
	Filtration		Fraction extractible
Ag	X		Minéralisation à chaud (HNO_3)
Au	X		Minéralisation à chaud (eau régale)
W	X		Minéralisation à chaud (HNO_3)

2.2.2 Validation des particules de l'étude

La validation de chaque nature de particule investiguée pour la suite de l'étude se base sur les rendements obtenus par les différentes méthodes de mise en solution qui vont impacter très fortement la quantification des ensemencements et la remise en suspension.

Cette validation se base aussi sur la caractérisation des ensemencements par le MEB-EDX, notamment la répartition des particules sur les surfaces au sein de la chambre (homogénéité, présence d'agrégats, état des couches de particules).

2.2.2.1 Rendements de la mise en solution des particules de tungstène

La mesure du tungstène (W) par l'ICP-QQQ a donné des résultats invalides pour cause d'effets mémoires au niveau des équipements analytiques. Ces effets semblaient s'atténuer pour de très basses concentrations. Cependant à de telles concentrations, le tungstène ne serait pas un choix adéquat en vue des futurs essais de remise en suspension en milieu ambiant. En effet, pour une meilleure observation du phénomène, et compte tenu des faibles vitesses de vents rencontrées habituellement en milieu urbain, des concentrations de particules ensemencées plus élevées peuvent s'avérer nécessaires.

2.2.2.2 Rendements de la mise en solution des particules d'argent

Les résultats des rendements de mise en solution des particules d'argent par les différentes méthodes utilisées sont présentés dans le **tableau 11**. Quelles que soient la gamme de tailles et la méthode, les rendements moyens sont tous inférieurs à **50%**, sauf dans le cas de minéralisation à chaud pour la gamme **0,5-1,0 µm** où les valeurs varient de **51%** à **84%** respectivement dans la fraction extractible et la fraction totale (dissous et particulaire). Les faibles rendements observés pourraient entre autres provenir de phénomènes de sorption de l'argent sur les contenants utilisés lors des préparations des échantillons (tubes en PE). Ils pourraient également être dus à des questions de stabilité chimique de l'élément dans les volumes dopés avant la mise en solution. En outre, la formation de légers films de particules d'argent et/ou d'autres éléments à la surface des solutions mères initiales obtenues a été constatée (**Figure 20**). Ce phénomène indique une difficulté d'homogénéisation de ces particules dans la solution de nébulisation. Nous n'avons pas trouvé de réponse aux meilleurs rendements obtenus avec la gamme 0,5-1,0 µm. Toutefois, même si ces rendements sont plus élevés que les autres, ils demeurent tous inférieurs à 90%. Nous avons conclu que, pour notre contexte expérimental, les particules d'argent étudiées n'étaient pas favorables à cette étude. La difficulté à éviter des pertes de particules durant le prétraitement (phénomène de sorption, film de particules ou autre) et les erreurs associées à celles-ci pourraient fortement influencer les résultats futurs de remise en suspension.

Tableau 11 : Rendements de mise en solution et d'analyse des particules d'argent (Ag)

Fraction extractible (sans séparation des fractions)		
	Rendement moyen	RSD
Ag- Ø : 1,3-3,2 µm	48%	±22%
Ag- Ø : 0,5-1,0 µm	51%	±32%
Fraction totale (dissous + particulaire minéralisée à chaud)		
	Rendement moyen	RSD
Ag- Ø : 1,3-3,2 µm	48%	±2%
Ag- Ø : 0,5-1,0 µm	84%	±12%
Fraction totale (dissous + particulaire minéralisée par attaque totale)		
	Rendement moyen	RSD
Ag- Ø : 1,3-3,2 µm	23%	±18%
Ag- Ø : 0,5-1,0 µm	44%	±14%

2.2.2.3 Rendements de la mise en solution des particules d'or

Les résultats des rendements de mise en solution des particules d'or par les différentes méthodes utilisées sont présentés dans le tableau 12.

Tableau 12 : Rendements de mise en solution et d'analyse des particules d'or (Au)

Fraction totale (dissous + particulaire minéralisée à Chaud)		
	Rendement moyen	RSD
Au- Ø < 5 µm	76%	±5%
Fraction extractible		
	Rendement moyen	RSD
Au- Ø < 5 µm	98%	±2%

Avec l'approche par mesure des concentrations dans les fractions dissoutes et particulières (minéralisation à chaud) les rendements moyens obtenus sont de 76% ± 5%. Dans le cas de la fraction extractible le rendement moyen correspond à 98 % ± 2%. Il ressort de ces données que la récupération de l'or est, quelle que soit la méthode, en moyenne près de deux fois plus efficace que dans le cas de l'argent. Ainsi, dans la suite de ce travail, les particules d'or sont considérées comme seules particules d'essai tandis que l'étude avec l'argent et le tungstène est abandonnée. La méthode de mise en solution dans la fraction extractible (sans filtration) est aussi retenue comme méthode de prétraitement la plus adaptée dans ce contexte.

De plus, la stabilité de l'or vis-à-vis des réactions chimiques (notamment avec l'humidité relative de l'air) offre un atout pour des essais de remise en suspension en milieu extérieur.

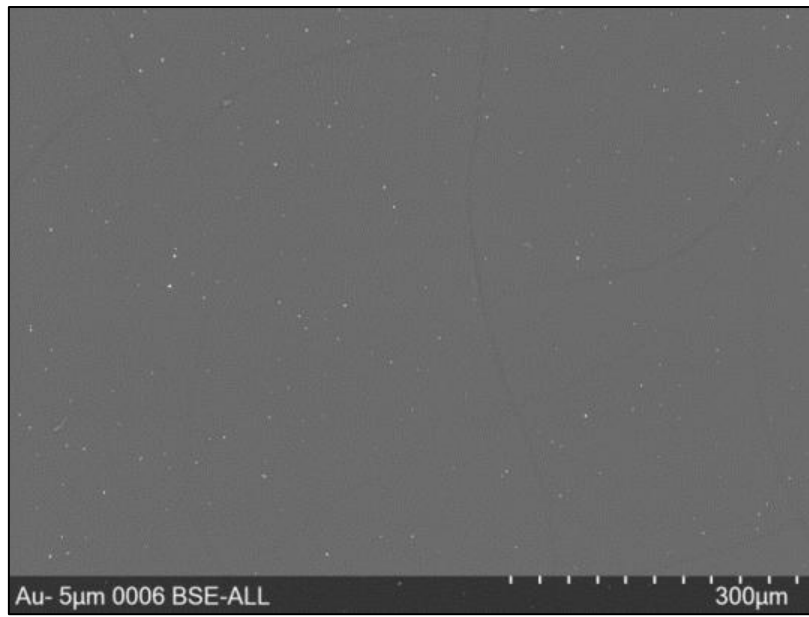


Figure 27: Observations MEB-EDX: répartition des particules d'or sur adhésif carbone

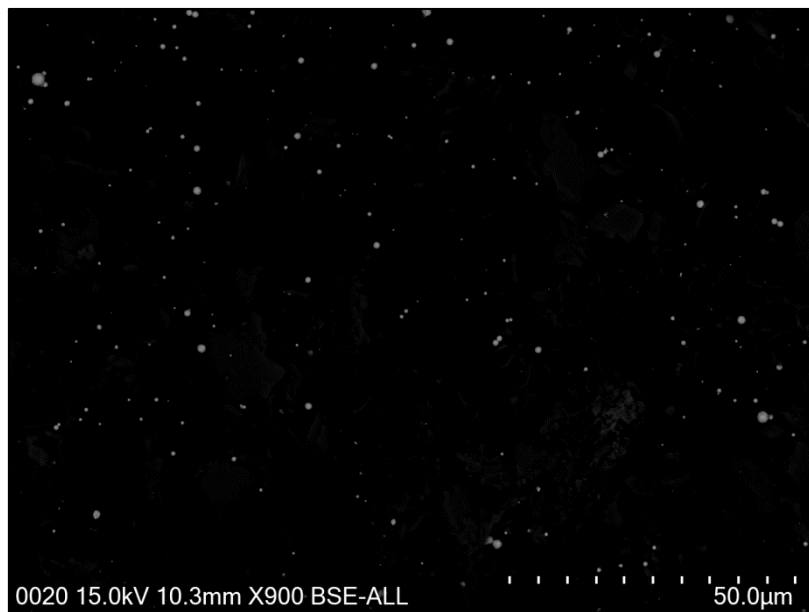


Figure 28: Observations MEB-EDX: répartition des particules sur de l'ardoise

Afin de s'assurer de ce choix des particules d'or, une observation au MEB-EDX plus étendue a été effectuée. Aussi bien sur le scotch carbone que sur les échantillons d'ardoise, les particules d'orensemencées présentent une répartition individuelle et plutôt homogène sur l'ensemble des échantillons. L'ensemencement se présente sous forme de monocouches. Il n'a pas été constaté d'agrégat significatif de particules (**Figures 27 et 28**). La granulométrie des particules d'or générées dans la chambre lors des ensemencements a également été caractérisée. Cette étude granulométrique a été réalisée à l'aide d'un compteur de particules Grimm (Mini-Wras 1371) connecté à la sortie d'aspiration de la chambre. Pour ce faire, deux ensemencements ont été effectués : une génération de particules uniquement avec la solution eau+éthanol, puis une seconde avec le mélange particules d'or+eau+éthanol. La différence de

la granulométrie de ces deux ensemencements a permis d'estimer en taille et en nombre les particules d'or. Ainsi, les diamètres des particules d'or obtenus par cette différence étaient centrés autour de **0,5 μm** (Figure 28) ce qui est en accord avec les observations au MEB.

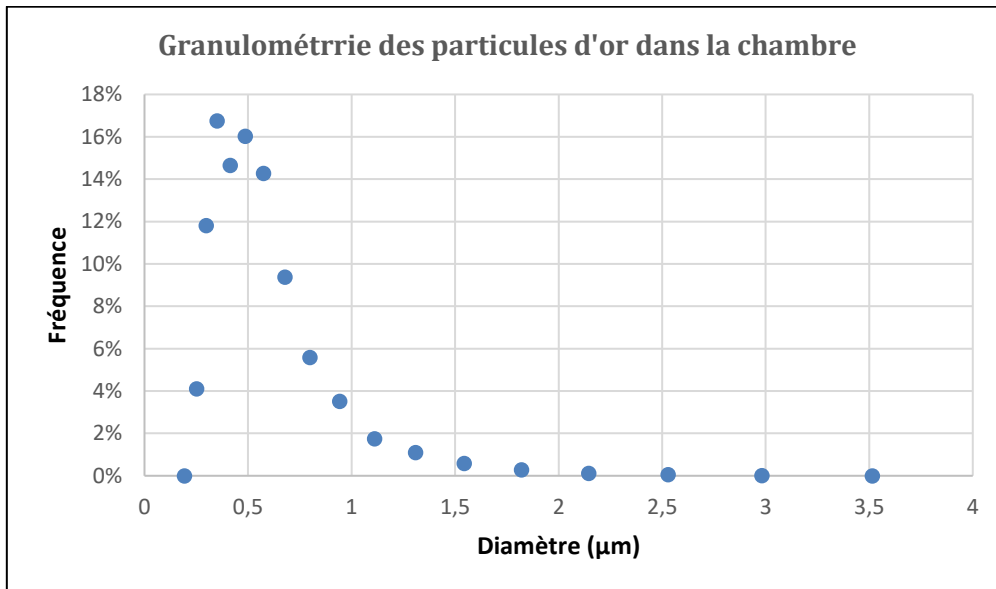


Figure 29: granulométrie des particules d'or dans la chambre

2.2.3 Protocole de récupération des particules après ensemencement

2.2.3.1 Protocole

La récupération des particules est effectuée à la suite de chacune des deux étapes du travail et le protocole reste identique. La première récupération concerne les éprouvettes utilisées pour quantifier l'ensemencement. Après ensemencement, la moitié des éprouvettes ensemencées, soit 2 éprouvettes par nature de surface ainsi qu'un blanc de chaque nature sont immédiatement lessivées. Les 8 éprouvettes restantes (ainsi qu'un blanc de chaque nature d'éprouvette) sont simultanément soumises à l'étape de remise en suspension. Le lessivage de ces dernières a lieu à la fin de la période d'exposition. La récupération des particules est réalisée par lessivage en milieu acide.

Différents auteurs ont fait appel à des techniques de lessivage pour estimer la quantité de particules déposées sur des surfaces (Connan et al, 2006, Percot et al, 2012, Roupsard 2013). Pour notre étude, une solution d'eau ultra-pure acidifiée à $\text{pH} \approx 1$ avec de l'acide nitrique est utilisée. Chaque éprouvette est lessivée avec 600 mL de cette solution : 500 mL pour lessiver la surface, puis 100 mL pour le rinçage du bac afin de récupérer d'éventuels résidus de particules. L'acidité à $\text{pH} \approx 1$ a pour intérêt de stabiliser chimiquement les échantillons obtenus. Le lessivage est réalisé à l'aide d'une pissette de laboratoire dans des bacs en polyéthylène. Les particules sont désolidarisées des éprouvettes par la force du jet de la pissette pendant que les éprouvettes sont maintenues à la verticale sur les rebords du bac. La

technique reste la même quel que soit le type d'éprouvette. Une rotation de l'éprouvette est effectuée au fur et à mesure que le jet de solution est apporté. Les particules sont ensuite mises en solution pour dosage par ICP-QQQ et les concentrations obtenues sont rapportées à l'aire de la surface d'une éprouvette ($\mu\text{g.m}^{-2}$).

De façon pratique, nos solutions de lessivages étaient acidifiées avec 1,5% de HNO_3 . Afin de veiller à l'intégrité structurelle des éprouvettes tout au long des différents lessivages, des tests de lessivage préalables ont été réalisés avec des solutions à pourcentages d'acides différents (1,5%, 3% et 5% de HNO_3) qui correspondent tous les trois à un $\text{pH}\approx 1$. A partir de 3% d'acide, il a été constaté une coloration importante de solutions issues des lessivages indiquant une réaction des surfaces particulièrement pour les éprouvettes d'enduit de façade et de tuile.

2.2.3.2 Optimisation de la méthode de récupération

La technique de lessivage est optimisée en vue d'une unique opération. Celle-ci permet de limiter le temps de lessivage et le volume de solution utilisée. Comme mentionné dans les travaux de Connan et al. (2006) et Rounsard (2013), une telle approche implique une correction des concentrations mesurées basée sur des essais préalables afin de ne pas sous-estimer les quantités de particules réellement présentes sur les surfaces. Des essais réalisés avec les particules d'or ont permis de déterminer des facteurs expérimentaux de correction dans la condition d'un unique lessivage. Pour ce faire, après ensemencement, les éprouvettes ont été lessivées de façon répétitive avec 600 mL de la solution de lessivage jusqu'à obtenir des concentrations en particules d'or proches ou en dessous de la limite de quantification de l'ICP-QQQ. Un total de quatre lessivages (soit 4×600 mL) a été nécessaire pour atteindre ces valeurs. Ces essais d'optimisation de la récupération montrent que la grosse majorité des particules est récupérée dès la première opération de lessivage. Ils montrent aussi qu'au-delà de trois lessivages, les concentrations tendent à se rapprocher de la limite de quantification.

Les résultats obtenus ont conduit à la détermination de facteurs expérimentaux de correction pour chaque nature de surface en lieu et place de suites géométriques comme rencontrées les travaux de Rounsard (2013).

Le **tableau 13** présente les facteurs expérimentaux de correction obtenus suite aux 3 premiers lessivages successifs. Les pourcentages de récupération du 4^{ième} lavage n'ont pas été pris en compte, du fait des faibles valeurs de concentrations obtenues après mesure. Dans la suite de l'étude, ces facteurs ont été automatiquement appliqués aux concentrations d'ensemencement mesurées pour chaque essai.

Tableau 13 : Facteurs expérimentaux de correction obtenus pour les particules d'or

Type de surface	Facteur expérimental de correction
Ardoise	1.16
Enduit de façade	1.08
Tuile	1.35
Verre	1.02

Les concentrations obtenues durant les lessivages successifs et la méthode de calcul de ces facteurs sont présentées en **Annexe F**.

2.2.4 Essai de validation de l'homogénéité des concentrations de particules d'or ensemencées sur le sol de la chambre

En amont des essais d'ensemencement avec les éprouvettes de surfaces urbaines de l'étude, une évaluation de l'homogénéité de la répartition des particules d'or générées a été effectuée avec du papier aluminium. En effet, dans leurs travaux avec des particules de fluorescéine, Lai et Nazaroff (2005) ont fait appel à une approche similaire afin de valider l'efficacité de leur chambre expérimentale. Leurs essais d'homogénéité ont été réalisés sur huit feuilles de cuivre de 2 cm x 2 cm disposées en différents points. Un écart relatif maximal inférieur à 15% entre les différents points de leur chambre a été noté. Ils en ont conclu que la concentration dans la chambre était supposée « raisonnablement » uniforme.

Pour la présente étude, neuf carrés d'aluminium d'environ 20 cm x 20 cm, soit la surface d'une éprouvette, ont été répartis sur la totalité du sol de la chambre. Les quantités d'or ensemencées ont été mesurées pour chaque feuille. Chaque feuille d'aluminium a été lessivée selon la méthode de récupération. Puis, afin de récupérer les éventuels résidus de particules non désolidarisées durant la récupération, les feuilles d'aluminium ont été immergées durant 60 minutes dans les solutions obtenues. Les fractions extractibles des échantillons ont été mises en solution puis analysées à l'ICP-MS.

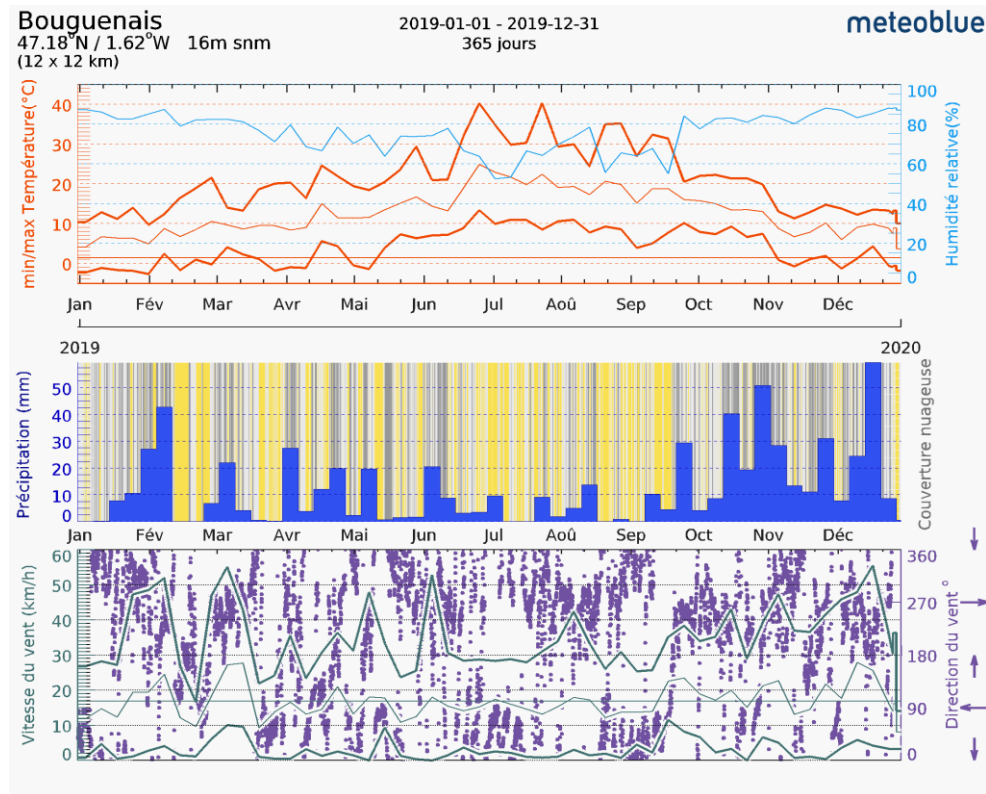
2.3 EXPÉRIMENTATIONS DE REMISE EN SUSPENSION

2.3.1 Site de l'étude

L'université Gustave Eiffel-Campus de Nantes est située dans la ville de Bouguenais, commune de l'ouest de la France, située dans le département de la Loire-Atlantique (région Pays de la Loire).

Bouguenais possède un climat océanique chaud sans saison sèche selon la classification de Köppen-Geiger. C'est une ville avec une pluviométrie moyenne (**Figure 30**). Sur l'année, la

température moyenne à Bouguenais est de 12.2°C et les précipitations sont en moyenne de 820 mm.



- Température et humidité relative
- Nuages (fond grisé) et ciel clair (fond jaune). Plus le gris est foncé, plus la couverture nuageuse est dense
- Vitesse du vent et direction (en degré 0° = Nord, 90° = Est, 180° = Sud et 270° = Ouest). Pour la partie dédiée au vent, les points violets représentent la direction du vent, comme indiqué sur l'axe de droite.

Figure 30: données de températures et de vents de la ville de Bouguenais sur l'année 2019

Le dispositif d'expérimentation des essais de remise en suspension est installé sur une prairie faisant face au laboratoire Eau et Environnement (Université Gustave Eiffel). A proximité de cette prairie, se trouvent deux bâtiments, un parking ainsi que des arbres (**Figure 31**).

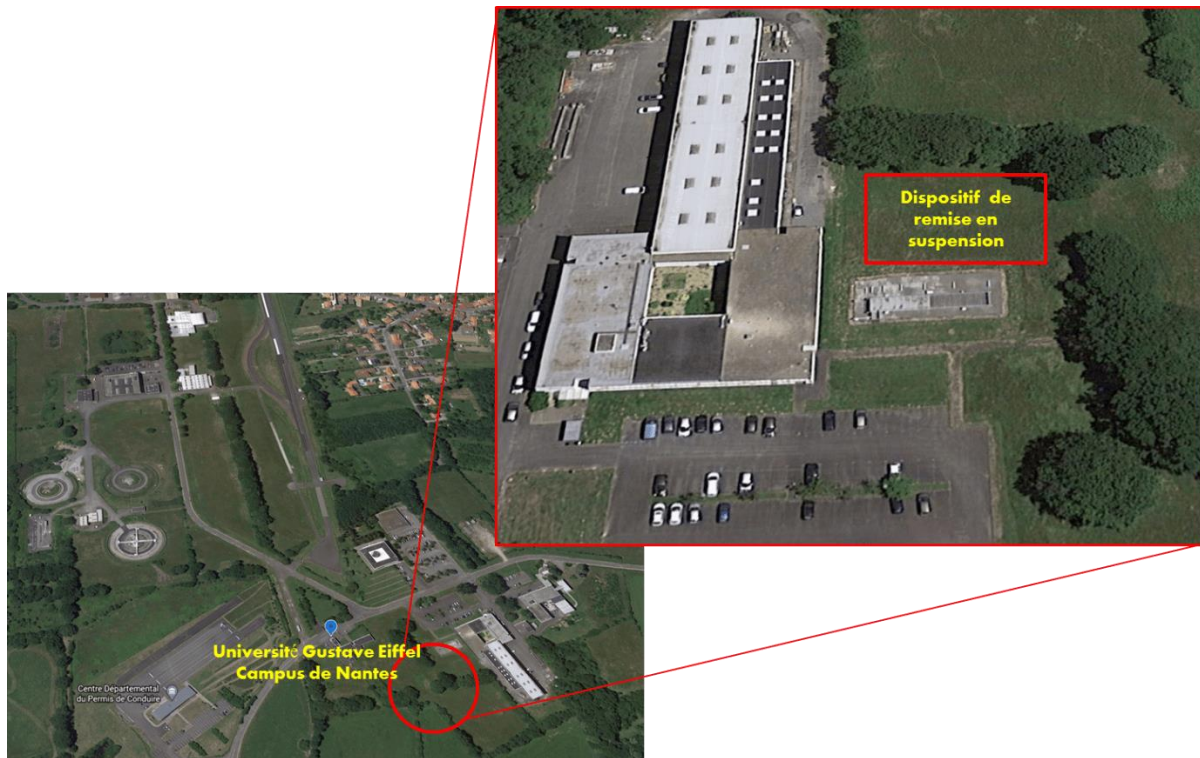


Figure 31: Localisation de l'Université Gustave Eiffel et du site d'expérimentations de remise en suspension

2.3.2 Dispositif de remise en suspension

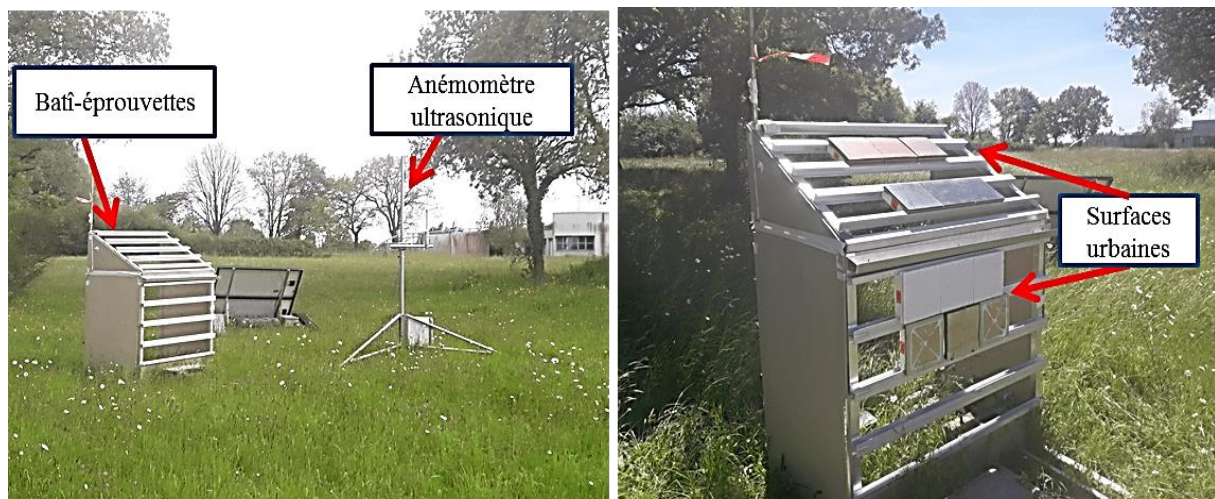


Figure 32: dispositif de l'expérimentation de RES

Après l'étape d'ensemencement en particules d'or, les éprouvettes sont disposées sur un bâti-éprouvette conçu lors des travaux de Roupsard (2013) (**Figure 32**). Il s'agit d'une armature en aluminium constituée de rails fixés sur des panneaux carrés de 1,2 m par 1,0 m. La hauteur

totale du bâti est de 1,67 m. Les éprouvettes sont glissées dans les rails orientés sous divers angles conformément à leur disposition les plus habituelles sur un bâti en situation réelle. Les éprouvettes d'enduit de façade et de verre sont placées en position verticale tandis que les tuiles et les ardoises sont installées en position oblique à 30° avec le segment le plus bas à 1 m du sol. Le bâti-épreuve est stabilisé en position fixe, identique pour l'ensemble des essais et perpendiculaire (de façon latérale) au sens des vents dominants du site. Comme illustré sur la **figure 33**, une exposition du bâti face aux vents pourrait fortement induire un accroissement de zones-mortes/fortes décroissances des vitesses de vents (en bleu) pouvant influencer l'action des vents sur les éprouvettes (modélisation réalisée sur COMSOL).

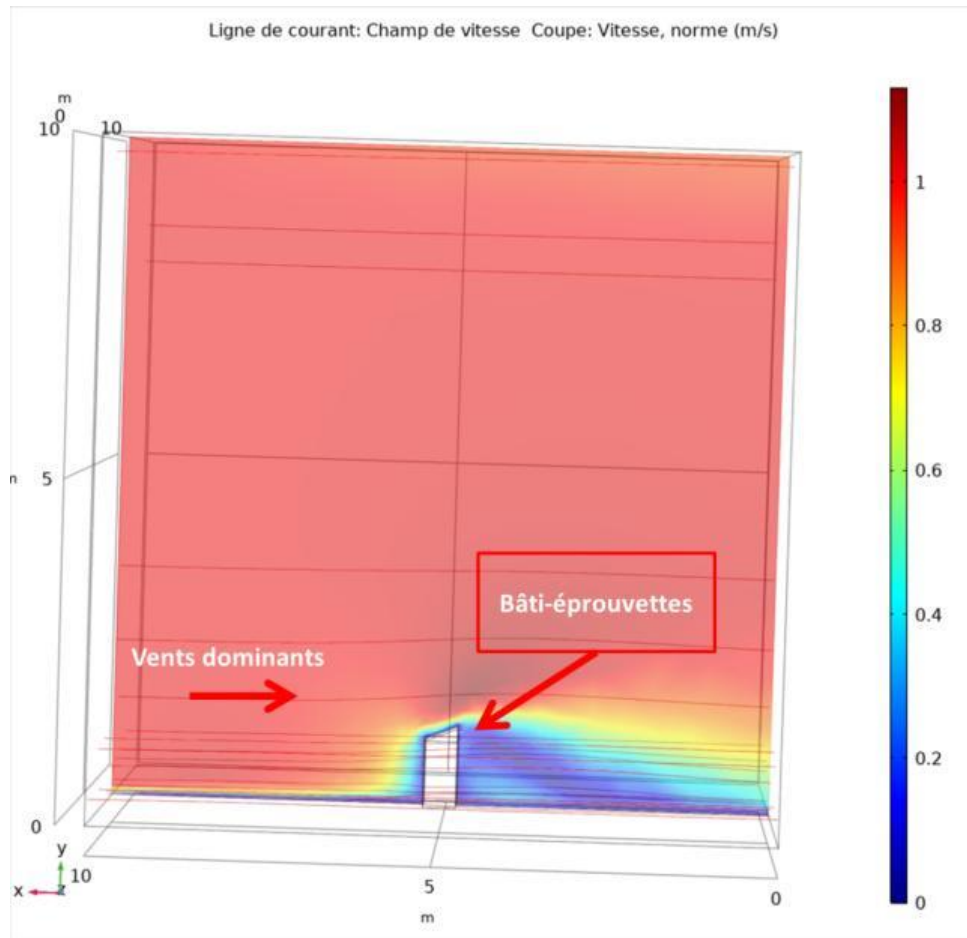


Figure 33: Modélisation des vents sur le bâti-épreuves (vitesse de vents : $1\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$)

Les données de vents et de températures sont collectées durant toute la durée de chaque essai. Pour ce faire, un anémomètre ultrasonique (Metek USA-1) est installé à 3 mètres du bâti-épreuves. Il permet de mesurer à la fois les trois composantes de la vitesse du vent ainsi que la température de l'air.

Conclusion du chapitre 2

Le matériel et les méthodes ont été présentés dans ce chapitre. A la suite des conclusions l'état de l'art sur la remise en suspension, l'estimation de la fraction RES (%) à partir du changement en concentrations avant et après exposition été préférée aux autres approches de calculs rencontrés. Pour ce faire, plusieurs protocoles expérimentaux ont été testés. Ces protocoles ont concerné notamment la désignation de particules tests appropriées à la fois à l'ensemencement et à la RES, l'approche analytique adaptée au traitement des échantillons, une méthodologie efficiente de récupération des particules ensemencées, et une pré-vérification de l'homogénéité de l'ensemencement dans la chambre. Les résultats indiquent que, comparativement aux autres particules de l'étude (argent et tungstène) et en vue d'une quantification chimique par ICP-MS, les particules d'or sont les plus adaptées pour notre contexte expérimental. Les tailles de particules d'or ensemencées sur les surfaces sont centrées sur 0,5 μm et ces dernières se répartissent en monocouche, de façon individuelle et plutôt homogène sur l'ensemble des échantillons étudiés. Il n'a pas été constaté d'agrégat de ces particules lors des ensemencements. D'un point de vue analytique, les rendements de mise en solution des particules d'or par la méthode dite de la fraction extractible offrait des résultats satisfaisants avec un rendement moyen correspond à $98\% \pm 2\%$. Enfin, les surfaces urbaines de l'étude sont l'ardoise, l'enduit de façade, la tuile plate et de verre, toutes des matériaux de construction.

Chapitre 3 : Résultats et discussions

Ce chapitre est dédié à la présentation et à la discussion des résultats de ce travail. Les deux premières sections (3.1 et 3.2) sont consacrées aux concentrations des ensemencements et aux fractions de remise en suspension par type de surfaces urbaines. Les conditions dans la chambre sont présentées ainsi que les données météorologiques mesurées durant les périodes d'exposition. Nous traitons également les incertitudes de mesures pour les différentes concentrations obtenues dans la chambre afin de valider l'homogénéité des ensemencements. Une estimation des incertitudes de mesures est également appliquée aux fractions de remise en suspension calculées. Elle a pour but de déterminer les valeurs de remises en suspension les plus probables. Dans la suite du chapitre, les données de caractérisation de la rugosité des surfaces étudiées sont présentées et analysées (3.3). La dernière partie de ce chapitre traite méthodiquement des éventuelles corrélations entre les valeurs de fraction de remise en suspension obtenues et le comportement de différents paramètres de cette étude. Cette étude des corrélations est réalisée par la méthode d'analyse en composantes principales.

3.1 ENSEMENCEMENTS PAR TYPE DE SURFACES URBAINES

Les données d'ensemencement obtenues sont présentées et discutées en deux parties. Tout d'abord, nous présentons les résultats ayant trait aux ensemencements des particules d'or dans la chambre. Ces essais d'ensemencement concernent l'étape de caractérisation préliminaire de l'homogénéité de l'ensemencement par types de surfaces urbaines (4 essais) puis les concentrations ensemencées dans le cadre des 7 campagnes expérimentales de RES. Les essais d'homogénéité d'ensemencement sont précédés par les résultats d'essais obtenus pour des feuilles d'aluminium. En second lieu, pour les deux contextes expérimentaux avec les surfaces urbaines (caractérisation préliminaire d'homogénéité et caractérisation concernant les essais destinés à la RES), une analyse des incertitudes de mesures est réalisée pour la caractérisation de l'homogénéité globale des ensemencements. Compte tenu de leur importance dans l'analyse, les paramètres de la chambre durant les ensemencements (température et humidité relative) sont également présentés.

3.1.1 Caractérisation de l'homogénéité d'ensemencement : Test sur des feuilles d'aluminium

Pour l'ensemencement des particules d'or sur des feuilles d'aluminium (Alu1 à Alu9), les concentrations minimale et maximale mesurées étaient de $819 \pm 77 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$ et $1118 \pm 105 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$ (**Figure 34**). L'écart type relatif obtenu entre les feuilles est de 9,5 %, avec une zone d'incertitude [6,4%-18,2%] (correspondant à une probabilité de 95% dans le cas généralement pris en compte d'une distribution normale des résultats). L'écart type relatif correspondant à l'incertitude de mesure de l'ICP-QQQ (14%) étant compris dans cette zone d'incertitude, nous en avons conclu que l'ensemencement sur les différents points du sol de la chambre pouvait être considéré comme homogène.

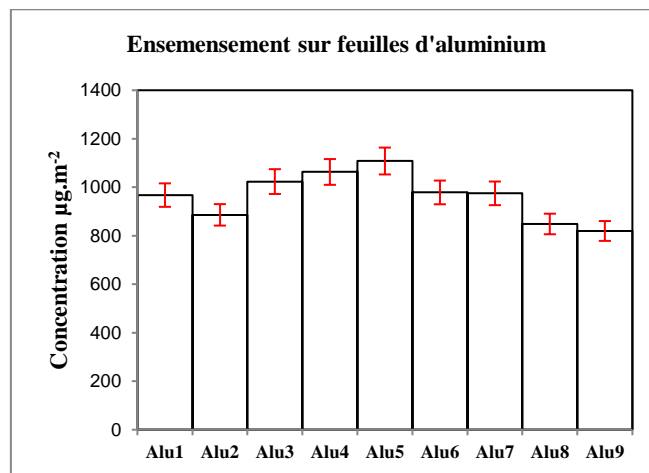


Figure 34: concentrations de particules d'or ensemencées sur des feuilles d'aluminium disposées dans la chambre expérimentale

3.1.2 Vérification de l'homogénéité de l'ensemencement par type d'éprouvette de surface urbaine

Afin de s'assurer que les conclusions tirées des essais avec les feuilles d'alluminium pouvaient s'appliquer à nos surfaces d'étude qui ont des rugosités a priori pas aussi homogènes, quatre essais d'ensemencement d'or ont été réalisés sur les éprouvettes de surfaces urbaines. En tout, pour l'ensemble des 4 essais, 16 éprouvettes par type de surface ont été ensemencées, soit 4 éprouvettes par type de surface et par essai. Lors des ensemencements, les essais 1 et 2 ont suivi une disposition selon le Mode 1 tandis que le Mode 2 a été appliqué aux essais 3 et 4.

3.1.2.1 Conditions dans la chambre

Les conditions dans la chambre durant ces 4 essais sont présentées dans la **figure 35**. Les valeurs moyennes d'humidité relative ont varié de 45% à 64%. Ces dernières sont supérieures aux valeurs mesurées lors des essais de calage de la chambre soit une moyenne de 38 % (essais réalisés avec des d'argent de 1,3-3,2 μm de diamètres). Toutefois, même s'il ne s'agit à cette étape que de l'ensemencement, les processus induisant l'influence de forces de capillarité peuvent être supposées faibles compte tenu du fait que les valeurs d'humidité relative restent inférieures à 70% (Corn, 1961a et b ; Corn, 1965 ; Kim et al, 2016).

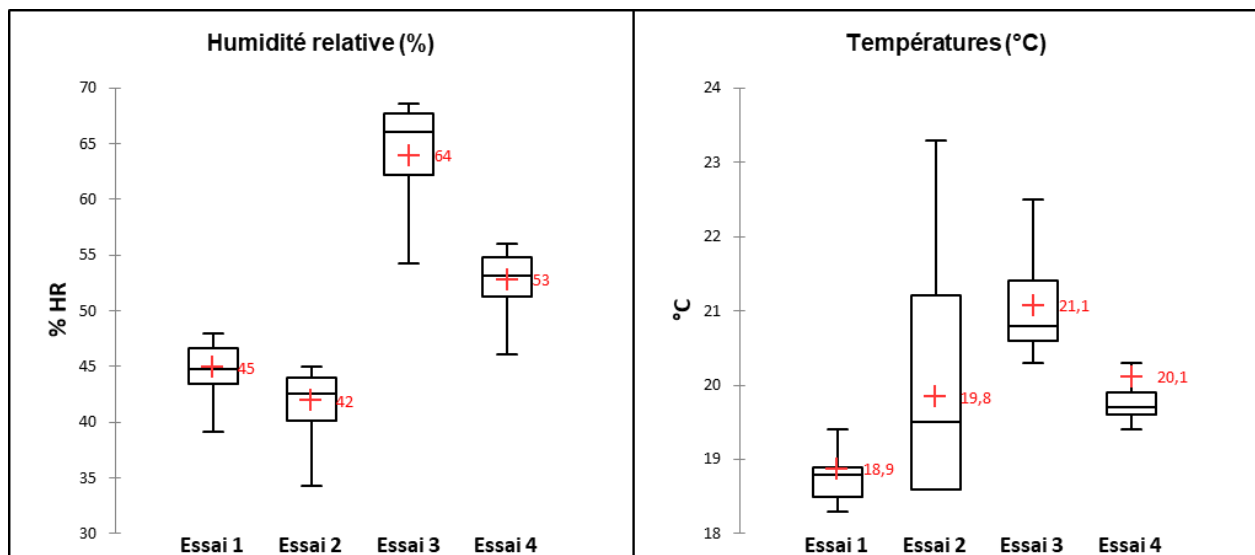


Figure 35: Essais de vérification de l'homogénéité d'ensemencement - Humidités relatives et températures dans la chambre

3.1.2.2 Concentrations moyennes de particules par type de surface

Les figures 36, 37, 38 et 39 présentent les concentrations surfaciques de particules mesurées pour chacun des 4 essais (4 éprouvettes par type de surface et tests réalisés avec le même jeu d'éprouvettes à chaque fois). On constate que les valeurs de concentrations par type de surface varient d'un essai à un autre.

Les concentrations maximale et minimale mesurées pour l'ensemble des essais, sont respectivement de $10891 \mu\text{g.m}^{-2}$ (**Enduit de façade, Essai 2**), et $1912 \mu\text{g.m}^{-2}$ (**Verre, Essai 3**). Pour l'essai 1, les concentrations moyennes par type de surface sont de $6182 \mu\text{g.m}^{-2}$; $859 \mu\text{g.m}^{-2}$; $3823 \mu\text{g.m}^{-2}$, et $7439 \mu\text{g.m}^{-2}$, respectivement pour l'ardoise, l'enduit de façade, la tuile et le verre. Durant les essais 2 ,3 et 4 on a respectivement mesuré en moyenne $4847 \mu\text{g.m}^{-2}$, $4930 \mu\text{g.m}^{-2}$ et $3152 \mu\text{g.m}^{-2}$ sur l'ardoise ; $7704 \mu\text{g.m}^{-2}$, $3860 \mu\text{g.m}^{-2}$ et $4314 \mu\text{g.m}^{-2}$ sur l'enduit de façade ; $7747 \mu\text{g.m}^{-2}$, $4053 \mu\text{g.m}^{-2}$ et $5463 \mu\text{g.m}^{-2}$ au niveau de la tuile et $5881 \mu\text{g.m}^{-2}$, $2751 \mu\text{g.m}^{-2}$ et $3540 \mu\text{g.m}^{-2}$ sur le verre.

On constate qu'au sein de chaque essai les valeurs de concentrations sont du même ordre de grandeur par type de surface. Néanmoins, une diminution des quantités mesurées entre l'essai 1 et les autres essais est perceptible. Nous avons attribué cette baisse au nébuliseur. En effet, un colmatage progressif des orifices de la buse de pulvérisation de la sonde se serait produit au fil du temps, entraînant une réduction de la quantité de particules générées dans la chambre et donc reçues sur les surfaces. L'estimation des incertitudes de mesures est présentée dans de prochaines sections.

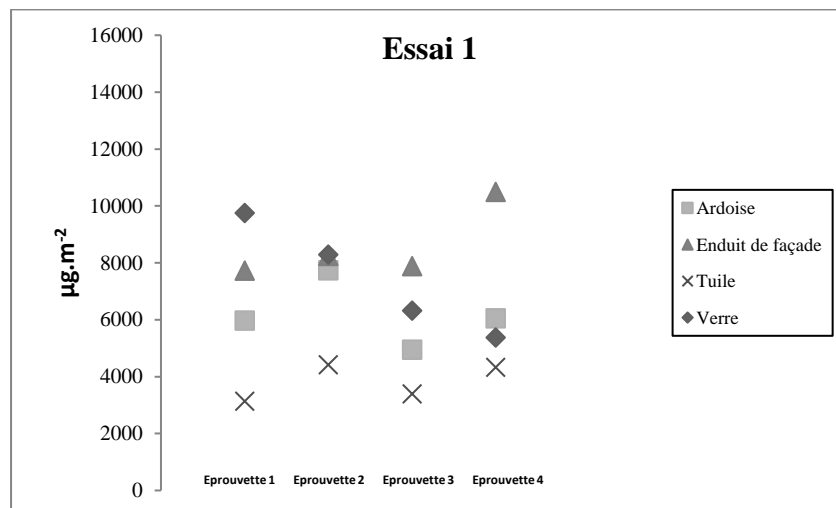


Figure 36 : Concentrations de particules d'or ensemencées ($\mu\text{g.m}^{-2}$) par type de surface durant l'essai 1

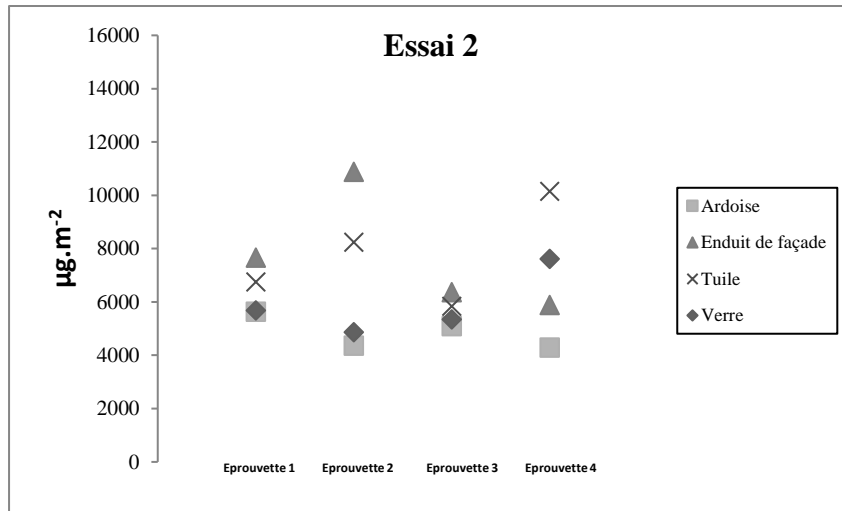


Figure 37 : Concentrations de particules d'or ensemencées ($\mu\text{g.m}^{-2}$) par type de surface durant l'essai 2

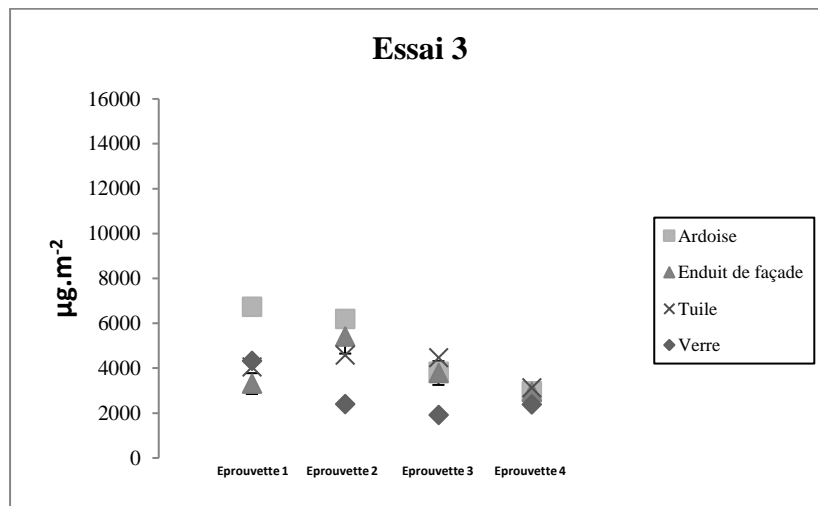


Figure 38 : Concentrations de particules d'or ensemencées ($\mu\text{g.m}^{-2}$) par type de surface durant l'essai 3

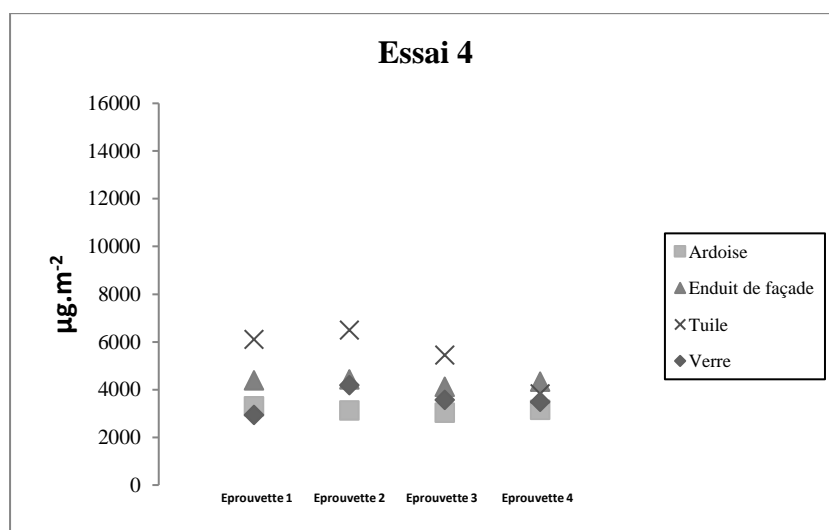


Figure 39 : Concentrations de particules d'or ensemencées ($\mu\text{g.m}^{-2}$) par type de surface durant l'essai 4

3.1.3 Concentrationsensemencées pour les campagnes expérimentales

Au total, 7 essais d'ensemencements en vue de RES ont pu être réalisés. Les campagnes de RES n'étant possibles qu'en absence de précipitations, le nombre d'essais a fortement été conditionné par ce paramètre qui s'est imposé comme un véritable facteur limitant. Cette section fait une synthèse des conditions dans la chambre durant ces essais ainsi que celle des concentrations mesurées.

3.1.3.1 Conditions dans la chambre

Les résultats de mesures sont présentés sur la **figure 40**. Les valeurs moyennes limites d'humidité relatives observées étaient de 66% et 46% respectivement pour l'essai 5 et les essais 1 et 6. Les températures moyennes mesurées varient entre 20,2°C durant l'Essai 2 et 27,2°C observés durant l'Essai 3.

