UNIVERSITÉ DE LORRAINE | BIBLIOTHÈQUES UNIVERSITAIRES

AVERTISSEMENT
DROIT D'AUTEUR

Ce document est le fruit d'un long travail approuvé par le jury de soutenance et mis à disposition de l'ensemble de la communauté universitaire élargie.

Il est soumis à la propriété intellectuelle de l'auteur. Ceci implique une obligation de citation et de référencement lors de l'utilisation de ce document. Toute contrefaçon, plagiat ou reproduction illicite encourt une poursuite pénale.

Contact bibliothèque : ddoc-theses-contact@univ-lorraine.fr
(Cette adresse ne permet pas de contacter les auteurs)

Code de la Propriété Intellectuelle. articles L 122. 4
Code de la Propriété Intellectuelle. articles L 335.2- L 335.10

UNIVERSITÉ DE LORRAINE
34 COURS LÉOPOLD — CS 25233
54052 NANCY CEDEX
TÉL : 03 54 50 54 00
CONTACT@UNIV-LORRAINE.FR
WWW.UNIV-LORRAINE.FR

THÈSE

Présentée et soutenue publiquement le 3 mars 2026 pour l'obtention du titre de

DOCTEUR DE l'UNIVERSITE DE LORRAINE

Mention : Génie des Procédés, des Produits et des Molécules

par **Adrien RIZZA**

Évaluation des expositions professionnelles aux poussières de pierre naturelle : campagnes de mesure, développement métrologique connecté pour l'estimation et la cartographie 3D des expositions

---

Membres du jury :

Rapporteurs :	*Evelyne GÉHIN*	*Professeure, Université Paris-Est*
	Olivier LE BIHAN	*Docteur HDR, LB Environnement*
Presidente du jury :	*Valérie TSCHAMBER*	*Professeure, Université de Haute-Alsace*
Examinatrice :	*Sylvie GODFRIN*	*Docteure-ingénieure en chimie, EPSAT Vosges*
Directeurs de thèse :	*Dominique THOMAS*	*Professeur, Université de Lorraine*
	Olivier DUFAUD	*Professeur, Université de Lorraine*
Membres invités :	*Mélanie DENECKER*	*Docteure, CTMNC*
	Jean-Louis VAXELAIRE	*Graniterie Petitjean, SNROC*

Remerciements

Cette thèse n'aurait pu voir le jour sans le soutien, la confiance et l'engagement de nombreuses personnes, à qui je souhaite ici exprimer ma sincère gratitude.

Je remercie en premier lieu mes directeurs de thèse, Dominique Thomas et Olivier Dufaud, Professeurs à l'Université de Lorraine, pour l'encadrement et les conseils qu'ils m'ont prodigués tout au long de ce travail. Leur disponibilité et leur exigence ont été déterminantes à chaque étape de ce parcours.

Je remercie les membres du jury pour l'honneur qu'ils me font en évaluant ce travail : Evelyne Géhin, Professeure à l'Université Paris-Est, et Olivier Le Bihan, Docteur HDR à LB Environnement, pour avoir accepté d'en être les rapporteurs ; Valérie Tschamber, Professeure à l'Université de Haute-Alsace, pour avoir accepté de présider ce jury ; Sylvie Godfrin, Docteure-ingénieure en chimie à EPSAT Vosges, pour sa participation en tant qu'examinatrice ; ainsi que Mélanie Denecker et Jean-Louis Vaxelaire, membres invités.

Je souhaite également exprimer ma gratitude à Xavier Simon et Denis Bemer de l'INRS, dont le soutien matériel et les connaissances expertes ont constitué une contribution précieuse à ce travail. Xavier Simon a par ailleurs participé à mon comité de suivi individuel, aux côtés de María Graciela Cares Pacheco, que je remercie pour le suivi attentif et les échanges constructifs tout au long de la thèse.

Je remercie également Charly Koenig et l'ensemble de l'atelier du LRGP, sans qui la conception de mon banc de découpe n'aurait pas été possible. Leur savoir-faire et leur implication ont été déterminants pour la mise en place du dispositif expérimental.

Je remercie chaleureusement l'ensemble de mes collègues du CTMNC pour leur bonne humeur, leurs conseils et les moments partagés au quotidien. L'environnement stimulant et bienveillant de cette structure a largement contribué à la qualité de ce travail, bien au-delà du cadre strictement professionnel. Une mention particulière à Martin, Mélanie, Tristan, Jalila, Nadège et Olivier, ainsi qu'à tous ceux dont les noms mériteraient de figurer ici.