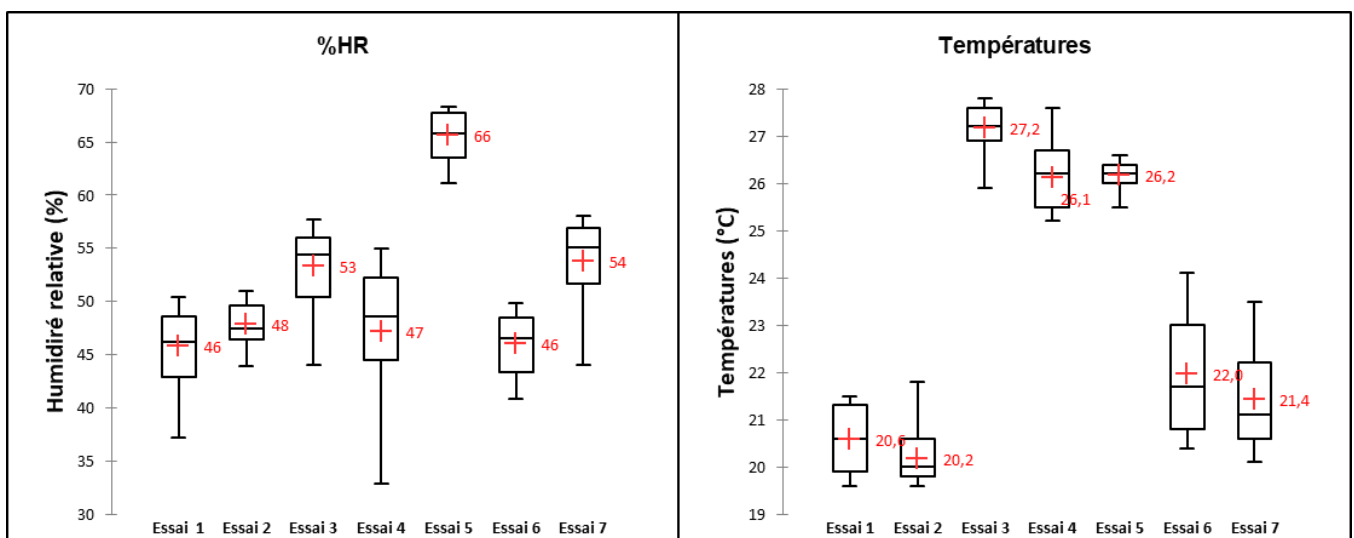


Figure 40: Humidités relatives et températures mesurées dans la chambre pour les ensemencements destinés à la RES

3.1.3.2 Concentrations mesurées après l'exposition des éprouvettes

Les concentrations moyennes de particules mesurées, moyennées sur deux éprouvettes par type de surface avant et après exposition des éprouvettes sont présentées dans le **tableau 14**.

Tableau 14: Concentrations moyennes mesurées avant et après l'exposition des éprouvettes de surfaces urbaines

Essai	Concentration en $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$							
	Ardoise		Enduit de façade		Tuile		Verre	
	<i>Avant RES</i>	<i>Après RES</i>	<i>Avant RES</i>	<i>Après RES</i>	<i>Avant RES</i>	<i>Après RES</i>	<i>Avant RES</i>	<i>Après RES</i>
Essai 1	4332	4501	7007	7545	7446	4481	6095	4519
Essai 2	14541	9831	23074	26438	20647	15302	17010	14746
Essai 3	2521	2174	3357	2749	2881	3262	1661	1864
Essai 4	5190	2066	8385	6257	11875	8125	4697	3720
Essai 5	5692	1668	5986	5630	15153	7121	5415	3831
Essai 6	10570	14530	11779	11483	15638	17226	10654	11410
Essai 7	4267	3397	11143	7907	4563	5407	4560	3219

3.2 EXPÉRIMENTATIONS DE REMISE EN SUSPENSION

3.2.1 Conditions météorologiques

Sept campagnes expérimentales ont été réalisées avec les éprouvettesensemencées en particules d'or (éprouvettes issues des 7 ensemencements réalisées en amont). Les expositions en milieu extérieur se sont limitées à l'automne et à l'été (**Tableau 15**). En outre, les durées d'expositions sont variées. En effet, même durant ces saisons dites « sèches », des précipitations éparées sont observées. Ainsi, lors de campagnes durant ce type de périodes, les éprouvettes ont été récupérées en amont des précipitations.

Tableau 15: Durées et périodes d'ensemencements destinés à la RES

Identification de l'essai	Date de l'essai	Durée de l'essai	Saison
Essai 1	<i>Du 03/12/2019 au 04/12/2019</i>	<i>24 h 00 min</i>	<i>Automne</i>
Essai 2	<i>le 10/12/2019</i>	<i>03 h 05 min</i>	<i>Automne</i>
Essai 3	<i>Du 04/08/2020 au 06/08/2020</i>	<i>47 h 07 min</i>	<i>Été</i>
Essai 4	<i>Du 09/09/2020 au 11/09/2020</i>	<i>44 h 47 min</i>	<i>Été</i>
Essai 5	<i>Du 16/09/2020 au 18/09/2020</i>	<i>47 h 55 min</i>	<i>Été</i>
Essai 6	<i>le 15/10/2020</i>	<i>07 h 00 min</i>	<i>Automne</i>
Essai 7	<i>le 06/11/2020</i>	<i>05 h 54 min</i>	<i>Automne</i>

Les conditions météorologiques (températures, humidité relative et vitesses de vents) rencontrées sur l'ensemble des essais sont assez variées, un peu moins dans le cas des vitesses de vents. L'ensemble des données moyennes, minimum et maximum est illustré dans les **figures 41, 42 et 43**. Les données de températures de l'air et de vitesses de vents ont été mesurées par l'anémomètre ultrasonique installé à proximité du bâti.

Les vents (moyens) ont été calculés à partir des valeurs mesurées dans les trois directions (x,y,z) par l'anémomètre. Les valeurs maximales et minimales de la vitesse de vents sur l'ensemble des essais sont respectivement de $0,01 \text{ m.s}^{-1}$ et $2,2 \text{ m.s}^{-1}$. En moyenne, les vitesses de vents observées étaient de $0,30 \text{ m.s}^{-1}$; $1,21 \text{ m.s}^{-1}$; $0,54 \text{ m.s}^{-1}$; $0,37 \text{ m.s}^{-1}$; $1,23 \text{ m.s}^{-1}$; $0,55 \text{ m.s}^{-1}$ et $1,55 \text{ m.s}^{-1}$ (respectivement pour l'essai 1 ; 2 ; 3 ; 4 ; 5 ; 6 et 7). Pour l'ensemble des expérimentations, les vents rencontrés restent relativement faibles. Toutefois, les écart-types associés à ces vents comportent des fluctuations importantes notamment pour les **essais 3 et 5** (Tableau 16). Durant les **essais 3 et 5**, qui sont également les campagnes dont les durées d'expositions sont les plus étendues (47 h 55 min et 47 h 07 min, respectivement pour l'essai 5 et l'essai 3), ces fluctuations ont été les plus importantes.

Les températures moyennes mesurées pour l'ensemble des essais ont varié de $4,1 \text{ °C}$ à $22,7 \text{ °C}$. Les minimales sont exclusivement concentrées sur l'**essai 1**, tandis que les valeurs les plus élevées sont essentiellement rencontrées durant les **essais 3 et 5**. Les écart-types les plus élevés concernent également les **essais 3 et 5** (Tableau 16).

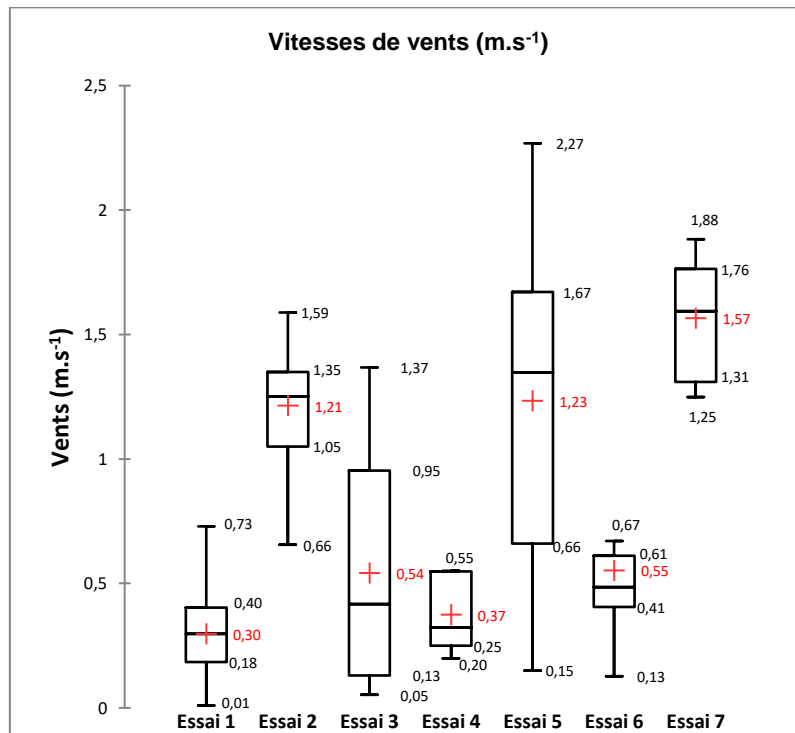


Figure 41: Vitesses de vents mesurées lors des essais de RES

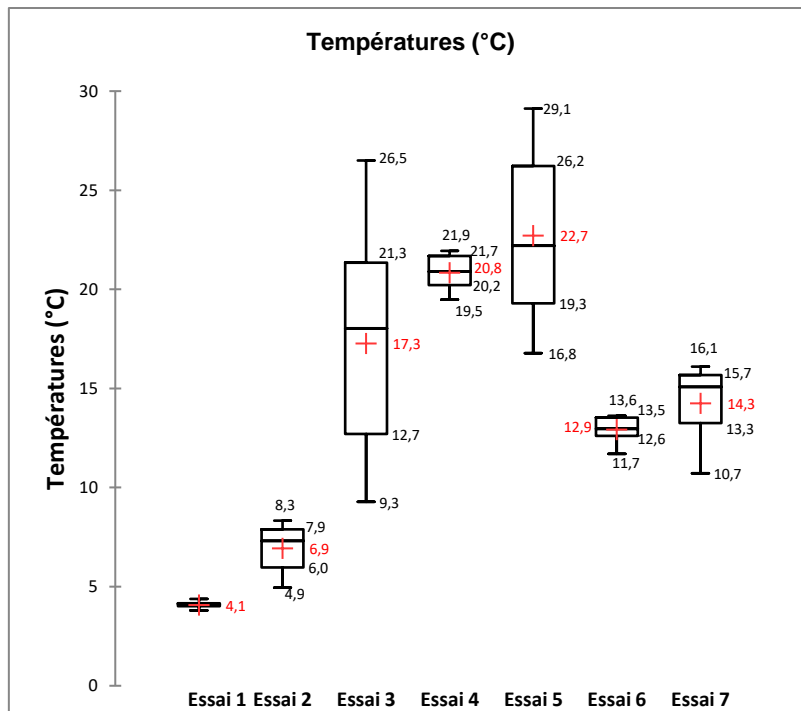


Figure 42: Températures mesurées lors des essais de RES

Tableau 16: Ecart-types des données de mesures des paramètres météorologique durant les expérimentations de RES

	Ecart-types		
	Vitesse de vents (m.s ⁻¹)	Températures (°C)	Humidité relative (%)
Essai 1	0,1	0,1	6
Essai 2	0,3	1,2	3
Essai 3	0,4	4,9	24
Essai 4	0,2	1,0	3
Essai 5	0,6	3,9	17
Essai 6	0,3	0,6	9
Essai 7	0,3	1,9	22

Les données d'humidités relatives sont présentées dans la **figure 43**. Elles sont issues de la station identifiée 44020001 de Météo-France situé à 2,7 km à vol d'oiseau du site des expérimentations (lat : 47°08'59"N - lon : 1°36'31"O) et mesurées à une altitude de 26 mètres. Les valeurs moyennes correspondant aux dates des périodes d'expositions varient de 54 % (**essai 3**) à 90% (**essai 2**). On constate enfin que l'écart-type est plus important pour les **essais 3 et 7** (**Tableau 16**).

Afin de s'assurer de l'adéquation des données de la station de Météo-France vis-à-vis du site des expérimentations, une sonde d'humidité et de température a été disposée directement sur le bâti-éprouvette à environ 1,8 m du sol durant les **essais 6 et 7**. Comme illustré sur la figure

42, les écarts observés entre les données de la station et celle de la sonde reste faibles. Ainsi, les mesures d'humidité relative de la station ont été validées pour l'ensemble du travail.

L'étude de l'influence des forces de capillarités n'est pas réalisée au cours de la présente étude. Toutefois, on observe que, hormis pour l'essai 6, que les humidités relatives mesurées ont toutes atteint à un moment des valeurs supérieures à l'humidité relative critique de 70% définie notamment dans les travaux de Kim et al. (2016). Sur la base de ces travaux, on peut émettre l'hypothèse selon laquelle d'éventuelles forces de capillarités aient été mis en jeu au cours de nos essais de remise en suspension.

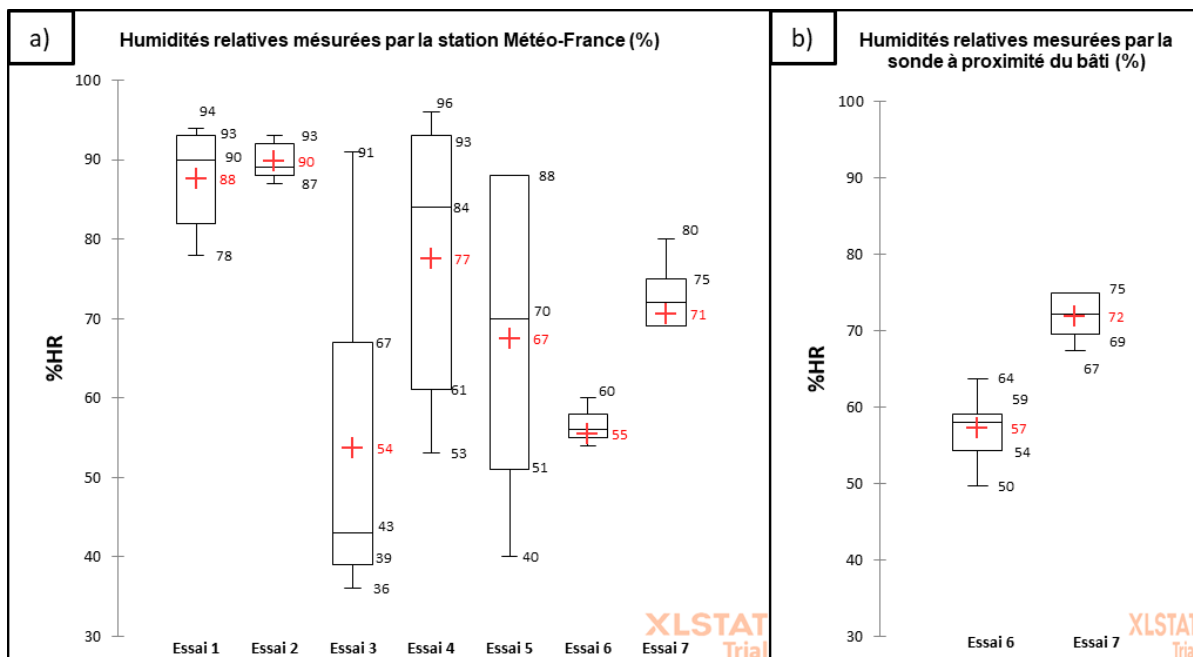


Figure 43: Humidité relative de l'air mesurée lors des essais de RES : **a)** Données Météo-France, **b)** Données sonde de terrain

3.2.2 Fractions de remise en suspension calculées

Les fractions de RES détruites des concentrations avant et après expositions des éprouvettes sont présentées dans la **figure 44**. On remarque une hétérogénéité des valeurs obtenues, selon l'essai et selon de type de surface avec la présence de valeurs négatives. Les fractions de RES positives, qui supposent une remise en suspension éventuelle de particules, varient de **71%** (Ardoise, Essai 5) à **-37%** (Ardoise, Essai 6).

Dans le cas par exemple de l'ardoise pour l'essai 6, cette valeur négative élevée pourrait venir en contradiction des hypothèses sur la présence éventuelle de forces de capillarité mentionnées plus haut. En effet, pour cet essai, l'humidité relative est restée inférieure à 70% sur tout le temps d'exposition, donc un meilleur contexte pour observer des RES. Cela remet en question, au moins pour l'ardoise, l'influence d'éventuelles forces de capillarités qui

pourraient s'opposer à la RES (Kim et al, 2016). Toutefois, il n'y a pas suffisamment de données dans la littérature sur des travaux se rapprochant de notre contexte expérimental. En outre, les conclusions du chapitre l'état de l'art sur la RES ont mis en évidence le caractère contextuel des observations dans les expérimentations de RES. Pour ce qui est de l'étude de Kim et al (2016), leurs essais concernaient des particules différentes à celles de nos essais (particules sphériques de verre, $\varnothing \approx 20 \mu\text{m}$) et les dépôts sur des surfaces différentes (plaques de verre, de verre recouvert de film et d'aluminium). Vu qu'ils concluent que les quantités remises en suspension sont affectées à la fois par l'humidité relative et par les propriétés de la surface, un comportement différent de la RES vis-à-vis de nos surfaces d'étude n'est donc pas à écarter.

Afin de mieux appréhender les différentes fractions de RES obtenues et valider la méthode de calcul utilisée au cours de notre étude, une estimation des incertitudes de mesures est réalisée dans la section suivante.

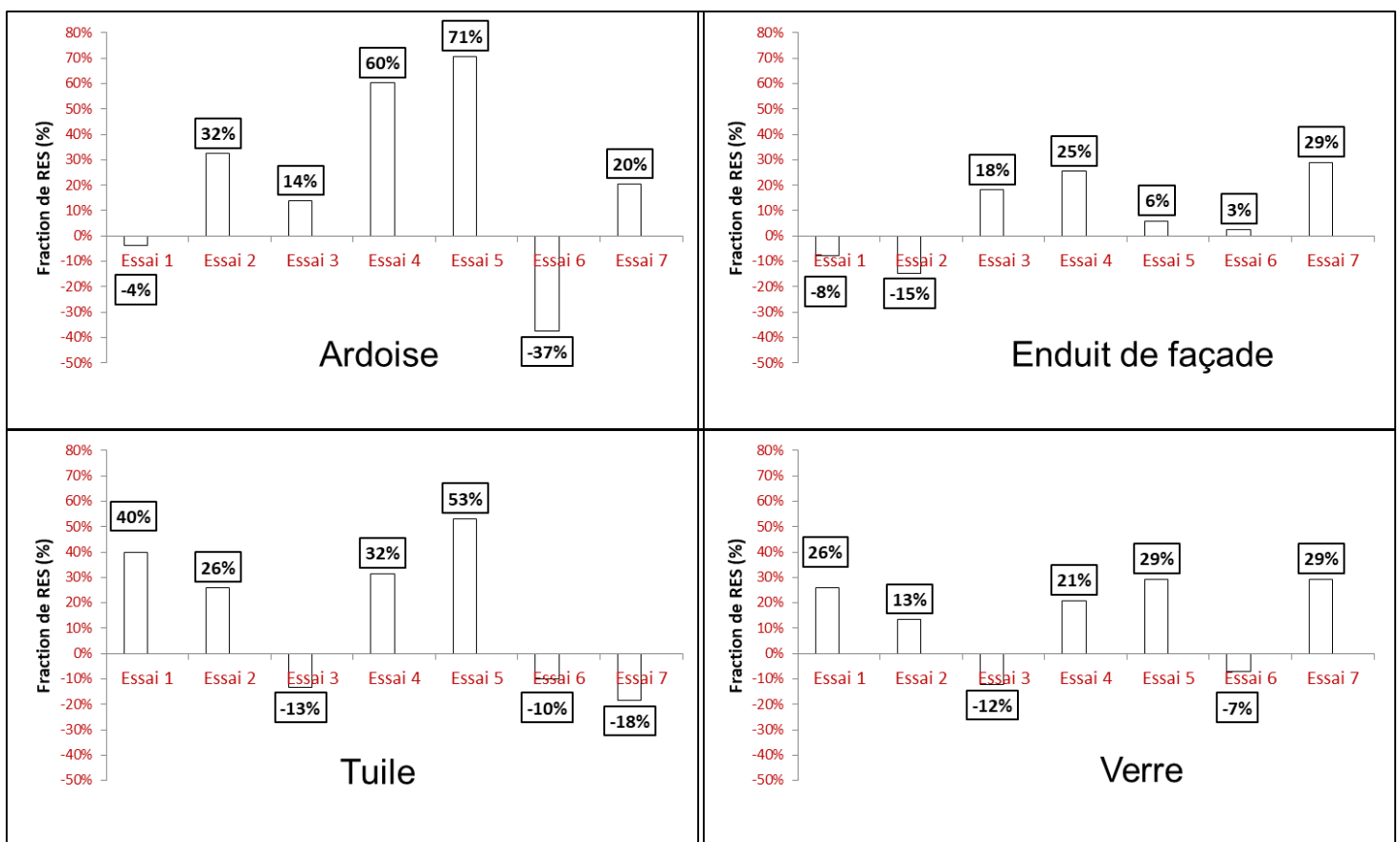


Figure 44: Fraction de RES par type d'éprouvette de surface urbaine

3.2.3 Incertitudes de mesures

3.2.3.1 Incertitudes sur les essais de vérification de l'homogénéité d'ensemencements

La caractérisation de l'homogénéité de l'ensemencement pour les 4 essais préalables de vérification a été réalisée en testant l'égalité des moyennes de leurs concentrations par le test de Student et de leur dispersion par type de surface par le test de Hartley. A noter que cette caractérisation de l'homogénéité expérimentale inclut aussi l'incertitude de mesure analytique sur les concentrations. Ces tests supposent une distribution suivant la loi normale des résultats de mesure. La vérification de la normalité demande de nombreux résultats, ce qui n'est pas le cas ici, mais cette hypothèse peut être admise quand (Neuilly et Cetama, 1998) :

- « • les causes d'erreurs sont nombreuses ;
- les erreurs sont du même ordre de grandeur ;
- les fluctuations liées aux différentes causes d'erreurs sont indépendantes et additives.

Le plus souvent, quand la méthode de mesure a été correctement mise au point, on peut admettre que ces conditions sont réalisées et que la population, formée de tous les résultats possibles, suit la loi normale. »

Avant de pouvoir tester la distribution des moyennes des essais dans un intervalle de confiance à 95% autour de la moyenne globale inter-essais par type de surface (**Equation 7**), l'homogénéité de dispersion des essais a été réalisée en comparant leur variance par le test de Hartley. Le test de Hartley (également appelé **F_{max} de Hartley**) est utilisé en analyse statistique (analyse de la variance) pour évaluer l'homogénéité des variances. Il s'agit plus précisément de calculer le rapport entre la plus grande variance de groupe et la plus petite variance de groupe (un groupe correspondant ici à un essai). Le rapport résultant, **F_{max}**, est ensuite comparé à une valeur critique **r**, tirée d'un tableau de la distribution d'échantillonnage de **F_{max}** (Annexe D). Si le rapport calculé est inférieur à la valeur critique, les groupes sont supposés avoir des variances similaires ou égales.

$$I95 = \frac{s}{\sqrt{n}} t_{1-\frac{\alpha}{2}} \quad \text{Équation 6}$$

Avec **s** l'écart-type d'homogénéité de la population déduit de la variance inter-essais, **n** le nombre d'échantillons par essai et **t_{1- $\frac{\alpha}{2}$}** défini par la table de Student (α est ici égal à 5%, correspondant à la probabilité que 95% des mesures sont situées dans l'intervalle de confiance).

Tableau 17: Valeurs des F_{max} par type de surface

	Variances par essai et par type de surface (s^2) en $\mu g.m^{-2}$				F_{max}
	Essai 1	Essai 2	Essai 3	Essai 4	
Ardoise	1337517	412932	3291693	13227	7,97
Enduit de façade	1663473	5076838	1187317	19432	4,28
Tuile	421361	3545189	438429	1378203	8,41
Verre	3868664	1456043	1145648	263002	14,7

Le **tableau 17** présente les valeurs de F_{max} déduites des variances obtenues pour les 4 essais d'homogénéité dans la chambre. Ces valeurs ont été comparées à la valeur de la fonction discriminante r de la table de Hartley. La valeur de r est déterminée en fonction du niveau (nombre d'essais) et du nombre de degrés de liberté pour l'estimation des variances (nombre d'échantillons au sein de chaque essai soustrait de 1), soit dans notre cas, correspondant à une valeur de $r = 39,2$. Toutefois, dans le cas de l'ardoise et de l'enduit de façade, les essais 4 n'ont pas été considérés. En effet les faibles valeurs de variance obtenues vis-à-vis de celles des autres essais pour ces surfaces induisent un résultat négatif d'homogénéité ne permettant pas de déterminer une variance inter-essais (F_{max} supérieurs au r correspondant à la table de Hartley). Ainsi, un niveau de 3 pour un nombre de degrés de liberté de 3 correspondants à un $r = 27,8$ a été retenu comme valeur de comparaison aux F_{max} des trois premiers essais (Essai 1, 2 et 3) pour l'ardoise et l'enduit de façade, tandis que cette comparaison a concerné l'ensemble des 4 essais dans le cas de la tuile et du verre. Les F_{max} obtenus étant inférieurs à $r = 39,2$ (et $r = 27,8$), on en conclut, sans prendre en compte celles du 4ème essai pour l'ardoise et l'enduit, que les variances des différents essais peuvent être considérées comme égales.

La validation de l'égalité des variances, permet alors de caractériser la dispersion pour chaque type de surface par une variance inter-essais (sans prendre en compte celles du 4ème essai pour l'ardoise et l'enduit). Cette variance inter-essais est le rapport de la somme des carrés des écarts à leurs moyennes respectives des essais considérés, sur la somme de leurs degrés de liberté ((**12-3**) pour l'ardoise et l'enduit et (**16-4**) pour la tuile et le verre).

Les moyennes des concentrations par essai et surfaces et les limites des intervalles de confiances ($\pm I95$) sont présentées dans le **tableau 18**.

Tableau 18: Concentrations moyennes et les limites des intervalles de confiances

	Moyenne des concentrations par Essai ($\mu g.m^{-2}$)				Intervalles de confiance	
	Essai 1	Essai 2	Essai 3	Essai 4	Min I95	Max I95
Ardoise	6182	4847	4930	3152	2938	7702
Enduit	8593	7704	3860	4314	3732	9706
Tuile	3823	7747	4053	5463	3062	7481
Verre	7439	5881	2751	3540	2519	7287

On constate que la plupart des moyennes sont comprises dans les intervalles de confiance (y compris celles des essais 4 pour l'ardoise et la tuile), sauf dans le cas de l'essai 1 pour le verre et l'essai 2 pour la tuile qui sont légèrement en dehors des bornes. On peut donc en conclure que les moyennes des essais sont homogènes par type de surface.

La conclusion de cette analyse est que l'ensemencement peut être alors caractérisé suivant les différents types de surfaces par une moyenne et un écart type de reproductibilité. Les différents coefficients de variation (rapport de l'écart type sur la moyenne) déterminés sur la base de cette analyse sont de **28%**, **28%**, **26%** et **31%** respectivement pour l'ardoise, l'enduit de façade, la tuile et le verre.

La **figure 45** illustre les concentrations moyennes inter-essais obtenues sur les 4 essais par type de surface ainsi que les limites de leurs intervalles de confiance.

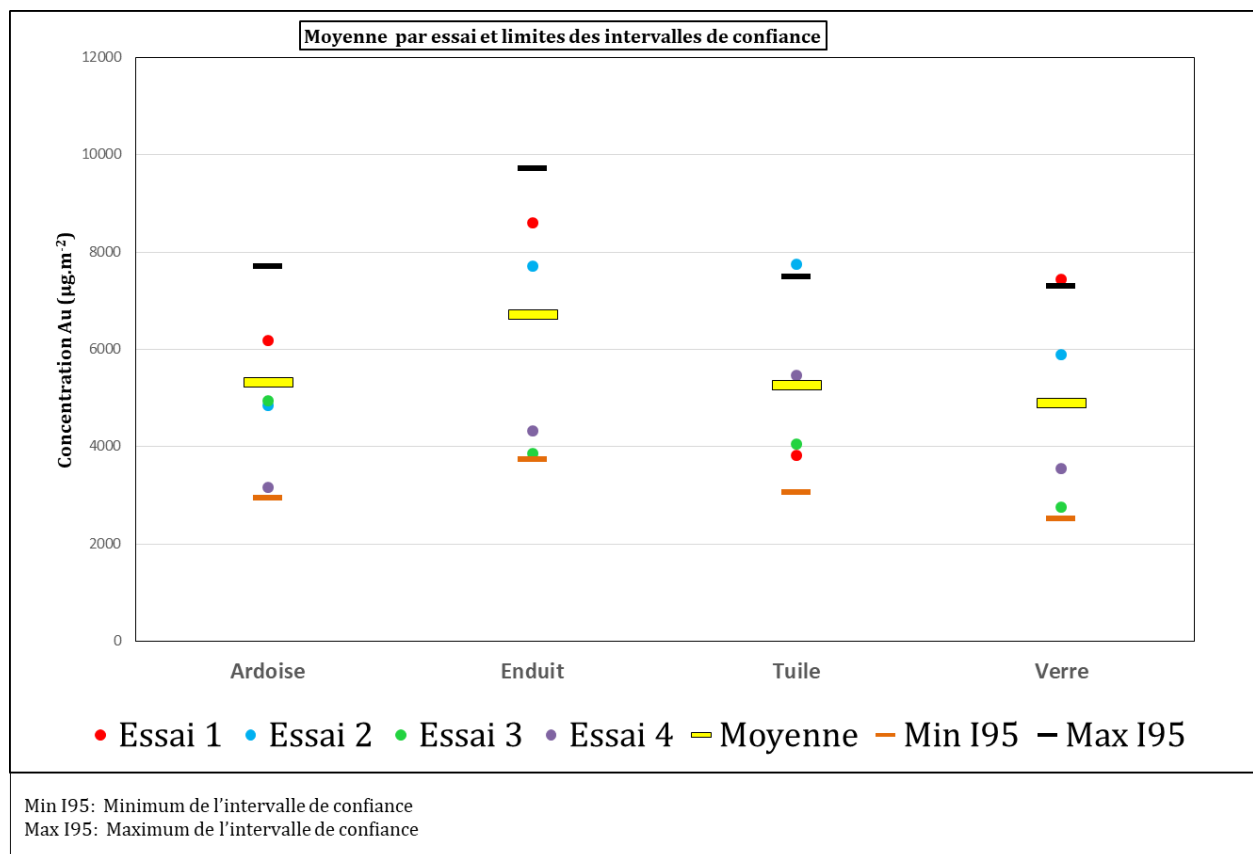


Figure 45: Concentrations moyennes par essai et par surface et limites des intervalles de confiance pour l'étude de vérifications de l'homogénéité d'ensemencement

3.2.3.2 Incertitudes sur les mesures avant et après remise en suspension

La détermination des incertitudes sur les mesures de RES (avant ou après exposition) a consisté principalement à calculer les écarts types correspondants aux concentrations des essais, qui sont variables à la différence de celles des essais d'homogénéité. L'approche

utilisée est basée sur la constatation, couramment faite en métrologie, de la constance du coefficient de variation en fonction de la concentration. Cette constatation a cependant été vérifiée dans notre cas par le **test de nullité de la pente** de la fonction correspondante.

En pratique, la concentration remise en suspension (C_{RESi}) a été calculée sous la forme suivante :

$$C_{RESi} = C_{AVi} - C_{API} \quad \text{Équation 7}$$

Avec C_{avi} , la mesure de la concentration de particules d'or sur l'éprouvette avant le $i^{\text{ème}}$ essai de terrain (ensemencement dans la chambre).

Et C_{api} , la mesure de la concentration de particules d'or sur l'éprouvette après le $i^{\text{ème}}$ essai de terrain (exposition en milieu extérieur).

A noter que les éprouvettes étant de même surface, les concentrations recueillies peuvent être directement soustraites pour exprimer de la même manière une concentration de remise en suspension.

Pour l'ensemble de ces concentrations, il est important de rappeler que bien qu'ayant été ensemencées durant la même opération de génération de particules, la quantification de C_{avi} et C_{api} pour un type de surface est obtenue à partir d'éprouvettes distinctes et d'opérations de lessivages distinctes (méthode de récupération présentés dans le chapitre 2). Ainsi, les concentrations avant et après étant indépendantes, la variance de la différence est simplement égale à la somme des variances, et donc l'expression correspondante des estimations d'écart types est :

$$S_{CRESi} = \sqrt{S^2 C_{AVi} + S^2 C_{API}} \quad \text{Équation 8}$$

Les concentrations C_{avi} et C_{api} des essais étant variables, les écart types correspondants doivent alors être calculés en se basant sur le principe de constance du coefficient de variation cité ci-dessus. Pour ce faire, une vérification par le test d'égalité de la pente à zéro a été réalisée afin de s'assurer qu'il pouvait effectivement être considéré comme constant en fonction de la concentration. Le but de l'ensemble de l'analyse étant de caractériser l'**incertitude de reproductibilité** propre des mesures pour mettre en évidence une remise en suspension, ledit test n'a été réalisé que sur les résultats d'essais destinés à la RES (C_{avi}).

Les résultats du test d'égalité de la pente à zéro réalisé montrent que le coefficient de variation est invariable (constant) en fonction de la concentration. Sa valeur en fonction de la concentration ainsi que les droites de régression correspondantes sont représentées à la **figure 46** pour les 4 surfaces et les 7 ensemencements destinés à la RES. La confirmation de cette constatation s'est faite au moyen de la **fonction discriminante t** qui suit la Loi de Student. Les différentes valeurs de fonction discriminante obtenues valident bien l'absence de

corrélation entre les concentrations mesurées et le coefficient de variation correspondant. En effet, pour les 4 types de surface, comme présenté dans le **tableau 19**, t est toujours comprise dans l'intervalle donné par la loi de Student définie par les limites $t_{1-\frac{\alpha}{2}}$ et $t_{\frac{\alpha}{2}}$ (soit ± 2.571 pour un intervalle de confiance à 95%).

Tableau 19: Fonctions discriminantes déterminées

	Paramètres de la droite		Q	S_b^2	t	$t_{1-\frac{\alpha}{2}}$	$t_{\frac{\alpha}{2}}$
	a	b					
Ardoise	9,78E-02	-1,04E-06	0,055	1,01E-10	-0,1041	2,571	-2,571
Enduit de façade	9,06E-02	1,29E-06	0,025	1,99E-11	0,2886		
Tuile	1,43E-01	-2,51E-07	0,110	8,73E-11	-0,0269		
Verre	2,68E-01	-6,03E-06	0,162	2,07E-10	-0,4195		

La détermination de la variable t a impliqué une estimation des sommes de carrés des résidus (Q), des paramètres a et b issus des équations des droites de régressions tracées par type de surface, l'estimation de la variance de la pente b (S_b).

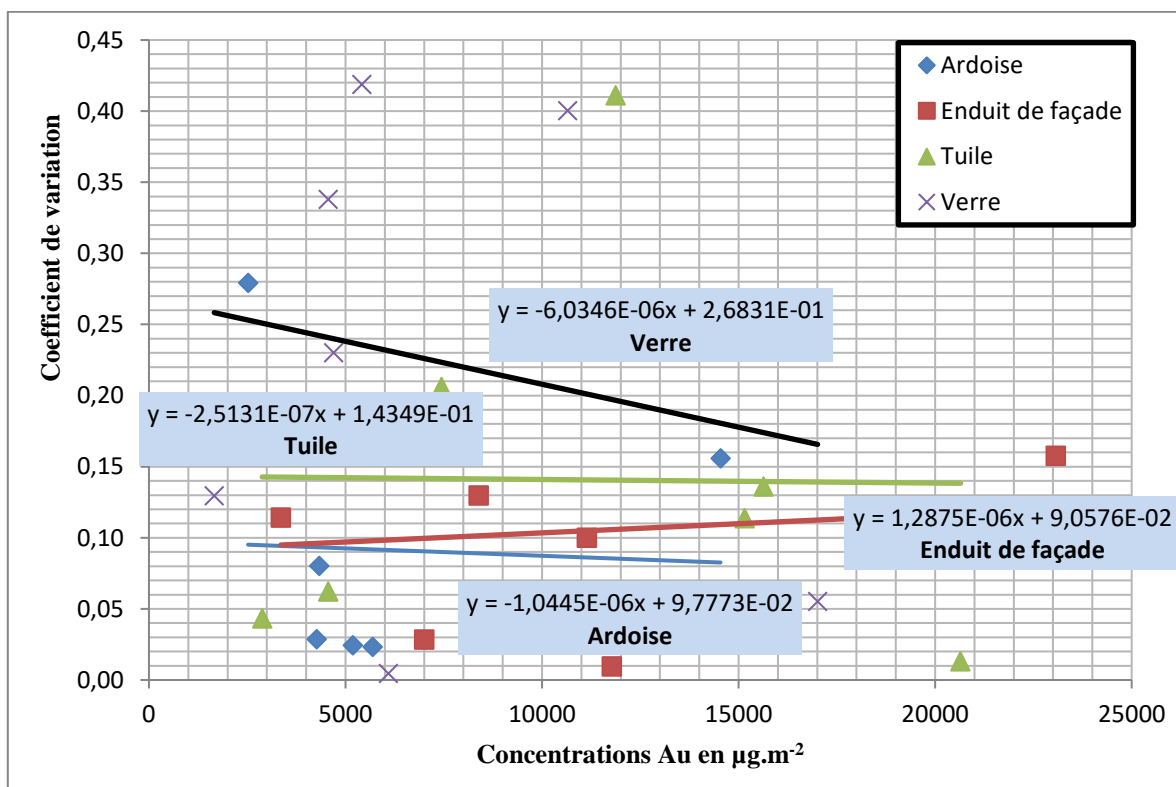


Figure 46: Coefficients de variations en fonction des concentrations moyennes mesurées pour les 4 surfaces et droites de régression correspondantes

Les coefficients de variation inter-essais destinés à la RES ainsi que ceux déterminés pour les essais d'homogénéité d'ensemencements sont récapitulés dans le **tableau 20**. Les valeurs sont respectivement de 0,13, 0,12, 0,19 et 0,29 contre 0,28, 0,28, 0,26 et 0,31 pour les essais d'homogénéité pour l'ardoise, l'enduit de façade, la tuile et le verre. On constate que les écarts sont bien meilleurs (moins élevés) dans le cas des ensemencements destinés à la RES par rapport à ceux des essais d'homogénéité. Les hypothèses expliquant ces meilleurs résultats peuvent être diverses, allant des conditions dans la chambre à une possible meilleure maîtrise de la nébulisation et de l'ensemble du processus expérimental.

Tableau 20: Coefficients de variation inter-essais

Type de surface	coefficients de variation inter-essais : essais destinés à la RES	coefficients de variation inter-essais : essais d'homogénéité
<i>Ardoise</i>	0,13	0,28
<i>Enduit de façade</i>	0,12	0,28
<i>Tuile</i>	0,19	0,26
<i>Verre</i>	0,29	0,31

On a considéré que les valeurs de coefficients de variation des essais avant RES étaient plus représentatives, et donc préférables à celles des essais d'homogénéité pour le calcul des écarts types d'incertitude (**Equation 10**). La méthode utilisée pour déterminer la valeur de la constante k représentant le coefficient de variation utilisé pour déterminer les incertitudes suivant les surfaces est décrite dans Neuilly et Cetama (1998). Elle consiste d'abord en une transformation logarithmique des variables, en l'occurrence $y_i = \ln C_i$ (avec C_i : concentration avant ou après le $i^{\text{ème}}$ essai). De même que les variables C_i présentent un coefficient de variation constant suivant les essais, les variables y_i ont le même écart type s_y tel que :

$$k^2 = \exp(s_y^2) - 1$$

Équation 9

La variance inter-essais des y_i peut alors être estimée par la relation suivante :

$$s_y^2 = \frac{1}{N - n} \sum_i \sum_{\alpha} (y_{i\alpha} - \bar{y}_i)^2$$

Équation 10

Avec N , nombre total de résultats de mesures, n le nombre d'essais, i l'indice d'essai, α l'indice de répétabilité par essai (sur les 2 éprouvettes) et \bar{y}_i , moyenne pour le $i^{\text{ème}}$ essai.

On en tire l'estimation de k :

$$k = \sqrt{\exp(s_y^2) - 1}$$

Équation 11

En conclusion, les différentes étapes permettent d'estimer les incertitudes (avant et après) en utilisant un coefficient de variation global (inter-essais) pour calculer une incertitude adaptée à la concentration de chaque essai, démarche dans laquelle les coefficients de variations obtenus lors des essais d'homogénéité ont été abandonnés au profit de ceux, moins élevés et a priori plus représentatifs, des essais avant terrain. L'ensemble des détails de calculs est en **Annexe D**.

On peut alors en déduire pour chacun des essais de remise en suspension l'intervalle de confiance élargi correspondant à la probabilité de contenir 95% des résultats (l'intervalle de confiance à ± 1 écart type ne correspondrait qu'à 68% des résultats) :

$$I95_{CRESi} = 2 \times S_{CRESi}$$

Équation 12

$$\text{Soit, } I95_{CRESi} = 2 \times \sqrt{S^2 C_{AVi} + S^2 C_{API}}$$

Équation 13

Les résultats des concentrations mesurées après RES et de leurs intervalles de confiance sont représentés pour les différents types de surfaces sur les graphiques **46, 47, 48 et 49**. Le **tableau 21** récapitule les intervalles de confiance pour les 2 éprouvettes/type de surface exposée en milieu extérieur (A1'et A2' pour l'ardoise, E1'et E2' pour l'enduit de façade, T1'et T2' pour la tuile et V1'et V2' pour le verre).

Tableau 21: Incertitude à 95% (I95CRESi) sur la concentration après RES

I95Cresi (incertitude à 95% sur la concentration de remise en suspension = Cavi - Capi)								
Eprouvettes		Essai 1	Essai 2	Essai 3	Essai 4	Essai 5	Essai 6	Essai 7
Ardoise	A1'	1582	4561	965	1390	1490	4950	1324
	A2'	1192	2445	404	676	581	3337	1006
Enduit de façade	E1'	2392	7898	1083	2492	1868	3796	3255
	E2'	1943	7134	606	1557	1528	3015	1972
Tuile	T1'	3577	10079	1679	5413	6483	8775	2894
	T2'	1383	5803	1285	3491	2832	7067	1918
Verre	V1'	4301	13107	1476	3576	3965	10110	3242
	V2'	2631	8028	997	1880	1889	4947	1743

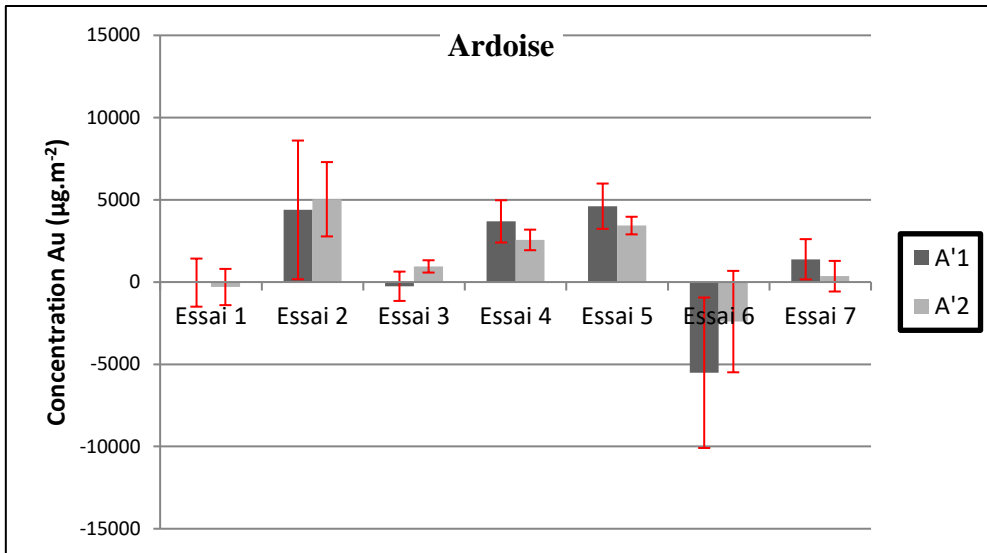


Figure 47: Concentrations remises en suspension mesurées par éprouvettes d'ardoise et par essais

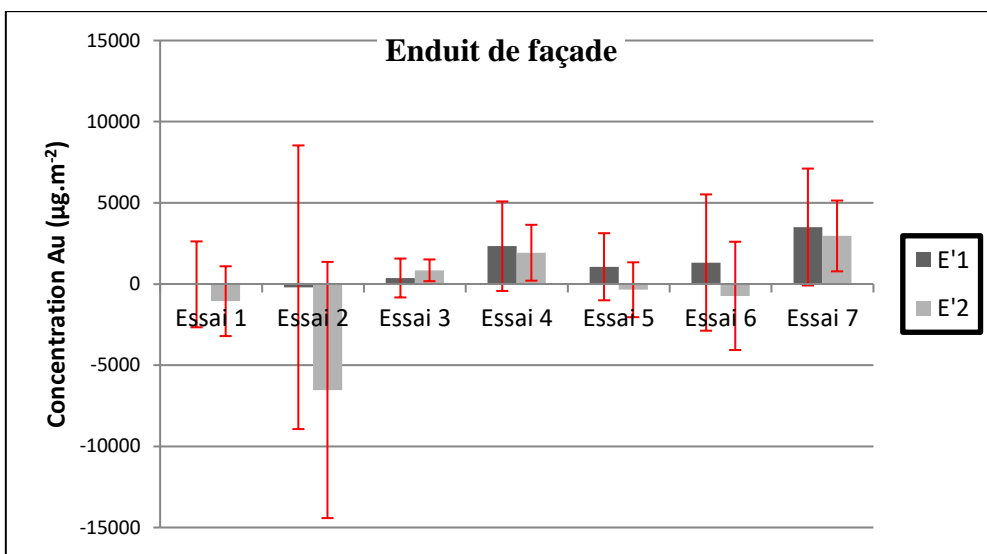


Figure 48: Concentrations remises en suspension mesurées par éprouvettes d'enduit de façade et par essais

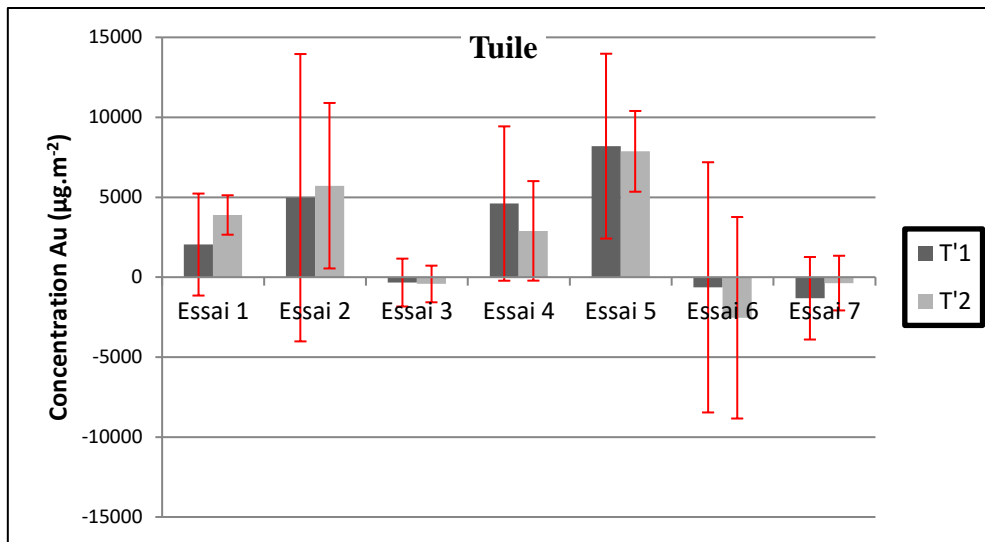


Figure 49: Concentrations remises en suspension mesurées par éprouvettes de tuile et par essais

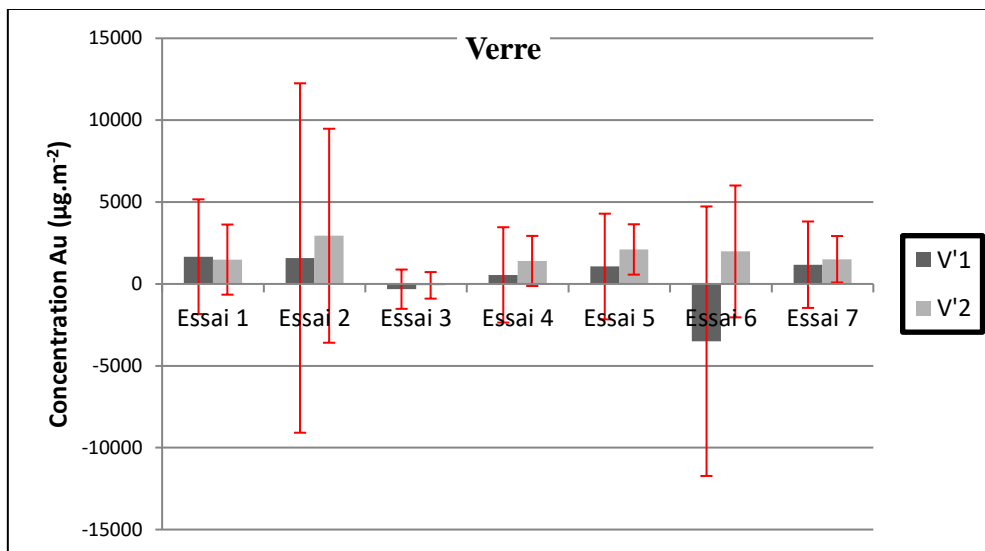


Figure 50: Concentrations remises en suspension mesurées par éprouvettes de verre et par essais

On peut faire les commentaires suivants :

- Bien que les incertitudes relatives sur les concentrations avant et après remise en suspension (C_{avi} et C_{api}) soient modérées pour l'ardoise et l'enduit de façade (2 fois le coefficient de variation équivalent à respectivement 26 et 24%), les incertitudes sur les concentrations remises en suspension C_{RESi} sont élevées du fait de leurs faibles valeurs. Les incertitudes relatives sur C_{avi} et C_{api} sont notablement plus élevées pour la tuile et le verre : respectivement 38 et 58% ;
- Les valeurs négatives de remise en suspension sont en fait dues à ces incertitudes puisque comprises dans les intervalles de confiance ;
- Des remises en suspension effectives sont caractérisées surtout pour l'ardoise et la tuile ;

- Comme les intervalles de confiance des 2 éprouvettes soumises à la RES (exposition en milieu extérieur) se recoupent, on peut dire que leur réaction au phénomène de remise en suspension n'est pas différente. On peut donc les grouper pour calculer des fractions de remise en suspension ;
- Le fait que pour l'essai 6 de l'ardoise l'un des intervalles d'incertitude n'inclut pas la valeur 0 n'est pas statistiquement incohérent car il s'agit d'intervalles correspondant à une probabilité de 5% de trouver une valeur en dehors, le rapport d'un essai sur 28 (7×4) = 4% étant cohérent avec cette probabilité.
- Quand la remise en suspension n'est pas complètement caractérisée (valeur inférieure de l'intervalle de confiance inférieure à 0), une probabilité de remise en suspension peut cependant être estimée à partir de la position de la valeur inférieure de l'intervalle de confiance par rapport à la valeur 0 :

Les 2 éprouvettes exposées en milieu extérieur ayant un comportement analogue, on peut donc les grouper pour calculer les fractions de remise en suspension. Le tableau ci-dessous représente pour chaque essai les limites supérieures (limite sup) et inférieures (limite inf) de l'intervalle de confiance corrigé comme expliqué ci-avant, la probabilité associée qu'un résultat de mesure s'y trouve et la valeur la plus probable retenue pour l'essai.

Le **tableau 22** présente les limites inférieures et supérieures des fractions de RES et probabilité associée qu'un résultat de mesure s'y trouve. Autrement dit, il indique la probabilité qu'une valeur positive se trouve dans l'intervalle de confiance corrigé.

Tableau 22: Limites inférieures et supérieures des fractions de RES et probabilité associée

Eprouvettes		Essai 1		Essai 2		Essai 3		Essai 4		Essai 5		Essai 6		Essai 7	
Ardoise	limite inf/sup	0%	33%	0%	63%	0%	48%	32%	88%	44%	98%	0%	6%	0%	53%
	probabilité associéé	39%		95%		76%		95%		95%		2%		87%	
Enduit de façade	limite inf/sup	0%	28%	0%	22%	0%	49%	0%	55%	0%	39%	0%	36%	0%	59%
	probabilité associéé	31%		19%		85%		93%		62%		54%		95%	
Tuile	limite inf/sup	0%	85%	0%	74%	0%	46%	0%	79%	10%	96%	0%	48%	0%	42%
	probabilité associéé	94%		83%		30%		89%		95%		34%		25%	
Verre	limite inf/sup	0%	97%	0%	89%	0%	74%	0%	94%	0%	99%	0%	78%	0%	99%
	probabilité associéé	74%		61%		36%		69%		78%		41%		78%	

L'interprétation des remises en suspension en rapport avec les incertitudes peut être exprimée de la manière suivante :

- Les intervalles de confiance calculés correspondent à la zone de valeurs dans laquelle le résultat de mesure présente une probabilité de 95% de se trouver. On considère que la probabilité est maximum pour la valeur mesurée, la probabilité d'autres valeurs décroissant symétriquement de part et d'autre de cette valeur suivant la loi normale ;
- Les fractions ne pouvant être négatives, les valeurs limite inférieure et supérieure réelles ainsi que la probabilité que le résultat de mesure soit compris dans la zone correspondante dépendent de la situation de l'intervalle de confiance par rapport à la valeur 0 :
 - Si la limite inférieure de l'intervalle est supérieure à 0, on considère que la remise en suspension est avérée et que le résultat de mesure a une probabilité de 95% de se trouver dans cet intervalle ;
 - Si la valeur 0 est comprise dans l'intervalle de confiance, on considère que la limite inférieure de la fraction est 0%, et la probabilité qu'un résultat de mesure se trouve dans cet intervalle corrigé est égale à la probabilité initiale de 95% diminuée de la probabilité de la partie de l'intervalle supprimée en dessous de zéro ;
 - Dans ce dernier cas, la valeur la plus probable est la valeur du résultat de mesure si plus de la moitié de l'intervalle de confiance est au-dessus de zéro (plus d'une chance sur 2), sinon on la considère égale à 0%.
 - Si l'intervalle de confiance est en-dessous de zéro (cas de l'essai 6 pour l'ardoise), on considère que la probabilité d'une remise en suspension peut être considérée comme nulle (inférieure au seuil choisi d'un risque d'erreur de 5%).

Compte tenu de l'ensemble de ces conclusions, les valeurs les plus probables de fractions de RES sont présentées dans le **Tableau 23**.

Tableau 23: valeur la plus probable des fractions de RES

Eprouvettes	Essai 1	Essai 2	Essai 3	Essai 4	Essai 5	Essai 6	Essai 7
Ardoise	0%	32%	14%	60%	71%	0%	20%
Enduit de façade	0%	0%	18%	25%	6%	3%	29%
Tuile	40%	26%	0%	32%	53%	0%	0%
Verre	26%	13%	0%	21%	29%	0%	29%

Comme expliqué dans la démarche, la valeur la plus probable de RES est donc de 0% pour toutes les fractions de RES négatives. On s'aperçoit que les fractions non nulles ne sont pas du tout négligeables et peuvent atteindre des valeurs assez élevées, notamment pour l'ardoise.

Conclusions sur les incertitudes de mesures :

Cette étude des incertitudes de mesures a permis de vérifier différents points:

- Les ensemencements dans la chambre peuvent être considérée comme homogène par type de surface avec des coefficients de variation de 13%, 12%, 19% et 29% respectivement pour l'ardoise, l'enduit de façade, la tuile et le verre.
- La possibilité d'estimer les incertitudes (avant et après) adaptées à la concentration de chaque essai
- Les incertitudes relatives sur Cavi et Capi sont plus élevées pour la tuile et le verre (respectivement 38 et 58%).
- Les valeurs négatives de remise en suspension sont en fait dues à aux incertitudes
- Lorsque la remise en suspension n'est pas complètement caractérisée, une probabilité de remise en suspension peut cependant être estimée.
- Des remises en suspension effectives ont été caractérisées surtout pour l'ardoise et la tuile.

Toutefois, il est important pour mieux appréhender ces conclusions, d'étudier l'influence des conditions météorologiques lors de l'exposition de surfaces. En effet, puisque la prise en compte des incertitudes permet de soustraire des résultats l'influence des autres causes sur l'ensemencement (avant l'exposition), l'influence de ces paramètres pour les essais de RES pourraient apporter des informations supplémentaires. Cette question sera abordée au cours de ce travail à l'aide d'une analyse en composantes principales après une analyse de rugosités de surfaces.

3.3 CARACTÉRISATION DE L'ETAT DE SURFACE DES EPROUVETTES

3.3.1 Caractérisation de la rugosité des surfaces par interférométrie

Les paramètres de rugosité obtenus avec les échantillons des 4 surfaces sont récapitulés dans le **tableau 24**. Comme indiqué dans le chapitre matériel et méthodes, cette étude de la rugosité a été réalisée par l'IRSN de Cherbourg (France).

L'analyse des images, notamment 3D, a permis de caractériser la rugosité selon le type d'éprouvette. Cette étude de la rugosité a été réalisée sur des éprouvettes issues du même lot que celles de ce travail de recherche, mais non-utilisées au cours des différentes expérimentations d'ensemencement, lessivages et expositions.

Tableau 24: Paramètres de rugosité (IRSN, 2020)

	Verre		Tuile		Ardoise		Enduit de façade	
	Moyenne	Ecart-type	Moyenne	Ecart-type	Moyenne	Ecart-type	Moyenne	Ecart-type
Sa	1,5 nm	0,8 nm	22 µm	2 µm	19 µm	2 µm	156 µm	24 µm
Sq	6,4 nm	5,5 nm	30 µm	3 µm	25 µm	3 µm	211 µm	24 µm
Sz	55 nm	N. A	938 µm	147 µm	334 µm	139 µm	2159 µm	453 µm
Sp	41 nm	N. A	574 µm	183 µm	133 µm	54 µm	1214 µm	317 µm
Sv	-35,5 nm	32 nm	-364 µm	37 µm	-201 µm	88 µm	-945 µm	140 µm
Ssk	6,2	5,3	-0,1	0,6	-0,2	0,5	-0,2	0,1
Sku	23	N. A	9	6	4	0,3	4	1

Rugosité: Paramètres d'amplitude

- Sa** Moyenne arithmétique
Sq Moyenne quadratique
Sz Hauteur totale de la surface
Sp Hauteur maximale des pics
Sv Profondeur maximale des vallées
Ssk Facteur d'asymétrie de la distribution des hauteurs
Sku Facteur d'aplatissement de la distribution des hauteurs

3.3.1.1 Eprouvettes de verre

Le verre présente un état de surface très lisse (ordre de grandeur : quelques nanomètres). Cependant, cette plaque contient certains défauts de surface (Pics très élevés et creux très profonds).

- Ssk = 6,2 (>0) : Plus de pics que de creux.
- Sku » 3 : Pics et Creux aigus.

Ces défauts génèrent une distribution asymétrique des hauteurs des aspérités de surface et donnent des valeurs très élevées non représentatives de la surface globale de l'éprouvette.

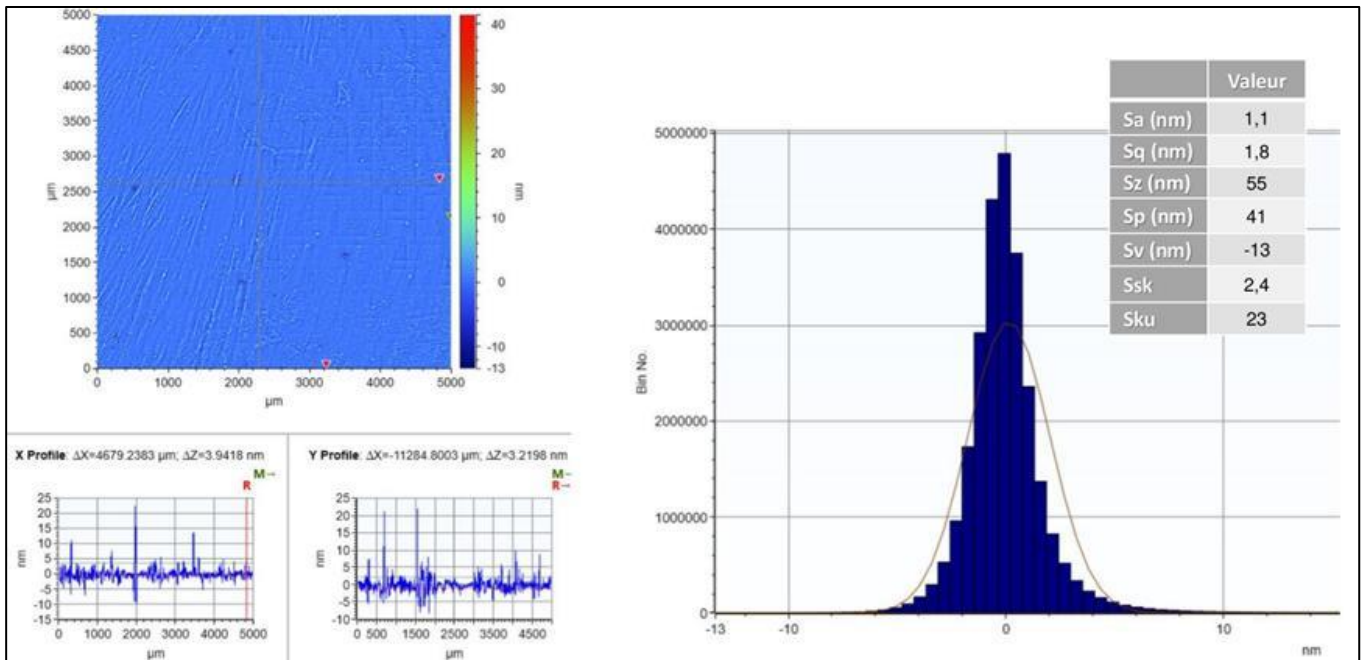


Figure 51: Verre – Zone 1 (2D) (IRSN, 2020)

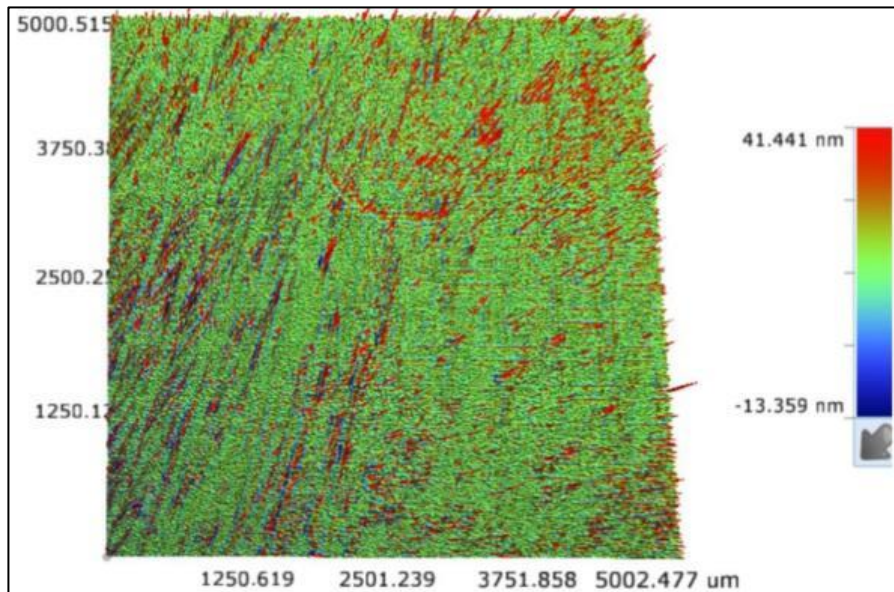


Figure 52: Verre – Zone 1 (3D) (IRSN, 2020)

3.3.1.2 Eprouvettes de tuile et d'ardoise

La tuile et l'ardoise présentent relativement le même état de surface avec une rugosité moyenne S_a comprise entre 17 et 24 microns. Cependant, la surface en Ardoise est plus homogène et isotrope.

➤ Tuile

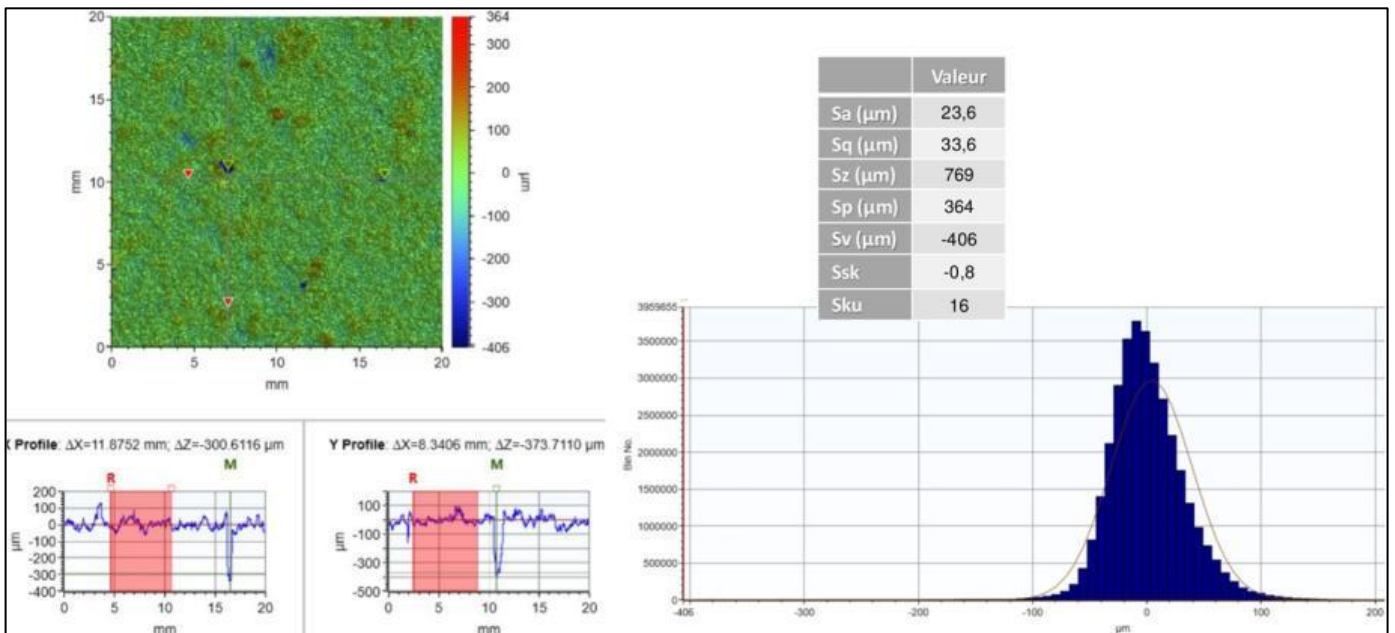


Figure 53: Tuile – Zone 1 (2D) (IRSN, 2020)

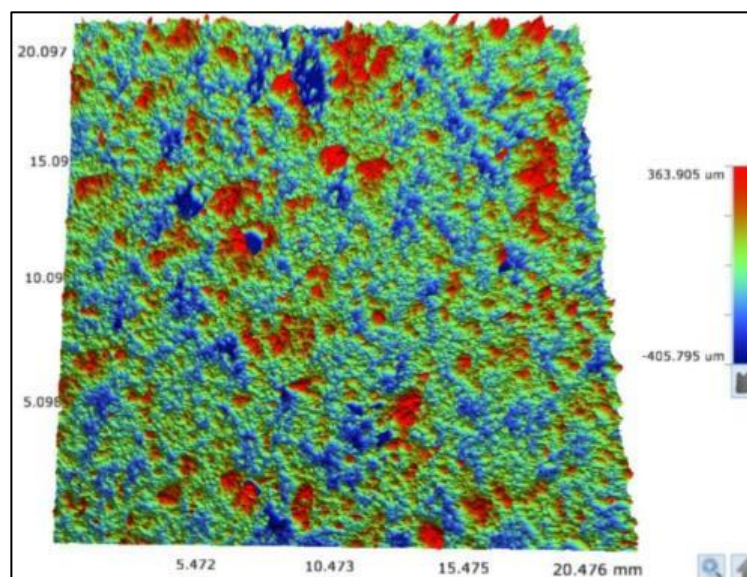


Figure 54: Tuile – Zone 1 (3D) (IRSN, 2020)

➤ Ardoise

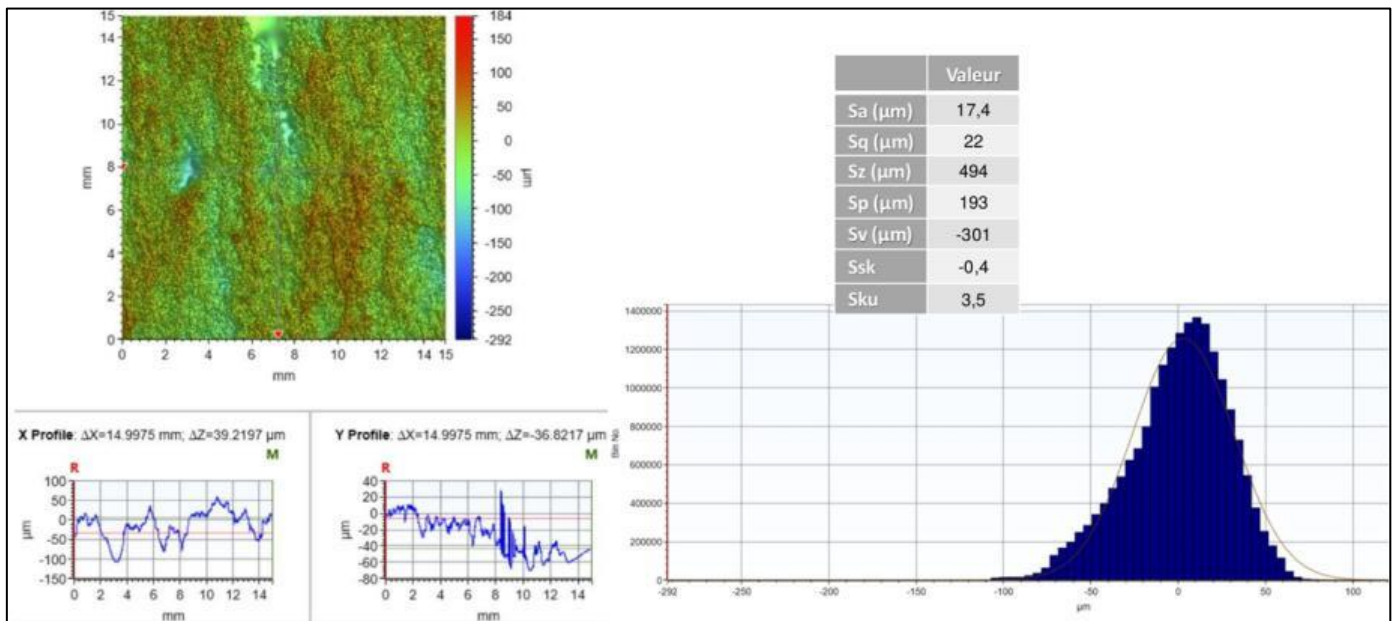


Figure 55: Ardoise – Zone 1 (2D) (IRSN, 2020)

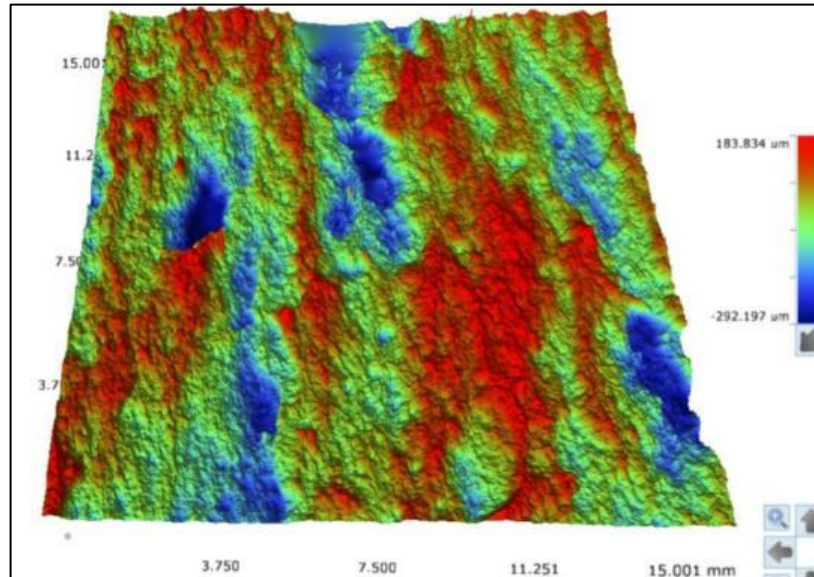


Figure 56: Ardoise – Zone 1 (3D) (IRSN, 2020)

3.3.1.3 Eprouvettes d'enduit de façade

Lenduit de façade est très rugueux (ordre de grandeur : millimètre). Ces surfaces présentent un état de surface irrégulier avec des porosités et des aspérités relativement importantes.

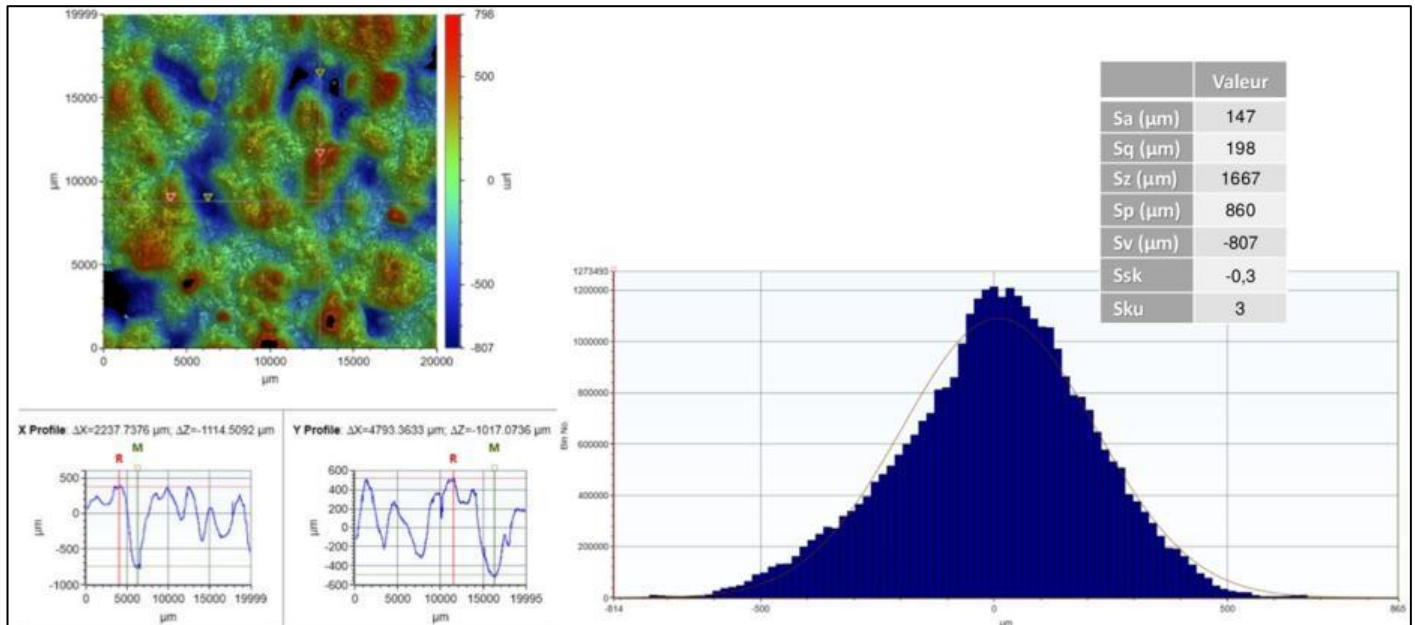


Figure 57: Enduit de Façade – Zone 1 (2D) (IRSN, 2020)

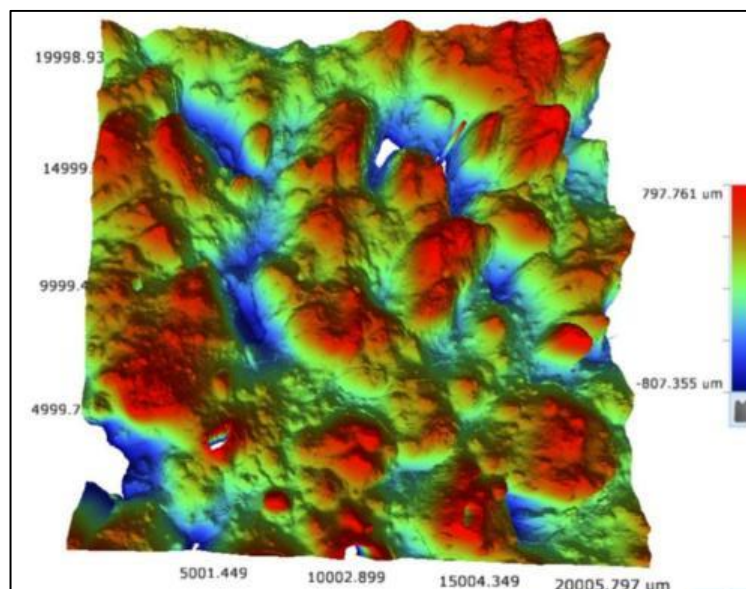


Figure 58: Enduit de Façade – Zone 1 (3D) (IRSN, 2020)

3.3.2 Caractérisation MEB des surfaces

L'annexe A illustre des échantillons d'images obtenues par observations MEB. En accord avec l'interférométrie, les échantillons de surfaces observées présentaient, à diverses échelles, des aspérités plus ou moins importantes pour l'ardoise, l'enduit de façade et la tuile. L'observation au MEB et l'analyse par micro-fluorescence X a détecté des particules d'or stockées sur les échantillons d'ardoise, d'enduit de façade et de tuile, ce malgré les étapes préalables de lessivages à l'eau ultra-pure et de soufflage à l'air comprimé des surfaces observées. Aucune particule d'or n'a été détectée sur le verre (**Figure 62**). Toutefois, les données issues de l'ensemble observations doivent être analysées avec précaution d'un point de vue de leur représentativité. En effet, les surfaces observées sont de tailles réduites, soit 2x2cm contre la taille d'une éprouvette de l'étude qui est de 20x20 cm.

Dans le cas de l'ardoise (**Figure 59**), l'aspect de la surface se présente sous forme de feuillets empilés dans les intervalles desquels sont retenues les particules individuelles d'or détectées. De nombreux agrégats de tailles diverses ont également constatés au niveau de crevasses plus ou moins importantes à certains endroits de la surface d'ardoise étudiée.

L'aspect de la surface de l'enduit de façade est contrasté (**Figure 60**). On observe essentiellement des zones granuleuses alternées par des cavités importantes et des grains massifs plutôt lisses. Les particules d'or détectées étaient localisées surtout au niveau des zones granuleuses.

La tuile présente des aspérités sous forme d'ondulations (**Figure 61**). Tous comme l'ardoise, mais à moindre mesure, on constate des crevasses. Les particules d'or détectées étaient stockées essentiellement autour de ces ondulations à l'état d'agrégats de particules.

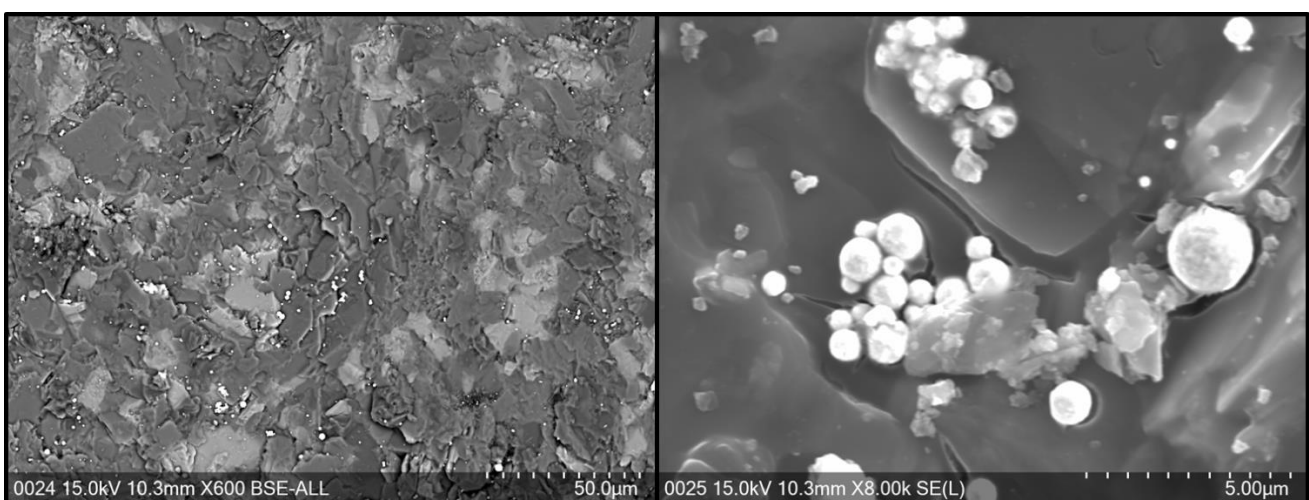


Figure 59: Images MEB – Ardoise

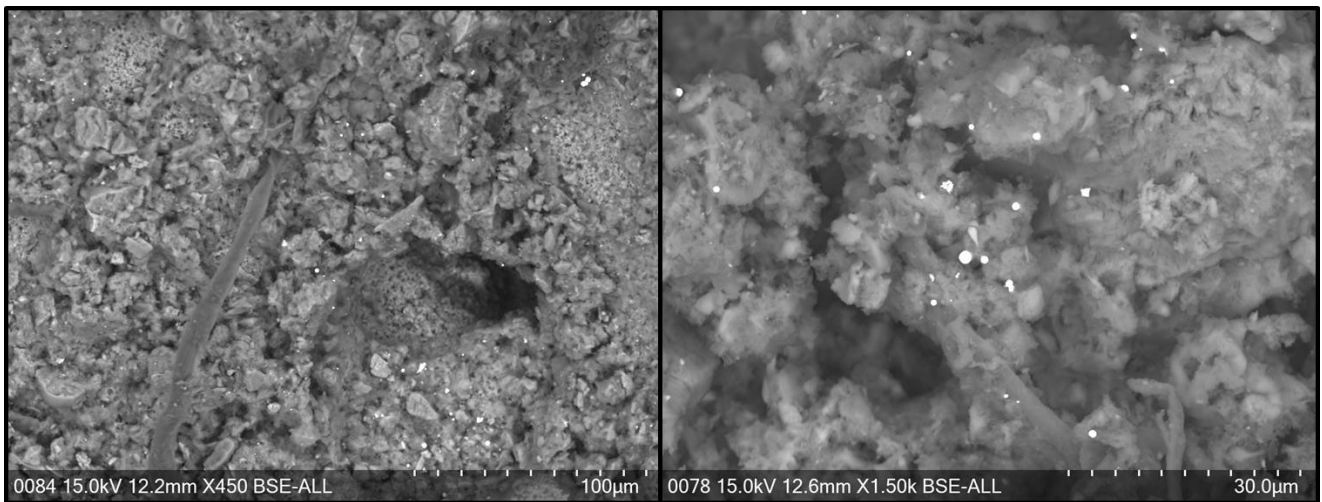


Figure 60: Images MEB - Enduit de façade

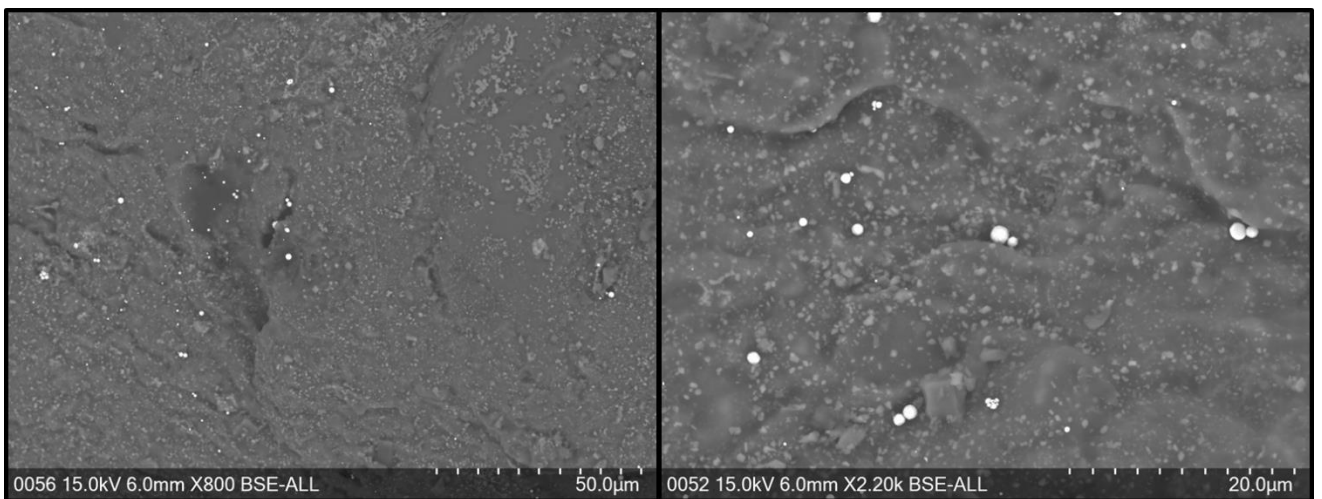


Figure 61: Images MEB - Tuile

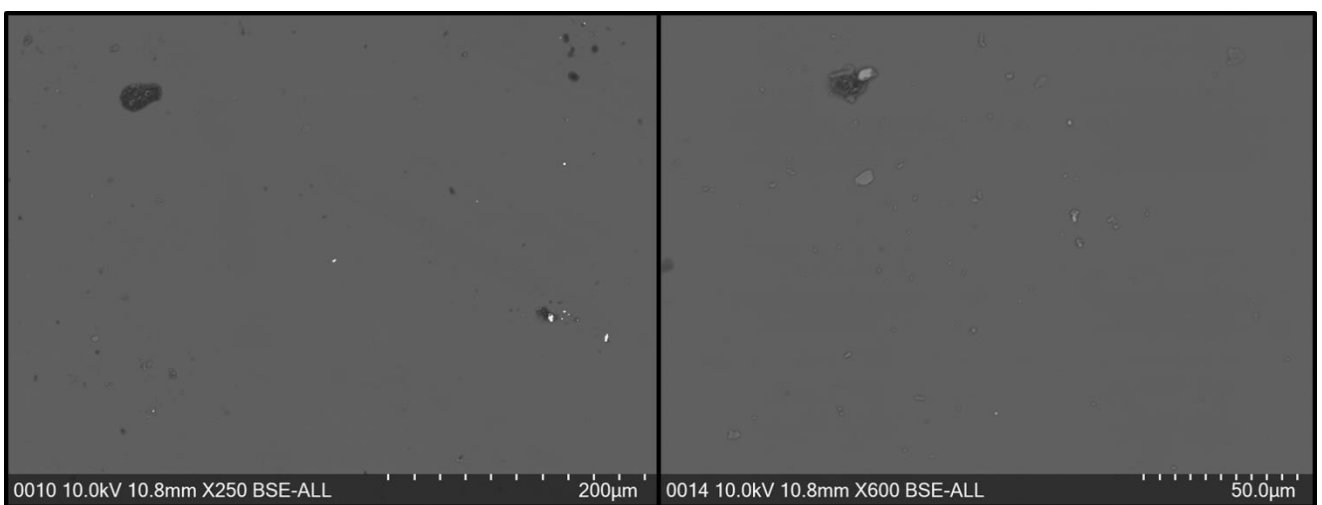


Figure 62: Images MEB - Verre

Tableau 25: Concentrations de particules d'or stockées sur les surfaces, déterminée par analyse d'image et rapportées en mg par éprouvette

Type de surface	Image	Concentration (mg/éprouvette)
Ardoise	<i>Image 1</i>	4,45
	<i>Image 2</i>	3,90
	<i>Image 3</i>	3,59
	<i>Image 4</i>	3,16
	<i>Image 5</i>	1,70
	<i>Image 6</i>	1,93
	<i>Image 7</i>	1,29
	<i>Image 8</i>	3,06
	<i>Image 9</i>	0,68
Tuile	<i>Image 1</i>	1,29
	<i>Image 2</i>	3,04
	<i>Image 3</i>	1,46
	<i>Image 4</i>	3,18
	<i>Image 5</i>	0,88
	<i>Image 6</i>	0,89
	<i>Image 7</i>	0,63
	<i>Image 8</i>	1,16
Enduit de façade	<i>Image 1</i>	1,97
	<i>Image 2</i>	1,19
	<i>Image 3</i>	0,64

Le traitement et l'analyse des images MEB-EDX obtenues à partir des échantillons étudiés, a permis calculer des concentrations moyennes de particules d'or stockées rapportées à la taille d'une éprouvette (**Tableau 25**). Ces moyennes ont été réalisées à partir du traitement de **9, 8** et **3** images respectivement pour l'ardoise, la tuile et l'enduit de façade. Les images analysées sont présentées en **Annexe A**.

Au total 2866 particules ont été comptabilisées à partir des images obtenues pour l'ardoise, contre 761 et 144 pour la tuile et l'enduit. Il s'agit d'un comptage semi-automatique à l'aide du logiciel ImageJ (Version Fiji). Les diamètres dénombrés restent relativement faibles et sont centrés autour de **0,5 µm** (**Figures 63.a, 64.a et 65.a**). On constate que ces diamètres correspondent aux tailles des particules générées dans la chambre lors des ensemencements (**Figures 63.b, 64.b et 65.b**) même s'il existe de légères différences au niveau des fréquences relatives. Donc il n'apparaît pas clairement de taille préférentielle pour les particules stockées, et réciproquement de taille préférentielle pour les particules remises en suspension comme on aurait pu le supposer (Garland, 1983). Une hypothèse peut être émise. Ce stockage « non-préférentiel » pourrait s'expliquer par les faibles diamètres des particules générées dans

la chambre par rapport aux rugosités. En effet, comme exposé dans le chapitre 1 (1.2.3.4), la surface de contact particule-surface est fortement dépendante de la rugosité (Zimon, 1982 ; Hsieh, 1990 ; Ryhming, 1991). Les forces d'adhésion sont réduites lorsque les aspérités (creux et pics) de la surface sont inférieures ou égales au diamètre de la particule (Ranade, 1988 ; Hinds, 1999). A l'échelle nanométrique notamment et du fait de l'humidité relative, il est constaté une augmentation de l'attachement (Jones et al. 2002 ; Rabinovich et al. 2002 ; Goldasteh et al. 2012 ; Hubbard et al. 2012).

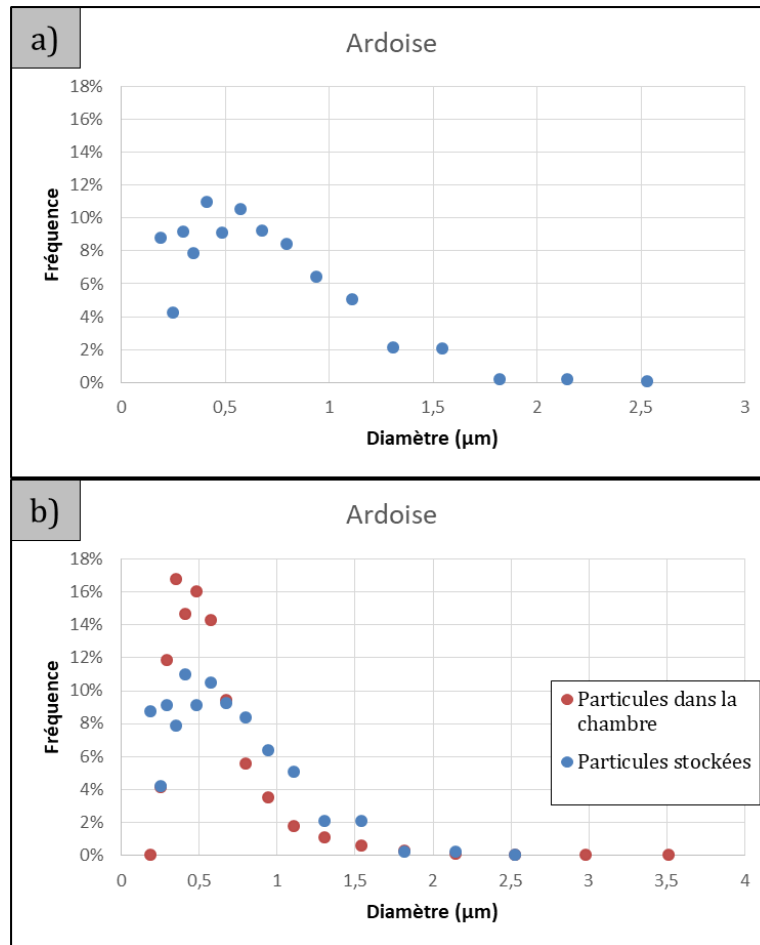


Figure 63: Tailles des particules d'or – a) particules stockées sur l'ardoise – b) comparaison avec les tailles de particules générées dans la chambre

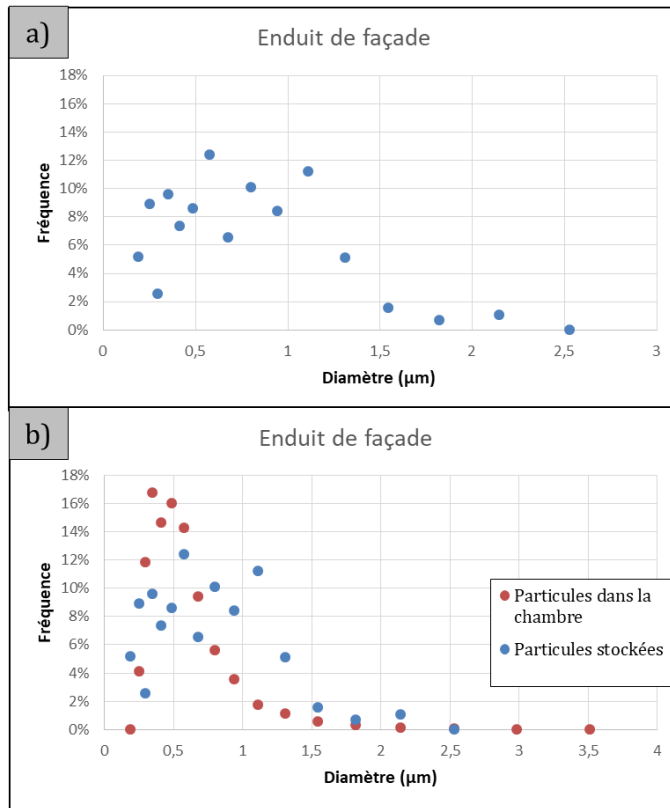


Figure 64: Tailles des particules d'or – *a) particules stockées sur l'enduit de façade – b) comparaison avec les tailles de particules générées dans la chambre*

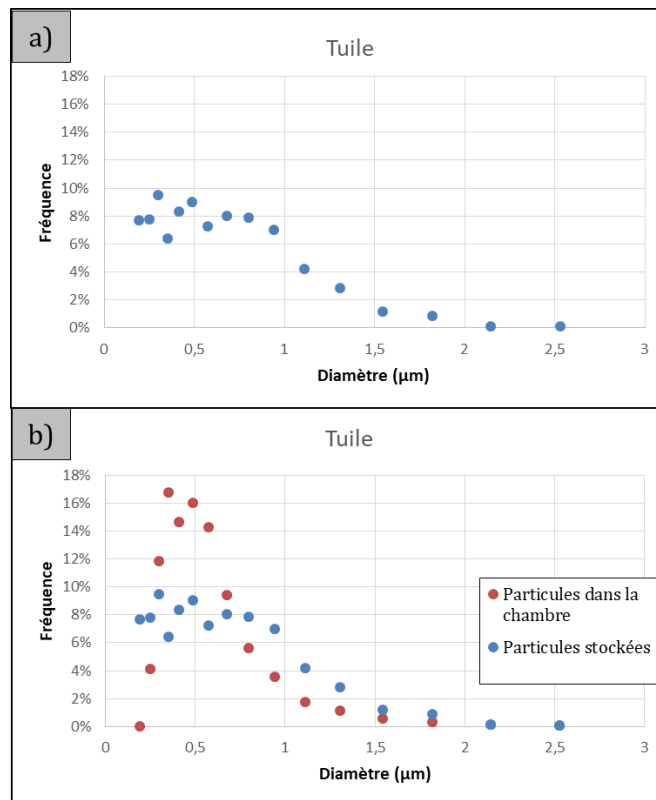


Figure 65: Tailles des particules d'or – *a) particules stockées sur la tuile – b) comparaison avec les tailles de particules générées dans la chambre*

Il ressort du traitement des images, que pour une même nature de surface, les concentrations en masse de particules comptées varient plus ou moins fortement d'une image à une autre. C'est le cas par exemple des images 1 et 9 de l'ardoise où la concentration est multipliée au moins par 6. Ces différences peuvent s'expliquer principalement par l'hétérogénéité de la rugosité pour une même éprouvette comme l'a révélé la caractérisation par interférométrie optique 3D. En outre, s'ajoute à cela, des limites techniques du logiciel de traitement d'images lors des processus de comptages, notamment durant le seuillage de l'image analysée (binarisation de l'image). Ces limites du seuillage pourraient s'expliquer par la différence de diamètres des particules, de leurs répartitions sur les surfaces (agrégats ou particules individuelles), la présence de «bruits» ou encore la qualité des images capturées, qui induisent à une sous ou une surévaluation des diamètres mesurées et donc de quantités estimées.

Les quantités observées sur l'ensemble des 3 surfaces sont non négligeable par rapport aux concentrations mesurées lors des différents essais de RES. Le **tableau 26** illustre la différence de concentrations calculées à partir des grandeurs mesurées avant et après exposition durant les 7 essais de l'étude (sans prise en compte des erreurs de mesures). Les données négatives indiquent que les concentrations mesurées après l'exposition étaient supérieures à celle estimées lors des ensemencements correspondants. Autrement dit, outre les erreurs de mesures, ces résultats semblent indiquer un effet de remanence de particules stockées sur les surfaces de l'étude. Plus important, on observe qu'en valeur absolue l'ensemble de ces valeurs restent basses vis-à-vis des concentrations de particules stockées. Il est logique de déduire que les particules stockées sur les surfaces au fil des essais contribuent plus ou moins fortement à la dispersion constatée au niveau des résultats de fractions de RES.