Je remercie également mes amis du secteur H, Alizée, Elias, Julien, Jules et Léo, pour leur bonne humeur et leur soutien au quotidien.

Une pensée pour Élise, Mathilde et Chloé, la team Ouins Ouins du laboratoire, pour les fous rires partagés et leur présence aux moments qui comptaient le plus.

Je remercie mes amis d'enfance, Christophe, Justine, Chloé, Maxime, Maxime, Lucile, Rodolphe, Alexandra, Clément et Marion, pour leur fidélité et leur soutien indéfectible au fil des années.

Je remercie également mes amis, Clément, Julie, Samba, Typhane, Ugo, Madi, Marguarita, Eglé, Luis, Andres, Jose, et tous ceux que je ne cite pas mais qui se reconnaîtront, pour leur présence, leurs encouragements et les moments qui ont rendu ce parcours plus riche et plus humain.

Je remercie ma famille pour son amour inconditionnel, sa confiance et ses sacrifices. C'est grâce à elle que ce parcours a été possible, et cette réussite lui appartient autant qu'à moi.

À Sephora, pour sa patience, son soutien constant et sa présence indéfectible tout au long de ces années.

Une pierre seule ne fait pas un mur. Ce travail en est la preuve : il a fallu du temps, de l'obstination, et surtout vous tous pour que cet édifice tienne debout.

Table des matières

Introduction 1
Chapitre 1 : État de l'art 5
I. Industrie minérale et roches ornementales et de construction 7
1.1 Historique et évolution des techniques de taille de pierre 7
1.1.1 Préhistoire et Antiquité 7
1.1.2 Moyen Âge 7
1.1.2 Renaissance et période moderne : Vers une sophistication artisanale 8
1.1.4 Révolution industrielle 8
1.1.5 XXe siècle : Industrialisation et innovations mécaniques 9
1.1.6 XXIe siècle 10
1.2 État des lieux des industries de la pierre naturelle en France 11
1.2.1 Filières Roches Ornementales et de Construction en France 11
1.2.2 Extraction en carrière 13
1.2.3 Sciage primaire 13
1.2.4 Sciage secondaire 13
1.2.5 Finitions 14
II. Enjeux sanitaires et réglementations 15
2.1 Risques liés à l'exposition aux poussières et à la silice cristalline 15
2.1.1 Définitions 15
2.1.2 Processus influençant la qualité de l'air intérieur 16
2.1.3 Fractions respiratoires inhalable, thoracique et alvéolaire 17
2.1.4 Danger d'exposition à la silice cristalline 20
2.2 Réglementation en vigueur 21
2.2.1 Réglementation française actuelle (2025) 21
2.2.2 Exposition à la silice en France 23
2.2.3 Exposition à la silice en Europe et à l'international 24
III. Évaluation de l'exposition et moyens de protection 25
3.1 Appareils permettant l'évaluation de l'exposition 25
3.1.1 Mesure gravimétrique 25
3.1.2 Mesure en temps réel 26
3.2 Aperçu des moyens de protection et lutte contre les poussières 27
3.2.1 Mesures de contrôle environnemental 27
3.2.2 Moyens de captage à la source 28
3.2.3 Moyens de protection individuelle (EPI et masques) 28
IV. Synthèse bibliographique des études consacrées à l'exposition des salariés aux aérosols de pierre 29
Conclusion 31
Chapitre 2 : Évaluation de l'exposition aux poussières de pierre naturelle 33
Introduction 35
I. Matériels et méthodes 36
1.1 Capteur Individuel de Poussières CIP10 36
1.2 Cyclone GK 2.69 39
1.3 Mesures d'ambiance 41
1.4 Protocole de prélèvement et métriques d'exposition 42
1.4.1 Préparation des supports de collecte 43
1.4.2 Déplacement sur site industriel et vérification du matériel 43
1.4.3 Définition de la durée de prélèvement et positionnement du GRIMM 43
1.4.4 Équipement des opérateurs et mise en route des instruments 44
1.4.5 Fin de prélèvement, vérification finale et transport des supports 44
1.4.6 Conditionnement post-prélèvement et pesée finale 44
1.5 Analyse de la silice cristalline par diffraction des rayons X et évaluation réglementaire 45
1.6 Définition des groupes d'exposition similaires (GES) 48
1.6.1 Sciage au disque (débiteuse à disque) 49