Tableau 26: Différence des concentrations mesurées avant et après RES (mg/éprouvette)

concentration (mg/éprouvette)							
Eprouvettes	Essai 1	Essai 2	Essai 3	Essai 4	Essai 5	Essai 6	Essai 7
Ardoise	-0,01	0,19	0,01	0,12	0,16	-0,16	0,03
Enduit de façade	-0,02	-0,13	0,02	0,09	0,01	0,01	0,13
Tuile	0,12	0,21	-0,02	0,15	0,32	-0,06	-0,03
Verre	0,06	0,09	-0,01	0,04	0,06	-0,03	0,05

3.4 ANALYSE DES DONNEES

Une analyse en composantes principales (ACP) a été appliquée à l'ensemble des données de l'étude. Cette analyse s'est faite graduellement en faisant évoluer les variables durant le traitement des données afin de déterminer le plan factoriel qui illustre au mieux les corrélations et des liaisons entre les variables et les observations. La première composante principale (F1) est particulièrement étudiée. En effet, au cours d'une ACP, ce sont les corrélations tirées de cette composante qui garantissent au mieux les conclusions de l'analyse. Ainsi dans un premier temps, seules les données météorologiques, les données de rugosité des surfaces et de fraction de remise en suspension ont été analysées. La durée des expérimentations des RES a ensuite été ajoutée à l'analyse. Pour finir, une ACP a été réalisée par type de surface et avec les variables les mieux explicatives des observations. Les détails des différentes analyses sont présentés en **Annexe C**. Le taux minimum d'inertie expliquée visé pour les plans factoriels principaux était de 70% (Cattell, 1996). Les correspondances des variables et des observations sont les suivantes:

Caractéristique de rugosité de surface des éprouvettes

- **Sa** Moyenne arithmétique
- **Sq** Moyenne quadratique
- **Sp** Hauteur maximale des pics
- **Sv** Profondeur maximale des vallées

Paramètres météorologiques

- **T_{moy}** : Température moyenne durant la durée de l'essai
- **H_{rmoy}** : Humidité relative moyenne durant la durée de l'essai
- **V_{moy}** : moyenne des vitesses de vents durant la durée de l'essai

Paramètre de RES des particules

- **F.RES** : Fraction de Remise En Suspension de particules

Indentification des données

- **A1 à A7** : données pour l'ardoise de l'essai 1 à l'essai 7
- **E1 à E7** : données pour l'enduit de façade de l'essai 1 à l'essai 7
- **T1 à T7** : données pour la tuile de l'essai 1 à l'essai 7
- **V1 à V7** : données du verre de l'essai 1 à l'essai 7

3.4.1 Données météorologiques et données de rugosité

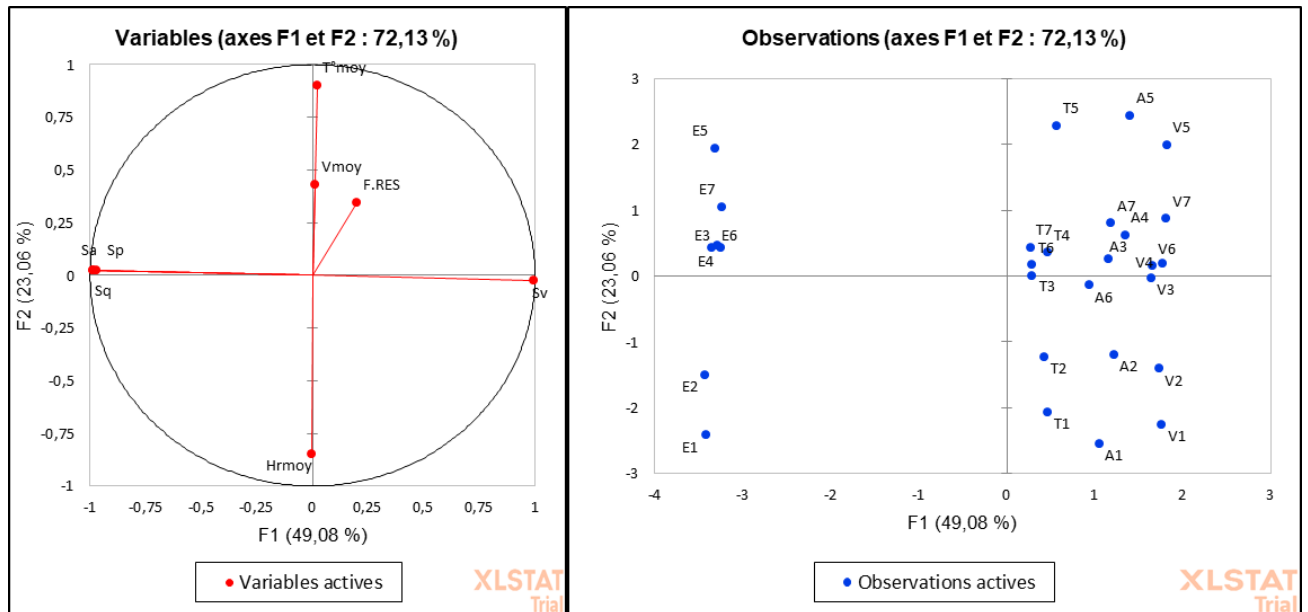


Figure 66: Cercle de corrélation et plan factoriel

La première ACP a été appliquée aux données de vents, de températures, d'humidité relative, de rugosité des surfaces et aux facteurs de RES. Les facteurs F1 et F2 composent le plan principal en cumulant un taux d'inertie expliquée de 72% (valeurs propres). Les valeurs propres et les contributions des variables à la formation des axes sont illustrées dans les **tableaux 27 et 28**. Sur ce plan factoriel, les vitesses de vents et les fractions de RES ne sont pas explicables (mal représentées). En effet, le facteur F1 encore appelé axe 1 ou composante 1, est intégralement formé par les paramètres de rugosité tandis que F2 est formé par la température et l'humidité relative qui s'opposent. Selon le facteur F1, les observations se distinguent principalement en deux groupes. L'enduit (E) forme un groupe à part en opposition aux autres types de surfaces. Cette observation est logique, du fait des grandes différences de rugosités entre l'enduit et les autres surfaces. Toutefois, on constate que les observations sont éparpillées quel que soit le facteur considéré. Cela semble être dû à la dispersion importante des fractions de RES mesurées. Pour exemple, les enduits E1 et E2 s'opposent aux autres observations pour l'enduit.

En somme, l'analyse telle quelle ne nous permet pas de caractériser les liaisons notamment entre les fractions RES et les types de surface. Cela pourrait s'expliquer par l'absence d'une variable explicative supplémentaire. Cette dernière pourrait être le facteur temps (durée de l'essai).

Tableau 27: Valeurs propres

	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7
Valeur propre	3,926	1,844	1,051	0,898	0,177	0,098	0,006
Variabilité (%)	49,078	23,056	13,140	11,225	2,210	1,219	0,073
% cumulé	49,1	72,1	85,3	96,5	98,7	99,9	100

Tableau 28: Contributions des variables (%)

	F1	F2	F3	F4	F5
	1,024	6,433	64,404	15,869	12,243
	0,000	39,059	19,106	0,665	41,156
	0,013	44,245	0,733	10,882	44,109
	0,004	10,132	15,068	72,430	2,364
	24,872	0,033	0,176	0,039	0,030
	24,806	0,032	0,159	0,035	0,014
	24,164	0,029	0,127	0,026	0,001
	25,116	0,037	0,227	0,053	0,083

3.4.2 Ajout de la durée des expérimentations

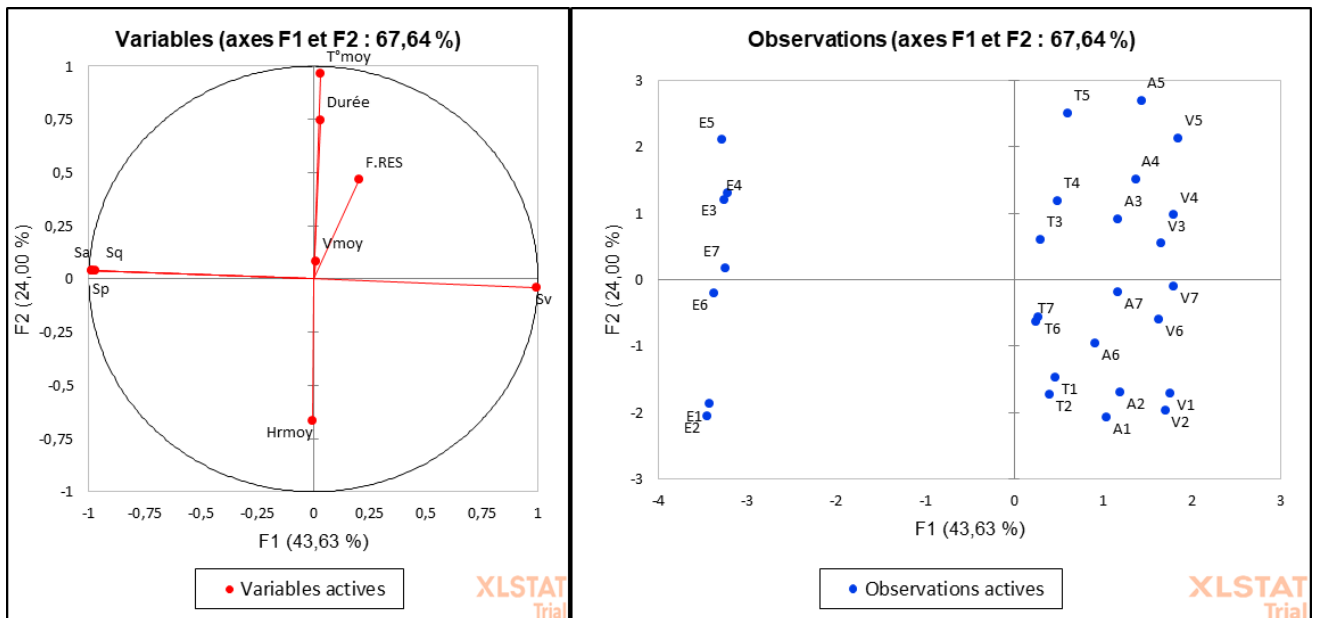


Figure 67: Cercle des corrélations et plan factoriel

Dans cette nouvelle ACP, la durée des essais de terrain (en minutes) a été ajoutée à l'analyse. Les valeurs propres et les contributions des variables à la formation des axes sont illustrées dans les **tableaux 29 et 30**. Les facteurs F1 et F2 composent le plan principal en cumulant un

taux d'inertie expliquée de 67% (valeurs propres). La formation de facteur F1 est identique à celle de la première ACP ainsi que la répartition des observations. La principale différence se situe au niveau de la contribution des variables dans la formation de F2. Cette fois, la durée contribue également à sa formation. Elle apporte une information supplémentaire, précisément un ordonnancement des individus. En outre, on observe une meilleure représentation de la variable « facteur de RES » qui est le paramètre d'intérêt de ce travail. Toutefois, une perte d'information est constatée au niveau de la variable « vitesse de vents ».

Dans cette analyse, la fraction de RES et les vitesses de vents semblent ne pas être les variables les plus importantes (qui expliquent au mieux la représentation des données). L'humidité relative est opposée à la durée et à la température, tandis que ces deux dernières sont liées. Au niveau des paramètres de rugosité, on observe une nette indépendance avec la durée. Le constat sur le facteur F1 ne change pas. Les observations sont séparées en deux groupes parmi lesquels elles sont éparées. Cela corrobore le fait qu'il y a une particularité pour l'enduit d'un point de vue des paramètres de rugosité par rapport aux trois autres surfaces. Il était intéressant alors de réaliser une analyse ne prenant pas en compte les aspects de rugosités.

Tableau 29 : Valeurs propres

	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7	F8
Valeur propre	3,927	2,160	1,367	1,050	0,314	0,098	0,079	0,006
Variabilité (%)	43,633	24,003	15,188	11,663	3,485	1,084	0,879	0,065
% cumulé	43,6	67,6	82,8	94,5	98,0	99,1	99,9	100

Tableau 30: Contributions des variables (%)

	F1	F2	F3	F4	F5
F.RES	1,074	10,051	3,505	57,909	26,963
Hrmoy	0,001	20,475	22,116	17,031	19,032
T°moy	0,025	42,963	0,833	1,266	1,177
Vmoy	0,002	0,336	48,857	23,110	25,726
Sa	24,850	0,073	0,012	0,158	0,053
Sq	24,784	0,070	0,011	0,143	0,034
Sp	24,143	0,065	0,010	0,114	0,008
Sv	25,093	0,079	0,014	0,204	0,117
Durée	0,027	25,889	24,642	0,063	26,890

3.4.3 Retrait des paramètres de rugosité

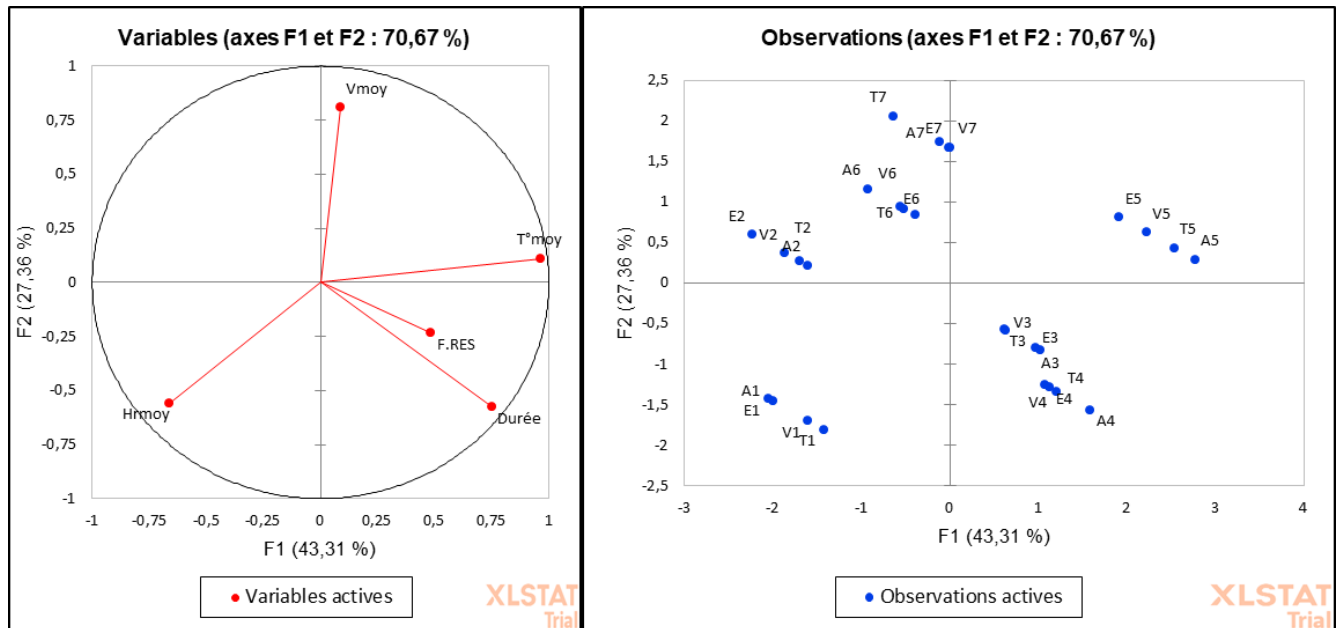


Figure 68: Cercle des corrélations et plan factoriel

Les données de rugosité ont été retirées pour la réalisation de cette ACP en maintenant la variable « durée ». On constate une amélioration du taux d'inertie du premier plan factoriel qui passe de 67% à 70%. Hormis pour la fraction de RES, on observe également au niveau du cercle des corrélations une amélioration notable de la représentation de toutes les autres variables.

Toutefois, pour cette analyse également, la fraction de RES ne contribue pas au premier plan factoriel. Elle est plutôt représentative du facteur F3 ce qui implique qu'elle a un effet tertiaire dans l'explication des données. Le facteur F1 est formé principalement par la température et l'humidité relative tandis que la variable contributrice principale à F2 est la vitesse de vents. L'humidité relative est à nouveau opposée à la température. La fraction de RES est plus proche de la durée que de l'ensemble des autres variables. De plus, ces deux grandeurs évoluent dans le même sens, autrement dit, elles sont corrélées positivement. A une nuance près, la durée participe davantage à la formation de F1 par rapport à celle de F2. On a des faibles liaisons entre température et durée et presque une indépendance totale entre la vitesse des vents et la durée. Sur le plan factoriel principal, on constate une modification de l'ordonnancement des observations par rapport aux analyses précédentes. L'enduit semble ne plus former un groupe à part. Des liaisons semblent apparaître entre les surfaces d'une même expérimentation.

Cette analyse confirme bien l'importance de la prise en compte de la durée des expérimentations. La non-prise en compte des paramètres de rugosité a conduit à une amélioration des données expliquées, soit une augmentation de 3%. Toutefois, au vu de ces résultats, il n'est toujours pas possible d'expliquer comment la fraction de RES se positionne

vis-à-vis des autres variables et des types de surface. Cela est visible par la dispersion des observations qui reste encore importante (selon leur spécificité). On voit bien que les observations se partagent davantage par essai que par type de surface.

Les valeurs propres et les contributions des variables à la formation des axes de cette analyse sont illustrées dans les **tableaux 31 et 32**.

Tableau 31: Valeurs propres

	F1	F2	F3	F4	F5
Valeur propre	2,165	1,368	1,067	0,320	0,079
Variabilité (%)	43,309	27,364	21,345	6,397	1,585
% cumulé	43,3	70,7	92,0	98,4	100

Tableau 32: Contributions des variables (%)

	F1	F2	F3	F4	F5
F.RES	10,823	4,018	58,781	25,942	0,436
Hrmoy	20,161	22,719	16,193	19,670	21,257
T°moy	42,761	0,912	1,413	1,229	53,685
Vmoy	0,341	48,035	23,424	26,200	1,999
Durée	25,913	24,316	0,188	26,959	22,623

3.4.4 Retrait des données de remise en suspension

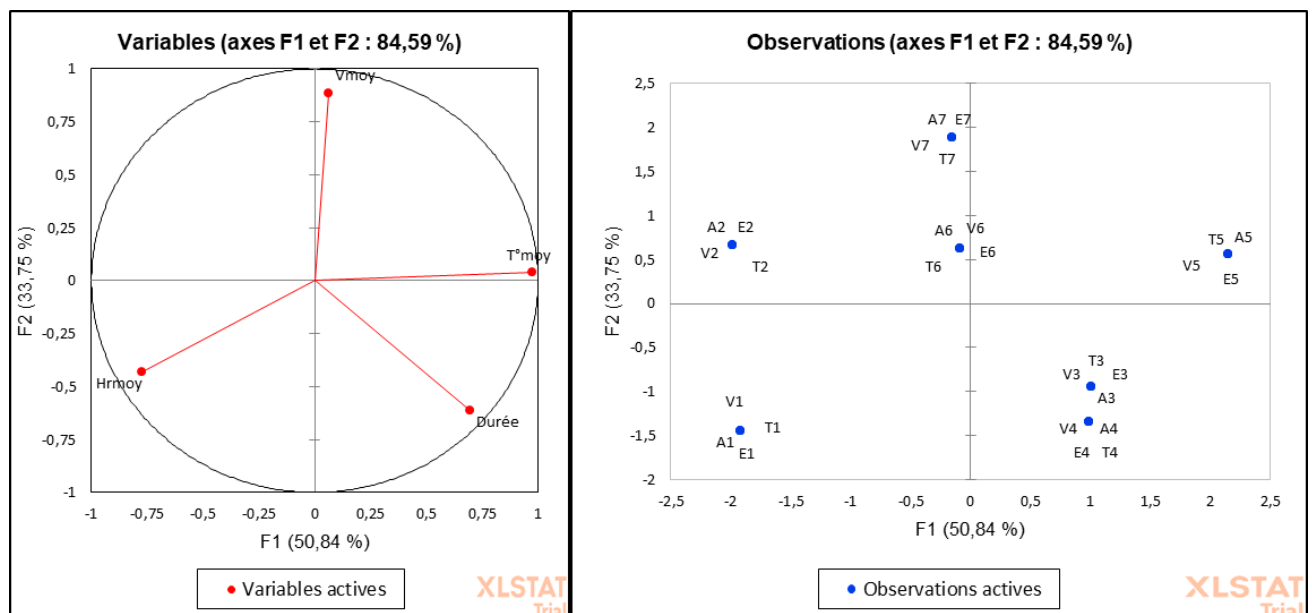


Figure 69: Cercle des corrélations et plan factoriel

Pour l'ensemble des précédentes analyses, la fraction de RES a contribué essentiellement à la formation du troisième facteur. Il était intéressant de réaliser une analyse sans cette variable en vue d'une meilleure observation des liaisons entre les variables et/ou les observations.

Le retrait de la fraction de RES a conduit à une nette amélioration des données expliquées avec 84% de taux d'inertie pour le premier plan factoriel. Sur le cercle des corrélations on obtient quasiment la même répartition des variables que celle observée dans l'analyse précédente. La composante principale F1 est formée en grande partie par la température et dans une moindre mesure par l'humidité relative puis la durée. L'humidité relative et la durée sont indépendantes. Au niveau des observations, les individus de l'essai 5 sont expliqués par la température, ceux des essais 3 et 4 par la durée. L'essai 1 est plutôt influencé par l'humidité relative. L'essai 6 se comporte comme un barycentre vis-à-vis de l'ensemble des variables. Quelques liaisons sont repérées entre certains essais. L'essai 1 est indépendant des essais 3 et 4 mais ces trois essais sont liés par F1 qui est une combinaison linéaire de l'humidité relative et de la durée.

En somme, le retrait des données de fraction de RES dans l'analyse a permis une amélioration des observations en apportant une meilleure dispersion des observations qui précédemment étaient agglomérées. Toutefois, l'analyse efficace de l'influence des différentes variables par rapport à la fraction de RES et la nature des surfaces n'est pas possible en l'état.

Les valeurs propres et les contributions des variables à la formation des axes sont illustrées dans les **tableaux 33 et 34**.

Tableau 33: Valeurs propres

	F1	F2	F3	F4
Valeur propre	2,034	1,350	0,535	0,082
Variabilité (%)	50,845	33,749	13,364	2,043
% cumulé	50,8	84,6	98,0	100

Tableau 34: Contributions des variables (%)

	F1	F2	F3	F4
Hrmoy	29,291	13,778	37,934	18,998
T°moy	46,693	0,107	1,206	51,995
Vmoy	0,198	58,347	38,522	2,933
Durée	23,819	27,769	22,339	26,074

3.4.5 Retrait des données de l'enduit de façade :

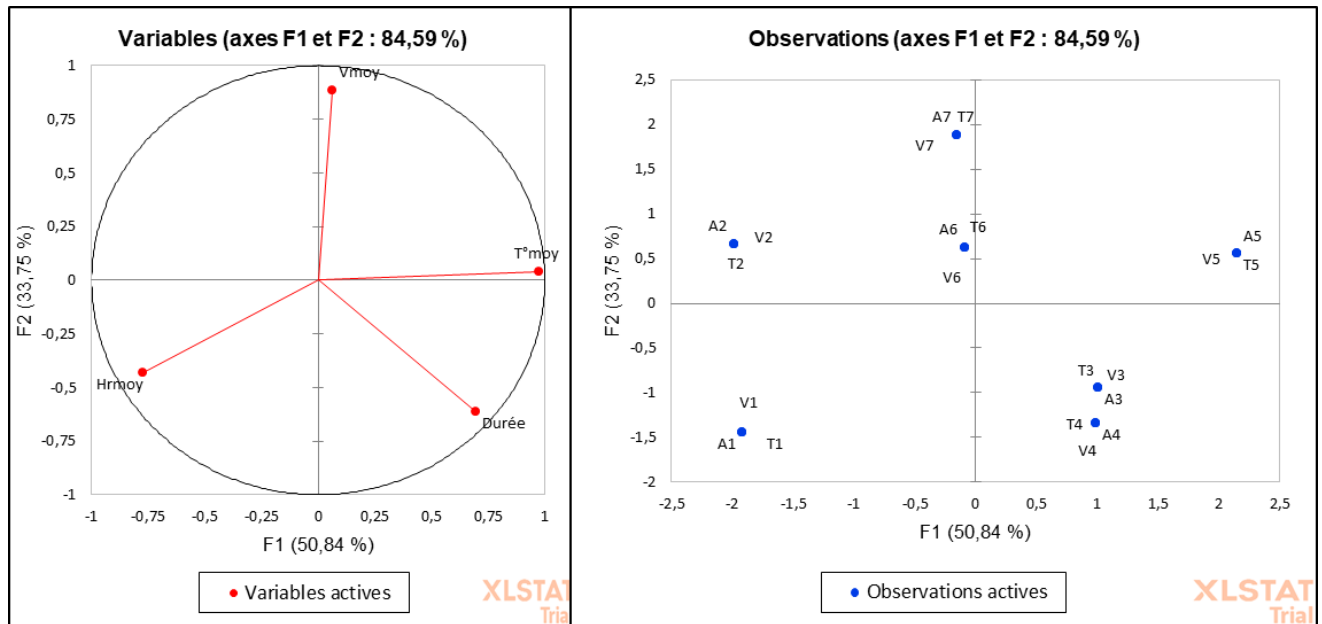


Figure 70: Cercle des corrélations et plan factoriel

On a vu dans les premières analyses que l'enduit se comportait différemment des autres surfaces. Il s'est alors posé la question de savoir si l'analyse des données prenant en compte l'ensemble des surfaces était pertinente. Certaines informations sur les liaisons entre variables et la surface considérée pourraient être masquées par la présence des autres surfaces.

Compte tenu du fait que l'enduit de façade se comportait différemment des autres, une ACP a été réalisée sans la prise en compte des données de l'enduit. On constate avec l'absence de l'enduit, que les valeurs propres sont toujours aussi importantes et les répartitions des variables et des observations restent stables. Les mêmes individus sont repartis sur les mêmes cadrants du plan.

En somme, face à la particularité de l'enduit de façade observée lors de la première analyse et aux résultats de la présente analyse, il apparaît que l'ACP par type de surface permettrait d'obtenir plus d'informations qu'une analyse groupée.

Les valeurs propres et les contributions des variables à la formation des axes sont illustrées dans les **tableaux 35 et 36**.

Tableau 35: Valeurs propres

	F1	F2	F3	F4
Valeur propre	2,034	1,350	0,535	0,082
Variabilité (%)	50,845	33,749	13,364	2,043
% cumulé	50,8	84,6	98,0	100

Tableau 36: Contributions des variables (%)

	F1	F2	F3	F4
Hrmoy	29,291	13,778	37,934	18,998
T°moy	46,693	0,107	1,206	51,995
Vmoy	0,198	58,347	38,522	2,933
Durée	23,819	27,769	22,339	26,074

3.4.6 Analyse en composantes principales par type de surface

Les résultats des ACP par type de surface sont présentés dans cette section. La durée ayant été reconnue comme un facteur important, cette variable a été maintenue dans la suite de la démarche. Les données de rugosité sont retirées de l'analyse notamment parce qu'elles restent constantes par surface quel que soit l'essai. La fraction de RES qui est notre variable d'intérêt est à nouveau apportée à l'analyse. Il a été également constaté que la non prise en compte des vitesses de vents améliorerait le taux d'inertie pour l'ensemble des surfaces. Ainsi, les ACP par surfaces ont été réalisées selon deux bases de données :

- Avec les données de vitesses de vents
- Sans les données de vitesses de vents

L'observation des résultats de l'analyse permettra d'identifier l'approche la mieux adaptée à nos données.

3.4.6.1 Cas de l'ardoise

Lorsque les vitesses de vents ne sont pas intégrées à l'analyse, la composante principale F1 est essentiellement formée par la température et de de façon moins importante par la durée (**Figure 71.a**). Autrement dit, ce sont ces deux variables qui expliquent au mieux la représentation des données entrées. La température et la durée restent indépendantes l'une de l'autre. Néanmoins il se produit un effet de dispersion des observations et la contribution des fractions de RES à la formation des axes apparait moins clairement.

Même si secondaire, la prise en compte des vitesses de vents (**Figure 71.b**) apporte une information supplémentaire qui permet de caractériser l'axe secondaire. Cela a eu aussi l'avantage de permettre également une représentation beaucoup plus importante de la fraction de RES par rapport à l'axe F1 (composante principale). Les indépendances entre l'humidité relative et la durée sont maintenues et les coordonnées des observations ont très peu évolué comparativement à l'analyse sans les données de vitesses de vents.

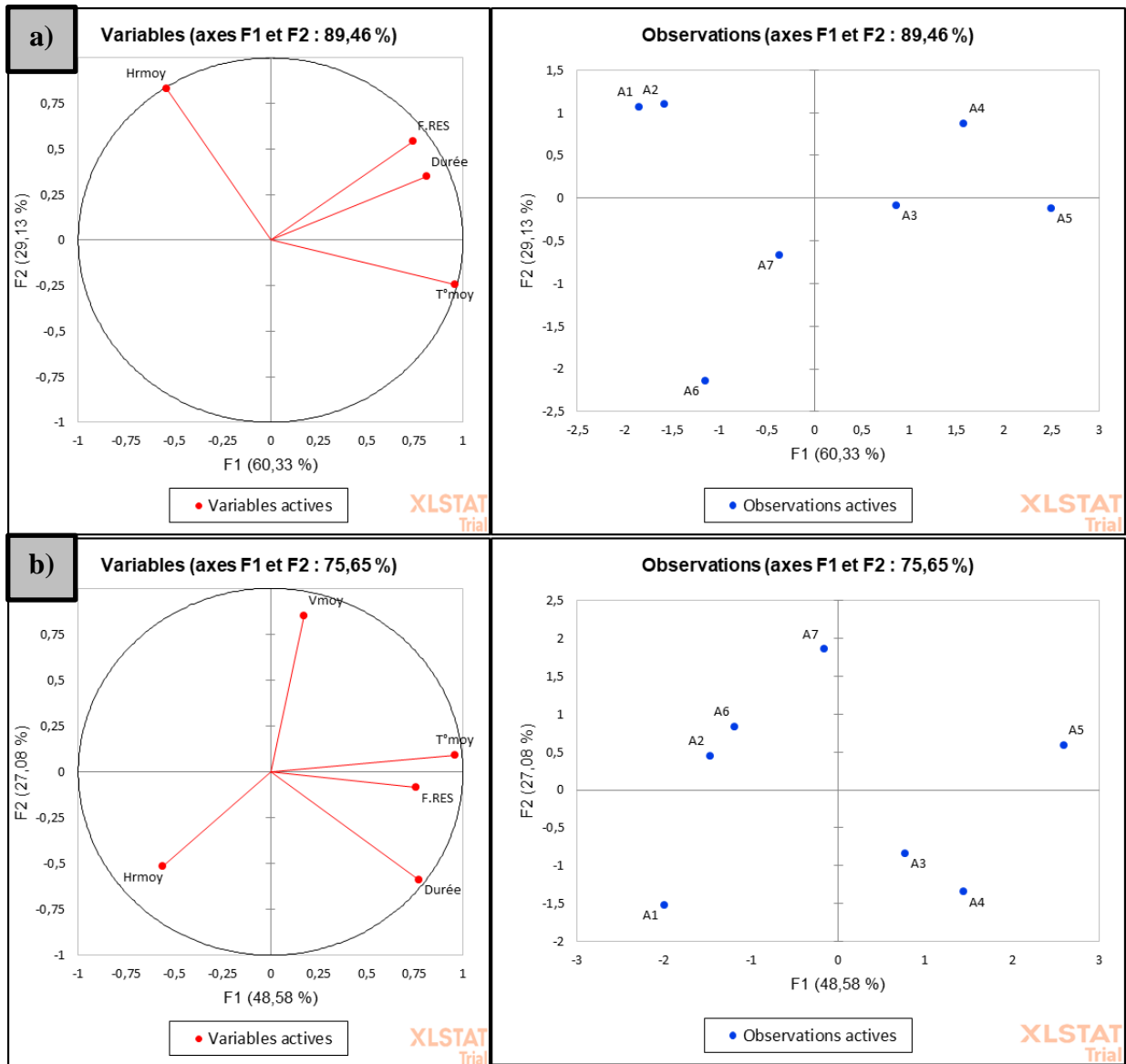


Figure 71: Cercles des corrélations et plans factoriels - a) sans les vitesses de vents - b) Avec les vitesses de vents

En définitive, il ressort que, dans le cas de l'ardoise, l'ensemble des variables a eu un effet plus ou moins important dans la RES des particules. Toutefois, cette RES a essentiellement été causée par les fortes températures et la durée des expérimentations. L'opposition entre la température et l'humidité relative permet de déduire que cette RES est aussi corrélée à des humidités relatives faibles. L'influence des vitesses de vents mesurées est effective mais secondaire.

Les valeurs propres et les contributions des variables à la formation des axes sont illustrées dans les **tableaux 37 et 38**.

Tableau 37: Valeurs propres

	F1	F2	F3	F4
Valeur propre	2,413	1,165	0,382	0,040
Variabilité (%)	60,327	29,132	9,545	0,996
% cumulé	60,3	89,5	99,0	100

Tableau 38: Contributions des variables (%)

	F1	F2	F3	F4
F.RES	22,655	25,146	40,792	11,406
Hrmoy	12,189	59,478	0,436	27,897
T°moy	37,909	4,995	1,250	55,846
Durée	27,247	10,380	57,522	4,851

3.4.6.2 Cas de l'enduit de façade

Dans le cas de l'enduit de façade, avec ou sans la prise en compte des vitesses, ce sont les mêmes variables qui forment l'axe 1 (**Figure 72**). Les vitesses de vents n'ont pas eu d'influence sur la RES. En effet, la fraction de RES est associée principalement à la température quelle que soit l'analyse. La prise en compte des vitesses de vents n'a pas modifié véritablement la structure des résultats. On retrouve les mêmes caractéristiques, avec une stabilité des observations. Seule une légère dispersion supplémentaire au niveau des observations a pu être constatée. Les vitesses de vent ne contribuent quasiment pas à la formation du facteur principal. Elles n'ont agi que sur l'axe 2, en la mettant d'avantage en évidence.

Dans les deux cas, notre variable d'intérêt (fraction de RES) reste toujours bien représentée et liée aux températures. L'humidité relative et la durée apportent chacune une part d'information secondaire. Tout comme dans le cas de l'ardoise (avec vitesses de vents), la durée et l'humidité relative restent strictement indépendantes. Néanmoins, pour l'enduit de façade, la durée a une influence secondaire sur la RES.

La répartition des individus montre bien que, même si la variable « vitesse de vent » justifie l'axe 2, elle a peu d'influence sur l'explication des observations. Elle ne permet par exemple de comprendre le positionnement des essais 3 et 4.

En conclusion, dans le cas de l'enduit de façade, tout comme pour l'ardoise, les fractions de RES sont plus ou moins influencées par l'ensemble des variables. Toutefois, cette RES a essentiellement été corrélée aux fortes températures. La durée des expérimentations a eu un effet secondaire sur l'analyse. Les vitesses de vents n'ont eu aucune incidence sur les valeurs de fractions de RES (selon l'analyse).

Les valeurs propres et les contributions des variables à la formation des axes sont illustrées dans les **tableaux 39 et 40**.

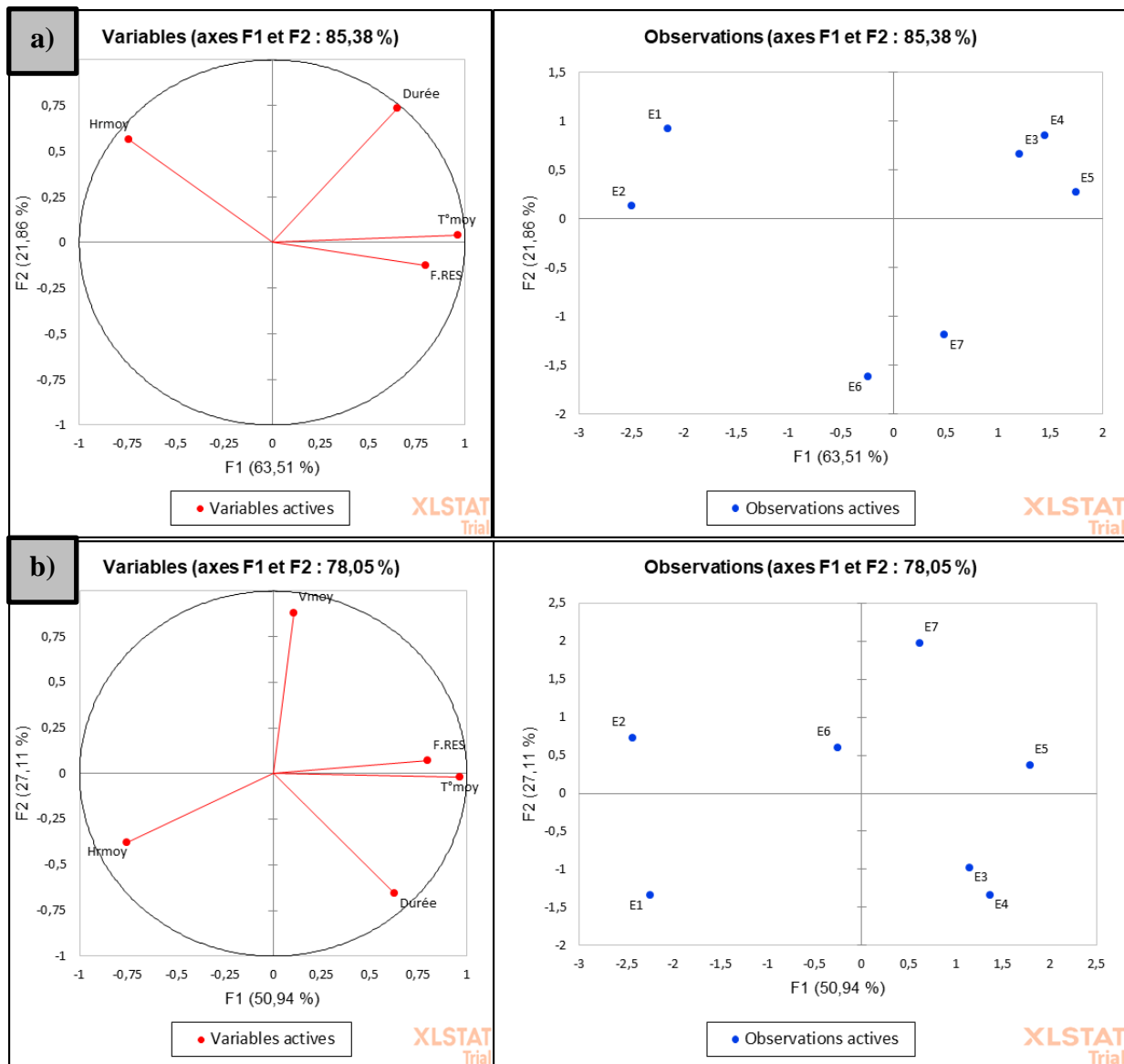


Figure 72: Cercles des corrélations et plans factoriel s- a) sans les vitesses de vents - b) Avec les vitesses de vents

Tableau 39: Valeurs propres

	F1	F2	F3	F4
Valeur propre	2,541	0,875	0,501	0,084
Variabilité (%)	63,514	21,863	12,532	2,092
% cumulé	63,5	85,4	97,9	100

Tableau 40: Contributions des variables (%)

	F1	F2	F3	F4
F.RES	24,883	1,776	69,670	3,670
Hr moy	21,688	36,559	22,594	19,159
T° moy	36,698	0,205	3,135	59,962
Durée	16,731	61,460	4,600	17,209

3.4.6.3 Cas de la tuile

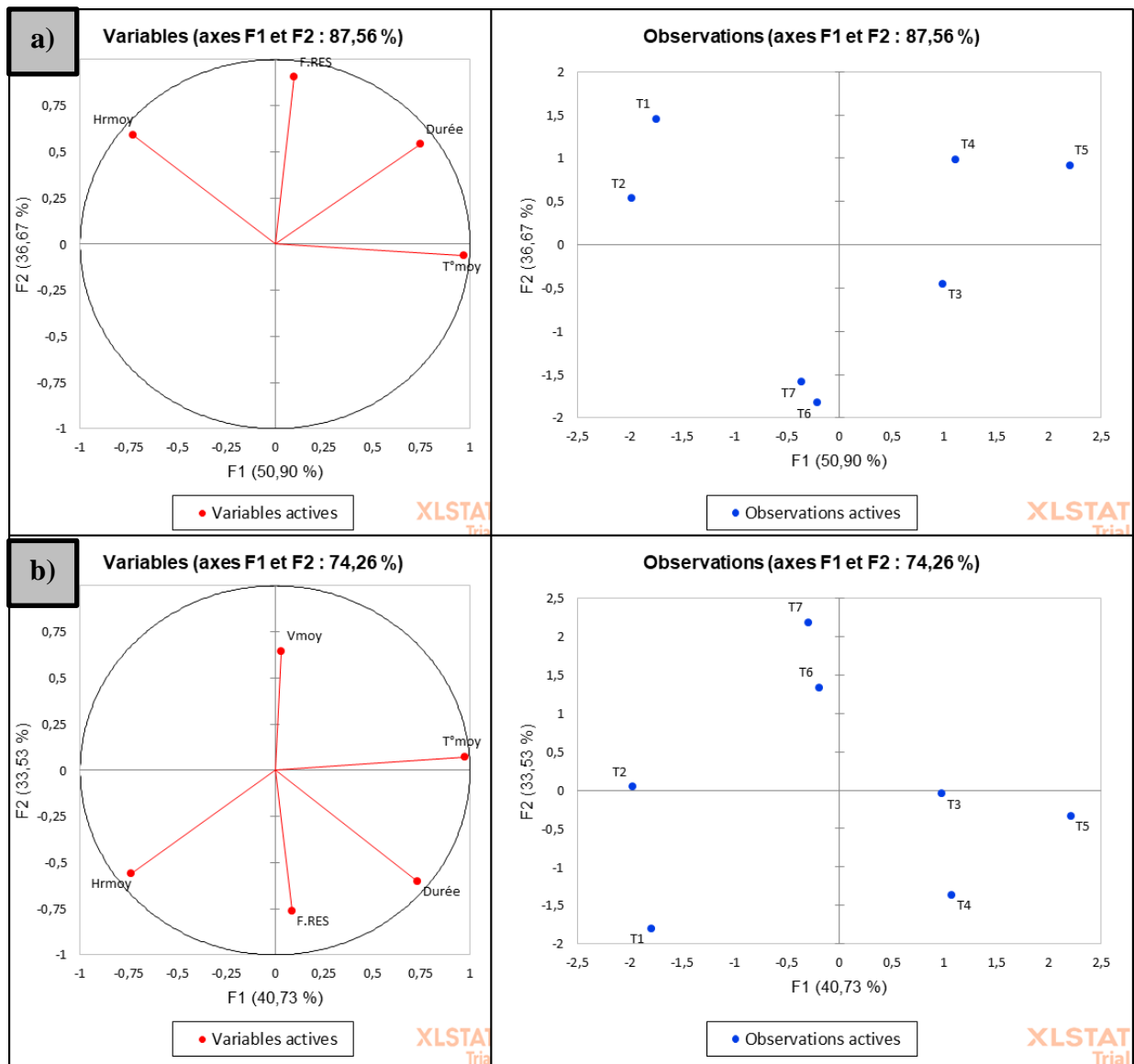


Figure 73: Cercles des corrélations et plans factoriels - a) sans les vitesses de vents - b) Avec les vitesses de vents

Au niveau de la tuile, la contribution des données de températures à la formation de l'axe principal reste constante avec ou sans la prise en compte des vitesses de vents (**Figure 73**). A nouveau, l'humidité relative s'oppose à la température. La fraction de RES n'intervient qu'en second plan quelle que soit l'analyse et elle évolue dans le sens inverse des vitesses de vents quand celles-ci sont prises en compte. Pour l'ensemble des deux analyses, elle est relativement corrélée à la durée des essais et dans une moindre mesure à l'humidité relative. Enfin, on observe que la fraction de RES est indépendante de la température.

En définitive, dans le cas de la tuile, les observations sont principalement expliquées par la température. La fraction de RES ne contribue que de façon secondaire à l'explication des observations. Une telle configuration ne permet pas d'analyser clairement l'évolution de la RES vis-à-vis des autres paramètres. Toutefois, en prenant en compte cette influence

secondaire de la fraction de RES, certaines constatations peuvent être faites. En premier lieu, la RES n'a pas été influencée par les températures comme dans le cas de l'ardoise et de l'enduit de façade. Ensuite, selon l'analyse la RES a évolué de façon opposée aux élévations de vitesses de vents ce qui d'un point de vue physique pose question et met en évidence le caractère essentiellement mathématique des interprétations issues des ACP. Enfin, il semblerait que cette RES soit corrélée par ordre d'importance, à la durée des essais et à l'humidité relative de l'air.

Les valeurs propres et les contributions des variables à la formation des axes sont illustrées dans les **tableaux 41 et 42**.

Tableau 41: Valeurs propres

	F1	F2	F3	F4
Valeur propre	2,036	1,467	0,394	0,103
Variabilité (%)	50,896	36,667	9,862	2,575
% cumulé	50,9	87,6	97,4	100

Tableau 42: Contributions des variables (%)

	F1	F2	F3	F4
F.RES	0,478	55,756	43,719	0,047
Hrmoy	25,982	23,973	23,294	26,751
T°moy	46,210	0,277	0,016	53,497
Durée	27,330	19,994	32,971	19,705

3.4.6.4 Cas du verre

A nouveau, c'est la température qui contribue essentiellement à la formation de la composante F1 (**Figure 73**). Tout comme pour la tuile, la fraction de RES explique que de façon secondaire les données de l'analyse pour le verre, aussi bien avec ou sans la prise en compte des vitesses de vents. En somme, une possible explication des valeurs de fractions de RES vis-à-vis des autres paramètres reste faible. Une différence principale par rapport aux résultats de la tuile ressort de cette analyse : dans le cas du verre, la fraction de RES et les vitesses de vents présentent une corrélation positive. Autrement dit, des vents forts induisent d'avantage de RES. Toutefois, il est important de rappeler que compte tenu du fait que la fraction de RES contribue à l'axe F2, cette analyse est secondaire à l'effet de la température et dans une moindre mesure à l'humidité relative qui expliquent d'avantage la représentation des données analysées.

Les valeurs propres et les contributions des variables à la formation des axes sont illustrées dans les **tableaux 43 et 44**.

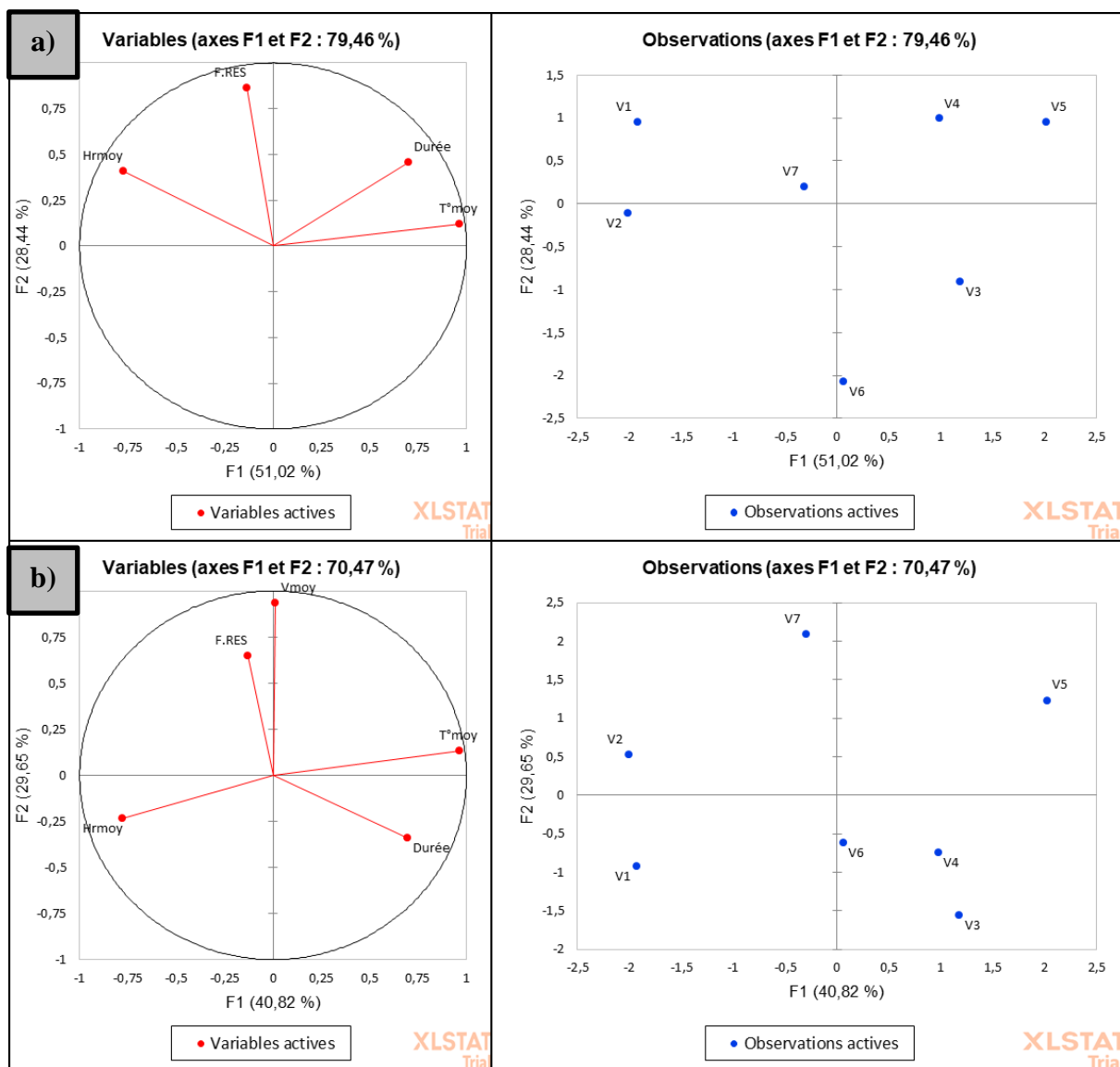


Figure 74: Cercle des corrélations et plan factoriel

Tableau 43: Valeurs propres

	F1	F2	F3	F4
Valeur propre	2,041	1,137	0,731	0,090
Variabilité (%)	51,022	28,437	18,281	2,259
% cumulé	51,0	79,5	97,7	100

Tableau 44: Contributions des variables (%)

	F1	F2	F3	F4
F.RES	0,875	65,667	31,980	1,478
Hrmoy	29,522	14,811	27,883	27,783
T°moy	45,591	1,249	1,137	52,023
Durée	24,011	18,274	39,000	18,716

3.4.6.5 Point sur l'analyse en composantes principales par type de surface

Le **tableau 45** suivant récapitule les principales conclusions issues des différentes ACP réalisées par type de surface. Au vu de la dispersion des essais (observations) sur les différents plans factoriels, il ressort que la totalité des paramètres de l'étude a eu une influence relative sur ceux-ci. L'étude de la composante principale F1, a permis de montrer que ce sont principalement les températures moyennes qui forment la grande part de l'inertie des analyses (données expliquées). Sur cette composante, la fraction de RES n'est efficacement analysée que pour l'ardoise et l'enduit de façade tandis que dans le cas de la tuile et du verre son effet sur la répartition des données reste secondaire.