1.6.2 Découpe à la chaîne (Guillotine) 50
1.6.3 Flammage 51
1.6.4 Clivage 51
1.6.5 Travaux de finition manuels 52
1.7 Méthodologie d'évaluation de l'exposition 53
1.7.1 Approche probabiliste de conformité aux concentrations moyennes inhalées sur 8 heures (CMI) 53
1.7.2 Analyse de variance (ANOVA) 54
1.8 Synthèse de la démarche d'évaluation de l'exposition 57
II. Études préliminaires des outils métrologiques 60
2.1 Choix du support de collecte pour les cassettes 60
2.2 Comparaison CIP10-R et Cyclone GK2.69 63
2.3 Vérification de la conversion des concentrations numériques en concentrations massiques 65
2.3.1 Configuration du banc expérimental 66
2.3.2 Description du générateur d'aérosols 67
2.3.3 Caractéristiques des échantillons 68
2.3.4 Protocole expérimental 69
2.3.5 Résultats de la validation de conversion 70
2.3.6 Synthèse 71
III. Résultats de la campagne de mesures en entreprise 71
3.1 Analyse globale et influence de la nature de la pierre 71
3.2 Saisonnalité 75
3.3 Impact du travail en voie humide 77
3.4 Types de locaux 79
3.5 Protections collectives et individuelles 81
3.6 Facteur humain 83
3.6.1 Expositions directes 84
3.6.2 Expositions indirectes 86
3.7 Exposition à la silice cristalline 87
3.8 Conclusion 90
3.9 Indice de dépassement et Analyse de la variance des expositions 91
3.9.1 Influence des groupes homogènes d'exposition 91
3.9.2 Analyse de la variance (ANOVA) 93
3.9.3 Conclusion 96
IV. Approfondissement expérimental et analyses complémentaires 97
4.1 Matériels et méthodes 97
4.1.1 Conception d'un banc de découpe pour évaluer l'effet des matériaux et du mode opératoire 97
4.1.2 Protocoles expérimentaux 98
4.1.3 Incertitude expérimentale 99
4.2 Caractérisation du banc de découpe et incertitudes expérimentales 101
4.2.1 Vitesse et régime d'écoulement 101
4.2.3 Incertitudes expérimentales 102
4.3 Essais de découpe en voie sèche 104
4.3.1 Émissions intégrées et intensité maximale 104
4.3.2 Corrélations entre propriétés des matériaux et émissions 105
4.3.3 Analyse des distributions granulométriques 108
3.2.5 Résultats en voie humide 110
4.4 Analyses complémentaires sur la remise en suspension de particules après traitement de l'eau 114
Conclusion 118
Chapitre 3 : Développement métrologique d'un système portatif connecté pour un suivi en temps réel des concentrations inhalées 119
Introduction 121

I. Matériels et méthodes 126
1.1 Caractéristiques du capteur low cost SPS30 126
1.2 Estimation de la concentration de poussières inhalées par l'opérateur (CIO) à partir d'un capteur optique 128
1.2.1 Conversion de la concentration en nombre en concentration massique inhalée 128
1.2.3 Limitations de cette méthode 131
1.3 Étalonnage des capteurs SPS30 132
1.3.1 Configuration du banc d'étalonnage 132
1.3.2 Caractéristiques des échantillons 133
1.3.4 Protocole expérimental 134
1.4 Évaluation de la sensibilité à l'eau 135
II. Résultats 136
2.1 Etalonnage des capteurs SPS30 136
2.2 Sensibilité aux gouttelettes d'eau 138
2.3 Développement du système portatif 140
2.3.1 Description du boîtier d'acquisition 140
2.3.2 Interface associée au système portatif 141
2.4 Évaluation du système portatif 144
2.4.1 Évaluation comparative des performances du système portatif-GRIMM-CIP10 144
2.4.2 Exemple d'étude de cas (FM2) 146
III. Résumé et perspectives 148
Chapitre 4 : Vers une cartographie des concentrations de poussières en milieu professionnel 152
Introduction 154
I. Analyse conceptuelle et optimisation du modèle 3Δ 156
1.1 Description du modèle 3Δ 156
1.2 Résolution mathématique 156
1.3 Validation théorique du modèle 3Δ 157
1.3.1 Scénario 158
1.3.2 Résultats 160
1.3.3 Interprétation et limites 162
1.4 Amélioration du modèle 162
1.4.1 Algorithme d'apprentissage 162
1.4.2 Interpolation spatiale 163
1.4.3 Fonctionnement du modèle 3Δ amélioré 164
1.4.4 Validation théorique du modèle 3Δ amélioré 170
II. Comparaison du modèles 3Δ simple et du modèle 3Δ amélioré en conditions de génération contrôlées 172
2.1 Évaluation des performances des modèles 172
2.2.1 Coefficient de détermination 172
2.2.2 Erreur absolue moyenne en pourcentage (MAPE) 173
2.3 Génération continue 173
2.3.1 Configuration expérimentale 173
2.3.2 Protocole expérimental 174
2.3.3 Résultats 175
2.3.4 Conclusion sur les essais de génération continue 180
2.4 Génération impulsionnelle : Distribution de Dirac 181
2.4.1 Configuration expérimentale 181
2.4.2 Protocole expérimental 182
2.4.3 Résultats 182
2.5 Comparaison des deux modèles 188
III. Validation du modèle 3Δ amélioré sur le banc de découpe : Effet de la ventilation sur la dispersion des poussières 190
3.1 Configuration expérimentale 190
3.2 Protocole expérimental 191
3.4 Résultats 192

3.5 Cartographie 3D 194
3.6 Conclusion 196
IV. Application à l'échelle industrielle : Cartographie des panaches de poussières lors d'une opération de finition manuelle 197
4.1 Configuration expérimentale 197
4.2 Tâches effectuées par l'opérateur 199
4.3 Cartographie 201
V. Synthèse des résultats et perspectives 203
Conclusion et perspectives 206
Une stratégie à dimensions multiples 207
Illustrations pratiques/études de cas 208
Perspectives 210
Annexe 1 : Formules, termes et démarche métrologique 230
Annexe 2 : Incertitudes de pesée sur l'ensemble de la campagne 234
Annexe 3 : Interface interactive 236
Annexe 4 : Exemple de calcul de la concentration en un point de l'espace du modèle 3Δ 240
Annexe 5 : Exemple de calcul de la concentration en un point de l'espace du modèle 3Δ amélioré 242

Nomenclature

Lettres latines

Symbole	Définition	Unité
A	Effet du type de procédé	-
$A(d_{ae})$	Fonction de pénétration alvéolaire	-
A', B', C'	Coefficients du facteur de Cunningham	-
B	Effet du mode opératoire (voie humide/sèche)	-
C	Effet de la saisonnalité	-
C_c	Concentration en cristobalite	mg/m³
C_p	Concentration pondérale (	mg/m³
$C_{m,i}$	Concentration massique par classe granulométrique	mg/m³
$C_m^{\text{total}}(t)$	Concentration massique totale à l'instant t	mg/m³
$C_{m,k}(t)$	Concentration massique de la classe k à l'instant t	mg/m³
$C_{\max}$	Concentration maximale	mg/m³
$C_{n,i}$	Concentration en nombre par classe granulométrique	particules/cm³
C_{ns}	Concentration poussières non silicogènes	mg/m³
C_q	Concentration en quartz	mg/m³
C_t	Concentration en tridymite	mg/m³
C_{tot}	Concentration totale inhalée maximale	mg/m³
$C(x, y, z)$	Concentration en un point de l'espace	particules/cm³
$C(r, t)$	Concentration en fonction du rayon r et du temps t	particules/cm³
C_x	Concentration x à un instant t	particules/cm³
$C_i(t)$	Concentration mesurée par le capteur i à l'instant t	particules/cm³
$\hat{C}_i(t)$	Concentration prédite au point i	particules/cm³
$\hat{C}_{i,j}$	Concentration prédite résultant de la somme des contributions des K arbre	particules/cm³
$CIO_{m,x}(t)$	Concentration massique inhalée par un opérateur l'instant t	mg/m³
$CIO_{m,x}^{8h}$	Concentration massique inhalée extrapolée sur 8 heures	mg/m³
$CIO_{m,x}^{\text{prélèv}}$	Concentration massique inhalée sur le temps de prélèvement	mg/m³
Cu	Facteur de Cunningham	-
D	Effet du matériau	-
d_{ae}	Diamètre aérodynamique	µm
$d_{ae,k}$	Diamètre aérodynamique moyen de la classe k	µm
d_{opt}	Diamètre optique	µm
d_{pi}	Diamètre médian	µm
$\overline{d_p}$	Diamètre moyen	µm
ddl_{facteur}	Degrés de liberté du facteur	-
$ddl_{\text{résiduel}}$	Degrés de liberté résiduel	-
E	Effet du système de captage	-
EG	Écart-type géométrique	-
F	Statistique de Fisher	-