Sur la base de l'ensemble des analyses effectuées deux types de comportements peuvent être identifiés :

- Les essais avec l'enduit de façade se distinguent de ceux des trois autres surfaces du fait des données de rugosités de ce matériau. Les vitesses de vents ne semblent avoir (relativement à l'analyse) aucun effet sur les quantités de particules RES pour ce matériau. L'action prioritaire de la température apparaît comme le paramètre explicatif des valeurs de RES obtenues.
- L'ardoise, la tuile et le verre forment un groupe à part vis-à-vis de l'enduit. Ce groupe se partage en deux sous-groupes : d'une part l'ardoise et de l'autre la tuile et le verre. Pour l'ensemble de ces trois surfaces, les vitesses de vents ont influé sur les répartitions des données. Dans le cas de l'ardoise, la fraction de RES a pu être corrélée à certains facteurs que sont les températures en premier puis la durée des essais. Pour la tuile et le verre, l'influence de la fraction de RES sur l'explication de la représentation des données reste secondaire, autrement dit, la force des conclusions pour ces surfaces reste faible. Ces conclusions suggèrent toutefois que la RES évolue « positivement » avec les vitesses de vents pour le verre alors que cette tendance est « inversée » dans le cas de la tuile.

Tableau 45: Récapitulatif des différentes ACP par type de surface.

Type de surface	Principaux paramètres expliquant les fractions de RES	Remarques (facteur secondaire)
Ardoise	Températures > Durée des essais	Influence des vitesses de vents effective mais secondaire.
Enduit de façade	Températures	Durée des essais : effet secondaire. Vitesse de vents : pas d'incidence apparente.
Tuile	Influence secondaire de la fraction de RES à l'explication de la représentation des données	Observations principalement expliquées par la température. La RES est indépendante des températures. La RES évolue de façon opposée aux vitesses de vents. La RES est corrélée à la durée des essais puis à l'humidité relative.
Verre	Influence secondaire de la fraction de RES à l'explication de la représentation des données	Observations principalement expliquées par : la température > l'humidité relative > la durée des essais La RES est corrélée positivement aux vitesses de vents. La RES est corrélée à la température puis à l'humidité relative de l'air.

Conclusion du Chapitre 3

Ce chapitre a récapitulé l'ensemble des données expérimentales et de traitements statistiques de ce travail. Les vitesses de vents mesurées au cours des essais étaient relativement faibles et variaient en moyenne de $0,3 \text{ m.s}^{-1}$ à $1,6 \text{ m.s}^{-1}$. Les températures moyennes étaient comprises entre 4°C et 22°C tandis que les humidités relatives moyennes ont varié de 55% à 90%. L'originalité de l'expérimentation n'a pas permis de réelles comparaisons avec des données de la littérature. Concernant les fractions de RES, il a été constaté une hétérogénéité des valeurs obtenues selon le type de surface avec la présence de valeurs négatives qui indiquaient plutôt une rémanence de particules stockées.

L'étude des incertitudes de mesures a permis de vérifier différents points de la méthode expérimentale. Ainsi, les ensemencements dans la chambre peuvent être considérés comme homogènes par type de surface (coefficients de variation de 13%, 12%, 19% et 29% respectivement pour l'ardoise, l'enduit de façade, la tuile et le verre). Elle a également montré que les valeurs négatives de remise en suspension étaient dues aux incertitudes de mesures. Enfin, elle a permis de caractériser des remises en suspension effectives surtout pour l'ardoise et la tuile.

Le traitement et l'analyse des images MEB-EDX a révélé la présence de particules d'or stockées sur les éprouvettes d'ardoise, de tuile et d'enduit de façade. Les diamètres concernés étaient similaires à ceux générés dans la chambre au cours des ensemencements (centrés sur $0,5 \mu\text{m}$). Les quantités stockées observées sur ces 3 surfaces étaient non négligeables. Ces

résultats ont amené l'hypothèse selon laquelle la rémanence de particules stockées pouvait expliquer pour partie la dispersion constatée au niveau des fractions de RES de notre étude. Une analyse en composantes principales a été appliquée à l'ensemble des données afin d'établir les corrélations entre les fractions de RES et les autres paramètres de l'étude. Cette analyse des données montre que dans le cas de l'enduit de façade se sont les fortes températures qui sont corrélées à la RES tandis les vitesses de vents ne semblent avoir eu aucun effet. Concernant l'ardoise, la tuile et le verre, les vitesses de vents ont influé sur les répartitions des données mais de façon secondaire. Les fractions de RES dans le cas de l'ardoise ont été corrélées aux fortes températures principalement puis à la durée des essais. Pour la tuile et le verre, les corrélations entre les fractions de RES et les autres variables étaient moins bien définies.

CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES

A ce jour, le développement urbain participe fortement à l'augmentation des concentrations de particules métalliques dans l'air des villes. L'identification et la caractérisation des différentes sources participant aux flux ambiants sont une étape indispensable à la mise en place de politiques efficaces de réduction des concentrations et de l'exposition des populations. Outre les activités qui s'y déroulent, le milieu urbain se distingue par des taux importants de nombreuses surfaces imperméables sur lesquelles la pollution particulaire peut s'accumuler. Ainsi, en plus des émissions directes, les particules déposées peuvent être remises en suspension et contribuer aux flux ambiants.

Le Laboratoire Eau et Environnement de l'Université Gustave Eiffel mène des travaux afin d'acquérir de nouvelles connaissances sur la dynamique de transfert des phases porteuses de polluants notamment métalliques dans les systèmes urbains. A ce titre, ce laboratoire s'est interrogé sur l'influence de la remise en suspension dans la part des polluants apportés dans les eaux (de ruissellement) par le dépôt sec atmosphérique. La présente étude s'est intéressée à la question de remise en suspension de particules métalliques $PM_{2.5}$ en milieu extérieur urbain directement corrélée avec des matériaux/surfaces de bâtis. A l'heure actuelle, il n'existe pas à notre connaissance, de travaux dans la littérature ayant observé cette relation. Ce travail a donc eu pour objectif d'améliorer les connaissances sur la question. Il s'est proposé de quantifier cette remise en suspension pour des surfaces d'ardoise, de tuile, d'enduit de façade et de verre en fonction des conditions de température, d'humidité relative, de vitesses de vents et de durée d'exposition.

Dans un premier temps, nous avons effectué une étude bibliographique qui a permis de définir les principaux éléments d'entrée de notre étude. Un état de l'art sur le milieu urbain et les polluants métalliques associés a d'abord montré que dans les villes, les particules métalliques se répartissaient essentiellement sous le mode fin ($PM_{2.5}$). Les données de la littérature ont également mis en évidence les densités importantes de surfaces qui représentaient alors un point de départ intéressant pour aborder la question de remise en suspension en ville. Nous avons ensuite effectué une synthèse bibliographique de diverses études existant sur la remise en suspension de particules. On trouve une abondante littérature sur la question, toutefois relative aux milieux confinés. Néanmoins, ces travaux ont apporté d'importantes avancées. Ils ont montré que les facteurs qui initient ce phénomène sont divers avec des liens complexes et propres à chaque contexte expérimental. Aussi bien la taille, la morphologie des particules, l'humidité relative de l'air, la température, la structure du dépôt, la rugosité de la surface accueillant le dépôt, les vitesses de vents ou les forces en jeu vont conditionner les quantités remises en suspension. Concernant le milieu extérieur, l'estimation des facteurs et taux de remise en suspension, généralement utilisés pour mesurer la remise en suspension en milieu extérieur, comportent des limitations majeures non résolues à ce jour. Enfin, l'état de l'art a montré que l'estimation de fractions de remise en suspension utilisées dans la littérature pour des milieux confinés était l'approche la mieux adaptée aux objectifs de notre travail de recherche.

Pour estimer nos fractions de RES, une approche expérimentale a été développée durant ce travail. Elle s'est articulée en deux étapes : un ensemencement de particules métalliques d'or sur des éprouvettes des surfaces étudiées dans une chambre conçue à cet effet, suivi d'une exposition des surfaces ensemencées en milieu extérieur. Pour chaque type de surface et pour chaque essai, les fractions de remise en suspension ont ensuite été déterminées par la différence entre les concentrations ensemencées et celles mesurées après exposition.

Afin d'évaluer notre démarche expérimentale de mesure de la fraction de RES, une phase amont du travail a consisté à valider les paramètres d'ensemencement et de récupération par lessivage des particules sur les surfaces. Cette démarche a permis d'identifier les particules d'or comme étant les mieux appropriées vis à vis du protocole de récupération et du post-traitement analytique. Les mesures ont en effet montré de meilleurs rendements pour ces particules comparativement à l'argent et au tungstène également testés. La caractérisation granulométrique des ensemencements pour l'or a montré une distribution centrée sur $0,5 \mu\text{m}$ avec une répartition individuelle et en monocouche sur les surfaces de l'étude.

Les vitesses de vents mesurées au cours de ce travail étaient relativement faibles ($0,3 \text{ m.s}^{-1}$ à $1,6 \text{ m.s}^{-1}$). Pour chaque type de surface, des fractions de remise en suspension ont été calculées sur sept campagnes expérimentales réalisées en automne et en été. Les fractions obtenues par notre méthode de calcul comportaient aussi bien des valeurs positives présupposant une remise en suspension, que des valeurs négatives. Elles ont varié de -37% à 71% .

Une estimation méthodique des erreurs de mesures a été utilisée pour valider la procédure de calcul des fractions de RES. Elle a notamment permis de caractériser les 7 ensemencements dans la chambre comme étant homogènes par type de surface et par essai. En plus de l'homogénéité des ensemencements dans la chambre, l'estimation des incertitudes de mesures a servi à expliquer l'ensemble des fractions calculées particulièrement pour les négatives. Dans le cas de valeurs négatives, il a été mis en évidence des probabilités non négligeables de remise en suspension. Au final, pour chacune des surfaces, plus de la moitié des essais a présenté une probabilité de remise en suspension avec des fractions pouvant atteindre de fortes valeurs particulièrement pour l'ardoise et la tuile où des remises en suspension effectives ont été caractérisées.

La rugosité des surfaces a également été étudiée par interférométrie optique puis par observation au microscope électronique à balayage. La caractérisation par interférométrie optique a classé les surfaces en trois principaux groupes. Le verre présentait un état de surface très lisse (grandeurs nanométriques) cependant, avec certains défauts de surface donnant des valeurs non représentatives de la surface globale de l'éprouvette. L'enduit de façade était très rugueux (grandeurs millimétriques) avec un état de surface irrégulier comportant des porosités et des aspérités relativement importantes. Enfin la tuile et l'ardoise présentaient relativement le même état de surface avec une rugosité moyenne (grandeurs micrométriques), toutefois plus homogène et isotrope pour l'ardoise par rapport à la tuile.

Les observations au microscope électronique à balayage des surfaces étaient en accord avec les conclusions de l'interférométrie optique. Elles ont été réalisées en fin de l'ensemble de

l'étude. L'analyse des images issues de ces observations a révélé un effet de stockage non négligeable des particules sur les surfaces au fil des essais sauf dans le cas du verre où aucune particule stockée n'a été observée. Nous avons conclu que cet effet de stockage a entraîné des rémanences de particules lors des lessivages qui ont contribué à la dispersion des fractions de remise en suspension calculées. Les concentrations stockées étaient respectivement plus importantes pour l'ardoise, la tuile puis l'enduit de façade. Les particules stockées étaient de même diamètres que celles générées dans la chambre (0,5 μm).

Enfin, à partir de l'ensemble de nos résultats expérimentaux nous avons réalisé différentes analyses en composantes principales. Nous avons méthodologiquement dégagé pour chaque type de surface le comportement de la remise en suspension vis-à-vis des températures, des vitesses de vents, de l'humidité relative et de la durée des essais d'exposition. La dispersion des observations a montré que l'ensemble de ces paramètres a eu une influence relative sur l'analyse. Des corrélations entre les fractions de remise en suspension et les autres variables de l'étude ont été établies. Deux principaux types de comportements ont été identifiés. Tout d'abord, l'enduit de façade s'est distingué des trois autres surfaces du fait de sa rugosité. Pour cette surface, les vitesses de vents semblent n'avoir eu aucun effet sur les quantités de particules remises en suspension. Les fortes températures sont apparues comme les paramètres explicatifs des valeurs de remises en suspension obtenues. Ensuite l'ardoise, la tuile et le verre ont formé un groupe pour lequel les vitesses de vents ont influé sur les répartitions des données. Dans le cas de l'ardoise, la fraction de remise en suspension a été corrélée « positivement » aux températures et à la durée des essais. Pour la tuile et le verre l'influence de la fraction de remise en suspension sur l'explication des observations de l'analyse était secondaire. En effet, les résultats étaient expliqués essentiellement par les températures. Toutefois, cette influence secondaire a montré que la remise en suspension évoluait positivement avec les vitesses de vents pour le verre alors que cette tendance était inversée dans le cas de la tuile.

Perspectives

Ce travail de recherche a mis en place une approche méthodologique nouvelle pour traiter la question de remise en suspension (non mécanique) en milieu extérieur. Certaines améliorations peuvent être apportées pour approfondir nos conclusions. Les limites rencontrées nous conduisent à proposer des axes de recherches pour l'avenir. Ces axes peuvent être répartis en deux démarches principales :

- un traitement statistique supplémentaire des données actuelles
- un apport d'essais expérimentaux additionnels avec des points d'amélioration

Concernant le traitement statistique, nos différentes analyses en composantes principales ont permis de mettre en évidence un certain nombre de corrélations. L'ACP a permis d'obtenir des analyses descriptives multidimensionnelles directes sans avoir recours à une procédure par à coups. Toutefois, les méthodes en statistique qui peuvent mettre en évidence notre problématique sont nombreuses. Une investigation de certaines de ces méthodes en plus de

l'ACP permettrait d'avoir une précision beaucoup plus importante des corrélations observées. De telles analyses n'ont pu être effectuées faute de temps. On peut citer les AFC (Analyse Factorielle des Correspondances), des AFCM (Analyse Factorielle Multiple des Correspondances) ou encore des régressions linéaires simples et multiples. Avec les données actuelles il serait possible de réaliser une AFC, en faisant des classes optimales à partir desquelles les données analysées seraient non plus quantitatives mais qualitatives. Cette piste, additionnée à l'ACP, pourrait améliorer l'analyse des corrélations. Dans un autre temps, compte tenu du fait que l'ACP a décrit les influences des variables les unes par rapport aux autres, il serait possible de travailler à un modèle par type de surface en faisant appel à des régressions linéaires. Enfin, compte tenu de la quantité de nos données de départ, nous avons utilisé les moyennes durant ce travail d'analyse. Il serait intéressant d'observer par des méthodes de statistiques adaptées aux grandes bases de données, quelles seraient les conclusions lors d'une prise en compte de l'ensemble des données brutes des matrices de départ.

Concernant les améliorations expérimentales, nous avons souligné dans le chapitre 2 la question des poudres de particules nébulisées dans la chambre. En effet, nous avons trouvé dans le commerce uniquement des poudres de particules polydispersées. Il serait donc souhaitable par la suite, de réaliser des essais avec des diamètres monodispersés. Cela permettrait de réduire les sources d'écarts de concentrations rencontrés lors des ensemencements. Enfin, pour une meilleure évaluation des paramètres météorologiques qui influent sur cette remise en suspension, nous proposons des expérimentations d'exposition en chambre climatique. Elles permettraient, pour des conditions de températures, d'humidité relative, de vents et de durée d'exposition prédéfinies et variées, d'observer la remise en suspension par type de surface. Différentes questions pourraient également être étudiées au cours de ces essais :

- d'une part, il serait pertinent de vérifier pour chaque type de surface si une limite de stockage des particules existe, évaluer l'impact de ce stockage sur les quantités remises en suspension et définir un protocole efficient qui permettrait de désolidariser toutes ces particules des surfaces.
- d'autre part, de nouveaux paramètres relatifs aux surfaces peuvent être apportés à l'analyse de la remise en suspension, notamment l'influence de leur orientation durant l'exposition, l'âge des surfaces (changement de rugosité) et enfin l'impact de la température des surfaces durant l'exposition sur les fractions remises en suspension (ce paramètre pourrait être plus pertinent que la température de l'air).

Enfin, les vitesses de frottement sur les surfaces n'ont pas été étudiées du fait de la configuration du mode opératoire (équipements appropriés, identification précise des épisodes de remise en suspension durant les expositions...). Il serait intéressant de réaliser des essais en milieu contrôlé (ex : soufflerie) afin de mettre en perspectives ces vitesses et de les comparer à celles d'autres études.

BIBLIOGRAPHIE

- Abadie Marc.** (2000). Contribution à l'étude de la pollution particulaire : rôle des parois, rôle de la ventilation. Sciences de l'ingénieur [physics]. Université de la Rochelle. Français. <tel-00010527>
- Abu-Allaban, M.; Gillies, J. A.; Gertler, A. W.; Clayton, R.; Proffitt, D.** (2003) Tailpipe, resuspended road dust, and brake-wear emission factors from on-road vehicles. *Atmos. Environ.* 37: 5283-5293
- Adachi, K. and Tainosho, Y.** (2004). Characterization of heavy metal particles embedded in tire dust, *Environ. Int.*, 30(8), 1009–1017, doi:10.1016/j.envint.2004.04.004, 2004.
- Adams, F.** (1983). Sampling and analysis of aerosols. *Pure Appl. Chem.* 55, 1925-1942.
- Adon Aka Jacques.** (2019). Evaluation de l'impact sur la santé de l'aérosol de combustion pour différentes sources urbaines en Afrique de l'Ouest en saison sèche et humide: caractérisation physico-chimique et toxicologique. *Ecologie, Environnement.* Université Paul Sabatier - Toulouse III.
- AEE 2018 – Agence de l'environnement européenne - Air quality in Europe – 2018 report.** N°12. ISBN 978-92-9213-989-6
- Ahmad, W.** (2017). Formation d'aérosols organiques secondaires dans l'oxydation du limonène et des méthoxyphénols. Etude de l'influence des conditions environnementales. Thèse de doctorat. Université du Littoral Côte d'Opale.
- Akbari H., Rose L.S.** (2008). Urban surfaces and heat island mitigation potentials. *Journal of the Human-Environment System*, 11 (2): 85- 101. <http://dx.doi.org/10.1618/jhes.11.85>
- Allemand Nadine, Jean-Marc Andre, Stéphanie Barrault, Grégoire Bongrand, Romain Bort, Jérôme Boutang, Jean-Pierre Chang, Benjamin Cuniasse, Ariane Druart, Anaïs Durand, Etienne Feutren, Antoine Gavel, Valérie Imad, Coralie Jeannot, Gwenaëlle Le Borgne, Etienne Mathias, Vincent Mazin, Colas Robert, Nadia Taieb, Mark Tuddenham, Nathan Vandromme, Thamara Vieira Da Rocha, Julien Vincent.** (2020). Gaz à effet de serre et polluants atmosphériques . Bilan des émissions en France de 1990 à 2018. Rapport Secten édition 2020.
- Allen, AG, Nemitz E, Shi JP, Harrison RM, and Greenwood JC** .(2001) Size Distributions of Trace Metals in Atmospheric Aerosols in the United Kingdom. *Atmospheric Environment* 35 (27): 4581–91. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(01\)00190-X](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(01)00190-X).
- Alloul-Marmor, L.** (2002). Réentraînement par écoulement d'air d'une contamination particulaire déposée sur une surface. Thèse de doctorat. Université de Paris XII (Lpatc)

Amato F, Favez O, Pandolfi M, Alastuey A, Querol X, Moukhtar S, Bruge B et al. (2016) Traffic Induced Particle Resuspension in Paris: Emission Factors and Source Contributions. *Atmospheric Environment*, 129: 114–24. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.01.022>.

Amato, F., Nava, S., Lucarelli, F., Querol, X., Alastuey, A., (2010). A comprehensive assessment of PM emissions from paved roads: real-world emission factors and intense street cleaning trials. *Science of the Total Environment* 408 (20), 4309-4318.

Amato, Fulvio, Martijn Schaap, Hugo A. C. Denier van der Gon, Marco Pandolfi, Andrés Alastuey, Menno Keuken, et Xavier Querol. (2012). Effect of rain events on the mobility of road dust load in two Dutch and Spanish roads . *Atmospheric Environment* 62 (Supplement C):352-58. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.08.042>.

Amato, M. Pandolfi, T. Moreno, M. Furger, J. Pey, A. Alastuey, N. Bukowiecki, A. S. H. Prevot, U. Baltensperger, et X. Querol. (2011). Sources and variability of inhalable road dust particles in three European cities. *Atmospheric Environment* 45 (37):6777-87. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.06.003>.

Amato, S. Nava, F. Lucarelli, X. Querol, A. Alastuey, J. M. Baldasano, et M. Pandolfi. (2010). A Comprehensive Assessment of PM Emissions from Paved Roads: Real-World Emission Factors and Intense Street Cleaning Trials. *The Science of the Total Environment* 408 (20):4309-18. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.06.008>.

Andrén H, Rodushkin I, Stenberg A, Malinovsky D, Baxter D. (2004). Sources of mass bias and isotope ratio variation in multi-collector ICP-MS: optimization of instrumental parameters based on experimental observations. *J Anal At Spectrom* 2004;19:1217-24.

Aphekom - Improving Knowledge and Communication for Decision Making on Air Pollution and Health in Europe - Local city report -Barcelona - Public Health Agency of Barcelona

Armstrong, J.T. (1991). Quantitative elemental analysis of individual microparticles with electron beam instruments. In: Heinrich, K.F.J., Newbury, D.E. (Eds.), *Electron Probe Quantitation*. Plenum Press, New York, pp. 261–315.

Ault, A.P., Peters, T.M., Sawvel, E., Casuccio, G., Willis, R., Norris, G., Grassian, V.H., (2012). Single Particle SEM-EDX Analysis of Iron-containing Coarse Particulate Matter in an Urban Environment: Sources and Distribution of Iron Within Cleveland, Ohio.

Azimi, S, V. Rocher, S. Garnaud, G. Varrault, and D. Thevenot. (2002). Decrease of atmospheric deposition of heavy metals in an urban area from 1994 to 2002 (Paris, France). *Chemosphere*, 61 :645–651, 2005.

Badyda, Artur, Dąbrowiecki Piotr , Lubinski Wojciech, Czechowski Piotr, Majewski, Grzegorz, Chcialowski Andrzej and Kraszewski Andrzej. (2013). Influence of Traffic-Related Air Pollutants on Lung Function. *Advances in experimental medicine and biology*. 788 : 229-35.

Béchet, B, Le Bissonnais Y, Ruas A, Aguilera A, André M, et al. (2017). Sols artificialisés et processus d'artificialisation des sols, Déterminants, impacts et leviers d'action. INRA (France), pp.609. hal-01687919

Bechlin MA, Fortunato FM, Ferreira EC, Gomes Neto JA, Nóbrega JA, Donati GL, et al. (2014). Bismuth as a general internal standard for lead in atomic absorption spectrometry. *Anal Chim Acta*;831:24-30.

Benabed, A.(2017). Contribution à l'étude de la remise en suspension de particules générée par le pas humain au sein d'une ambiance du bâtiment.Thèse de doctorat. Université de La Rochelle.

Beranek, W.J. (1984). Wind environment around single buildings of rectangular shape, *Heron* 29-1.

Bessagnet Bertrand. (2016). Modélisation de la remise en suspension des particules par le trafic routier- contribution des opérations de Sablage/salage. DRC-16-152352-06781A 2.INERIS

Besse Julie, Bernard David, Nicolas Dalleau et Guillaume Brulfert. (2017). Sols contaminés, une source secondaire de polluants pour l'atmosphère ? Le cas des HAP, des pesticides et de l'arsenic. *Pollution atmosphérique* [En ligne], N°231 – 232. <https://doi.org/10.4267/pollution-atmospherique.5875>

BGI, INC. (2002). Collison nebulizer - instructions. Instruction manual.

Bhatti, S.S.; Tripathi, N.K., (2014). Built-up area extraction using Landsat 8 OLI imagery. *Giscience & Remote Sensing*, 51 (4): 445-467. <http://dx.doi.org/10.1080/15481603.2014.939539>

Boor Brandon E., Jeffrey A. Siegel & Atila Novoselac .(2013b).Wind Tunnel Study on Aerodynamic Particle Resuspension from Monolayer and Multilayer Deposits on Linoleum Flooring and Galvanized Sheet Metal, *Aerosol Science and Technology*, 47:8, 848-857, DOI: 10.1080/02786826.2013.794929

Boor, B. E., Siegel, J. A., and Novoselac, A. (2011). Development of an Experimental Methodology to Determine Monolayer and Multilayer Particle Resuspension from Indoor Surfaces, in *ASHRAE Transactions: Proceedings of the 2011 ASHRAE Winter Conference*, Las Vegas, NV, 117(1), pp. 434-441 (paper ID: LV-11-C053)

Boor, B. E., Siegel, J. A., and Novoselac, A. (2013a). Monolayer and Multilayer Particle Deposits on Hard Surfaces: Literature Review and Implications for Particle Resuspension in the Indoor Environment. *Aerosol Sci. Technol.*, 47:831–847.

Bottema, M. (1993). Wind climate and urban geometry. Technische Universiteit Eindhoven. <https://doi.org/10.6100/IR388789>

Boucher O. (2015) Atmospheric Aerosols. In: *Atmospheric Aerosols*. Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-94-017-9649-1_2

Boulyga S, Klötzli U, Prohaska T. (2006). Improved abundance sensitivity in MC-ICP-MS for determination of $^{236}\text{U}/^{238}\text{U}$ isotope ratios in the 10^{-7} to 10^{-8} range. *J Anal At Spectrom* 21:1427-30.

Bouvier-Capely, C., Ritt, J., Baglan, N., Cossonnet, C. (2004). Potentialities of mass spectrometry (ICP-MS) for actinides determination in urine. *Appl. Radiat. Isot.* 60, 629–633.

Braaten, D. A. (1994), Wind Tunnel Experiments of Large Particle Reentrainment - Deposition and Development of Large Particle Scaling Parameters. *Aerosol Sci. Technol.*, 21, 157-169.

Braaten, D. A., Paw U, K. T., Shaw, R. H. (1988), Coherent structures and particle detachment in boundary layer flows. *J. Aérosol Sci.*, 19, 1183-1186.

Braaten, D. A., Paw U, K. T., Shaw, R. H. (1990), Particle Resuspension in a turbulent boundary Layer - Observed and Modeled. *J. Aerosol Sci.*, 21, No 5, 613-628

Brimblecombe, Peter. (2010). Air pollution and society. *EPJ Web of Conferences.* 9. 10.1051/epjconf/201009018.

Browner RF, Boorn AW, Smith DD. (1982). Aerosol transport model for atomic spectrometry. *Anal Chem* 1982;54:1411-9.

Businger, J.A. (1986). Evaluation of the accuracy with which dry deposition can be measured with current micrometeorological techniques. *Journal of Climate & Applied Meteorology* 25, 1100-1124.

Buttner, M., Cruz-Perez, P., Stetzenbach, L., Garrett, P., Luedtke, A. (2002). Measurement of airborne fungal spore dispersal from three types of flooring materials. *Aerobiologia* 18 (1),1-11.

Byrne M. A., Goddard A. J. H., Lange C., Roed J., (1995). Stable tracer aerosol deposition measurements in a test chamber. *Journal of Aerosol Science* 26, 645-653.

Cachon, B. F., Firmin, S., Verdin, A., Ayi-Fanou, L., Billet, S., Cazier, F., Martin, P. J., Aissi, F., Courcot, D., Sanni, A. and Shirali, P. (2014). Proinflammatory effects and oxidative stress within human bronchial epithelial cells exposed to atmospheric particulate matter (PM_{2.5} and PM_{>2.5}) collected from Cotonou, Benin, *Environmental Pollution*, 185, 340–351, doi: 10.1016/j.envpol.2013.10.026.

Calvo, A., C. Alves, A. Castro, V. Pont, A. Vicente and R. Fraile .(2013). Research on aerosol sources and chemical composition: past, current and emerging issues. *Atmospheric Research* 120: 1-28.

Carabali, G., R. Mamani-Paco, T. Castro, O. Peralta, E. Herrera and B. Trujillo .(2012). "Optical properties, morphology and elemental composition of atmospheric particles at T1 supersite on MILAGRO campaign." *Atmospheric Chemistry and Physics* 12(5): 2747-2755.

Carlson TN and Sanchez-Azofeifa GA. (1999). Satellite Remote Sensing of Land Use Changes in and around San Jose, Costa Rica. *Remote Sensing of Environment*, 70(3), 247-256. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(99\)00018-8](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(99)00018-8).

Caroli, S., Forte, M., Nuccetelli, C., Rusconi, R., Risica, S.,(2013). A short review on radioactivity in drinking water as assessed by radiometric and Inductively Coupled Plasma-Mass Spectrometry techniques. *Microchem. J.* 107, 95–100.

Case CP, Ellis L, Turner JC, Fairman B. (2001). Development of a routine method for the determination of trace metals in whole blood by magnetic sector inductively coupled plasma mass spectrometry with particular relevance to patients with total hip and knee arthroplasty. *Clin Chem* ; 47:275-80.

Cattell, R.B. (1996) The Scree Test for the Number of Factors. *Multivariate Behavioral Research*, 1, 245-276. http://dx.doi.org/10.1207/s15327906mbr0102_10

Chamberlain A. C. (1967). Transport of Lycopodium spores and other small particles to rough surfaces. *Proceedings of the Royal Society London*, 296 A.

Chamberlain A. C., Chadwick R. C., (1966). Transport of iodine from atmosphere to ground. *Tellus XVII*(2), 226-237.

Chebbo, G. and Gromaire, M.C. (2004). The experimental urban catchment "Le Marais" in Paris : what lesson can be learned from it? *Journal of Hydrology*, 299 :312–323.

Chiffoleau, J. (2007). La contamination métallique. Rapport technique, IFREMER, Région Haute Normandie, (Programme scientifique Seine-Aval).

Chiffoleau, J. C. (2001). La contamination métallique. Technical report, IFREMER, Région Haute Normandie, (Programme scientifique Seine-Aval).

Chiou, S. F., and Tsai, C. J. (2001). Measurement of Emission Factor of Road Dust in a Wind Tunnel. *Powder Technol.*, 118:10–15.

Cho, S.H., Richmond-Bryant, J., Thornburg, J., Portzer, J., Vanderpool, R., Cavender, K., Rice, J.A. (2011). Literature review of concentrations and size distributions of ambient airborne Pb-containing particulate matter. *Atmospheric Environment*.

Choël M., K. Deboudt, J. Osán, P. Flament and R. Van Grieken. (2005). Quantitative Determination of LowZ Elements in Single Atmospheric Particles on Boron Substrates by Automated Scanning Electron Microscopy-Energy-Dispersive X-ray Spectrometry. *Analytical Chemistry*, vol. 77, pp 5686–5692.

Chuang, H.-C., BéruBé, K., Lung, S.-C.C., Bai, K.-J., Jones, T. (2013). Investigation into the oxidative potential generated by the formation of particulate matter from incense combustion. *J. Hazard. Mater.* 244–245, 142–150.

CICR. (2013) - Centre international de recherche sur le cancer - 2013 - Air pollution and cancer - Editors, K. Straif, A. Cohen, J. Samet. IARC Scientific Publications; 161. ISBN 978-92-832-2166-1

Collison W.E. (1935). Inhalation Therapy Technique. Heinemann, London

Connan O., Maro D., Hébert D., Rozet M., Solier L., Boulaud D., Tenailliau L. (2006). Mesure des vitesses de dépôt sec des aérosols de 0,2 μm sur différents types de substrats urbains, projet Primequal : campagnes Salifa 2005-2006. Rapport IRSN DEI/SECRE/2006-44.

Corn, M. (1961a). The adhesion of solid particles to solid surfaces, I. A review. *J. Air Pollut. Control Assoc.* 11 (11), 523–528.

Corn, M., (1961b). The adhesion of solid particles to solid surfaces II. *J. Air Pollut. Control Assoc.* 11 (12), 566–584.

Corn, M., and Stein, F. (1965). Re-entrainment of Particles from a Plane Surface. *Am. Ind. Hyg. Assoc. J.*, 26:325–336.

D'Argoues, o. (2009). Mise en place d'une mesure rapide de la composition chimique de l'aérosol en zone urbaine : étude en mégapoles. Thèse de doctorat. Université Paris-Diderot - Paris VII.

D'Ilio S, Violante N, Majorani C, Petrucci F. (2011). Dynamic reaction cell ICP-MS for determination of total As, Cr, Se and V in complex matrices: still a challenge? A review. *Anal Chim Acta* ; 698: 6-13.

Dagaonkar M, Majumdar U. (2012). Morphology of fibrous material on colloid filtration. *J Eng Fibers Fabrics*, 7:6-74.

Damay P. (2010). Détermination expérimentale de la vitesse de dépôt sec des aérosols submicroniques en milieu naturel : influence de la granulométrie, des paramètres micrométéorologiques et du couvert. Thèse de doctorat, INSA de Rouen, rapport ISRN/IRSN-2010/134, 218.

Damay P. E., Maro D., Coppalle A., Lamaud E., Connan O., Hébert D., Talbaut M., Irvine M. (2009). Size-resolved eddy covariance measurements of fine particle vertical fluxes. *Journal of Aerosol Science* 40, 1050-1058.

De Bock, L.A., and Van Grieken, R.E. (1999). Single particle analysis techniques. In *Analytical Chemistry of Aerosols*, K.R. Spurny, ed. (London: Lewis Publishers), pp. 243-275.

Debba, D. (2017). Etude locale des mécanismes de réentrainement des microparticules en conduite ventilée. Mécanique des fluides. Thèse de doctorat. Ecole nationale supérieure Mines-Télécom Atlantique.

DeCarlo, P. F., J. G. Slowik, D. R. Worsnop, P. Davidovits and J. L. Jimenez . (2004). "Particle morphology and density characterization by combined mobility and aerodynamic

diameter measurements. Part 1: Theory." *Aerosol Science and Technology* 38(12): 1185-1205.

Dockery, D. W., C. A. Pope, X. Xu, J. D. Spengler, J. H. Ware, M. E. Fay, B. G. Ferris Jr and F. E. Speizer. (1993). "An association between air pollution and mortality in six US cities." *New England journal of medicine* 329(24): 1753-1759.

Donaldson, K., Stone, V., Seaton, A., and MacNee, W. (2001). Ambient particle inhalation and the cardiovascular system: potential mechanisms. *Environmental health perspectives*, 109 Suppl 4(Suppl 4), 523–527. <https://doi.org/10.1289/ehp.01109s4523>

Dongarrà G, Manno E, Varrica D, Lombardo M and Vultaggio M. (2010). Study on Ambient Concentrations of PM10, PM10-2.5, PM2.5 and Gaseous Pollutants. Trace Elements and Chemical Speciation of Atmospheric Particulates. *Atmospheric Environment*, 44 (39): 5244–57. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.08.041>.

Douglas DJ, Kerr LA. (1988). Study of solids deposition on inductively coupled plasma mass spectrometry samplers and skimmers. *J Anal At Spectrom* 1988;3:749-52.

Duh, J.D., Shandas, V., Chang, H., George, L.A. (2008). Rates of urbanisation and the resiliency of air and water quality. *Sci. Total Environ.* 400, 238-256.

Dye, A., M. Rhead and C. Trier. (2000). "The quantitative morphology of roadside and background urban aerosol in Plymouth, UK." *Atmospheric Environment* 34(19): 3139-3148.

Ebert, M., Inerle-Hof, M., and Weinbruch, S. (2002). Environmental scanning electron microscopy as a new technique to determine the hygroscopic behaviour of individual aerosol particles. *Atmos. Environ.* 36, 5909-5916.

Ebert, M., Weinbruch, S., Hoffmann, P., and Ortner, H.M. (2000). Chemical characterization of North Sea aerosol particles. *J. Aerosol Sci.* 31, 613-632.

Ebert, M, S. Weinbruch, P. Hoffmann, and H. M. Ortner. (2004). The chemical composition and complex refractive index of rural and urban influenced aerosols determined by individual particle analysis. *Atmospheric Environment*, 38 :6531–6545.

Einstein SA, Yu CH, Mainelis G, Chen LC, Weisel CP, Liroy PJ. (2012). Design and validation of a passive deposition sampler. *J Environ Monit.* 2012 September ; 14(9): 2411–2420. doi:10.1039/c2em30174a.

El Hijri Jawad. (2008). Contribution expérimentale et numérique à l'étude de la remise en suspension des particules par l'activité humaine. Thèse de doctorat. Université de La Rochelle. Français. <tel-00404080 >.

Elmes Michele, Gasparon Massimo. (2017). Sampling and single particle analysis for the chemical characterization of fine atmospheric particulates: A review. *Journal of Environmental Management* 202:137 -150. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.06.067>

Erell, E., Pearlmutter, D. et Williamson, T. (2011). Urban microclimate : designing the spaces between buildings. Earthscan.

Escrig A, Amato F, Pandolfi M, Monfort E, Querol X, Celades I, Sanf elix V, Alastuey A and Orza JAG. (2011). Simple Estimates of Vehicle-Induced Resuspension Rates. *Journal of Environmental Management*,92 (10): 2855–59.

Ferm, M., and Sj oberg, K. (2015). Concentrations and Emission Factors for PM_{2.5} and PM₁₀ from Road Traffic in Sweden. *Atmospheric Environment*, 119: 211–19.

Finlayson-Pitts B.J., Pitts Jr J.N. (2000). Chemistry of the upper and lower atmosphere: theory, experiments, and applications. Academic Press Inc., 2000, pp. 969.

Finlayson-Pitts, B. J. and J. N. Pitts Jr .(1986). Atmospheric chemistry. Fundamentals and experimental techniques.

Fletcher R, Briggs N, Ferguson E, Gillen G. (2008). Measurement of air jet removal efficiencies of spherical particles from cloth and planar surfaces. *Aerosol Sci Technol.* 42(12):1052-61.

Friess H and Yadigaroglu G. (2001).A Generic Model for the Resuspension of Multilayer Aerosol Deposits by Turbulent Flow. *Nuclear Science and Engineering*, 138 (2): 161–76. <https://doi.org/10.13182/NSE01-A2207>.

Friess, H., Yadigaroglu, G. (1998). Inclusion of Structural Parameters in the Modelling of Aerosol Resuspension. Third OECD Specialist Meeting on Nuclear Aerosols in Reactor Safety. Cologne, Germany;

Fromentin, A. (1989), Particle resuspension from a multi-layer deposit by turbulent flow. Th ese de doctorat. Paul Scherrer Institut. PSI-Bericht Nr. 38, September 1989.

Fruhstorfer, P., and Niessner, R. (1994). Identification and classification of airborne soot particles using an automated SEM/EDX. *Mikrochim. Acta* 113, 239-250.

Fuzzi, S., Baltensperger, U., Carslaw, K., Decesari, S., Denier van der Gon, H., Facchini, M. C., Fowler, D., Koren, I., Langford, B., Lohmann, U., Nemitz, E., Pandis, S., Riipinen, I., Rudich, Y., Schaap, M., Slowik, J. G., Spracklen, D. V., Vignati, E., Wild, M., Williams, M., and Gilardoni, S. (2015). Particulate matter, air quality and climate: lessons learned and future needs, *Atmos. Chem. Phys.*, 15, 8217–8299, <https://doi.org/10.5194/acp-15-8217-2015>.

Gac J, Sosnowski TR, Gradon L. (2008). Turbulent flow energy for aerosolization of powder particles. *Aerosol Sci* 39:113-26.

Garland, J. A. (1983). Some recent studies of the resuspension of deposited material from soil and grass. In: *Precipitation Scavenging, Dry Deposition and Resuspension* (Eds H. R. Pruppacher, R. G. Semonin, and W. G. N. Slinn). Elsevier, Amsterdam, pp. 1087–1097.

Gehrig R, Zeyer K, Bukowiecki N, Lienemann P, Poulidakos LD, Furger M and Buchmann B (2010). Mobile Load Simulators-A Tool to Distinguish between the Emissions Due to Abrasion and Resuspension of PM10 from Road Surfaces. *Atmospheric Environment* 44 (38): 4937–43. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.08.020>.

Giess, P., A. J. H. Goddard, et G. Shaw. (1997). Factors affecting particle resuspension from grass swards . *Journal of Aerosol Science* 28 (7):1331-49. [https://doi.org/10.1016/S0021-8502\(97\)00021-9](https://doi.org/10.1016/S0021-8502(97)00021-9).

Giess, P., Goddard, A. J. H., Shaw, G., Allen, D. (1994). Resuspension of monodisperse particles from short grass swards : a wind tunnel study. *J. Aerosol Sci.*, 25, 843-857.

Gillette, D. A., I. H. Blifford, and D. W. Fryrear. (1974). The influence of wind velocity on the size distributions of aerosols generated by the wind erosion of soils. *Journal of Geophysical Research*, 79, 4068–4075.

Gnecco, C. Berretta, L. G. Lanza, and P. La Barbera. (2005). Storm water pollution in the urban environment of Genoa, Italy. *Atmospheric Research*, 77 :60–73.

Goldasteh, I., Ahmadi, G., and Ferro, A. (2012). A Model for Removal of Compact, Rough, Irregularly Shaped Particles from Surfaces in Turbulent Flows. *J. Adhesion.*, 88:766–786.

Gotoh, K., Morooka, H., Nishimura, T. (2001), Effect of number density of deposited particles on resuspension fraction from sparse particle bed., *J. Aerosol Sci.*, 32, S559S560.

Grieshop, A. P., Donahue, N. M. and Robinson, A. L. (2009). Laboratory investigation of photochemical oxidation of organic aerosol from wood fires 2: analysis of aerosol mass spectrometer data, *Atmos. Chem. Phys.*, 9(6), 2227–2240. <http://dx.doi.org/10.5194/acp-9-2227-2009>.

Gu J, Pitz M, Schnelle-Kreis J, Diemer J, Reller A, Zimmermann R, Soentgen J et al. (2011). Source Apportionment of Ambient Particles: Comparison of Positive Matrix Factorization Analysis Applied to Particle Size Distribution and Chemical Composition Data. *Atmospheric Environment*, 45 (10): 1849–57.

Gu L., Baldocchi D.D., Wofsy S.C., Munger J.W., Michalsky J.J., Urbanski S.P. et Boden T.A. (2003). Response of a deciduous forest to the mount Pinatubo eruption: enhanced photosynthesis. *Science*, 299, 2035-2038.

Guilbaud Sarah. (2018). Etude du vieillissement des aérosols inorganiques industriels en milieu urbain. Génie chimique. Université du Littoral Côte d’Opale, 2018. Français.

Habibi, Azza. (2015). Analyse rapide des actinides par couplage chromatographie liquide/ICP-MS et de ⁹⁰Sr par compteur proportionnel à gaz, dans les échantillons de l’environnement, en situation post-accidentelle .Thèse de doctorat. Université Pierre et Marie Curie.

Hallquist M., Wenger J.C., Baltensperger U., Rudich Y., Simpson D., Claeys M., Dommen J., Donahue N.M., George C., Goldstein A.H., Hamilton J.F., Herrmann H., Hoffmann T., Iinuma Y., Jang M., Jenkin M.E., Jimenez J.L., Kiendler-Scharr A., Maenhaut W., McFiggans G., Mentel Th.F., Monod A., Prévôt A.S.H., Seinfeld J.H., Surratt J.D., Szmigielski R. et Wildt J. (2009). The formation, properties and impact of secondary organic aerosol: current and emerging issues. *Atmos. Chem. Phys.*, 9, 5155-5236.

Hannigan MP, Cass GR, Penman BW, Crespi CL, Lafleur AL, Busby WF, Thilly WG, Simoneit BRT. (1998). Bioassay-directed chemical analysis of Los Angeles airborne particulate matter using a human cell mutagenicity assay *Environmental Science and Technology*. 32: 3502-3514. <https://doi.org/10.1021/es9706561>

Hanus MJ, Langrish TAG. (2007). Re-entrainment of wall deposits from a laboratory- scale spray dryer. *Asia-Pacific J Chem Eng* 2:90-107.

Happo, M. S., Salonen, R. O., Halinen, A. I., Jalava, P. I., Pennanen, A. S., Dormans J. A., Gerlofs-Nijland, M. E., Cassee, F. R., Kosma, V. M., Sillanpaa M., et al. (2010). Inflammation and tissue damage in mouse lung by single and repeated dosing of urban air coarse and fine particles collected from six European cities. *Inhal. Toxicol.*22, 402–416.

Happo, M.S., Hirvonen, M-R., Hälinen, A.I., et al. (2008). Chemical Compositions Responsible for Inflammation and Tissue Damage in the Mouse Lung by Coarse and Fine Particulate Samples from Contrasting Air Pollution in Europe. *Inhalation Toxicology* 20:1215–1231.

Harris AR and Davidson CI. (2009). A Monte Carlo model for soil particle resuspension including saltation and turbulent fluctuations. *Aerosol Sci Technol* 43: 161-73.

Heaney, J. P., Pitt, R. and Field, R. (1999). Innovative urban Wet-Weather flow management systems. Rapport EPA/600/R-99/029, Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH.

Henry, Christophe and Minier, jean-pierre. (2014). Progress in particle resuspension from rough surfaces by turbulent flows. *Progress in Energy and Combustion Science*. 45. 1–53. 10.1016/j.pecs.2014.06.001.

Hinds W.C. (1982). *Aerosol Technology: Properties, Behavior and Measurement of Airborne Particles*". Edited by John Wiley & Sons, Inc, 1982.

Hinds, W. C. (1999), *Aerosol Technology. Properties, Behavior, and Measurement of Airborne Particles*. Second Edition, John Wiley & Sons, New York

Ho K.F., S.C.Lee, J.J.Cao, J.C.Chow, J.G.Watson and C.K.Chan. (2005). Seasonal variations and mass closure analysis of particulate matter in hong kong. *Science of the Total Environment*, 355 :276–287.

Holub, R. F., Raes, F., Van Dingenen, R. and Vanmarcke, H. (1988). Deposition of aerosols and unattached radon daughters in different chambers: theory and experiment.

Horvath H., Pesava P., Toprak S., Aksu R. (1996). Technique for measuring the deposition velocity of particulate matter to building surfaces. *The Science of the Total Environment* 189/190, 255-258.

Houk RS, Fassel VA, Flesch GD, Svec HJ, Gray AL, Taylor CE. (1980). Inductively Coupled Argon Plasma as an Ion Source for Mass Spectrometric Determination of Trace Elements. *Anal Chem* 1980;52:2283-9.

Hsieh, K. C. (1990), Studies of particle reentrainment / detachment from flat surface. Thesis Doctoral. University of Minnesota, September 1990.

Huang, S. L., Hsu, M. K., Chan, C. C. (2003). Effects of submicrometer particle compositions on cytokine production and lipid peroxidation of human bronchial epithelial cells. *Environmental Health Perspectives* 111:478–482.

Hubbard, J. A., Brockmann J. E., Rivera D., and Moore D. G. (2012). Experimental Study of Impulse Resuspension with Laser Doppler Vibrometry. *Aerosol Sci. Technol.*, 46:1303– 1312.

Hueglin C., R. Gehrig, U. Baltensperger, M. Gysel, C. Monn, and H. Vonmont. (2005). Chemical characterisation of PM_{2.5}, PM₁₀ and coarse particles at urban, near-city and rural sites in Switzerland. *Atmospheric Environment*, 39 :637651.

Hussein T., Hruka A., Dohányosová P., Dumbová L., Hemerka J., Kulmala M., Smolík J. (2009a). Deposition rates on smooth surfaces and coagulation of aerosol particles inside a test chamber. *Atmospheric Environment* 43, 905-914.

Hussein T., Kubincová L., Dumbová L., Hruka A., Dohányosová P., Hemerka J., Smolík J., (2009b). Deposition of aerosol particles on rough surfaces inside a test chamber. *Building and Environment* 44, 2056-2063.

Ibrahim A., Dunn P. (2006). Effects of temporal flow acceleration on the detachment of microparticles from surfaces *Aerosol Science* 37, 1258 – 1266

Ibrahim A., Dunn P., Qazi M. (2008). Experiments and validation of a model for microparticle detachment from a surface by turbulent air flow. *J Aerosol Sci*, 39, 645–56.

Ibrahim AH, Brach RM, Dunn PF. (2004). Microparticle detachment from surfaces exposed to turbulent air flow: microparticle motion after detachment. *Journal of Aerosol Science*. 35:1189-204.

IPCC- AR5- 2014 - Myhre, G., D. Shindell, F.-M. Bréon, W. Collins, J. Fuglestedt, J. Huang, D. Koch, J.-F. Lamarque, D. Lee, B. Mendoza, T. Nakajima, A. Robock, G. Stephens, T. Takemura and H. Zhang .(2013). Anthropogenic and Natural Radiative Forcing. In: *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia,

V. Bex and P.M. Midgley (eds.)). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA

IRSN. (2020). Profilométrie optique de 6 surfaces. Rapport correspondant aux mesures réalisées du 19 octobre au 15 décembre 2020.

Ishikawa, Y., Murakami, H., Sekine, T., Yoshihara, K. (1995). Precipitation scavenging studies of radionuclides in air using cosmogenic ^7Be . *Journal of Environmental Radioactivity* 26, 19-36.

Israelachvili, J. (2011), *Intermolecular & Surfaces Forces*. Third Edition, Academic press, London.

Jambers, Wendy et Bock, Lieve & Van Grieken, R.. (1995). Recent advances in the analysis of individual environmental particles. A review. *Analyst*. 120. 10.1039/an9952000681.