Symbole	Définition	Unité
$F_A(d_{ae})$	Fraction alvéolaire	-
$F_I(d_{ae})$	Fraction inhalable	-
$F_T(d_{ae})$	Fraction thoracique	-
F_x	Fraction respiratoire {I,T,A}	-
$F_x(d_{ae})$	Fraction respiratoire correspondant à d_{ae}	-
$F(t)$	Vecteur des caractéristiques temporelles	-
K	Nombre d'arbres	-
Kn	Nombre de Knudsen	-
LD	Limite de détection	µg
L	Fonction de perte	-
LQ	Limite de quantification	µg
M	Matrice des coordonnées spatiales	-
M^T	Transposé de la matrice M	-
M_{GRIMM}	Masse prélevée par le GRIMM	mg
MG	Moyenne géométrique des concentrations	mg/m³
MS_{facteur}	Carrés moyens du facteur	mg/m³
$MS_{\text{résiduel}}$	Carrés moyens résiduels	mg/m³
m_{net}	Masse nette collectée	mg
m_p	Masse d'une particule	mg
m_i	Masse par classe granulométrique	mg
N	Nombre d'échantillons/observations	-
N_{pi}	Nombre de particules	-
n	Ordre de diffraction	-
n_i	Nombre d'observations dans le groupe i	-
p	Seuil ANOVA	-
Q_{nominal}	Débit nominal du CIP10	L/min
Q_i	Débit initial d'aspiration	L/min
Q_f	Débit final d'aspiration	L/min
R	Incertitude relative expérimentale	%
SS_{facteur}	Somme des carrés du facteur	mg/m³
$SS_{\text{résiduel}}$	Somme des carrés résiduelle	mg/m³
St	Coefficient de Student	-
s^2	Variance des blancs de terrain	µg²
s_f^2	Variance finale corrigée	µg²
s_{C_p}	Intervalle de confiance sur la concentration pondérale	mg/m³
s_V	Incertitude sur le volume prélevé	L/min
t_i	Temps initial	s ou min
t_f	Temps final	s ou min
t_x	Temps à l'instant x	s ou min
$T(d_{ae})$	Fonction de pénétration thoracique	-
U	Fraction de dépassement	-
U_m	Incertitude élargie sur la masse collectée	mg

Symbole	Définition	Unité
u_i	Incertitude expérimentale d'un facteur précis	%
u	Incertitude expérimentale globale	%
V	Vecteur des concentrations mesurées	-
V_p	Volume d'une particule	m³
V_q	VLEP quartz	mg/m³
V_c	VLEP cristobalite	mg/m³
V_t	VLEP tridymite	mg/m³
$V_{\text{prélèv}}$	Volume d'air prélevé	m³
W	Vecteur des coefficients du modèle 3Δ	-
$\bar{Y}_i$	Moyenne des concentrations du groupe i	mg/m³
$\bar{Y}$	Moyenne des concentrations de toutes les observations	mg/m³
Y_{ij}	Concentration mesurée pour la j-ème observation du groupe i	mg/m³
y_i	Concentration mesurée pour un capteur	particules/cm³
$\overline{y}$	Moyenne générale des concentrations mesurée par un capteur	particules/cm³
$\widehat{y_i}$	Concentration prédite par le modèle 3Δ	particules/cm³

Lettres grecques

β	Coefficient de décroissance	-
$\Delta C_i(\mathrm{t})$	Différence de concentration entre deux instants t	mg/m³
Δm	Variation moyenne des blancs de terrain	mg
$\Delta \mathrm{m}_{blanc}$	Variation moyenne des blancs de terrain	mg
$\Delta \mathrm{m}_i$	Variation moyenne d'un blanc de terrain	mg
$\Delta \mathrm{u}_i$	Incertitude associée à un facteur	g/s ou particules/cm³
η	Taux d'apprentissage	-
λ	Longueur d'onde	m
λ'	Libre parcours moyen de l'air	m
μ	Moyenne globale sur l'ensemble des essais	g/s ou particules/cm³
μ_i	Moyenne globale sur un seul essai	
σ_0	Largeur de dispersion	m
σ	Erreur standard de la moyenne (Écart-type)	g/s ou Particules/cm³ ou mg/m³