Jiang Y., Matsusaka S., Masuda H., Qian Y. (2008). Characterizing the effect of substrate surface roughness on particle–wall interaction with the airflow method. *Powder Technology* 186,199–205.

Joffe P, Thomsen HS, Meusel M. (1998). Pharmacokinetics of gadodiamide injection in patients with severe renal insufficiency and patients undergoing hemodialysis or continuous ambulatory peritoneal dialysis. *Acad Radiol* 1998;5:491-502.

Johnson WP, Li X, Assemi S. (2007). Deposition and re-entrainment dynamics of microbes and non-biological colloids during non-perturbed Transp Porous Media in the presence of an energy barrier to deposition. *Adv Water Resour.* 30:1436-54.

Jones, R., Pollock, H. M., Cleaver, J. A. S., and Hodges, C. S. (2002). Adhesion Forces Between Glass and Silicon Surfaces in Air Studied by AFM: Effects of Relative Humidity, Particle Size, Roughness, and Surface Treatment. *Langmuir*, 18:8045–8055.

Kanaani H., Hargreaves.M, Ristovski.Z, and Morawska L. (2009). Fungal spore fragmentation as a function of airflow rates and fungal generation methods. *Atmospheric Environment*, 43:3725–3735.

Kandler, K., Benker, N., Bundke, U., Cuevas, E., Ebert, M., Knippertz, P., Rodríguez, S., Schütz, L., Weinbruch, S. (2007). Chemical composition and complex refractive index of Saharan mineral dust at Izana, Tenerife (Spain) derived by electron microscopy. *Atmos. Environ.* 41, 8058-8074.

Kandler, K., Schütz, L., Deutscher, C., Ebert, M., Hofmann, H., Jackel, S., Jaenicke, R., Knippertz, P., Lieke, K., Massling, A., Petzold, A., Schladitz, A., Weinzierl, B., Wiedensohler, A., Zorn, S., Weinbruch, S. (2009). Size distribution, mass concentration, chemical and mineralogical composition and derived optical parameters of the boundary layer aerosol at Tinfou, Morocco, during SAMUM 2006. *Tellus B* 61, 32-50.

Kassab, A. S., Ugaz, V. M., King, M. D., and Hassan, Y. A. (2013). High Resolution Study of Micrometer Particle Detachment on Different Surfaces. *Aerosol Sci. Technol.*, 47:351–360.

Kim Y, Gidwani A, Wyslouzil BE and Sohn CW. (2010) Source Term Models for Fine Particle Resuspension from Indoor Surfaces. *Building and Environment*, 45 (8): 1854–65. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2010.02.016>.

Kim Yoojeong, Glyn Wellum, Kerriane Mello, Kenneth E. Strawhecker, Richard Thoms, Arjan Giaya and Barbara E. Wyslouzil. (2016). Effects of relative humidity and particle and surface properties on particle resuspension rates, *Aerosol Science and Technology*, 50:4, 339-352. <http://dx.doi.org/10.1080/02786826.2016.1152350>

Kim Y-S, Kawaguchi H, Tanaka T, Mizuike A. (1990). Nonspectroscopic matrix interferences in inductively coupled plasma-mass spectrometry. *Spectrochim Acta Part B At Spectrosc.* 45:333-9.

Kim, B.A., Tomiyasu, B., Owari, M., and Nihei, Y. (2001). Individual particle analysis for source apportionment of suspended particulate matter using electron probe microanalysis. *Surf. Interface Anal.* 31, 106-113.

Kok, J. F., Parteli, E. J. R., Michaels, T. I., and Karam, D. B. (2012). The Physics of Wind-Blown Sand and Dust. *Rep. Prog. Phys.*, 75:1–72.

Koren I, Feingold G. et Remer L.A. (2010). The invigoration of deep convective clouds over the Atlantic: aerosol effect, meteorology or retrieval artifact. *Atmos. Chem. Phys.*, 10: 8855-8872.

Košler J and Sylvester PJ. (2003). Present Trends and the Future of Zircon in Geochronology: Laser Ablation ICPMS. *Rev Mineral Geochem* 2003;53:243-75.

Kuo Richard J and Egon Matijevic. (1980). Particle adhesion and removal in model systems: III. Monodispersed ferric oxide on steel, *Journal of Colloid and Interface Science*, Volume 78, Issue 2, Pages 407-421, [https://doi.org/10.1016/0021-9797\(80\)90581-0](https://doi.org/10.1016/0021-9797(80)90581-0).

Lagudu, U.R.K., Raja, S., Hopke, P.K., Chalupa, D.C., Utell, M.J., Casuccio, G., Lersch, T.L., West, R.R. (2011). Heterogeneity of coarse particles in an urban area. *Environ. Sci. Technol.* 45 (8), 3288-3296.

Lai, A.C.K. (2006). Investigation of Electrostatic Forces on Particle Deposition in a Test Chamber. *Indoor Built Environ* ;15;2:179–186

Lai, A.C.K., Nazaroff W.W.(2005). Supermicron particle deposition from turbulent chamber flow onto smooth and rough vertical surfaces . *Atmospheric Environment* 39 :4893–4900

Laidlaw, Mark A. S., and Gabriel M. Filippelli. (2008). « Resuspension of urban soils as a persistent source of lead poisoning in children: A review and new directions ». *Applied Geochemistry* 23 (8):2021-39. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2008.05.009>.

Laidlaw, Mark A.S., Sammy Zahran, Howard W. Mielke, Mark P. Taylor, and Gabriel M. Filippelli. (2012). « Re-Suspension of Lead Contaminated Urban Soil as a Dominant Source of Atmospheric Lead in Birmingham, Chicago, Detroit and Pittsburgh, USA ». *Atmospheric Environment* 49 (mars):302-10. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.11.030>.

Lamprea, K. (2009). Caractérisation et origine des métaux traces, hydrocarbures aromatiques polycycliques et pesticides transportés par les retombées atmosphériques et les eaux de ruissellement dans les bassins versants séparatifs péri urbains. Thèse de doctorat, Ecole Centrale de Nantes.

Laschober C, Limbeck A, Rendl J and Puxbaum H .(2004) Particulate Emissions from On-Road Vehicles in the Kaisermühlen- Tunnel (Vienna, Austria). *Atmospheric Environment*, 38 (14): 2187–95. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2004.01.017>.

Laskin, A., Iedema, M.J., and Cowin, J.P. (2002). Quantitative time-resolved monitoring of nitrate formation in sea salt particles using a CCSEM/EDX single particle analysis. *Environ. Sci. Technol.* 36, 4948-4955.

Lauraguais, A. I., I. Bejan, I. Barnes, P. Wiesen, C. c. Coeur-Tourneur and A. Cassez .(2014). Rate coefficients for the gas-phase reaction of chlorine atoms with a series of methoxylated aromatic compounds. *The Journal of Physical Chemistry A* 118(10): 1777-1784.

Lauraguais, A., C. Coeur-Tourneur, A. Cassez and A. Seydi (2012). "Rate constant and secondary organic aerosol yields for the gas-phase reaction of hydroxyl radicals with syringol (2, 6-dimethoxyphenol)." *Atmospheric environment* 55: 43-48.

Lazaridis, Mihalis et Drossinos, Yannis. (1998). Multilayer Resuspension of Small Identical Particles by Turbulent Flow. *Aerosol Science and Technology*. 28. 548-560. [10.1080/02786829808965545](https://doi.org/10.1080/02786829808965545).

Leith, D., Sommerlatt, D., Boundy, M.G. (2007). Passive sampler for PM10-2.5 aerosol. *J. Air Waste Manag. Assoc.* 57 (3), 332-336.

Lengweiler P, Nielsen PV, Moser A, Heiselberg P and Takai H. (1998). Which Parameters Are Important Deposition And. Dept. of Building Technology and Structural Engineering. *Indoor Environmental Engineering*, No. 92, Vol.. R9845.

Lenschow, P., Abraham, H., Kutzner, K., Lutz, M., Preusz, J., Reichenbacher, W. (2001). Some ideas about the sources of PM10. *Atmospheric Environment* 35, 23-33.

Lepri, Fábio ,Chaves, Eduardo, Vieira, Mariana ,Ribeiro, Anderson, DeOliveira, Lígia, DeCampos, Reinaldo. (2011). Determination of Trace Elements in Vegetable Oils and Biodiesel by Atomic Spectrometric Techniques---A Review. *Applied Spectroscopy Reviews - APPL SPECTROSC REV.* 46. 175-206. [10.1080/05704928.2010.529628](https://doi.org/10.1080/05704928.2010.529628).

Li, W.F.; Ouyang, Z.Y.; Zhou, W.Q.; Chen, Q.W. (2011). Effects of spatial resolution of remotely sensed data on estimating urban impervious surfaces. *Journal of Environmental Sciences*, 23 (8): 1375-1383. [http://dx.doi.org/10.1016/s1001-0742\(10\)60541-4](http://dx.doi.org/10.1016/s1001-0742(10)60541-4)

Liu, H.; Weng, Q.H. (2013). Landscape metrics for analysing urbanization-induced land use and land cover changes. *Geocarto International*, 28 (7). 582-593.

Lough, G. C.; Schauer, J. J.; Park, J.-S.; Shafer, M. M.; Deminter, J. T.; Weinstein, J. P. (2005). Emissions of metals associated with motor vehicle roadways. *Environ. Sci. Technol.* 39: 826-836.

Lyu Y, Zhang K, Chai F, Cheng T, Yang Q, Zheng Z and Li X. (2017). Atmospheric Size-Resolved Trace Elements in a City Affected by Non-Ferrous Metal Smelting: Indications of Respiratory Deposition and Health Risk. *Environmental Pollution*, 224: 559–71. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.02.039>.

Mark A. S., Laidlaw, et Gabriel M. Filippelli. (2008). Resuspension of urban soils as a persistent source of lead poisoning in children: A review and new directions. *Applied Geochemistry* 23 (8):2021-39. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2008.05.009>.

Mark A.S. Laidlaw,, Sammy Zahran, Howard W. Mielke, Mark P. Taylor, et Gabriel M. Filippelli. (2012). Re-Suspension of Lead Contaminated Urban Soil as a Dominant Source of Atmospheric Lead in Birmingham, Chicago, Detroit and Pittsburgh, USA. *Atmospheric Environment* 49 (mars):302-10. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.11.030>.

Maro D, Connan O, Hébert D and Rozet M. (2008). Étude Du Dépôt Sec Des Aérosols En Milieu Urbain : le projet SaliFa PRIMEQUAL. IRSN - Rapport scientifique et technique no. 1: 29–36.

Marteau, Julie. (2013). Caractérisation multi-échelle et analyse par essai d'indentation instrumentée de matériaux à gradient générés par procédés mécaniques et thermochimiques de traitement de surface. Thèse de doctorat. Université Technologique de Compiègne.

Martcorena, Beatrice and Bergametti, Gilles. (1995). Modeling the atmospheric dust cycle. Part 1: Design of a soil-derived dust emission scheme. *Journal of Geophysical Research*. 100. 16415-16430. [10.1029/95JD00690](https://doi.org/10.1029/95JD00690).

Martcorena, Beatrice, Bergametti Gilles, Bernard Aumont, Callot Yann, N'doumé Caude et Legrand, M. (1997). Modeling the atmospheric dust cycle: 2. Simulation of Saharan dust sources. *Journal of Geophysical Research*. 102. 4387-4404. [10.1029/96JD02964](https://doi.org/10.1029/96JD02964).

Martuzevicius, D., L. Kliucininkas, T. Prasauskas, E. Krugly, V. Kauneliene, et B. Strandberg. (2011). Resuspension of Particulate Matter and PAHs from Street Dust. *Atmospheric Environment* 45 (2):310-17. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.10.026>.

Matsusaka, S., and Masuda, H. (1996). Particle Reentrainment from a Fine Powder Layer in a Turbulent Air Flow. *Aerosol Sci. Technol.*, 24:69–84.

May K.R. (1972). The collision nebulizer: description, performance and application. *Aerosol Science*, 4:235–243.

Mbengue S, Alleman LY and Flament P. (2014). Size-Distributed Metallic Elements in Submicronic and Ultrafine Atmospheric Particles from Urban and Industrial Areas in Northern France. *Atmospheric Research*, 135–136: 35–47. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2013.08.010>.

McShane WJ, Pappas RS, Paschal D. (2007). Analysis of total arsenic, total selenium and total chromium in urine by inductively coupled plasma-dynamic reaction cell-mass spectrometry. *J Anal At Spectrom* .22:630-5.

McShane, WJ, Pappas RS, Wilson-McElprang V, Paschal D. (2008). A rugged and transferable method for determining blood cadmium, mercury, and lead with inductively coupled plasma-mass spectrometry. *Spectrochim Acta Part B At Spectrosc.* 63:638-44.

Mercier-Bonin M, Dehouche A, Morchain J, Schmitz P. (2011). Orientation and detachment dynamics of Bacillus spores from stainless steel under controlled shear flow: modelling of the adhesion force. *Int J Food Microbiol* .146: 182-91.

Mestayer, P.G. and Anquetin, S. (1994). Atmospheric mesoscale flow fields - VII Climatology of cities. Ed. Rys, F.S. & Gyr, A., Atmospheric library, Kluwer Academic Publishers , 165-189.

Metahni Amine. (2012). Déposition et réenvol de spores fongiques : contribution à la compréhension du risque nosocomial aérotransmis. Autre [cond-mat.other]. Ecole normale supérieure de lyon - ENS LYON, Français. <NNT : 2012ENSL0795>. <tel-00833993>

Miller P.E. and Denton M.B. (1986). The quadrupole mass filter: Basic operating concepts. *J Chem Educ.* 63:617.

Mukai C., Siegel J.A., and Novoselac A. (2009). Impact of airflow characteristics on Particle resuspension from indoor surfaces. *Aerosol Science and Technology*, 43, 1022-1032.

Mulders, J.J.L., and Endert, R.J. (1992). The influence of parameter settings on speed and accuracy of automatic particle analysis. *Micron Microsc. Acta* 23, 205-206.

Nemery, B., Hoet, P.H., Nemmar, A. (2001). The Meuse Valley fog of 1930: an air pollution disaster. *The Lancet* 357, 704-708. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(00\)04135-0](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(00)04135-0)

Neuilly Michèle et CETAMA. (1998). Modélisation et estimation des erreurs de mesure - 2e édition TECHnique & DOCumentation.

Nevenick, Calec. (2014). Dépôt sec des aérosols submicroniques Sur une surface liquide en mouvement. Thèse de doctorat, Université Aix-Marseille.

Nicholson K.W. (1993). Wind Tunnel Experiments on the Resuspension of Particulate Material. *Atmospheric Environment Part A, General Topics* 27 (2): 181–88.

Nicholson, Ken W. (1988a). A review of particle resuspension .Review Article. Sciences-New York 22 (12): 2639–51.

Nicholson, Ken W. (1988b). The dry deposition of small particles: A review of experimental measurements. Atmospheric Environment (1967) 22 (12):2653-66.

Nicholson, Ken W. (2009). Chapter 2, The Dispersion, Deposition and Resuspension of Atmospheric Contamination in the Outdoor Urban Environment . In Radioactivity in the Environment, édité par Kasper G. Andersson, 15:21-53. Airborne Radioactive Contamination in Inhabited Areas. Elsevier. [https://doi.org/10.1016/S1569-4860\(09\)00402-1](https://doi.org/10.1016/S1569-4860(09)00402-1).

Nitschke, D., and Schmidt, E. (2010). Experimental Study and Modelling of the Resuspension of Settled Particles. Chem. Ingen. Technik., 82:2119–2127 (in German)

Norra, S., Yu, Y., Dietze, V., Schleicher, N., Fricker, M., Kaminski, U., Chen, Y., Stüben, D., Cen, K. (2016). Seasonal dynamics of coarse atmospheric particulate matter between 2.5 mm and 80 mm in Beijing and the impact of 2008 Olympic Games. Atmos. Environ. 124, 109-118.

Okada, K. and J. Heintzenberg . (2003). Size distribution, state of mixture and morphology of urban aerosol particles at given electrical mobilities. Journal of aerosol science 34(11): 1539-1553.

Oke, T. (1976). The distinction between canopy and boundary-layer urban heat islands. Atmosphere, 14(4):268–277.

Oke, T. R. (2006). Initial guidance to obtain representative meteorological observations at urban sites. Instruments and observing methods report no. 81. World Meteorological Organization.

Okuyama, K., Kousaka, Y., Yamamoto, S. and Hosokawa, T. (1986) .Particle loss of aerosol with particle diameters between 6 and 2000 nm in stirred tank. J. Colloid. Inter. Sci. 110, 214-223.

OMS 2016 - Organisation mondiale de la santé – 2016 – page du site web qualité de l’air et santé. [https://www.who.int/fr/news-room/fact-sheets/detail/ambient-\(outdoor\)-air-quality-and-health](https://www.who.int/fr/news-room/fact-sheets/detail/ambient-(outdoor)-air-quality-and-health)

Ould-Dada Z and Baghini NM. (2001). Resuspension of Small Particles from Tree Surfaces. Atmospheric Environment, 35 (22): 3799–3809. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(01\)00161-3](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(01)00161-3).

Paqueton H. and J. Ruste. (2006). Microscopie électronique à balayage Principe et équipement. Techniques de l’ingénieur. Analyse et caractérisation, 16 pages.

Pellerin Geoffrey. (2017). Quantification des vitesses de dépôt par temps sec et documentation des processus d’émission des aérosols sur couvert naturel: du nanomètre au micron. Thèse de doctorat. Université Paris-Est.

Percot, Stéphane. (2012). Contribution des retombées atmosphériques aux flux de polluants issus d'un petit bassin versant urbain : Cas du Pin Sec à Nantes. Thèse de doctorat, Ecole Centrale De Nantes

Pesava P., Aksu R., Toprak S., Horvath H., Seidl S. (1999). Dry deposition of particles to building surfaces and soiling. *The Science of the Total Environment* 235, 25-35.

Peters, A., H. E. Wichmann, T. Tuch, J. Heinrich and J. Heyder. (1997). Respiratory effects are associated with the number of ultrafine particles. *American journal of respiratory and critical care medicine* 155(4): 1376-1383.

Petroff A, Mailliat A, Amielh M.,Anseimet F . (2008). Aerosol dry deposition on vegetative canopies. Part I: Review of present knowledge. *Atmospheric Environment* 42, 3625-3653.

Petroff A. (2005). Etude mécanique du dépôt sec d'aérosols sur couverts végétaux. Thèse de doctorat, Université de la Méditerranée- Aix-Marseille II. tel-00011658

Phares DJ, Holt JK, Smedley GT, Flagan RC. (2000). Method for characterization of adhesion properties of trace explosives in fingerprints and fingerprint simulations. *J Forensic Sci* 45:774-84.

Phares DJ, Holt JK, Smedley GT, Flagan RC. (2000). Method for characterization of adhesion properties of trace explosives in fingerprints and fingerprint simulations. *J Forensic Sci.* 45:774-84.

Pitt JJ. (2009). Principles and Applications of Liquid Chromatography-Mass Spectrometry in Clinical Biochemistry. *Clin Biochem Rev.*30:19-34.

Pitt, R., Williamson, D. et Voorhees, J. (2005). Review of historical street dust and dirt accumulation and washoff data. Dans *Effective modeling of urban systems*, Monograph 13, W. James, Irvine, McBean et Pitt (eds), CHI, Guelph, Ontario.

Polo Rehn. (2013). Characterization and impacts of road traffic emissions : Methodology and case of study in Rhône Alpes. Theses, Université de Grenoble. <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00876623>.

Pope III, C. A. and D. W. Dockery .(2006). "Health effects of fine particulate air pollution: lines that connect." *Journal of the air & waste management association* 56(6): 709-742.

Putaud J.-P. , R. Van Dingenen, A. Alastuey, H. Bauer, W. Birmili, J. Cyrys, H. Flentje, S. Fuzzi, R. Gehrig, H.C. Hansson, R.M. Harrison, H. Herrmann, R. Hitzenberger, C. Hüglin, A.M. Jones, A. Kasper-Giebl, G. Kiss, A. Kousa, T.A.J. Kuhlbusch, G. Löschau, W. Maenhaut, A. Molnar, T. Moreno, J. Pekkanen, C. Perrino, M. Pitz, H. Puxbaum, X. Querol, S. Rodriguez, I. Salma, J. Schwarz, J. Smolik, J. Schneider, G. Spindler, H. ten Brink, J. Tursic, M. Viana, A. Wiedensohler, F. Raes. (2010). A European aerosol phenomenology – 3: Physical and chemical characteristics of particulate matter from 60 rural,

urban, and kerbside sites across Europe. *Atmospheric Environment*, Volume 44, Issue 10, Pages 1308-1320. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.12.011>.

Qian J and Ferro AR .(2008). Resuspension of Dust Particles in a Chamber and Associated Environmental Factors. *Aerosol Science and Technology*, 42 (7): 566–78. <https://doi.org/10.1080/02786820802220274>.

Quadt, Tobias and Schmidt, Eberhard. (2012). Resuspension of Abiotic Particles from Ceramic Membranes. *Chemical Engineering & Technology*. 35. 10.1002/ceat.201200186.

Querol, Xavier & Pey, Jorge & Pandolfi, Marco & Alastuey, Andres & Cusack, Michael & Perez, Noemi & Moreno, Teresa & Viana, M. & Mihalopoulos, N. & Kallos, George & Kleanthous, Savvas. (2009). African dust contributions to mean ambient PM10 mass-levels across the Mediterranean Basin. *Atmospheric Environment*. 43. 4266-4277. 10.1016/j.atmosenv.2009.06.013.

Rabinovich, Y. I., Adler, J. J., Esayanur, M. S., Ata, A., Singh, R. K., and Moudgil, B. M. (2002). Capillary Forces Between Surfaces with Nanoscale Roughness. *Adv. Coll. Interf. Sci.*, 96:213–230.

Raes, F., R. V. Dingenen, et al. (2000). Formation and cycling of aerosols in the global troposphere. *Atmospheric Environment* 34: 4215–4240.

Ranade, M. B., Menon, V. B., Mullins, M. E., Debler, V. L. (1988), Adhesion and Removal of Particles : Effect of Medium. *Particles on Surfaces 1 : Detection, Adhesion, and Removal*. Edited par K. L. Mittal, Plenum Press, New York, 179-191.

Reeks M. W. (1983). The transport of discrete particles in inhomogeneous turbulence. *Journal of Aerosol Science* 14, 729-739.

Reeks M.W. and Hall D. (2001). Kinetic models for particle resuspension in turbulent flows: theory and measurement. *Journal of Aerosol Science*, 32, 1-31.

Reid Jeffrey S., Halflidi H. Jonsson Hal B. Maring Alexander Smirnov Dennis L. Savoie Steven S. Cliff Elizabeth A. Reid John M. Livingston Mike M. Meier Oleg Dubovik Si-Chee Tsay. (2003). Comparison of size and morphological measurements of coarse mode dust particles from Africa, *J. Geophys. Res.*,108(D19), 8593, doi:10.1029/2002JD002485.

Renoux A. et Boulaud D. (1998). *Les Aérosols ; Physique et Métrologie*. Lavoisier Tec & Doc, Paris, ISBN 2-7430-0231-X.

Rhein, C. and Palibrk, M. (2014). Formes urbaines, modes d'occupation du sol et composition sociale en zone urbaine dense: des relations inattendues à Paris. *Cybergeo: European Journal of Geography*. <http://dx.doi.org/10.4000/cybergeo.26423>

Richard A, Gianini MFD, Mohr C, Furger M, Bukowiecki N, Minguillon MC, Lienemann P, Flechsig U, Appel K, DeCarlo PF et al. (2011). Source apportionment of size

and time resolved trace elements and organic aerosols from an urban courtyard site in Switzerland. *Atmos. Chem. Phys.*, 11, 8945-8963.

Richard, Manuel. (2009). Analyse de la composition élémentaire de *Pecten maximus* par HR-ICP-MD Element 2 : développements méthodologiques et interprétations écologiques. Thèse de doctorat. Université de Brest.

Rimai, D. S., DeMejo, L. P., Bowen, R., Morris, J. D. (1995), *Particles on Surfaces : Adhesion Induced Deformations, Particles on Surfaces : Detection, Adhesion, and Removal.* Edité par K. L. Mittal, Plenum Press, New York, 1-31.

Riva, M. (2013). Caractérisation d'une nouvelle voie de formation des aérosols organiques secondaires (AOS) dans l'atmosphère: rôle des précurseurs polyaromatiques. Thèse de doctorat. Université Sciences et Technologies - Bordeaux I.

Ro, C.-U., Kim, H., Oh, K.-Y., Yea, S.K., Lee, C.B., Jang, M., and Van Grieken, R. (2002). Single-particle characterization of urban aerosol particles collected in three Korean cities using low-Z electron probe X-ray microanalysis. *Environ. Sci. Technol.* 36, 4770-4776.

Rodier, J. (1996). L'analyse de l'eau. Eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer. 8^{ème} édition. Paris, Dunod.

Rodushkin I, Engström E, Stenberg A, Baxter DC. (2004). Determination of low-abundance elements at ultra-trace levels in urine and serum by inductively coupled plasma-sector field mass spectrometry. *Anal Bioanal Chem*;380:247-57.

Rosati, J.A., Thornburg, J., Rodes, C. (2008). Resuspension of particulate matter from carpet due to human activity. *Aerosol Sci. Technol.* 42 (6), 472–482.

Rotach M. W., R. Vogt, C. Bernhofer, E. Batchvarova, A. Christen, A. Clappier, B. Feddersen, S.-E. Gryning, G. Martucci, H. Mayer, V. Mitev, T. R. Oke, E. Parlow, H. Richner, M. Roth, Y.-A. Roulet, D. Ruffieux, J. A. Salmond, M. Schatzmann & J. A. Voogt. (2005). BUBBLE – an Urban Boundary Layer Meteorology Project, *Theoretical and Applied Climatology*, Volume 81, Issue 3, pp 231–261

Rouessac F. and Rouessac A. (2004) *Analyse chimique - 6ème édition - Méthodes et techniques instrumentales modernes* Dunod, Paris.

Roupsard, Pierre. (2013). Etude phénoménologique du dépôt sec d'aérosols en milieu urbain : Influence des propriétés des surfaces, de la turbulence et des conditions météorologiques. Thèse de doctorat, Rouen, INSA.

Ryan JB, Grant S, Walmsley T, Florkowski CM, George PM. (2014). Falsely elevated plasma selenium due to gadolinium contrast interference: a novel solution to a preanalytical problem. *Ann Clin Biochem* 2014;51:714-6.

Ryhming, I. L. (1991), *Dynamique des fluides.* Edité par Presses polytechniques et universitaires romandes, Seconde édition.

Sabin L. D., J. H. Lim, K. D. Stolzenbach, and K. C. Schiff. (2005). Contributions of trace metals from atmospheric deposition to stormwater runoff in a impervious urban catchment. *Water Research*, 39:3929–3937.

Sabin, Lisa D., Jeong Hee Lim, Maria Teresa Venezia, Arthur M. Winer, Kenneth C. Schiff, et Keith D. Stolzenbach. (2006). Dry deposition and resuspension of particle-associated metals near a freeway in Los Angeles. *Atmospheric Environment* 40 (39):7528-38. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2006.07.004>.

Salameh, D. (2015). Impacts atmosphériques des activités portuaires et industrielles sur les particules fines (PM_{2.5}) à Marseille. Thèse de doctorat. Université Aix Marseille.

Sarkar, B. (2002). Heavy metals in the environment. Editions Marcel Dekker.

Schmauss, A. (1920). Die chemie des nebls der wolken und des regens. *Die Umschau* 24:61–63.

Schneider, J. (2013). *Physics and Chemistry of Aerosols*. Chapter 1 Introduction to the Atmospheric Aerosol. http://www.mpic.de/fileadmin/user_upload/pdf/Dokumente_Schneider/Lecture/Schneider_Aerosol_2013_-_Chapter_1__Introduction_.pdf.

Schwartz J, Dockery DW, Neas LM. (1996). Is daily mortality associated specifically with fine particles? *J Air Waste Manag Assoc.* (10):927-39.

Schwartz, J. (1994). Air pollution and daily mortality: a review and meta analysis. *Environmental research* 64(1): 36-52

Sehmel, G. A. (1980). Particle resuspension: A review. *Environment International* 4 (2):107-27. [https://doi.org/10.1016/0160-4120\(80\)90005-7](https://doi.org/10.1016/0160-4120(80)90005-7).

Seigneur. (2018) – Seigneur Ch. – Pollution atmosphérique. Concepts, théorie et applications – Edition Belin 2018.

Seinfeld, J., and S. Pandis . (2016), *Atmospheric Chemistry and Physics*, Wiley interscience pub, Third Edition.

Shao Yaping, Raupach Michael, Findlater P.. (1993). Effect of Saltation Bombardment on the Entrainment of Dust by Wind. *Journal of Geophysical Research.* 98. 12719-12726. [10.1029/93JD00396](https://doi.org/10.1029/93JD00396).

Sharp BL. (1988). Pneumatic nebulisers and spray chambers for inductively coupled plasma spectrometry. A review. Part 2. Spray chambers. *J Anal At Spectrom* 1988;3:939-63.

Shi Z., L. Shao, T. P. Jones, A. G. Whittaker, S. Lu, K. A. Bérubé, T. He, and R. J. Richards. (2003). Characterisation of airborne individual particles collected in an urban area, a satellite city and a clear air area in Beijing, 2001. *Atmospheric Environment*, 37 :4097–4108.

Shimada M., Okuyama K., Kousaka Y., Oshima K. (1987). Turbulent and Brownian diffusive deposition of aerosol particles onto a rough wall. *Journal of Chemical Engineering of Japan* 20, 57-64.

Silva, E. L.; dos Santos Roldan, P.; Giné, M. F. (2009). Simultaneous preconcentration of copper, zinc, cadmium, and nickel in water samples by cloud point extraction using 4-(2-pyridylazo)-resorcinol and their determination by inductively coupled plasma optic emission spectrometry. *Journal of Hazardous Materials*, 171:1133-1138.

Sitzmann, B., Kendall, M., Watt, J., and Williams, I. (1999). Characterisation of airborne particles in London by computer-controlled scanning electron microscopy. *Sci. Total Environ.* 241, 63-73.

Slinn W. G. N. (1982). Predictions for particle deposition to vegetative canopies. *Atmospheric Environment* 16, 1785-1794.

Soltani Mahnaz. (2011). A comparative study of passive and active sampling methods for measuring indoor particulate matter. Bachelor's Thesis. TAMK-Department of Environmental Engineering -FHH-Faculty II-Mechanical And Bio Process Engineering

Sportisse, B. (2007). A review of parametrizations for modelling dry deposition and scavenging of radionuclides. *Atmospheric Environment* 41, 2683-2698.

Sternbeck J, Sjödin Å and Andréasson K. (2002). Metal Emissions from Road Traffic and the Influence of Resuspension - Results from Two Tunnel Studies. *Atmospheric Environment* 36 (30): 4735-44. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(02\)00561-7](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(02)00561-7).

Stevens B. et Boucher O. (2012). The aerosol effect. *Nature*, 490, 40-41.

Stewart, I. (2011). Redefining the urban heat island. Thèse de doctorat, The University of British Columbia, Vancouver

Sylvestre, A. (2016). Caractérisation de l'aérosol industriel et quantification de sa contribution aux PM 2.5 atmosphériques. Thèse de doctorat. Aix-Marseille université.

Thatcher TL, Fairchild WA and Nazaroff WW. (1996). Particle Deposition from Natural Convection Enclosure Flow onto Smooth Surfaces. *Aerosol Science and Technology* 25 (4): 359-74. <https://doi.org/10.1080/02786829608965402>.

Thatcher, T., Layton, D. (1995). Deposition, resuspension, and penetration of particles within a residence. *Atmospheric Environment* 29, 1487e1497.

Thorpe Alistair and Harrison Roy. (2008). Sources and properties of non-exhaust particulate matter from road traffic: A review. *The Science of the total environment.* 400. 270-82. [10.1016/j.scitotenv.2008.06.007](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.06.007).

Thorpe, Alistair J., Roy M. Harrison, Paul G. Boulter, and Ian S. McCrae. (2007). Estimation of Particle Resuspension Source Strength on a Major London Road. *Atmospheric Environment* 41 (37):800720. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.07.006>.

Tian, Y., Sul, K., Qian, J., Mondal, S. and Ferro, A.R. (2014), A comparative study of walking-induced dust resuspension using a consistent test mechanism. *Indoor Air*, 24: 592-603. <https://doi.org/10.1111/ina.12107>

Tsai, C.J., Pui, D.Y.H., Liu, B.Y.H. (1991). Particle detachment from disk surfaces of computer disk drives. *Aerosol Science and Technology* 22, 737-764.

Tulet, P., Crassier, V., Cousin, F., Shure, K., and Rosset, R. (2005). ORILAM, a three moment lognormal aerosol scheme for mesoscale atmospheric model. On-line coupling into the MesoNH-C model and validation on the ESCOMPTE campaign, *J. Geophys. Res.*, 110, D18201, doi:10.1029/2004JD005716.

Tulet, P., Grini, A., Griffin, R., and Petitcol, S. (2006). ORILAM-SOA: a computationally efficient model for predicting secondary organic aerosols in 3D atmospheric models., *J. Geophys. Res.*, 111, D23208, doi:10.1029/2006JD007152.

Turnbull A. B. and R. M. Harrison. (2000). Major component contributions of PM10 composition in the UK atmosphere. *Atmospheric Environment*, 34 :3129–3137.

U.S. Environmental Protection Agency. (2006). Air Quality Criteria for Lead Volume I of II .

Umbría, A., Galán, M., Munoz, M.J., and Martín, R. (2004). Characterization of atmospheric particles: analysis of particles in the Campo de Gibraltar. *Atmósfera*, 191206.

Vallius, Marko. (2005). Characteristics and sources of fine particulate matter in urban air. Publications of the National Public Health Institute A6 / 2005. 79 pages. ISBN 951-740-507-3, ISSN 0359-3584, ISBN 951-740-508-1 (pdf-version), ISSN 1458-6290 (pdf-version). http://www.ktl.fi/attachments/suomi/julkaisut/julkaisusarja_a/2005/2005a6.pdf .

Van de Vate, J. F. (1972) .The thickness of the stagnant air layer in aerosol containments and the aerodynamic diameter of aggregates of small spheres. *J. Colloid Inter. Sci.* 41, 194-197.

Vanhaecke F, Resano M, Moens L. (2002). Electrothermal vaporisation ICP-mass spectrometry (ETV-ICP-MS) for the determination and speciation of trace elements in solid samples – A review of real-life applications from the author’s lab. *Anal Bioanal Chem*, 374:188-95.

VDI 2119 . (2013). Ambient air measurements sampling of atmospheric particles > 2.5 µm on an acceptor surface the Sigma-2 passive sampler. Characterization by optical microscopy and calculation of number settling rate and mass concentration. ICS: 13.040.01. Beuth Verlag, Berlin

Venzac H. (2008). Etude des processus de nucléation dans l’atmosphère. Thèse de doctorat. Université Blaise Pascal.

Vincent Vionnet. (2012). Études du transport de la neige par le vent en conditions alpines : observations et simulations à l'aide d'un modèle couplé atmosphère/manteau neigeux. Sciences de la Terre. Université Paris-Est.

Vinkovic Ivana. (2005). Dispersion et mélange turbulents de particules solides et de gouttelettes par une simulation des grandes échelles et une modélisation stochastique lagrangienne. Application à la pollution de l'atmosphère.. Océan, Atmosphère. Ecole Centrale de Lyon,

Visser S, Slowik JG, Furger M, Zotter P, Bukowiecki N, Dressler R, Flechsig U et al. (2015) Kerb and Urban Increment of Highly Time-Resolved Trace Elements in PM₁₀, PM_{2.5} and PM_{1.0} Winter Aerosol in London during ClearfLo 2012. Atmospheric Chemistry and Physics 15 (5): 2367–86. <https://doi.org/10.5194/acp-15-2367-2015>.

Visser, J. (1973). The Adhesion of colloidal Particles to a planar Surface in Aqueous Solution. Ph.D Thesis, CNAAN, London.

Visser, J. (1989). Van der Waals and other cohesive forces affecting powder fluidization, Powder Technology, Volume 58, Issue 1, ISSN 0032-5910. [https://doi.org/10.1016/0032-5910\(89\)80001-4](https://doi.org/10.1016/0032-5910(89)80001-4).

Walter A, Nelms S, Harrington CF, Taylor A. (2011). Interference of gadolinium on the measurement of selenium in human serum by inductively coupled plasma-quadrupole mass spectrometry. Ann Clin Biochem ;48:176-7.

Wang Biao. (2015). Les impacts de la morphologie urbaine sur le vent : performance d'énergie éolienne à l'échelle de quartier. Energie électrique. INSA de Toulouse, 2015. Français.

Wang S, Zhao B, Zhou B, Tan Z. (2012). An experimental study on short-time particle resuspension from inner surfaces of straight ventilation ducts. Build Environ, 53, 119-127.

Watt, J. (1990). Automated feature analysis in the scanning electron microscope. Microsc. Anal. January, 25-28.

Weinbruch S, Worrigen A, Ebert M, Scheuvs D, Kandler K, Pfeffer U and Bruckmann P (2014) A Quantitative Estimation of the Exhaust, Abrasion and Resuspension Components of Particulate Traffic Emissions Using Electron Microscopy. Atmospheric Environment 99: 175–82. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.09.075>.

Whitby, K. (1978), The physical characteristics of sulfur aerosols, Atm. Env., 12, 135–159.

Wilmarth, W. W., and S. S. Lu. (1972). Structure of the Reynolds stress near the wall. Journal of Fluid Mechanics, 55, 65–92.

Wilschefski, Scott and Baxter, Matthew. (2019). Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry: Introduction to Analytical Aspects. The Clinical biochemist. Reviews. 40. 115-133. 10.33176/AACB-19-00024.

- Wright, A. L., Pattison, W. L.** (1984), Series-2 Aerosol resuspension test data summary report. Rapport NUREG/CR-ORNL/TM.
- Wu, Y., Davidson, C.I., Russell, A.G.** (1992). Controlled wind tunnel experiments for particle bounceoff and resuspension. *Aerosol Science and Technology* 17 (4), 245-262.
- Xie, R.K., H. M. Seip, J. R. Leinum, T. Winje, and J. S. Xiao.** (2005). Chemical characterization of individual particles (PM10) from ambient air in Guiyan City, China. *Science of the Total Environment*, 343 :261–272.
- Xiong, C. and S. Friedlander.** (2001). Morphological properties of atmospheric aerosol aggregates. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 98(21): 11851-11856.
- Yates W.D.G., Kozub G.C., and Lejeune A.R.** (1981). Comparison of collision and devilbiss 65 nebulizers in the generation of aerosols for respiratory diseases studies. *Canadian Journal of Comparative Medicine*, 45:406–409.
- Yatkin, S. and Bayram, A.** (2008). Determination of major natural and anthropogenic source profiles for particulate matter and trace elements in Izmir, Turkey, *Chemosphere*, 71(4), 685–696, doi:10.1016/j.chemosphere.2007.10.070.
- Ying JF, Douglas DJ.** (1996). High resolution inductively coupled plasma mass spectra with a quadrupole mass filter. *Rapid Commun Mass Spectrom*, 10:649-52.
- You, Siming and Wan, Man-Pun.** (2013). Mathematical Models for the van der Waals Force and Capillary Force between a Rough Particle and Surface. *Langmuir : the ACS journal of surfaces and colloids*. 29. 10.1021/la401516m
- Zgheib, S.** (2009). Flux et sources des polluants prioritaires dans les eaux urbaines en lien avec l'usage du territoire. Thèse de doctorat, Ecole des Ponts ParisTech.
- Zhang F.** (2011). The modelling of particle resuspension in a turbulent boundary layer. Thèse de doctorat.École Centrale de Lyon.
- Zhou B, Zhao B and Tan Z.** (2011). How particle resuspension from inner surfaces of ventilation ducts affects indoor air quality - a modeling analysis. *Aerosol Sci Technol*. 45:996-1009.
- Zimon, Anatolii D.** (1982). *Adhesion of Dust and Powder*. Boston, MA: Springer US. <https://doi.org/10.1007/978-1-4615-8576-3>.
- Ziskind G.** (2006). Particle resuspension from surfaces: revisited and re-evaluated. *Rev Chem Eng* , 22:1-123.

ANNEXES

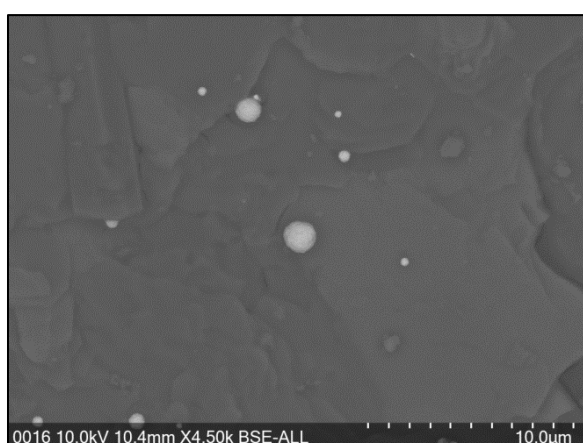
Annexe A : Granulométrie et Images MEB

Cette annexe présente les résultats de l'étude granulométrique des particules stockées sur les surfaces ainsi que les différentes images réalisées au cours des observations MEB-EDX.

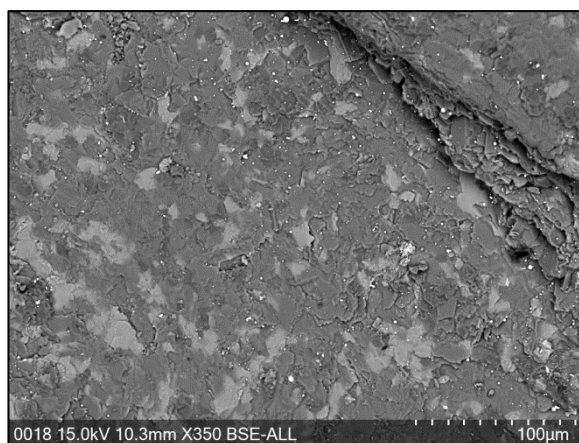
Granulométrie et Image MEB

Ardoise :

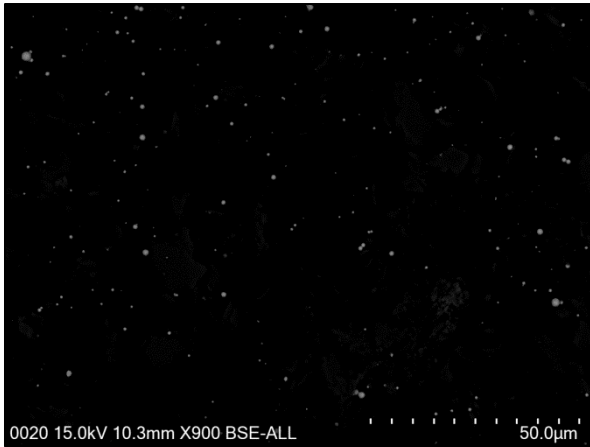
Granulométrie relative: Ardoise										Fréquence relative
taille max diam	Image 1	Image 2	Image 3	Image 4	Image 5	Image 6	Image 7	Image 8	Image 9	
0,1	1,0E-01	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	1,4E-01	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	2,7E-02
0,2	0,0E+00	0,0E+00	1,0E-01	1,3E-01	4,8E-02	1,9E-01	0,0E+00	7,1E-02	7,3E-02	6,8E-02
0,3	1,0E-01	0,0E+00	1,4E-01	1,0E-01	1,4E-01	1,6E-01	1,9E-01	1,2E-01	1,7E-01	1,3E-01
0,4	1,0E-01	2,8E-01	1,9E-01	1,7E-01	4,8E-02	9,6E-02	1,8E-01	2,1E-01	2,0E-01	1,6E-01
0,5	3,0E-01	1,7E-01	1,0E-01	1,3E-01	1,9E-01	1,1E-01	9,7E-02	1,2E-01	1,2E-01	1,5E-01
0,6	2,0E-01	9,7E-02	9,8E-02	9,0E-02	1,9E-01	1,2E-01	1,5E-01	4,8E-02	4,9E-02	1,2E-01
0,7	0,0E+00	1,2E-01	8,3E-02	7,5E-02	0,0E+00	8,9E-02	7,3E-02	1,2E-01	9,8E-02	7,3E-02
0,8	0,0E+00	9,9E-02	8,3E-02	9,3E-02	1,4E-01	4,5E-02	9,5E-02	9,5E-02	1,2E-01	8,6E-02
0,9	0,0E+00	4,4E-02	5,4E-02	6,6E-02	4,8E-02	3,8E-02	7,1E-02	4,8E-02	4,9E-02	4,6E-02
1	0,0E+00	5,1E-02	3,3E-02	4,5E-02	4,8E-02	3,8E-02	3,6E-02	2,4E-02	4,9E-02	3,6E-02
1,1	0,0E+00	3,2E-02	2,2E-02	3,4E-02	0,0E+00	4,5E-02	5,1E-02	4,8E-02	2,4E-02	2,8E-02
1,2	0,0E+00	3,6E-02	3,6E-02	2,7E-02	0,0E+00	0,0E+00	1,9E-02	4,8E-02	4,9E-02	2,4E-02
1,3	1,0E-01	2,4E-02	2,2E-02	1,4E-02	0,0E+00	3,2E-02	1,7E-02	0,0E+00	0,0E+00	2,3E-02
1,4	0,0E+00	1,5E-02	7,2E-03	1,3E-02	0,0E+00	1,9E-02	7,3E-03	0,0E+00	0,0E+00	6,8E-03
1,5	0,0E+00	6,7E-03	1,1E-02	3,6E-03	0,0E+00	6,4E-03	4,9E-03	4,8E-02	0,0E+00	8,9E-03
1,6	1,0E-01	1,3E-02	7,2E-03	3,6E-03	0,0E+00	6,4E-03	2,4E-03	0,0E+00	0,0E+00	1,5E-02
1,7	0,0E+00	6,7E-03	3,6E-03	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	1,1E-03
1,8	0,0E+00	3,7E-03	0,0E+00	3,6E-03	0,0E+00	0,0E+00	2,4E-03	0,0E+00	0,0E+00	1,1E-03
1,9	0,0E+00	3,0E-03	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	3,3E-04
2	0,0E+00	2,2E-03	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	2,5E-04
2,1	0,0E+00	3,7E-03	3,6E-03	3,6E-03	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	1,2E-03
2,2	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	1,8E-03	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	2,0E-04