Abréviations

3Δ	Plan expérimental tridimensionnel (modèle de Roulet et al.)
AA	Avec aspiration
ACGIH	American Conference of Governmental Industrial Hygienists
ANOVA	Analyse de Variance
ANN	Réseaux de neurones
ANSES	Agence Nationale de Sécurité Sanitaire de l'Alimentation, de l'Environnement et du Travail
APS	Aerodynamic Particle Sizer
APEX	Modèle de pompe Casella
ARD	Arizona Road Dust
BPCO	Bronchopneumopathie chronique obstructive
CA	Chiffre d'Affaires
CAO	Conception Assistée par Ordinateur
CARSAT	Caisses d'Assurance Retraite et de la Santé au Travail
CEN	Comité Européen de Normalisation
CFD	Mécanique des fluides numérique
CIO	Concentration inhalée par un opérateur
CIP10	Capteur Individuel de Poussières
CIP10-I	CIP10 pour fraction inhalable
CIP10-M	CIP10 pour particules microbiennes
CIP10-R	CIP10 pour fraction alvéolaire
CIP10-T	CIP10 pour fraction thoracique
CNC	Commande Numérique
CMR	Cancérogène, Mutagène, Reprotoxique
CTMNC	Centre Technique des Matériaux Naturels de Construction
D10	10 % de la distribution est inférieure à ce diamètre
D50	50 % de la distribution est inférieure à ce diamètre
D90	90 % de la distribution est inférieure à ce diamètre
DECOS	Dutch Expert Committee on Occupational Safety
DRX	Diffraction des Rayons X
EN	Normes européennes
EPI	Équipements de Protection Individuelle
EPR	Équipements de Protection Respiratoire
EU-OSHA	Agence européenne pour la sécurité et la santé au travail
Fa	Fraction alvéolaire
Fi	Fraction inhalable
FFP3	Masque de filtration contre les particules
FSP10, GK 4.162, GK2.69, SIMPEDS	Modèle de Cyclone
GES	Groupes d'Exposition Similaire

GRIMM, APS, Dust Trak II, DustTrak DRX, TSI LAS 3340A, TSI SMPS, TSI 3007	Spectromètre optique
IARC	International Agency for Research on Cancer / Agence internationale pour la recherche sur le cancer
INERIS	Institut national de l'environnement industriel et des risques
ISO	Norme internationale (ex. ISO 14001)
LCS	Low Cost Sensors (Capteurs Optiques à Faible Coût)
LR	Régression linéaire
LoRaWAN	Long Range Wide Area Network
MA	Modèle amélioré
MAPE	Erreur absolue moyenne en pourcentage (Mean Absolute Percentage Error)
MPOC	Maladies pulmonaires obstructives chroniques
MS	Modèle simple
NaCl	Chlorure de sodium
NF	Norme Française
OPC N3, SPS30, PMS A003, PMS5003, SDS011, NextPM	Modèles de capteurs LCS
PAO4	Polyαoléfine 4
PID (IDW)	Pondération Inverse à la Distance
PM	Particulate Matter
PM0.5	Particules inférieures à 0.5 µm
PM1.0	Particules inférieures à 1.0 µm
PM2.5	Particules inférieures à 2.5 µm
PM4	Particules inférieures à 4 µm
PM10	Particules inférieures à 10 µm
PM30	Particules inférieures à 30 µm
PM100	Particules inférieures à 100 µm
PME	Petites et moyennes entreprises
PPI	Pores Per Inch
PPI 8	Impacteur parallèle
PSES	Poussières sans effet spécifique
PTFE	Polytétrafluoroéthylène
PVC	Polychlorure de vinyle
R^2	Coefficient de régression
RF	Random forest (Forêt aléatoire)
RMSE	Erreur quadratique moyenne
RNN, LSTM	Réseaux de neurones récurrents
ROC	Roches Ornementales et de Construction
SA	Sans aspiration
SiO_2	Dioxyde de silicium