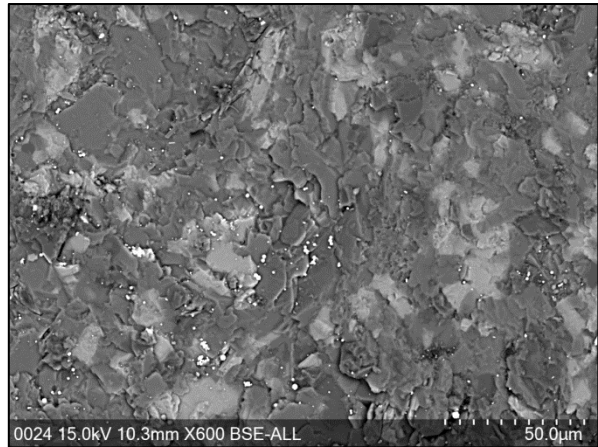
Ardoise : Image 1



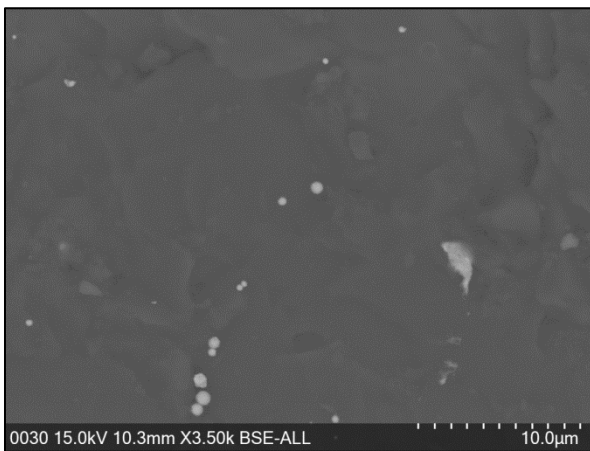
Ardoise : Image 2



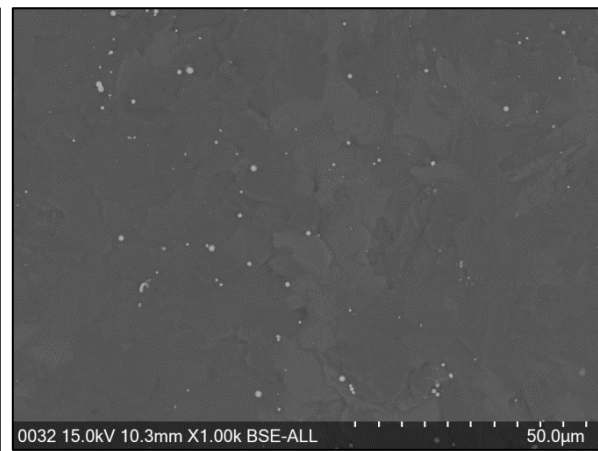
Ardoise : Image 3



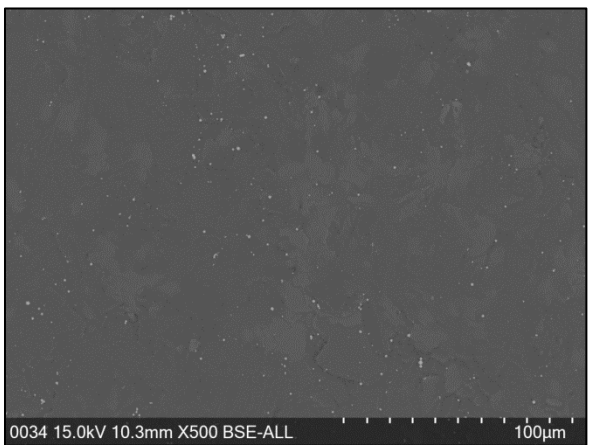
Ardoise : Image 4



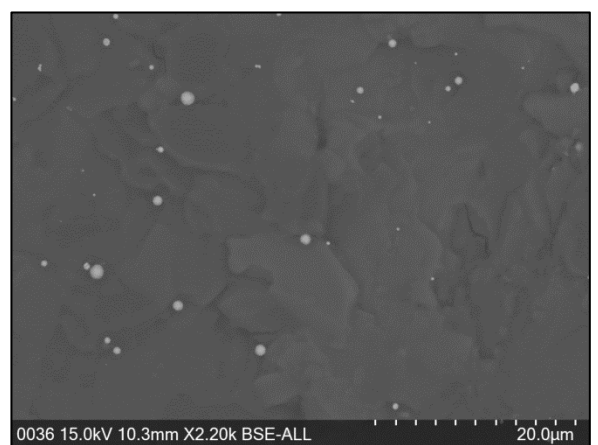
Ardoise : Image 5



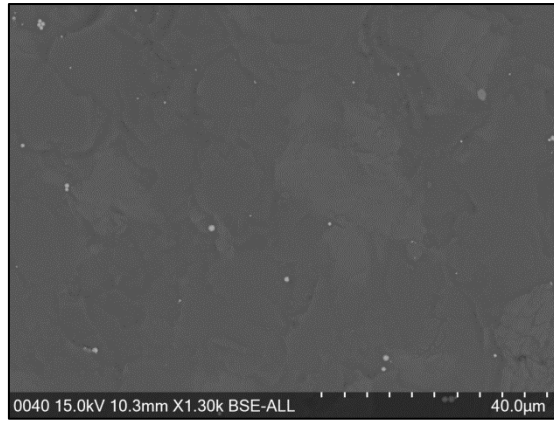
Ardoise : Image 6



Ardoise : Image 7



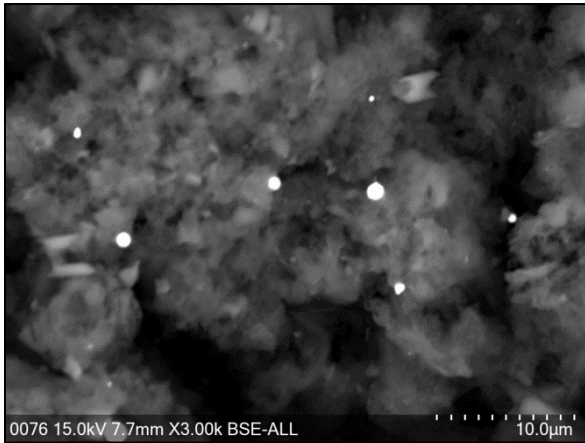
Ardoise : Image 8



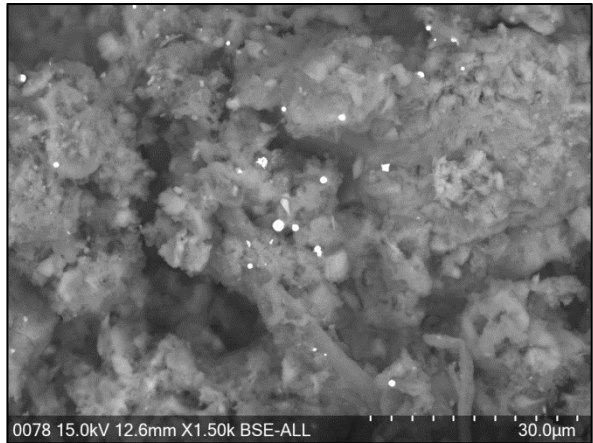
Ardoise : Image 9

Enduit de façade :

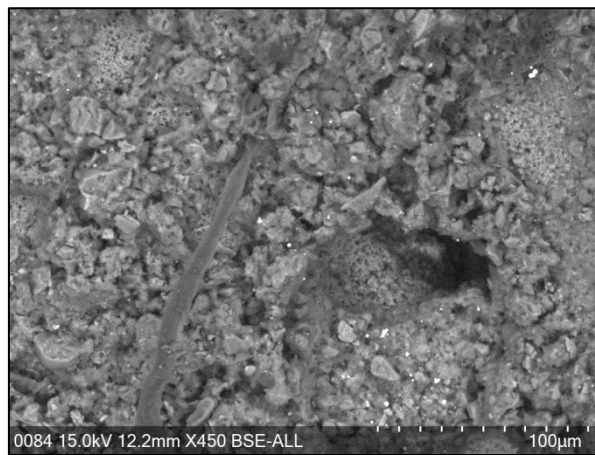
Granulométrie relative: Enduit de façade				Fréquence relative
taille max diam	Image 1	Image 2	Image 3	
0,1	0E+00	3E-02	0E+00	9E-03
0,2	0E+00	3E-02	0E+00	9E-03
0,3	1E-01	2E-01	2E-01	1E-01
0,4	1E-01	1E-01	7E-02	1E-01
0,5	1E-01	1E-01	2E-01	1E-01
0,6	2E-01	1E-01	4E-02	1E-01
0,7	0E+00	1E-01	8E-02	6E-02
0,8	1E-01	3E-02	9E-02	8E-02
0,9	0E+00	8E-02	7E-02	5E-02
1	0E+00	1E-01	5E-02	6E-02
1,1	1E-01	3E-02	6E-02	7E-02
1,2	1E-01	0E+00	6E-02	6E-02
1,3	0E+00	0E+00	3E-02	1E-02
1,4	1E-01	0E+00	1E-02	4E-02
1,5	0E+00	0E+00	2E-02	7E-03
1,6	0E+00	0E+00	0E+00	0E+00
1,7	0E+00	3E-02	0E+00	9E-03
1,8	0E+00	0E+00	1E-02	3E-03
1,9	0E+00	0E+00	0E+00	0E+00
2	0E+00	0E+00	2E-02	7E-03
2,1	0E+00	0E+00	1E-02	3E-03
2,2	0E+00	0E+00	1E-02	3E-03



Enduit de façade : Image 1

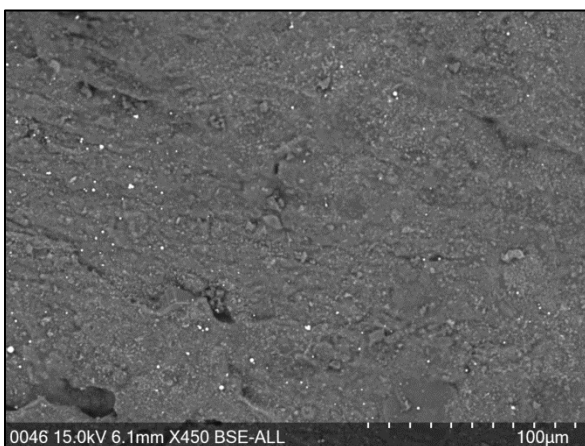


Enduit de façade : Image 2

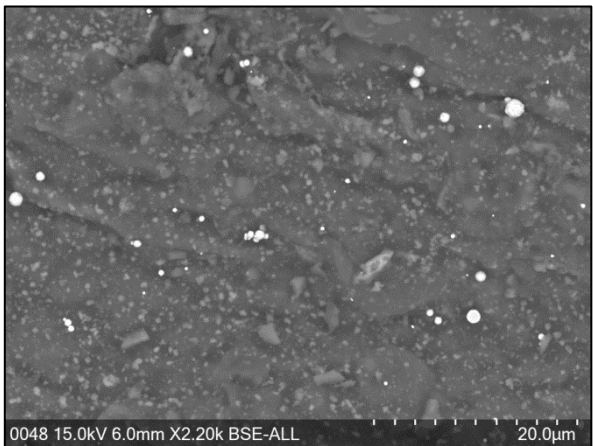


Enduit de façade : Image 3

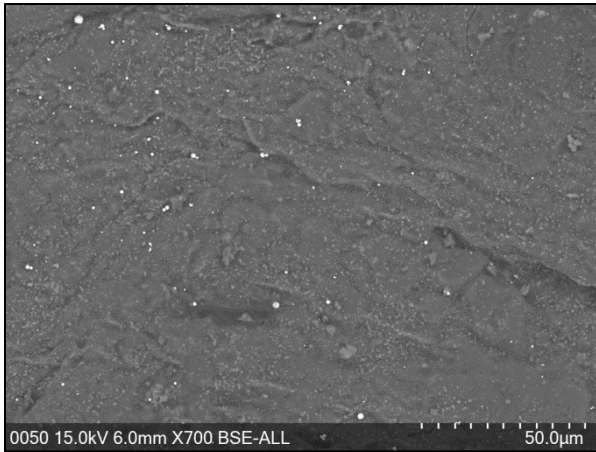
Tuile :



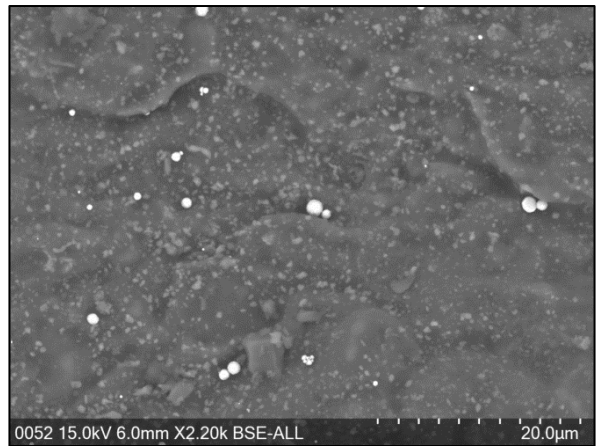
Tuile : Image 1



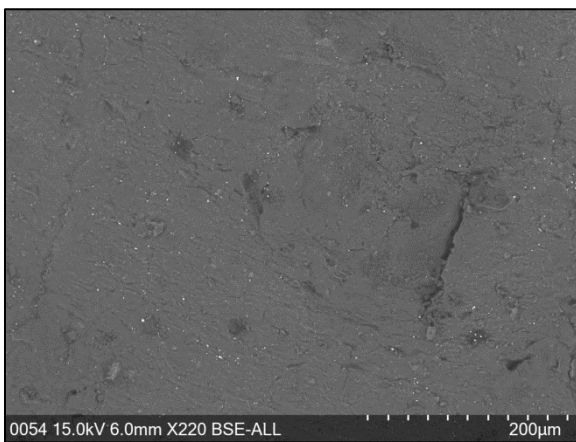
Tuile : Image 2



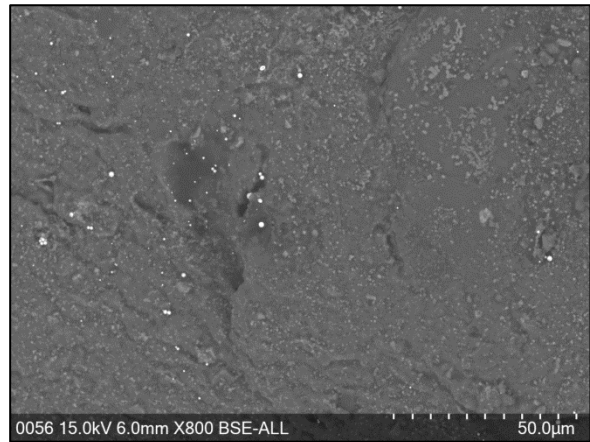
Tuile : Image 3



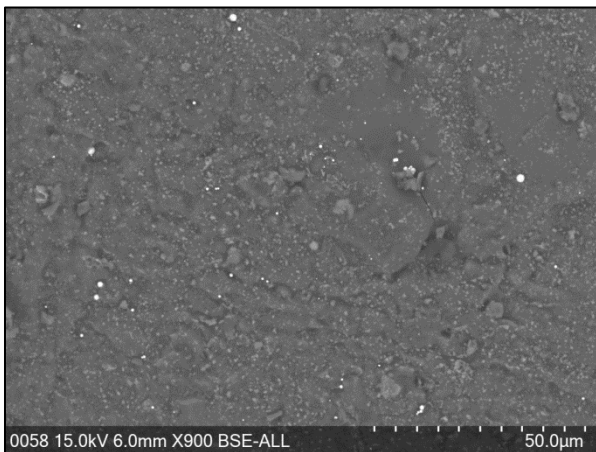
Tuile : Image 4



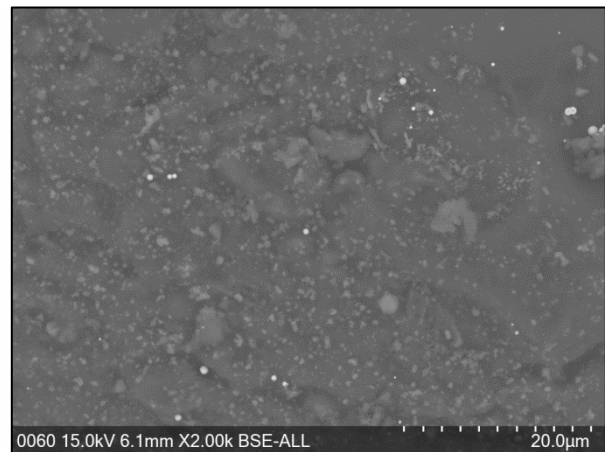
Tuile : Image 5



Tuile : Image 6



Tuile : Image 7



Tuile : Image 8

Annexe B : Paramètres de surface (IRSN, 2020)

Les données de cette annexe sont issues des travaux de profilométrie réalisés par l'Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire (IRSN, 2020). Elles présentent :

- les paramètres définis par rapport à la ligne moyenne paramètres 2d
- les paramètres définis par rapport à la courbe de portance paramètres 2d
- les paramètres surfaciques paramètres 3d

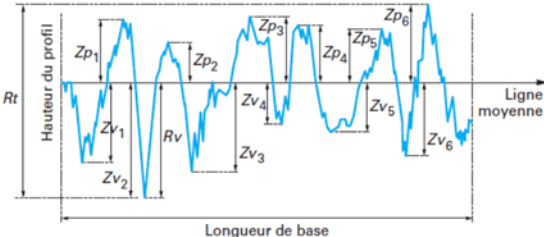
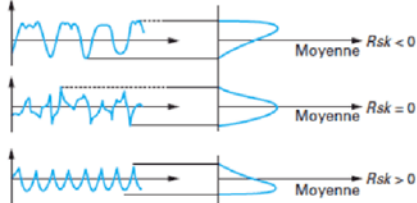
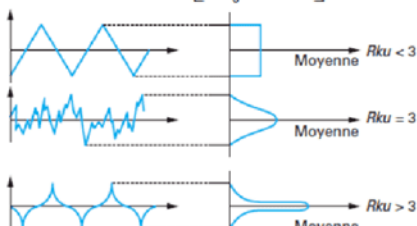
Paramètres de surface (IRSN, 2020)

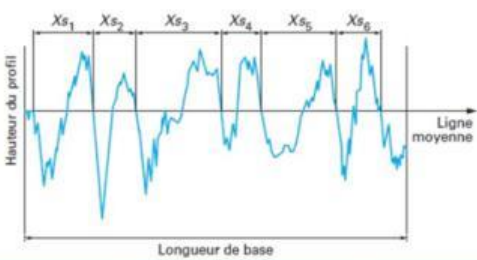
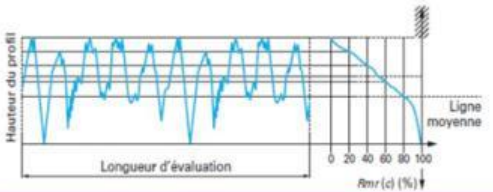
Paramètres définis par rapport à la ligne moyenne Paramètres 2D

Intitulé	Symbole	Définition et exemple
Hauteur maximale de saillie du profil	R_p W_p P_p	<p>Définition : plus grande des hauteurs de saillie du profil, Z_p, à l'intérieur d'une longueur de base.</p>
Profondeur maximale de creux du profil	R_v W_v P_v	<p>Définition : plus grande des profondeurs de creux du profil, Z_v, à l'intérieur d'une longueur de base.</p>
Hauteur maximale du profil	R_z W_z P_z	<p>Définition : somme de la plus grande des hauteurs de saillie du profil, Z_p, et de la plus grande des profondeurs de creux du profil, Z_v, à l'intérieur d'une longueur de base.</p>
Hauteur moyenne des éléments du profil	R_c W_c P_c	<p>Définition : valeur moyenne des hauteurs des éléments du profil, Z_t, à l'intérieur d'une longueur de base :</p> $R_c, W_c, P_c = \frac{1}{m} \sum_{i=1}^m Z_{t_i}$

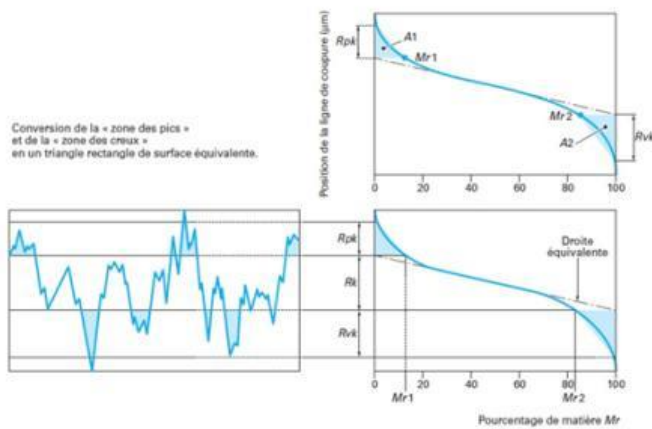
Moyenne

Ces paramètres représentent l'aplatissement de la courbe de distribution de

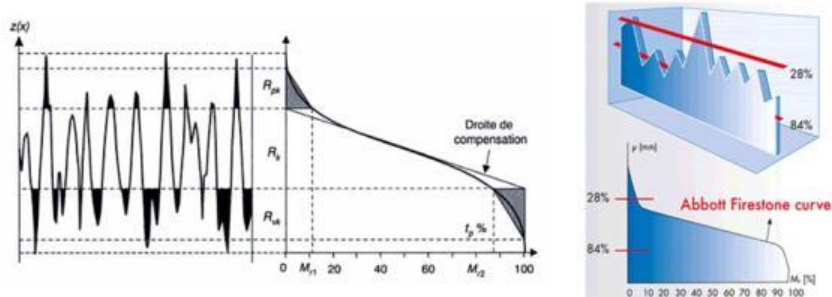
Intitulé	Symbole	Définition et exemple
Hauteur totale du profil	R_t W_t P_t	<p>Définition : somme de la plus grande des hauteurs de saillie du profil, Z_p, et de la plus grande des profondeurs de creux du profil, Z_v, à l'intérieur d'une longueur d'évaluation.</p> 
Écart moyen arithmétique du profil évalué	R_a W_a P_a	<p>Définition : moyenne arithmétique des valeurs absolues des ordonnées $Z(x)$ à l'intérieur d'une longueur de base :</p> $R_a, W_a, P_a = \frac{1}{\ell} \int_0^{\ell} Z(x) dx \text{ avec } \ell = \ell_r, \ell_w \text{ ou } \ell_p$
Écart moyen quadratique du profil évalué	R_q W_q P_q	<p>Définition : moyenne quadratique des valeurs des ordonnées $Z(x)$, à l'intérieur d'une longueur de base :</p> $R_q, W_q, P_q = \sqrt{\frac{1}{\ell} \int_0^{\ell} Z^2(x) dx} \text{ avec } \ell = \ell_r, \ell_w \text{ ou } \ell_p$
Facteur d'asymétrie du profil évalué	R_{sk} W_{sk} P_{sk}	<p>Définition : quotient de la moyenne des cubes des valeurs des ordonnées $Z(x)$ par le cube du paramètre P_q, R_q ou W_q selon le cas, à l'intérieur d'une longueur de base :</p> $R_{sk} = \frac{1}{R_q^3} \left[\frac{1}{\ell_r} \int_0^{\ell_r} Z^3(x) dx \right]$  <p>Ces paramètres représentent une mesure de l'asymétrie de la courbe de distribution de l'amplitude.</p>
Facteur d'aplatissement du profil évalué	R_{ku} W_{ku} P_{ku}	<p>Définition : quotient de la moyenne des valeurs à la puissance 4 des ordonnées $Z(x)$ par la valeur à la puissance 4 du paramètre P_q, R_q ou W_q selon le cas, à l'intérieur d'une longueur de base :</p> $R_{ku} = \frac{1}{R_q^4} \left[\frac{1}{\ell_r} \int_0^{\ell_r} Z^4(x) dx \right]$  <p>Ces paramètres représentent l'aplatissement de la courbe de distribution de l'amplitude.</p>

Intitulé	Symbole	Définition et exemple
Largeur moyenne des éléments du profil	RSm WSm PSm	<p>Définition : valeur moyenne des largeurs des éléments du profil Xs_i, à l'intérieur d'une longueur de base :</p> $RSm, WSm, PSm = \frac{1}{m} \sum_{i=1}^m Xs_i$ 
Taux de longueur portante	$Rmr(c)$ $Wmr(c)$ $Pmr(c)$	<p>Définition : rapport de la longueur portante du profil à un niveau de coupe donné c, $Ml(c)$ à la longueur d'évaluation :</p> $Rmr(c), Wmr(c), Pmr(c) = \frac{Ml(c)}{ln}$ 

Paramètres définis par rapport à la courbe de Portance Paramètres 2D :



Intitulé	Définition	Paramètre de rugosité
Profondeur du profil écrêté	Profondeur de la partie centrale du profil de rugosité	Rk
Hauteur des pics éliminés	Hauteur moyenne des pics saillants, situés au-dessus du profil écrêté	Rpk
Hauteur des creux éliminés	Hauteur moyenne des creux, situés au-dessous du profil écrêté	Rvk
Taux de longueur portante $Mr1$	Taux, en pour-cent, déterminé sur la ligne de coupure qui sépare les pics saillants du profil écrêté	$Mr1$
Taux de longueur portante $Mr2$	Taux, en pour-cent, déterminé sur la ligne de coupure qui sépare les creux profonds du profil écrêté	$Mr2$



La courbe d'**Abbott-Firestone** donne la portance de la surface en fonction de l'usure. Elle permet de caractériser la surface qui s'use par rodage (**Rpk**) et la profondeur des creux qui sert de réserve de lubrifiant (**Rvk**).

Paramètres Surfaceut Paramètres 3D :

Paramètres d'Amplitude		Paramètres Hybrides	
Sa	Moyenne arithmétique	Sdq	gradient moyen quadratique
Sq	Moyenne quadratique	Sdr	aire développée
Ssk	Facteur d'asymétrie de la distribution des hauteurs	Paramètres Fonctionnels	
Sku	Facteur d'aplatissement de la distribution des hauteurs	Smr	Taux de portance
Sp	Hauteur maximale des pics	Smc	profondeur de taux de portance
Sv	Profondeur maximale des vallées	Sxp	hauteur des pics principaux
Sz	Hauteur totale de la surface	Vm	volume de matière
Paramètres d'Espacement		Vv	volume de vide
Sal	longueur d'auto-corrélation	Vmp	volume de matière des pics
Str	rapport d'aspect de la texture	Vmc	volume de matière du cœur
Std	direction principale de la texture	Vvc	volume de vide du cœur
		Vvv	volume de vide des vallées

Tableaux des détails des mesures :

		ISO 25178 (3D)	ISO 4287 (2D)	
Instruments		Avec contact & Sans contact	Avec contact	
Profil	Cible d'évaluation	Surface S-F	Profil en coupe	
	Filtre	Filtre S	Filtre λ_s	
Rugosité	Cible d'évaluation	Surface S-L	Profil de rugosité	
	Filtre	Filtre S, Filtre L	Filtre λ_s , Filtre λ_c	
	Paramètres d'Amplitude	Hauteur de pics maximale	Sp	Rp
		Hauteur de creux maximale	Sv	Rv
		Hauteur maximale	Sz	Rt
		Moyenne arithmétique	Sa	Ra
		Moyenne quadratique	Sq	Rq
		Skewness (facteur d'Asymétrie)	Ssk	Rsk
		Kurtosis (facteur d'Aplatissement)	Sku	Rku
	Paramètres Spatiaux	Sal, Str, Std	-	
	Paramètres Hybrides	Sdq, Sdr	RΔq	
	Paramètres Fonctionnels	Profondeur du profil écreté	Sk	Rk
		Hauteur des pics éliminés	Spk	Rpk
Profondeur de creux éliminés		Svk	Rvk	
Taux de longueur portante		Srm1	Mr1	
	Taux de longueur portante	Srm2	Mr2	

	Norme 2D	Norme 3D
Exemples de normes	ISO 4287, 4288, 12085, 13565, DIN 4768...	ISO 25178
Profil	Une ligne : Z (X)	Une surface : Z (X, Y)
Paramètres mesurés	Préfixe reflétant la nature de la surface filtrée P : Primaire (Pa, Pq...) R : Rugosité (Ra Rq...) W : Ondulation (Wa, Wq...)	Pas de préfixe de la surface filtrée S : Surfaceut (Sa, Sq...) V : Volumiques (Vv, Vc...)
Particularités	Rz : Hauteur maximale du profil (Rz < Rt)	Sz : Hauteur maximale de la surface, du point le plus bas au point le plus haut (Sz = St) St : a disparu de la norme !

Annexe C : Données des ACP

Cette annexe présente les résultats des différentes analyses en composantes principales réalisées au cours de ce travail (XLSTAT, 2020 - Version d'essai). Les données fournies sont les suivantes :

- Les coordonnées des variables
- Les corrélations entre les variables et les facteurs :
- Les contributions des variables
- Les cosinus carrés des variables
- Les contributions des observations
- Les cosinus carrés des observations

DONNÉES MÉTÉOROLOGIQUES ET DONNEES DE RUGOSITÉ:

Coordonnées des variables :

	F1	F2	F3	F4	F5
F.RES	0,201	0,344	0,823	-0,377	-0,147
Hrmoy	-0,002	-0,849	0,448	-0,077	0,270
T°moy	0,023	0,903	-0,088	-0,313	0,279
Vmoy	0,012	0,432	0,398	0,806	0,065
Sa	-0,988	0,025	0,043	-0,019	-0,007
Sq	-0,987	0,024	0,041	-0,018	-0,005
Sp	-0,974	0,023	0,037	-0,015	0,001
Sv	0,993	-0,026	-0,049	0,022	0,012

Corrélations entre les variables et les facteurs :

	F1	F2	F3	F4	F5
F.RES	0,201	0,344	0,823	-0,377	-0,147
Hrmoy	-0,002	-0,849	0,448	-0,077	0,270
T°moy	0,023	0,903	-0,088	-0,313	0,279
Vmoy	0,012	0,432	0,398	0,806	0,065
Sa	-0,988	0,025	0,043	-0,019	-0,007
Sq	-0,987	0,024	0,041	-0,018	-0,005
Sp	-0,974	0,023	0,037	-0,015	0,001
Sv	0,993	-0,026	-0,049	0,022	0,012

Contributions des variables (%) :

	F1	F2	F3	F4	F5
F.RES	1,024	6,433	64,404	15,869	12,243
Hrmoy	0,000	39,059	19,106	0,665	41,156
T°moy	0,013	44,245	0,733	10,882	44,109
Vmoy	0,004	10,132	15,068	72,430	2,364
Sa	24,872	0,033	0,176	0,039	0,030
Sq	24,806	0,032	0,159	0,035	0,014
Sp	24,164	0,029	0,127	0,026	0,001
Sv	25,116	0,037	0,227	0,053	0,083

Cosinus carrés des variables :

	F1	F2	F3	F4	F5
F.RES	0,040	0,119	0,677	0,142	0,022
Hrmoy	0,000	0,720	0,201	0,006	0,073
T°moy	0,001	0,816	0,008	0,098	0,078
Vmoy	0,000	0,187	0,158	0,650	0,004
Sa	0,977	0,001	0,002	0,000	0,000
Sq	0,974	0,001	0,002	0,000	0,000
Sp	0,949	0,001	0,001	0,000	0,000
Sv	0,986	0,001	0,002	0,000	0,000

Contributions des observations (%) :

	F1	F2	F3	F4	F5
A1	1,005	12,517	0,519	0,183	0,006
A2	1,346	2,756	7,369	2,208	0,009
A3	1,208	0,121	0,984	1,414	0,208
A4	1,645	0,735	3,577	14,043	0,392
A5	1,793	11,451	6,801	0,791	4,503
A6	0,798	0,039	21,711	1,184	0,995
A7	1,283	1,241	0,876	7,237	0,087
E1	10,626	11,330	0,070	0,428	0,143
E2	10,691	4,414	0,362	6,966	6,374
E3	9,809	0,402	0,003	2,800	0,127
E4	9,612	0,347	0,251	8,893	5,233
E5	9,985	7,240	0,316	0,692	2,051
E6	10,233	0,355	2,568	0,286	16,518
E7	9,495	2,137	4,534	4,277	1,905
T1	0,200	8,292	3,967	3,539	8,383
T2	0,168	2,939	5,955	2,678	0,203
T3	0,073	0,000	6,175	0,147	4,443
T4	0,199	0,239	0,092	8,356	5,665
T5	0,298	10,056	2,786	0,146	1,122
T6	0,075	0,052	8,543	0,025	7,725
T7	0,066	0,360	1,599	15,019	4,450
V1	2,831	9,898	0,912	1,769	3,474
V2	2,725	3,846	2,208	4,594	1,946
V3	2,442	0,003	6,939	0,096	4,822
V4	2,871	0,072	0,296	5,963	10,299
V5	3,038	7,650	0,003	0,232	0,348
V6	2,484	0,042	8,688	0,028	7,975
V7	3,001	1,467	1,896	6,007	0,593

Cosinus carrés des observations :

	F1	F2	F3	F4	F5
A1	0,141	0,826	0,020	0,006	0,000
A2	0,261	0,251	0,382	0,098	0,000
A3	0,632	0,030	0,138	0,169	0,005
A4	0,264	0,055	0,154	0,516	0,003
A5	0,190	0,571	0,193	0,019	0,022
A6	0,114	0,003	0,831	0,039	0,006
A7	0,337	0,153	0,062	0,435	0,001
E1	0,661	0,331	0,001	0,006	0,000
E2	0,724	0,141	0,007	0,108	0,019
E3	0,920	0,018	0,000	0,060	0,001
E4	0,793	0,013	0,006	0,168	0,019
E5	0,727	0,248	0,006	0,012	0,007
E6	0,859	0,014	0,058	0,005	0,062
E7	0,742	0,078	0,095	0,076	0,007
T1	0,030	0,589	0,161	0,122	0,057
T2	0,042	0,343	0,396	0,152	0,002
T3	0,033	0,000	0,746	0,015	0,090
T4	0,072	0,041	0,009	0,692	0,092
T5	0,049	0,772	0,122	0,005	0,008
T6	0,025	0,008	0,761	0,002	0,116
T7	0,014	0,037	0,094	0,754	0,044
V1	0,339	0,558	0,029	0,049	0,019
V2	0,432	0,286	0,094	0,166	0,014
V3	0,532	0,000	0,405	0,005	0,047
V4	0,590	0,007	0,016	0,280	0,095
V5	0,450	0,532	0,000	0,008	0,002
V6	0,473	0,004	0,443	0,001	0,068
V7	0,531	0,122	0,090	0,243	0,005

AJOUT DE LA DURÉE DES EXPÉRIMENTATIONS

Coordonnées des variables :

	F1	F2	F3	F4	F5
F.RES	0,205	0,466	-0,219	0,780	-0,291
Hrmoy	-0,005	-0,665	-0,550	0,423	0,244
T°moy	0,031	0,963	0,107	-0,115	0,061
Vmoy	0,010	0,085	0,817	0,493	0,284
Sa	-0,988	0,040	-0,013	0,041	-0,013
Sq	-0,987	0,039	-0,012	0,039	-0,010
Sp	-0,974	0,037	-0,011	0,035	-0,005
Sv	0,993	-0,041	0,014	-0,046	0,019
Durée	0,033	0,748	-0,580	-0,026	0,290

Corrélations entre les variables et les facteurs :

	F1	F2	F3	F4	F5
F.RES	0,205	0,466	-0,219	0,780	-0,291
Hrmoy	-0,005	-0,665	-0,550	0,423	0,244
T°moy	0,031	0,963	0,107	-0,115	0,061
Vmoy	0,010	0,085	0,817	0,493	0,284
Sa	-0,988	0,040	-0,013	0,041	-0,013
Sq	-0,987	0,039	-0,012	0,039	-0,010
Sp	-0,974	0,037	-0,011	0,035	-0,005
Sv	0,993	-0,041	0,014	-0,046	0,019
Durée	0,033	0,748	-0,580	-0,026	0,290

Contributions des observations (%) :

	F1	F2	F3	F4	F5
A1	0,985	7,038	5,368	0,693	1,059
A2	1,291	4,706	0,197	8,184	0,004
A3	1,253	1,361	1,584	1,319	0,894
A4	1,707	3,745	6,111	2,205	4,577
A5	1,870	11,936	0,286	6,406	2,228
A6	0,759	1,506	3,449	20,012	1,164
A7	1,245	0,056	8,296	1,600	0,045
E1	10,677	5,794	5,893	0,160	0,438
E2	10,860	6,923	0,737	0,732	7,518
E3	9,665	2,388	2,155	0,068	0,000
E4	9,468	2,797	4,863	0,027	0,103
E5	9,828	7,299	1,359	0,228	5,931
E6	10,339	0,070	1,475	2,474	20,500
E7	9,580	0,045	6,857	5,747	1,060
T1	0,195	3,551	8,264	3,032	4,585
T2	0,149	4,945	0,247	6,763	0,188
T3	0,083	0,603	0,915	6,581	7,597
T4	0,220	2,305	4,623	0,001	0,046
T5	0,328	10,350	0,524	2,689	0,114
T6	0,065	0,530	2,246	7,984	9,573
T7	0,056	0,677	11,071	0,677	8,182
V1	2,807	4,870	7,062	0,574	0,939
V2	2,641	6,367	0,486	2,873	2,275
V3	2,497	0,488	0,848	7,327	8,281
V4	2,940	1,559	3,888	0,682	0,535
V5	3,124	7,479	1,124	0,011	2,319
V6	2,422	0,595	2,278	8,115	9,738
V7	2,945	0,017	7,796	2,836	0,105

Contributions des variables (%) :

	F1	F2	F3	F4	F5
F.RES	1,074	10,051	3,505	57,909	26,963
Hrmoy	0,001	20,475	22,116	17,031	19,032
T°moy	0,025	42,963	0,833	1,266	1,177
Vmoy	0,002	0,336	48,857	23,110	25,726
Sa	24,850	0,073	0,012	0,158	0,053
Sq	24,784	0,070	0,011	0,143	0,034
Sp	24,143	0,065	0,010	0,114	0,008
Sv	25,093	0,079	0,014	0,204	0,117
Durée	0,027	25,889	24,642	0,063	26,890

Cosinus carrés des observations :

	F1	F2	F3	F4	F5
A1	0,139	0,544	0,263	0,026	0,012
A2	0,208	0,418	0,011	0,353	0,000
A3	0,409	0,244	0,180	0,115	0,023
A4	0,241	0,291	0,300	0,083	0,052
A5	0,177	0,620	0,009	0,162	0,017
A6	0,092	0,100	0,145	0,645	0,011
A7	0,268	0,007	0,622	0,092	0,001
E1	0,664	0,198	0,128	0,003	0,002
E2	0,688	0,241	0,016	0,012	0,038
E3	0,818	0,111	0,063	0,002	0,000
E4	0,729	0,118	0,130	0,001	0,001
E5	0,659	0,269	0,032	0,004	0,032
E6	0,783	0,003	0,039	0,050	0,124
E7	0,703	0,002	0,175	0,113	0,006
T1	0,030	0,295	0,435	0,123	0,055
T2	0,029	0,537	0,017	0,357	0,003
T3	0,025	0,098	0,094	0,522	0,180
T4	0,060	0,349	0,443	0,000	0,001
T5	0,045	0,781	0,025	0,099	0,001
T6	0,015	0,068	0,182	0,496	0,178
T7	0,010	0,069	0,715	0,034	0,121
V1	0,337	0,321	0,295	0,018	0,009
V2	0,359	0,477	0,023	0,104	0,025
V3	0,434	0,047	0,051	0,341	0,115
V4	0,513	0,150	0,236	0,032	0,007
V5	0,394	0,519	0,049	0,000	0,023
V6	0,370	0,050	0,121	0,332	0,119
V7	0,454	0,001	0,418	0,117	0,001

RETRAIT DES PARAMETRES DE RUGOSITE:

Coordonnées des variables :

	F1	F2	F3	F4	F5
F.RES	0,484	-0,234	0,792	-0,288	-0,019
Hrmoy	-0,661	-0,558	0,416	0,251	0,130
T°moy	0,962	0,112	-0,123	0,063	0,206
Vmoy	0,086	0,811	0,500	0,289	-0,040
Durée	0,749	-0,577	-0,045	0,294	-0,134

Corrélations entre les variables et les facteurs :

	F1	F2	F3	F4	F5
F.RES	0,484	-0,234	0,792	-0,288	-0,019
Hrmoy	-0,661	-0,558	0,416	0,251	0,130
T°moy	0,962	0,112	-0,123	0,063	0,206
Vmoy	0,086	0,811	0,500	0,289	-0,040
Durée	0,749	-0,577	-0,045	0,294	-0,134

Contributions des variables (%) :

	F1	F2	F3	F4	F5
F.RES	10,823	4,018	58,781	25,942	0,436
Hrmoy	20,161	22,719	16,193	19,670	21,257
T°moy	42,761	0,912	1,413	1,229	53,685
Vmoy	0,341	48,035	23,424	26,200	1,999
Durée	25,913	24,316	0,188	26,959	22,623

Cosinus carrés des variables :

	F1	F2	F3	F4	F5
F.RES	0,234	0,055	0,627	0,083	0,000
Hrmoy	0,437	0,311	0,173	0,063	0,017
T°moy	0,926	0,012	0,015	0,004	0,043
Vmoy	0,007	0,657	0,250	0,084	0,002
Durée	0,561	0,333	0,002	0,086	0,018

Contributions des observations (%) :

	F1	F2	F3	F4	F5
A1	6,622	5,544	0,467	0,711	3,577
A2	4,277	0,125	9,224	0,001	0,769
A3	1,542	1,637	1,035	0,593	2,046
A4	4,158	6,408	2,558	4,886	9,754
A5	12,656	0,217	7,136	2,434	5,902
A6	1,403	3,503	17,919	1,785	0,416
A7	0,024	7,942	2,162	0,005	0,043
E1	6,955	5,315	0,803	1,212	3,328
E2	8,212	0,930	0,151	10,120	2,938
E3	1,730	1,783	0,599	0,225	2,272
E4	2,096	4,319	0,132	0,029	14,014
E5	6,041	1,712	0,959	8,235	1,627
E6	0,256	1,825	3,918	16,572	0,005
E7	0,000	7,321	3,832	0,267	0,003
T1	3,352	8,548	3,173	4,614	7,132
T2	4,745	0,192	7,132	0,170	0,986
T3	0,614	0,861	6,447	6,848	0,901
T4	2,412	4,661	0,000	0,064	13,199
T5	10,610	0,484	2,804	0,123	4,470
T6	0,519	2,298	7,253	10,270	0,025
T7	0,666	11,053	0,522	7,480	0,810
V1	4,276	7,518	0,988	1,422	5,864
V2	5,722	0,362	3,846	1,622	1,482
V3	0,639	0,884	6,177	6,509	0,934
V4	1,878	4,076	0,385	0,234	14,630
V5	8,146	1,009	0,113	1,622	2,860
V6	0,447	2,179	6,355	11,653	0,011
V7	0,000	7,296	3,912	0,294	0,002

Cosinus carrés des observations :

	F1	F2	F3	F4	F5
A1	0,625	0,331	0,022	0,010	0,012
A2	0,479	0,009	0,509	0,000	0,003
A3	0,475	0,318	0,157	0,027	0,023
A4	0,394	0,384	0,120	0,068	0,034
A5	0,750	0,008	0,208	0,021	0,013
A6	0,110	0,174	0,694	0,021	0,001
A7	0,004	0,821	0,174	0,000	0,000
E1	0,632	0,305	0,036	0,016	0,011
E2	0,784	0,056	0,007	0,143	0,010
E3	0,529	0,345	0,090	0,010	0,025
E4	0,388	0,505	0,012	0,001	0,095
E5	0,681	0,122	0,053	0,137	0,007
E6	0,044	0,199	0,334	0,423	0,000
E7	0,000	0,706	0,288	0,006	0,000
T1	0,298	0,480	0,139	0,061	0,023
T2	0,562	0,014	0,416	0,003	0,004
T3	0,114	0,101	0,591	0,188	0,006
T4	0,412	0,503	0,000	0,002	0,083
T5	0,850	0,024	0,111	0,001	0,013
T6	0,074	0,206	0,506	0,215	0,000
T7	0,074	0,772	0,028	0,122	0,003
V1	0,430	0,478	0,049	0,021	0,022
V2	0,703	0,028	0,233	0,029	0,007
V3	0,122	0,107	0,581	0,184	0,007
V4	0,360	0,494	0,036	0,007	0,103
V5	0,887	0,069	0,006	0,026	0,011
V6	0,067	0,206	0,469	0,258	0,000
V7	0,000	0,700	0,293	0,007	0,000

RETRAIT DES DONNEES DE RES

Coordonnées des variables :

	F1	F2	F3	F4
Hrmoy	-0,772	-0,431	0,450	0,125
T°moy	0,974	0,038	0,080	0,206
Vmoy	0,063	0,888	0,454	-0,049
Durée	0,696	-0,612	0,346	-0,146

Corrélations entre les variables et les facteurs :

	F1	F2	F3	F4
Hrmoy	-0,772	-0,431	0,450	0,125
T°moy	0,974	0,038	0,080	0,206
Vmoy	0,063	0,888	0,454	-0,049
Durée	0,696	-0,612	0,346	-0,146

Contributions des variables (%) :

	F1	F2	F3	F4
Hrmoy	29,291	13,778	37,934	18,998
T°moy	46,693	0,107	1,206	51,995
Vmoy	0,198	58,347	38,522	2,933
Durée	23,819	27,769	22,339	26,074

Cosinus carrés des variables :

	F1	F2	F3	F4
Hrmoy	0,596	0,186	0,203	0,016
T°moy	0,950	0,001	0,006	0,042
Vmoy	0,004	0,788	0,206	0,002
Durée	0,484	0,375	0,119	0,021

Contributions des observations (%) :

	F1	F2	F3	F4
A1	6,435	5,489	0,001	4,335
A2	6,923	1,174	3,446	1,238
A3	1,788	2,358	0,009	2,444
A4	1,711	4,745	0,176	13,701
A5	8,088	0,806	1,749	3,106
A6	0,014	1,013	19,113	0,103
A7	0,041	9,414	0,507	0,075
E1	6,435	5,489	0,001	4,335
E2	6,923	1,174	3,446	1,238
E3	1,788	2,358	0,009	2,444
E4	1,711	4,745	0,176	13,701
E5	8,088	0,806	1,749	3,106
E6	0,014	1,013	19,113	0,103
E7	0,041	9,414	0,507	0,075
T1	6,435	5,489	0,001	4,335
T2	6,923	1,174	3,446	1,238
T3	1,788	2,358	0,009	2,444
T4	1,711	4,745	0,176	13,701
T5	8,088	0,806	1,749	3,106
T6	0,014	1,013	19,113	0,103
T7	0,041	9,414	0,507	0,075
V1	6,435	5,489	0,001	4,335
V2	6,923	1,174	3,446	1,238
V3	1,788	2,358	0,009	2,444
V4	1,711	4,745	0,176	13,701
V5	8,088	0,806	1,749	3,106
V6	0,014	1,013	19,113	0,103
V7	0,041	9,414	0,507	0,075

Cosinus carrés des observations :

	F1	F2	F3	F4
A1	0,628	0,355	0,000	0,017
A2	0,800	0,090	0,105	0,006
A3	0,518	0,453	0,001	0,028
A4	0,313	0,577	0,008	0,101
A5	0,878	0,058	0,050	0,014
A6	0,002	0,118	0,879	0,001
A7	0,006	0,972	0,021	0,000
E1	0,628	0,355	0,000	0,017
E2	0,800	0,090	0,105	0,006
E3	0,518	0,453	0,001	0,028
E4	0,313	0,577	0,008	0,101
E5	0,878	0,058	0,050	0,014
E6	0,002	0,118	0,879	0,001
E7	0,006	0,972	0,021	0,000
T1	0,628	0,355	0,000	0,017
T2	0,800	0,090	0,105	0,006
T3	0,518	0,453	0,001	0,028
T4	0,313	0,577	0,008	0,101
T5	0,878	0,058	0,050	0,014
T6	0,002	0,118	0,879	0,001
T7	0,006	0,972	0,021	0,000
V1	0,628	0,355	0,000	0,017
V2	0,800	0,090	0,105	0,006
V3	0,518	0,453	0,001	0,028
V4	0,313	0,577	0,008	0,101
V5	0,878	0,058	0,050	0,014
V6	0,002	0,118	0,879	0,001
V7	0,006	0,972	0,021	0,000

RETRAIT DES DONNEES DE L'ENDUIT DE FAÇADE:

Coordonnées des variables :

	F1	F2	F3	F4
Hrmoy	-0,772	-0,431	0,450	0,125
T°moy	0,974	0,038	0,080	0,206
Vmoy	0,063	0,888	0,454	-0,049
Durée	0,696	-0,612	0,346	-0,146

Corrélations entre les variables et les facteurs :

	F1	F2	F3	F4
Hrmoy	-0,772	-0,431	0,450	0,125
T°moy	0,974	0,038	0,080	0,206
Vmoy	0,063	0,888	0,454	-0,049
Durée	0,696	-0,612	0,346	-0,146

Contributions des variables (%) :

	F1	F2	F3	F4
Hrmoy	29,291	13,778	37,934	18,998
T°moy	46,693	0,107	1,206	51,995
Vmoy	0,198	58,347	38,522	2,933
Durée	23,819	27,769	22,339	26,074

Cosinus carrés des variables :

	F1	F2	F3	F4
Hrmoy	0,596	0,186	0,203	0,016
T°moy	0,950	0,001	0,006	0,042
Vmoy	0,004	0,788	0,206	0,002
Durée	0,484	0,375	0,119	0,021

Contributions des observations (%) :

	F1	F2	F3	F4
A1	8,580	7,318	0,001	5,780
A2	9,231	1,566	4,595	1,650
A3	2,384	3,144	0,012	3,258
A4	2,281	6,327	0,234	18,268
A5	10,784	1,075	2,333	4,141
A6	0,019	1,351	25,483	0,137
A7	0,055	12,552	0,675	0,100
T1	8,580	7,318	0,001	5,780
T2	9,231	1,566	4,595	1,650
T3	2,384	3,144	0,012	3,258
T4	2,281	6,327	0,234	18,268
T5	10,784	1,075	2,333	4,141
T6	0,019	1,351	25,483	0,137
T7	0,055	12,552	0,675	0,100
V1	8,580	7,318	0,001	5,780
V2	9,231	1,566	4,595	1,650
V3	2,384	3,144	0,012	3,258
V4	2,281	6,327	0,234	18,268
V5	10,784	1,075	2,333	4,141
V6	0,019	1,351	25,483	0,137
V7	0,055	12,552	0,675	0,100

Cosinus carrés des observations :

	F1	F2	F3	F4
A1	0,628	0,355	0,000	0,017
A2	0,800	0,090	0,105	0,006
A3	0,518	0,453	0,001	0,028
A4	0,313	0,577	0,008	0,101
A5	0,878	0,058	0,050	0,014
A6	0,002	0,118	0,879	0,001
A7	0,006	0,972	0,021	0,000
T1	0,628	0,355	0,000	0,017
T2	0,800	0,090	0,105	0,006
T3	0,518	0,453	0,001	0,028
T4	0,313	0,577	0,008	0,101
T5	0,878	0,058	0,050	0,014
T6	0,002	0,118	0,879	0,001
T7	0,006	0,972	0,021	0,000
V1	0,628	0,355	0,000	0,017
V2	0,800	0,090	0,105	0,006
V3	0,518	0,453	0,001	0,028
V4	0,313	0,577	0,008	0,101
V5	0,878	0,058	0,050	0,014
V6	0,002	0,118	0,879	0,001
V7	0,006	0,972	0,021	0,000

ACP PAR TYPE DE SURFACE

- ACP par type de surface: Cas de l'ardoise

➤ *Sans les données de vitesses de vents :*

Coordonnées des variables :

	F1	F2	F3	F4
F.RES	0,739	0,541	-0,395	-0,067
Hrmoy	-0,542	0,833	0,041	0,105
T°moy	0,956	-0,241	-0,069	0,149
Durée	0,811	0,348	0,469	-0,044

Corrélations entre les variables et les facteurs :

	F1	F2	F3	F4
F.RES	0,739	0,541	-0,395	-0,067
Hrmoy	-0,542	0,833	0,041	0,105
T°moy	0,956	-0,241	-0,069	0,149
Durée	0,811	0,348	0,469	-0,044

Contributions des variables (%) :

	F1	F2	F3	F4
F.RES	22,655	25,146	40,792	11,406
Hrmoy	12,189	59,478	0,436	27,897
T°moy	37,909	4,995	1,250	55,846
Durée	27,247	10,380	57,522	4,851

Cosinus carrés des variables :

	F1	F2	F3	F4
F.RES	0,547	0,293	0,156	0,005
Hrmoy	0,294	0,693	0,002	0,011
T°moy	0,915	0,058	0,005	0,022
Durée	0,657	0,121	0,220	0,002

Contributions des observations (%) :

	F1	F2	F3	F4
A1	20,203	13,867	20,739	10,048
A2	14,855	14,658	22,860	0,004
A3	4,480	0,088	33,126	1,180
A4	14,740	9,308	0,144	46,285
A5	37,072	0,200	2,723	40,426
A6	7,851	56,342	0,853	1,968
A7	0,798	5,536	19,555	0,089

Cosinus carrés des observations :

	F1	F2	F3	F4
A1	0,666	0,221	0,108	0,005
A2	0,581	0,277	0,142	0,000
A3	0,458	0,004	0,536	0,002
A4	0,736	0,224	0,001	0,038
A5	0,969	0,003	0,011	0,017
A6	0,223	0,772	0,004	0,001
A7	0,122	0,407	0,471	0,000

➤ *Avec les données de vitesses de vents :*

Coordonnées des variables :

	F1	F2	F3	F4	F5
F.RES	0,756	-0,087	0,634	-0,117	-0,072
Hrmoy	-0,561	-0,518	0,640	-0,040	0,074
T°moy	0,958	0,089	-0,211	-0,147	0,087
Vmoy	0,172	0,849	0,477	0,144	0,035
Durée	0,771	-0,591	-0,001	0,236	0,009

Corrélations entre les variables et les facteurs :

	F1	F2	F3	F4	F5
F.RES	0,756	-0,087	0,634	-0,117	-0,072
Hrmoy	-0,561	-0,518	0,640	-0,040	0,074
T°moy	0,958	0,089	-0,211	-0,147	0,087
Vmoy	0,172	0,849	0,477	0,144	0,035
Durée	0,771	-0,591	-0,001	0,236	0,009

Contributions des variables (%) :

	F1	F2	F3	F4	F5
F.RES	23,509	0,564	37,110	12,034	26,783
Hrmoy	12,972	19,802	37,781	1,389	28,056
T°moy	37,820	0,585	4,088	19,081	38,425
Vmoy	1,218	53,226	21,021	18,238	6,297
Durée	24,480	25,823	0,000	49,257	0,439

Cosinus carrés des variables :

	F1	F2	F3	F4	F5
F.RES	0,571	0,008	0,402	0,014	0,005
Hrmoy	0,315	0,268	0,410	0,002	0,005
T°moy	0,919	0,008	0,044	0,022	0,008
Vmoy	0,030	0,721	0,228	0,021	0,001
Durée	0,595	0,350	0,000	0,056	0,000

Contributions des observations (%) :

	F1	F2	F3	F4	F5
A1	23,383	24,347	0,572	10,509	10,103
A2	12,778	2,104	34,522	3,063	0,019
A3	3,505	7,466	6,506	23,732	31,652
A4	12,356	19,147	0,540	46,870	2,862
A5	39,551	3,580	0,985	6,721	34,542
A6	8,276	7,235	54,416	8,465	4,616
A7	0,151	36,121	2,458	0,640	16,205

Cosinus carrés des observations :

	F1	F2	F3	F4	F5
A1	0,619	0,359	0,007	0,013	0,002
A2	0,433	0,040	0,522	0,005	0,000
A3	0,294	0,349	0,243	0,093	0,021
A4	0,485	0,419	0,009	0,086	0,001
A5	0,929	0,047	0,010	0,007	0,007
A6	0,223	0,109	0,656	0,011	0,001
A7	0,007	0,935	0,051	0,001	0,006

- ACP par type de surface: Cas de l'enduit

- *Sans les données de vitesses de vents :*

Coordonnées des variables :

	F1	F2	F3	F4
F.RES	0,795	-0,125	0,591	-0,055
Hrmoy	-0,742	0,565	0,337	0,127
T°moy	0,966	0,042	-0,125	0,224
Durée	0,652	0,733	-0,152	-0,120

Corrélations entre les variables et les facteurs :

	F1	F2	F3	F4
F.RES	0,795	-0,125	0,591	-0,055
Hrmoy	-0,742	0,565	0,337	0,127
T°moy	0,966	0,042	-0,125	0,224
Durée	0,652	0,733	-0,152	-0,120

Contributions des variables (%) :

	F1	F2	F3	F4
F.RES	24,883	1,776	69,670	3,670
Hrmoy	21,688	36,559	22,594	19,159
T°moy	36,698	0,205	3,135	59,962
Durée	16,731	61,460	4,600	17,209

Cosinus carrés des variables :

	F1	F2	F3	F4
F.RES	0,632	0,016	0,349	0,003
Hrmoy	0,551	0,320	0,113	0,016
T°moy	0,932	0,002	0,016	0,050
Durée	0,425	0,537	0,023	0,014

Contributions des observations (%) :

	F1	F2	F3	F4
E1	26,133	13,672	0,207	26,279
E2	35,104	0,254	0,985	32,957
E3	8,166	6,998	0,138	18,527
E4	11,811	11,852	13,092	18,628
E5	17,115	1,154	39,071	1,487
E6	0,313	42,876	10,340	1,904
E7	1,358	23,194	36,166	0,217

Cosinus carrés des observations :

	F1	F2	F3	F4
E1	0,823	0,148	0,001	0,027
E2	0,963	0,002	0,005	0,030
E3	0,728	0,215	0,002	0,054
E4	0,619	0,214	0,135	0,032
E5	0,677	0,016	0,305	0,002
E6	0,018	0,859	0,119	0,004
E7	0,082	0,484	0,433	0,000

➤ *Avec les données de vitesses de vents :*

Coordonnées des variables :

	F1	F2	F3	F4	F5
F.RES	0,798	0,071	0,140	-0,580	-0,043
Hrmoy	-0,755	-0,377	0,502	-0,162	0,099
T°moy	0,967	-0,022	0,041	0,157	0,196
Vmoy	0,106	0,880	0,422	0,183	-0,039
Durée	0,628	-0,658	0,291	0,270	-0,121

Corrélations entre les variables et les facteurs :

	F1	F2	F3	F4	F5
F.RES	0,798	0,071	0,140	-0,580	-0,043
Hrmoy	-0,755	-0,377	0,502	-0,162	0,099
T°moy	0,967	-0,022	0,041	0,157	0,196
Vmoy	0,106	0,880	0,422	0,183	-0,039
Durée	0,628	-0,658	0,291	0,270	-0,121

Contributions des variables (%) :

	F1	F2	F3	F4	F5
F.RES	24,991	0,369	3,661	68,147	2,832
Hrmoy	22,356	10,490	47,041	5,277	14,836
T°moy	36,701	0,035	0,314	4,985	57,964
Vmoy	0,442	57,189	33,220	6,801	2,348
Durée	15,509	31,917	15,765	14,790	22,020

Cosinus carrés des variables :

	F1	F2	F3	F4	F5
F.RES	0,637	0,005	0,020	0,337	0,002
Hrmoy	0,569	0,142	0,252	0,026	0,010
T°moy	0,935	0,000	0,002	0,025	0,038
Vmoy	0,011	0,775	0,178	0,034	0,002
Durée	0,395	0,433	0,085	0,073	0,015

Contributions des observations (%) :

	F1	F2	F3	F4	F5
E1	28,208	19,094	0,015	0,404	18,818
E2	33,334	5,630	10,539	6,839	16,689
E3	7,415	10,162	0,077	0,172	16,167
E4	10,507	18,949	2,541	11,514	38,470
E5	18,054	1,428	1,087	54,033	0,863
E6	0,348	3,773	78,961	0,111	2,436
E7	2,134	40,965	6,781	26,927	6,557

Cosinus carrés des observations :

	F1	F2	F3	F4	F5
E1	0,724	0,261	0,000	0,002	0,013
E2	0,827	0,074	0,055	0,033	0,011
E3	0,558	0,407	0,001	0,003	0,032
E4	0,431	0,414	0,022	0,092	0,041
E5	0,611	0,026	0,008	0,355	0,001
E6	0,018	0,105	0,872	0,001	0,003
E7	0,069	0,709	0,046	0,170	0,006

- **ACP par type de surface: Cas de la tuile**

➤ *Sans les données de vitesses de vents :*

Coordonnées des variables :

	F1	F2	F3	F4
F.RES	0,099	0,904	0,415	-0,007
Hrmoy	-0,727	0,593	-0,303	0,166
T°moy	0,970	-0,064	0,008	0,235
Durée	0,746	0,542	-0,361	-0,142

Corrélations entre les variables et les facteurs :

	F1	F2	F3	F4
F.RES	0,099	0,904	0,415	-0,007
Hrmoy	-0,727	0,593	-0,303	0,166
T°moy	0,970	-0,064	0,008	0,235
Durée	0,746	0,542	-0,361	-0,142

Contributions des variables (%) :

	F1	F2	F3	F4
F.RES	0,478	55,756	43,719	0,047
Hrmoy	25,982	23,973	23,294	26,751
T°moy	46,210	0,277	0,016	53,497
Durée	27,330	19,994	32,971	19,705

Cosinus carrés des variables :

	F1	F2	F3	F4
F.RES	0,010	0,818	0,172	0,000
Hrmoy	0,529	0,352	0,092	0,028
T°moy	0,941	0,004	0,000	0,055
Durée	0,556	0,293	0,130	0,020

Contributions des observations (%) :

	F1	F2	F3	F4
T1	21,511	20,534	0,325	25,826
T2	27,696	2,745	1,558	15,067
T3	6,890	2,052	53,727	9,399
T4	8,675	9,386	3,230	32,093
T5	34,019	8,110	26,582	3,188
T6	0,303	32,559	14,335	6,179
T7	0,907	24,614	0,243	8,249

Cosinus carrés des observations :

	F1	F2	F3	F4
T1	0,571	0,393	0,002	0,035
T2	0,901	0,064	0,010	0,025
T3	0,358	0,077	0,541	0,025
T4	0,490	0,382	0,035	0,092
T5	0,753	0,129	0,114	0,004
T6	0,011	0,874	0,103	0,012
T7	0,047	0,928	0,002	0,022

➤ *Avec les données de vitesses de vents :*

Coordonnées des variables :

	F1	F2	F3	F4	F5
F.RES	0,086	-0,762	0,567	-0,302	0,008
Hrmoy	-0,739	-0,559	0,131	0,332	0,120
T°moy	0,972	0,074	0,054	0,065	0,205
Vmoy	0,033	0,645	0,740	0,182	-0,050
Durée	0,733	-0,602	-0,040	0,276	-0,150

Corrélations entre les variables et les facteurs :

	F1	F2	F3	F4	F5
F.RES	0,086	-0,762	0,567	-0,302	0,008
Hrmoy	-0,739	-0,559	0,131	0,332	0,120
T°moy	0,972	0,074	0,054	0,065	0,205
Vmoy	0,033	0,645	0,740	0,182	-0,050
Durée	0,733	-0,602	-0,040	0,276	-0,150

Contributions des variables (%) :

	F1	F2	F3	F4	F5
F.RES	0,360	34,612	36,076	28,874	0,079
Hrmoy	26,796	18,635	1,925	35,029	17,614
T°moy	46,432	0,328	0,328	1,322	51,590
Vmoy	0,055	24,779	61,492	10,557	3,116
Durée	26,357	21,646	0,178	24,218	27,601

Cosinus carrés des variables :

	F1	F2	F3	F4	F5
F.RES	0,007	0,580	0,321	0,091	0,000
Hrmoy	0,546	0,312	0,017	0,110	0,014
T°moy	0,945	0,005	0,003	0,004	0,042
Vmoy	0,001	0,415	0,548	0,033	0,003
Durée	0,537	0,363	0,002	0,076	0,022

Contributions des observations (%) :

	F1	F2	F3	F4	F5
T1	22,720	27,580	0,914	1,942	15,999
T2	27,311	0,013	17,914	1,858	5,197
T3	6,720	0,022	22,478	30,885	13,474
T4	8,087	15,909	1,864	0,939	55,017
T5	34,280	0,950	31,475	8,997	9,575
T6	0,259	15,168	21,791	45,042	0,680
T7	0,623	40,357	3,563	10,336	0,059

Cosinus carrés des observations :

	F1	F2	F3	F4	F5
T1	0,486	0,486	0,009	0,006	0,014
T2	0,766	0,000	0,220	0,008	0,006
T3	0,307	0,001	0,449	0,218	0,025
T4	0,332	0,538	0,033	0,006	0,090
T5	0,677	0,015	0,272	0,028	0,008
T6	0,009	0,427	0,325	0,238	0,001
T7	0,017	0,898	0,042	0,043	0,000

- **ACP par type de surface: Cas du verre**

Sans les données de vitesses de vents :

Coordonnées des variables :

	F1	F2	F3	F4
F.RES	-0,134	0,864	-0,484	-0,037
Hrmoy	-0,776	0,410	0,452	0,158
T°moy	0,965	0,119	-0,091	0,217
Durée	0,700	0,456	0,534	-0,130

Corrélations entre les variables et les facteurs :

	F1	F2	F3	F4
F.RES	-0,134	0,864	-0,484	-0,037
Hrmoy	-0,776	0,410	0,452	0,158
T°moy	0,965	0,119	-0,091	0,217
Durée	0,700	0,456	0,534	-0,130

Coordonnées des variables :

	F1	F2	F3	F4
F.RES	-0,134	0,864	-0,484	-0,037
Hrmoy	-0,776	0,410	0,452	0,158
T°moy	0,965	0,119	-0,091	0,217
Durée	0,700	0,456	0,534	-0,130

Cosinus carrés des variables :

	F1	F2	F3	F4
F.RES	0,018	0,747	0,234	0,001
Hrmoy	0,603	0,168	0,204	0,025
T°moy	0,930	0,014	0,008	0,047
Durée	0,490	0,208	0,285	0,017

Contributions des observations (%) :

	F1	F2	F3	F4
V1	25,858	11,432	4,824	34,984
V2	28,377	0,153	0,743	20,196
V3	9,910	10,372	40,538	0,954
V4	6,782	12,305	3,548	31,597
V5	28,351	11,339	6,684	9,730
V6	0,028	53,913	7,217	1,386
V7	0,693	0,487	36,446	1,152

Cosinus carrés des observations :

	F1	F2	F3	F4
V1	0,728	0,179	0,049	0,044
V2	0,958	0,003	0,009	0,030
V3	0,328	0,191	0,480	0,001
V4	0,416	0,420	0,078	0,086
V5	0,756	0,169	0,064	0,011
V6	0,001	0,918	0,079	0,002
V7	0,049	0,019	0,928	0,004

➤ *Avec les données de vitesses de vents :*

Coordonnées des variables :

	F1	F2	F3	F4	F5
F.RES	-0,129	0,648	0,699	-0,273	-0,009
Hrmoy	-0,778	-0,235	0,509	0,251	0,129
T°moy	0,966	0,132	0,084	0,026	0,206
Vmoy	0,012	0,934	-0,155	0,318	-0,043
Durée	0,697	-0,341	0,585	0,188	-0,142

Corrélations entre les variables et les facteurs :

	F1	F2	F3	F4	F5
F.RES	-0,129	0,648	0,699	-0,273	-0,009
Hrmoy	-0,778	-0,235	0,509	0,251	0,129
T°moy	0,966	0,132	0,084	0,026	0,206
Vmoy	0,012	0,934	-0,155	0,318	-0,043
Durée	0,697	-0,341	0,585	0,188	-0,142

Contributions des variables (%) :

	F1	F2	F3	F4	F5
F.RES	0,821	28,364	43,554	27,162	0,098
Hrmoy	29,676	3,721	23,146	23,003	20,454
T°moy	45,682	1,179	0,627	0,252	52,259
Vmoy	0,007	58,886	2,149	36,730	2,228
Durée	23,814	7,850	30,524	12,852	24,961

Cosinus carrés des variables :

	F1	F2	F3	F4	F5
F.RES	0,017	0,421	0,488	0,075	0,000
Hrmoy	0,606	0,055	0,259	0,063	0,017
T°moy	0,932	0,017	0,007	0,001	0,042
Vmoy	0,000	0,873	0,024	0,101	0,002
Durée	0,486	0,116	0,342	0,035	0,020

Contributions des observations (%) :

	F1	F2	F3	F4	F5
V1	26,142	8,282	18,289	11,639	20,642
V2	28,195	2,708	0,470	28,525	6,797
V3	9,718	23,454	2,840	32,124	6,306
V4	6,662	5,360	17,990	3,403	51,890
V5	28,647	14,613	5,636	0,097	13,877
V6	0,024	3,643	53,281	23,908	0,339
V7	0,613	41,941	1,494	0,304	0,149

Cosinus carrés des observations :

	F1	F2	F3	F4	F5
V1	0,586	0,135	0,225	0,035	0,018
V2	0,817	0,057	0,007	0,111	0,008
V3	0,295	0,518	0,047	0,132	0,008
V4	0,290	0,170	0,430	0,020	0,090
V5	0,667	0,247	0,072	0,000	0,013
V6	0,001	0,075	0,832	0,092	0,000
V7	0,019	0,954	0,026	0,001	0,000

Annexe D : Incertitudes de mesures

Cette annexe présente différents résultats obtenus au cours du calcul des incertitudes de mesure.

Valeurs critiques de F_{max} pour le test d'homogénéité de la variance de Hartley.

$\alpha = 0.01$

	K (nombre de groupes)										
n - 1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
2	199	448	729	1036	1362	1705	2069	2432	2813	3204	3605
3	47.5	85	120	151	184	216	249	281	310	337	361
4	23.2	37	49	59	69	79	89	97	106	113	120
5	14.9	22	28	33	38	42	46	50	54	57	60
6	11.1	15.5	19.1	22	25	27	30	32	34	36	37
7	8.89	12.1	14.5	16.5	18.4	20	22	23	24	26	27
8	7.50	9.9	11.7	13.2	14.5	15.8	16.9	17.9	18.9	19.8	21
9	6.54	8.5	9.9	11.1	12.1	13.1	13.9	14.7	15.3	16.0	16.6
10	5.85	7.4	8.6	9.6	10.4	11.1	11.8	12.4	12.9	13.4	13.9
12	4.91	6.1	6.9	7.6	8.2	8.7	9.1	9.5	9.9	10.2	10.6
15	4.07	4.9	5.5	6.0	6.4	6.7	7.1	7.3	7.5	7.8	8.0
20	3.32	3.8	4.3	4.6	4.9	5.1	5.3	5.5	5.6	5.8	5.9
30	2.63	3.0	3.3	3.4	3.6	3.7	3.8	3.9	4.0	4.1	4.2
60	1.96	2.2	2.3	2.4	2.4	2.5	2.5	2.6	2.6	2.7	2.7
∞	1.00	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0

$\alpha = 0.05$

	k										
n - 1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
2	39.0	87.5	142	202	266	333	403	475	550	626	704
3	15.4	27.8	39.2	50.7	62.0	72.9	83.5	93.9	104	114	124
4	9.6	15.5	20.6	25.2	29.5	33.6	37.5	41.1	44.6	48.0	51.4
5	7.15	10.8	13.7	16.3	18.7	20.8	22.9	24.7	26.5	28.2	29.9
6	5.82	8.38	10.4	12.1	13.7	15.0	16.3	17.5	18.6	19.7	20.7
7	4.99	6.94	8.44	9.70	10.8	11.8	12.7	13.5	14.3	15.1	15.8
8	4.43	6.00	7.18	8.12	9.03	9.78	10.5	11.1	11.7	12.2	12.7
9	4.03	5.34	6.31	7.11	7.80	8.41	8.95	9.45	9.91	10.3	10.7
10	3.72	4.85	5.67	6.34	6.92	7.42	7.87	8.28	8.66	9.01	9.34
12	3.28	4.16	4.79	5.30	5.72	6.09	6.42	6.72	7.00	7.25	7.48
15	2.86	3.54	4.01	4.37	4.68	4.95	5.19	5.40	5.59	5.77	5.93
20	2.46	2.95	3.29	3.54	3.76	3.94	4.10	4.24	4.37	4.49	4.59
30	2.07	2.40	2.61	2.78	2.91	3.02	3.12	3.21	3.29	3.36	3.39
60	1.67	1.85	1.96	2.04	2.11	2.17	2.22	2.26	2.30	2.33	2.36
∞	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00

Table de Student

La table ci-dessous donne la valeur de t en fonction de P, compte tenu du nombre ν de degrés de liberté. Si P est inférieur à 0.5, on utilise la relation : $t = -t_{1-P}$ (Neully et Cetema, 1998)

P/ν	0.55	0.6	0.65	0.7	0.75	0.8	0.85	0.9	0.95	0.975	0.99	0.995	0.9975	0.9995
1	0,158	0,325	0,510	0,727	1,000	1,376	1,963	3,078	6,314	12,706	31,821	63,656	127,320	636,580
2	0,142	0,289	0,445	0,617	0,817	1,061	1,386	1,886	2,920	4,303	6,965	9,925	14,089	31,600
3	0,137	0,277	0,424	0,584	0,765	0,979	1,250	1,638	2,353	3,182	4,541	5,841	7,453	12,924
4	0,134	0,271	0,414	0,569	0,741	0,941	1,190	1,533	2,132	2,777	3,747	4,604	5,598	8,610
5	0,132	0,267	0,408	0,559	0,727	0,920	1,156	1,476	2,015	2,571	3,365	4,032	4,773	6,869
6	0,131	0,265	0,404	0,553	0,718	0,906	1,134	1,440	1,943	2,447	3,143	3,707	4,317	5,959
7	0,130	0,263	0,402	0,549	0,711	0,896	1,119	1,415	1,895	2,365	2,998	3,500	4,029	5,408
8	0,130	0,262	0,400	0,546	0,706	0,889	1,108	1,397	1,860	2,306	2,897	3,355	3,833	5,041
9	0,129	0,261	0,398	0,544	0,703	0,883	1,100	1,383	1,833	2,262	2,821	3,250	3,690	4,781
10	0,129	0,260	0,397	0,542	0,700	0,879	1,093	1,372	1,813	2,228	2,764	3,169	3,581	4,587
11	0,129	0,260	0,396	0,540	0,697	0,876	1,088	1,363	1,796	2,201	2,718	3,106	3,497	4,437
12	0,128	0,259	0,395	0,539	0,696	0,873	1,083	1,356	1,782	2,179	2,681	3,055	3,428	4,318
13	0,128	0,259	0,394	0,538	0,694	0,870	1,080	1,350	1,771	2,160	2,650	3,012	3,373	4,221
14	0,128	0,258	0,393	0,537	0,692	0,868	1,076	1,345	1,761	2,145	2,625	2,977	3,326	4,140
15	0,128	0,258	0,393	0,536	0,691	0,866	1,074	1,341	1,753	2,132	2,603	2,947	3,286	4,073
16	0,128	0,258	0,392	0,535	0,690	0,865	1,071	1,337	1,746	2,120	2,584	2,921	3,252	4,015
17	0,128	0,257	0,392	0,534	0,689	0,863	1,069	1,333	1,740	2,110	2,567	2,898	3,222	3,965
18	0,127	0,257	0,392	0,534	0,688	0,862	1,067	1,330	1,734	2,101	2,552	2,878	3,197	3,922
19	0,127	0,257	0,391	0,533	0,688	0,861	1,066	1,328	1,729	2,093	2,540	2,861	3,174	3,883
20	0,127	0,257	0,391	0,533	0,687	0,860	1,064	1,325	1,725	2,086	2,528	2,845	3,153	3,850
21	0,127	0,257	0,391	0,533	0,686	0,859	1,063	1,323	1,721	2,080	2,518	2,831	3,135	3,819
22	0,127	0,256	0,390	0,532	0,686	0,858	1,061	1,321	1,717	2,074	2,508	2,819	3,119	3,792
23	0,127	0,256	0,390	0,532	0,685	0,858	1,060	1,320	1,714	2,069	2,500	2,807	3,104	3,768
24	0,127	0,256	0,390	0,531	0,685	0,857	1,059	1,318	1,711	2,064	2,492	2,797	3,091	3,745
25	0,127	0,256	0,390	0,531	0,684	0,856	1,058	1,316	1,708	2,060	2,485	2,787	3,078	3,725
26	0,127	0,256	0,390	0,531	0,684	0,856	1,058	1,315	1,706	2,056	2,479	2,779	3,067	3,707
27	0,127	0,256	0,389	0,531	0,684	0,855	1,057	1,314	1,703	2,052	2,473	2,771	3,057	3,690
28	0,127	0,256	0,389	0,530	0,683	0,855	1,056	1,313	1,701	2,048	2,467	2,763	3,047	3,674
29	0,127	0,256	0,389	0,530	0,683	0,854	1,055	1,311	1,699	2,045	2,462	2,756	3,038	3,660
30	0,127	0,256	0,389	0,530	0,683	0,854	1,055	1,310	1,697	2,042	2,457	2,750	3,030	3,646
31	0,127	0,256	0,389	0,530	0,683	0,853	1,054	1,310	1,696	2,040	2,453	2,744	3,022	3,634
32	0,127	0,256	0,389	0,530	0,682	0,853	1,054	1,309	1,694	2,037	2,449	2,739	3,015	3,622
33	0,127	0,255	0,389	0,530	0,682	0,853	1,053	1,308	1,692	2,035	2,445	2,733	3,008	3,611
34	0,127	0,255	0,389	0,529	0,682	0,852	1,053	1,307	1,691	2,032	2,441	2,728	3,002	3,601
35	0,127	0,255	0,389	0,529	0,682	0,852	1,052	1,306	1,690	2,030	2,438	2,724	2,996	3,591
36	0,127	0,255	0,388	0,529	0,681	0,852	1,052	1,306	1,688	2,028	2,435	2,720	2,991	3,582
37	0,127	0,255	0,388	0,529	0,681	0,851	1,051	1,305	1,687	2,026	2,431	2,715	2,985	3,574
38	0,127	0,255	0,388	0,529	0,681	0,851	1,051	1,304	1,686	2,024	2,429	2,712	2,980	3,566
39	0,127	0,255	0,388	0,529	0,681	0,851	1,050	1,304	1,685	2,023	2,426	2,708	2,976	3,558
40	0,127	0,255	0,388	0,529	0,681	0,851	1,050	1,303	1,684	2,021	2,423	2,705	2,971	3,551
41	0,126	0,255	0,388	0,529	0,681	0,851	1,050	1,303	1,683	2,020	2,421	2,701	2,967	3,544
42	0,126	0,255	0,388	0,528	0,680	0,850	1,049	1,302	1,682	2,018	2,419	2,698	2,963	3,538
43	0,126	0,255	0,388	0,528	0,680	0,850	1,049	1,302	1,681	2,017	2,416	2,695	2,959	3,532
44	0,126	0,255	0,388	0,528	0,680	0,850	1,049	1,301	1,680	2,015	2,414	2,692	2,956	3,526
45	0,126	0,255	0,388	0,528	0,680	0,850	1,049	1,301	1,679	2,014	2,412	2,690	2,952	3,520
46	0,126	0,255	0,388	0,528	0,680	0,850	1,048	1,300	1,679	2,013	2,410	2,687	2,949	3,515
47	0,126	0,255	0,388	0,528	0,680	0,849	1,048	1,300	1,678	2,012	2,408	2,685	2,946	3,510
48	0,126	0,255	0,388	0,528	0,680	0,849	1,048	1,299	1,677	2,011	2,407	2,682	2,943	3,505
49	0,126	0,255	0,388	0,528	0,680	0,849	1,048	1,299	1,677	2,010	2,405	2,680	2,940	3,501
50	0,126	0,255	0,388	0,528	0,679	0,849	1,047	1,299	1,676	2,009	2,403	2,678	2,937	3,496
60	0,126	0,255	0,387	0,527	0,679	0,848	1,046	1,296	1,671	2,000	2,390	2,660	2,915	3,460
70	0,126	0,254	0,387	0,527	0,678	0,847	1,044	1,294	1,667	1,994	2,381	2,648	2,899	3,435
80	0,126	0,254	0,387	0,527	0,678	0,846	1,043	1,292	1,664	1,990	2,374	2,639	2,887	3,416
90	0,126	0,254	0,387	0,526	0,677	0,846	1,042	1,291	1,662	1,987	2,369	2,632	2,878	3,402
100	0,126	0,254	0,386	0,526	0,677	0,845	1,042	1,290	1,660	1,984	2,364	2,626	2,871	3,391
110	0,126	0,254	0,386	0,526	0,677	0,845	1,041	1,289	1,659	1,982	2,361	2,621	2,865	3,381
120	0,126	0,254	0,386	0,526	0,677	0,845	1,041	1,289	1,658	1,980	2,358	2,617	2,860	3,373
130	0,126	0,254	0,386	0,526	0,676	0,844	1,041	1,288	1,657	1,978	2,355	2,614	2,856	3,367
140	0,126	0,254	0,386	0,526	0,676	0,844	1,040	1,288	1,656	1,977	2,353	2,611	2,852	3,361
∞	0,126	0,253	0,385	0,524	0,674	0,842	1,036	1,282	1,645	1,960	2,326	2,576	2,807	3,291

HOMOGENEITE DES ENSEMENCEMENTS

	Ardoise		Enduit de façade		Tuile		Verre	
	Moyenne	Variance	Moyenne	Variance	Moyenne	Variance	Moyenne	Variance
Essai 1	6182	1337517	8593	1663473	3823	421361	7439	3868664
Essai 2	4847	412932	7704	5076838	7747	3545189	5881	1456043
Essai 3	4930	3291693	3860	1187317	4053	438429	2751	1145648
Essai 4	3152	13227	4314	19432	5463	1378203	3540	263002
estimation de la moyenne de la population	5320		6719		5272		4903	
min de l'intervalle de confiance à 95%	2938		3732		3062		2519	
max de l'intervalle de confiance à 95%	7702		9706		7481		7287	

ENSEMENCEMENT DESTINES A LA REMISE EN SUSPENSION

- Moyennes et coefficients de variation des essais

		Essai 1	Essai 2	Essai 3	Essai 4	Essai 5	Essai 6	Essai 7	moyxi,	a	b	som.carrés
Ardoise	moyenne	4332	14541	2521	5190	5692	10570	4267	6730,51			425837906
	écart type	348	2266	704	127	132	464	122				6013913,09
	coefficient de variation	0,08	0,16	0,28	0,02	0,02	0,04	0,03	0,09	9,7773E-02	-1,0445E-06	
Enduit de façade	moyenne	7007	23074	3357	8385	5986	11779	11143	10104,28			961823549
	écart type	199	3637	383	1087	1113	112	1113				17089849,4
	coefficient de variation	0,0	0,2	0,1	0,1	0,2	0,0	0,1	0,10	9,0576E-02	1,2875E-06	
Tuile	moyenne	7446	20647	2881	11875	15153	15638	4563	11172,00			1126072494
	écart type	1534	268	124	4881	1724	2125	283				33833292,1
	coefficient de variation	0,2	0,0	0,0	0,4	0,1	0,1	0,1	0,14	1,4349E-01	-2,5131E-07	
Verre	moyenne	6095	17010	1661	4697	5415	10654	4560	7155,91			514920822
	écart type	27	938	215	1081	2268	4263	1541				27786106,1
	coefficient de variation	0,0	0,1	0,1	0,2	0,4	0,4	0,3	0,23	2,6831E-01	-6,0346E-06	

		y _i - y _{mi}							som.carrés
		Essai 1	Essai 2	Essai 3	Essai 4	Essai 5	Essai 6	Essai 7	
Ardoise	A1	-0,06	0,11	-0,20	-0,02	-0,02	0,03	-0,02	0,06
	A2	0,06	-0,11	0,20	0,02	0,02	-0,03	0,02	0,06
Enduit de façade	E1	0,02	0,11	-0,08	-0,09	0,13	-0,01	0,07	0,05
	E2	-0,02	-0,11	0,08	0,09	-0,13	0,01	-0,07	0,05
Tuile	T1	-0,15	0,01	0,03	-0,30	-0,08	-0,10	-0,04	0,13
	T2	0,15	-0,01	-0,03	0,30	0,08	0,10	0,04	0,13
Verre	V1	0,00	-0,04	-0,09	-0,16	-0,31	0,29	-0,24	0,27
	V2	0,00	0,04	0,09	0,16	0,31	-0,29	0,24	0,27

		(x _i -moyx _i) ²							W11
		Essai 1	Essai 2	Essai 3	Essai 4	Essai 5	Essai 6	Essai 7	
Ardoise		5,75E+06	6,10E+07	1,77E+07	2,37E+06	1,08E+06	1,47E+07	6,07E+06	1,09E+08
Enduit de façade		9,59E+06	1,68E+08	4,55E+07	2,96E+06	1,70E+07	2,80E+06	1,08E+06	2,47E+08
Tuile		1,39E+07	8,98E+07	6,87E+07	4,95E+05	1,58E+07	1,99E+07	4,37E+07	2,52E+08
Verre		1,13E+06	9,71E+07	3,02E+07	6,04E+06	3,03E+06	1,22E+07	6,74E+06	1,56E+08

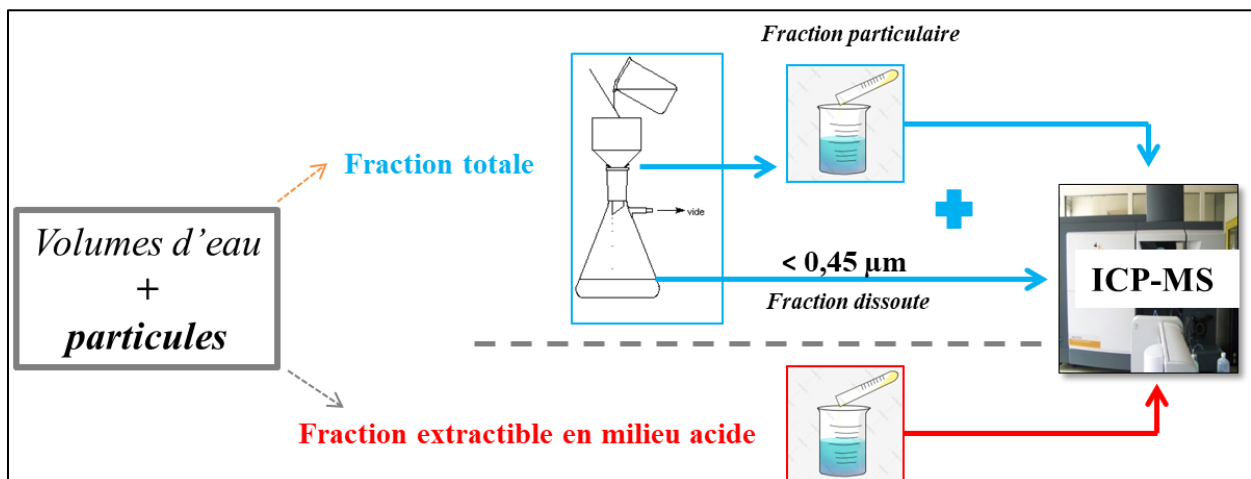
		(y-y _i) ²						
		Essai 1	Essai 2	Essai 3	Essai 4	Essai 5	Essai 6	Essai 7
Ardoise		1,7E-04	5,4E-03	3,4E-02	4,6E-03	4,7E-03	1,8E-03	4,2E-03
Enduit de façade		5,1E-03	1,4E-03	3,7E-04	8,0E-04	7,7E-03	9,3E-03	2,5E-05
Tuile		4,1E-03	1,6E-02	9,9E-03	7,3E-02	6,7E-04	1,3E-05	6,4E-03
Verre		5,2E-02	1,2E-02	1,7E-02	9,8E-05	3,4E-02	3,8E-02	9,4E-03

ESSAIS D'EXPOSITION EN MILIEU EXTERIEUR

		Essai 1	Essai 2	Essai 3	Essai 4	Essai 5	Essai 6	Essai 7
Ardoise	moyenne	4501	9831	2174	2066	1668	14530	3397
	coefficient de variation	0,0	0,0	0,4	0,4	0,5	0,2	0,2
Enduit de façade	moyenne	7545	26438	2749	6257	5630	11483	7907
	coefficient de variation	0,1	0,2	0,1	0,0	0,2	0,1	0,0
Tuile	moyenne	4481	15302	3262	8125	7121	17226	5407
	coefficient de variation	0,3	0,0	0,0	0,1	0,0	0,1	0,1
Verre	moyenne	4519	14746	1864	3720	3831	11410	3219
	coefficient de variation	0,0	0,1	0,1	0,2	0,2	0,3	0,1

Annexe E : Préparation des échantillons – Modes opératoires

Cette annexe présente les modes opératoires des méthodes utilisées pour la mise en solutions des métaux au cours de ce travail. Il est important de noter que les éléments traces métalliques peuvent se retrouver sur différentes fractions de l'échantillon : la fraction dissoute ou la fraction particulaire. La fraction totale étant la somme de ces deux fractions. Enfin, la fraction dissoute représente en réalité la fraction inférieure à $0,45 \mu\text{m}$, soit inférieure à la taille des pores de la membrane filtrante (voir image ci-dessous).



Procédure

Référentiel utilisé :

- Méthode interne adaptée de la NF EN ISO 11885 (2009) : Qualité de l'eau – Dosage d'éléments choisis par spectroscopie d'émission optique avec plasma induit par haute fréquence.

Points importants :

- Les échantillons sont ramenés à température ambiante avant le prélèvement d'une fraction aliquote.
- Le matériel doit être propre et rincé avant utilisation.
- La fraction dissoute doit être préparée dès que possible, si cela ne peut être réalisé immédiatement l'échantillon doit alors être conservé au réfrigérateur à une température de $3,5 \pm 1,5$ °C.

Domaine d'application :

- Tous types d'eaux (eaux souterraines, de surface, brutes, potables, résiduaires).

Résumé du mode opératoire :

- Filtration de 100 mL d'échantillon.
- Filtration sous vide sur membrane filtrante de taille de pores de 0,45 µm.

Ecart à la norme :

- Ajout de 1 mL d'acide nitrique pour 100 mL d'échantillon.

Généralités

Afin de caractériser au mieux un échantillon d'eau, il est nécessaire de déterminer plusieurs paramètres dont les éléments traces métalliques. Les éléments traces métalliques peuvent se retrouver sur différentes fractions de l'échantillon : la fraction dissoute ou la fraction particulaire. La fraction totale étant la somme de ces deux fractions.

Objet du mode opératoire

La fraction dissoute est obtenue par filtration de l'échantillon. L'objectif de ce document est de décrire la préparation de l'échantillon.

Références normatives

- Méthode interne adaptée de la norme NF EN ISO 11885 (2009) – Qualité de l'eau – Dosage d'éléments choisis par spectroscopie d'émission optique avec plasma induit par haute fréquence.

Domaine d'application

- Tous types d'eau (eaux souterraines, de surface, brutes, potables et résiduaires).

Principe de la méthode

Il s'agit de filtrer l'échantillon afin de déterminer la concentration des ETM portés par la fraction, en les analysant en ICP-OES ou en ICP MS.

Réactifs

- Eau Ultra Pure : EUP (qualité 1 cf. NF EN ISO 3696),
- Acide nitrique 65 % (HNO₃) de qualité analytique et distillé au laboratoire.

Membrane filtrante

- Fournisseur : Millipore,
- Référence : HAWP04700,
- Taille des pores : 0,45 µm.

Mode opératoire

Échantillonnage

- Bien homogénéiser,
- À l'aide d'une fiole jaugée, prélever 100 mL d'échantillon.

Filtration

- Placer sur le poste de filtration une membrane filtrante,
- Faire le vide,
- Verser l'échantillon prélevé sur la membrane filtrante,
- Récupérer le filtrat dans un tube en polyéthylène de 120 mL.

Stabilisation des échantillons

- Ajouter 1 mL d'acide nitrique (cf. § 9 du présent document),
- Homogénéiser.

Stockage des échantillons

- Les échantillons sont stockés au réfrigérateur à $3,5 \pm 1,5^{\circ}\text{C}$,
- Les échantillons peuvent être conservés dans ces conditions jusqu'à 17 jours avant analyse.



Mode opératoire

Préparation de la fraction particulaire des eaux pour analyse en ICP-OES et ICP-MS – Méthode interne

Procédure

Référentiel utilisé :

- Méthode interne adaptée de la NF EN ISO 11885 (2009) : Qualité de l'eau – Dosage d'éléments choisis par spectroscopie d'émission optique avec plasma induit par haute fréquence.

Points importants :

- Les échantillons sont ramenés à température ambiante avant le prélèvement d'une fraction aliquote.
- Le matériel doit être propre et rincé avant utilisation.
- La fraction particulaire est récupérée lors de la préparation de la fraction dissoute.

Domaine d'application :

- Tous types d'eaux (eaux souterraines, de surface, brutes, potables, résiduaires).

Résumé du mode opératoire :

- Filtration de 100 mL d'échantillon.
- Récupération du filtre.
- Préparation et minéralisation du filtre.

Expression des résultats :

- Sans objet.

Ecart à la norme :

- La minéralisation est réalisée par une étape d'attaque totale à l'acide fluorhydrique et perchlorique. **Des essais de comparaisons ont prouvé l'efficacité de cette méthode** cf. « filtres ICP OES comparatif » et « MS 16.07 » filtre ((R:)/7-EE/Commun/Fonctionnement_LEE/Scientifique_et_technique/Pole_analytique/LABO CHIMIE/RAPPORTS D'ESSAIS/RE classés/2016/16.02 ROULEPUR n°3).

Généralités

Afin de caractériser au mieux un échantillon d'eau, il est nécessaire de déterminer plusieurs paramètres dont les éléments traces métalliques. Les éléments traces métalliques peuvent se retrouver sur différentes fractions de l'échantillon : la fraction dissoute ou la fraction particulaire. La fraction totale étant la somme de ces deux fractions.

Objet du mode opératoire

La fraction particulaire est obtenue par filtration de l'échantillon. L'objectif de ce document est de décrire la préparation de l'échantillon.

Références normatives

- Méthode interne adaptée de la norme NF EN ISO 11885 (2009) – Qualité de l'eau – Dosage d'éléments choisis par spectroscopie d'émission optique avec plasma induit par haute fréquence.

Domaine d'application

- Tous types d'eau (eaux souterraines, de surface, brutes, potables et résiduaires).

Terminologie

- mL : millilitre,
- μm : micromètre,
- min : minute,
- °C : degré Celsius,
- ETM : Éléments Traces Métalliques,
- % : pourcent.

Principe de la méthode

Il s'agit de filtrer l'échantillon afin de déterminer la concentration des ETM présents dans la fraction particulaire, après mise en solution du filtre et en les analysants en ICP-OES ou en ICP-MS. Cette étape peut être réalisée en même temps que la préparation de la fraction dissoute.

Réactifs

- Eau Ultra Pure : EUP (qualité 1 cf. NF EN ISO 3696),
- Acide nitrique 65 % (HNO_3) de qualité analytique et distillé au laboratoire,
- Acide fluorhydrique 47 % (HF)¹ suprapur,
- Acide perchlorique 65 % (HClO_4) suprapur.

Mode opératoire

Filtration

- Placer sur le poste de filtration une membrane filtrante (filtre 1),
- Faire le vide,

¹ ATTENTION : l'acide fluorhydrique est un acide très corrosif et toxique. Se reporter à la FDS conservée au laboratoire avant manipulation.

- Verser l'échantillon prélevé sur la membrane filtrante,
- Récupérer le filtre et le placer dans un creuset en porcelaine,
- Réaliser un blanc en filtrant 100 mL d'EUP,
- Laisser sécher le filtre dans une étuve à 105 °C,
- Une fois sec, placer le filtre dans le four à calciner (ne pas oublier de recouvrir les creusets d'un couvercle en porcelaine, car lors de la montée en température, les filtres s'enflamment spontanément) et effectuer un cycle de calcination à 450 °C (programme P4)²,
- Après calcination, l'échantillon peut être conservé au dessiccateur plusieurs jours avant d'être mis en solution.


Mise en solution du filtre

- Préparer au préalable, une petite bassine d'eau (eau du robinet),
- Récupérer le résidu de la calcination dans un creuset en téflon identifié,
- Ajouter, à l'éprouvette graduée en polyéthylène, 10 mL d'acide fluorhydrique dans le creuset en téflon,
- Ajouter, à la pipette, 3,5 mL d'acide perchlorique dans le creuset en porcelaine pour le rincer,
- Transférer dans le creuset en téflon (mettre le creuset en porcelaine dans la bassine d'eau),
- Homogénéiser et placer le creuset sur la plaque chauffante,
- Allumer la plaque et régler la consigne sur 160 °C,
- Ouvrir le robinet d'eau afin de capter les vapeurs d'acide fluorhydrique et perchlorique,
- Laisser chauffer jusqu'à évaporation presque totale,
- Après l'évaporation, retirer les creusets et laisser refroidir,
- Ajouter 1 mL d'acide nitrique dans chacun des creusets,
- Laisser en contact au moins 30 min,
- Ajouter environ 20 mL d'EUP (cf. § 9),
- Placer à nouveau sur plaque chauffante pendant au moins 60 min et régler la consigne sur 80 °C,
- Retirer les creusets de la plaque et laisser refroidir,
- Transvaser quantitativement dans des fioles jaugées de 50 mL au travers d'une membrane filtrante (filtre 2). Cette étape peut être réalisée en dehors de la sorbonne,
- Compléter avec de l'EUP, ajuster au trait de jauge, boucher et homogénéiser,
- Transférer dans un flacon en polyéthylène.

Stockage des échantillons

- Les échantillons sont stockés au réfrigérateur à $3,5 \pm 1,5$ °C,
- Les échantillons peuvent être conservés dans ces conditions jusqu'à 17 jours avant analyse.

² Le four atteint la température de 450 °C avec une rampe de température d'environ deux heures en deux fois une heure avec un palier à 250 °C. Il maintient la température de 450 °C pendant environ deux heures.

	Mode opératoire
	Préparation de la fraction extractible en milieu acide des eaux pour analyse en ICP - OES et ICP - MS – Méthode interne

Procédure

Référentiel utilisé :

- Méthode interne adaptée de la NF EN ISO 11885 (2009) : Qualité de l'eau – Dosage d'éléments choisis par spectroscopie d'émission optique avec plasma induit par haute fréquence.

Points importants :

- Les échantillons sont ramenés à température ambiante avant le prélèvement d'une fraction aliquote.
- Le matériel doit être propre et rincé avant utilisation.

Domaine d'application :

- Tous types d'eaux (eaux souterraines, de surface, brutes, potables, résiduaires).

Résumé du mode opératoire :

- Acidification de l'échantillon.
- Minéralisation à 105 °C et reprise du résidu à l'acide nitrique.
- Filtration de l'échantillon.

Ecart à la norme :

- Ajout de 1 mL d'acide nitrique pour 100 mL d'échantillon pour la minéralisation.
- Reprise du résidu avec 1 mL d'acide nitrique.
- Filtration sur membrane filtrante whatman n°40.

Généralités

Afin de caractériser au mieux un échantillon d'eau, il est nécessaire de déterminer plusieurs paramètres dont les éléments traces métalliques. Les éléments traces métalliques peuvent se retrouver sur différentes fractions de l'échantillon : la fraction dissoute et la fraction particulaire, la fraction totale étant la somme de ces deux fractions. La différence entre la fraction extractible et la fraction totale dépend essentiellement de la concentration en matières en suspension.

Objet du mode opératoire

L'objectif de ce document est de décrire l'étape d'extraction des éléments traces métalliques en milieu acide.

Références normatives

- Méthode interne adaptée de la norme NF EN ISO 11885 (2009) – Qualité de l'eau – Dosage d'éléments choisis par spectroscopie d'émission optique avec plasma induit par haute fréquence.

Domaine d'application

- Tous types d'eaux (eaux souterraines, de surface, brutes, potables et résiduaires).

Principe de la méthode

Il s'agit de mettre en solution les majeurs et les ETM contenus dans l'eau afin de déterminer leur concentration en les analysant par ICP - OES ou par ICP - MS.

Réactifs

- Eau ultra pure : EUP (qualité 1 cf. NF EN ISO 3696),
- Acide nitrique 65 % (HNO_3) de qualité analytique et distillé au laboratoire.

Mode opératoire

Échantillonnage

- Bien homogénéiser,
- À l'aide d'une fiole jaugée, prélever 100 mL d'échantillon,
- Verser dans un bécher de 150 mL.

Minéralisation

- Ajouter 1 mL (prélevé à la pipette) de HNO_3 distillé dans chacun des béchers,
- Placer les béchers sur la plaque chauffante,
- Allumer la plaque et régler la consigne sur 105 °C,
- Laisser chauffer jusqu'à évaporation presque totale,
- Après l'évaporation, retirer les béchers et laisser refroidir,
- Ajouter 1 mL (prélevé à la pipette) d'acide nitrique (cf. §9 du présent document) dans chacun des béchers,
- Laisser en contact au moins 30 min,
- Ajouter environ 20 mL d'eau (cf. § 9),
- Placer les échantillons dans la cuve à ultrasons et faire en sorte de décoller tous les résidus qui auraient pu s'accrocher aux parois des béchers,
- Placer à nouveau sur plaque chauffante et régler la consigne sur 80 °C,
- Laisser chauffer au moins 60 min,
- Retirer les béchers de la plaque,

- Transvaser quantitativement dans des fioles de 100 mL au travers d'une membrane filtrante,
- Ajuster au trait de jauge, boucher et homogénéiser,
- Transférer dans un flacon en polyéthylène de 120 mL.

Stockage des échantillons

- Les échantillons sont stockés au réfrigérateur à $3,5 \pm 1,5^{\circ}\text{C}$,
- Les échantillons peuvent être conservés dans ces conditions jusqu'à 17 jours avant analyse.

Annexe F : Calcul des facteurs expérimentaux de correction

Concentrations mesurées après les trois premiers lessivages

Type de surface	<i>Concentration obtenues par étape de lessivage ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$)</i>			
	Lessivage N°1 (C1)	Lessivage N°2 (C2)	Lessivage N°3 (C3)	Concentration totale récupérée (CT)
Ardoise	375	43	16	434
Enduit	549	24	15	588
Tuile	216	47	22	285
Verre	500	7	4	511

$$\text{Facteur expérimental} = \frac{C_T}{C_1}$$

Annexe G : Roses des vents