SNROC	Syndicat National des Roches Ornementales et de Construction
SVM	Support Vector Machine
SVR	Support Vector Regression
UE	Union européenne
UNICEM	Union Nationale des Industries de Carrières et Matériaux de Construction
VLEP	Valeurs Limites d’Exposition Professionnelle
VLCT	Valeurs limites d'exposition à court terme
XGBoost	Extreme Gradient Boosting

Introduction

L'industrie des Roches Ornementales et de Construction (ROC) constitue une filière traditionnelle et stratégique, dont l'évolution technologique s'étend de l'Antiquité à l'ère numérique. Cette trajectoire, marquée par des innovations majeures dans les procédés d'extraction et de transformation, s'accompagne néanmoins d'enjeux sanitaires persistants. L'exposition des travailleurs aux poussières de pierre, et en particulier à la silice cristalline reconnue comme cancérogène avéré, demeure une problématique centrale. Les dépassements réguliers des valeurs limites d'exposition professionnelle, confirmés par des études de terrain, soulignent la nécessité d'une évaluation rigoureuse et d'une maîtrise adaptée des risques. Cette problématique est d'autant plus pressante que les seuils réglementaires ont récemment été abaissés (décret 2021-1763 [1]) : la concentration moyenne admissible en poussières totales est désormais fixée à 4 mg/m³ et celle des poussières alvéolaires à 0.9 mg/m³ dans les locaux à pollution non spécifique, tandis que la valeur limite pour la silice cristalline respirable est réduite à 0.1 mg/m³. Ces abaissements, entrés en vigueur en 2023, traduisent une volonté de renforcer la protection des salariés mais imposent aux entreprises de la filière des contraintes accrues en matière de métrologie, de prévention et de mise en conformité. Ils révèlent également la difficulté de concilier productivité et sécurité sanitaire dans des environnements de travail très diversifiés, allant des découpes primaires en milieu extérieur aux travaux de finition en milieu confiné.

À partir de ce cadre, qui souligne l'évolution historique de la filière et les enjeux sanitaires renforcés par l'abaissement des seuils réglementaires, le projet de thèse se concentre sur la caractérisation des expositions aux poussières de pierre dans différentes entreprises réparties sur le territoire français. L'objectif est d'identifier les déterminants majeurs de ces expositions, de développer des solutions métrologiques adaptées aux contraintes industrielles et de proposer des outils de prévention innovants. La démarche vise ainsi à relier l'analyse scientifique des aérosols à des applications concrètes de maîtrise des risques, en intégrant les dimensions réglementaires, techniques et organisationnelles. Le manuscrit se déploie en quatre chapitres successifs. Chacun contribue à la progression de l'analyse, depuis l'état des lieux jusqu'aux solutions opérationnelles et aux recommandations pratiques, en suivant une logique continue : contextualiser, mesurer, innover et cartographier pour mieux prévenir.

Le chapitre 1 présente un état de l'art qui retrace l'évolution historique de la filière des Roches Ornementales et de Construction, décrit sa structure actuelle et met en évidence la prise de conscience progressive des risques sanitaires liés aux poussières. Il détaille les pathologies associées, notamment la silicose, et expose le cadre réglementaire français et européen relatif aux valeurs limites d'exposition. Ce chapitre dresse également un panorama des outils métrologiques existants tels que le capteur CIP10, les cyclones ou les spectromètres optiques, ainsi que des mesures de prévention classiques telles que la

ventilation et les équipements de protection respiratoire. Cet état des lieux constitue la base théorique et réglementaire sur laquelle s'appuie la suite du travail.

Le chapitre 2 constitue le socle méthodologique et expérimental de l'étude. Il décrit les matériels et méthodes retenus pour l'évaluation des expositions, en présentant les dispositifs de prélèvement individuel et de mesure d'ambiance, les protocoles de collecte et d'analyse, ainsi que la définition des groupes d'exposition similaires. La campagne expérimentale menée en entreprise y est exposée, avec une attention particulière portée aux facteurs influents tels que la saisonnalité, le type de locaux, le mode opératoire en voie sèche ou humide et les protections mises en œuvre. Une analyse statistique, reposant notamment sur l'approche probabiliste et l'ANOVA, permet d'identifier les déterminants majeurs des expositions. Les limites constatées des méthodes gravimétriques classiques, notamment leur incapacité à saisir les pics dynamiques, ouvrent directement la voie au chapitre suivant.

Le chapitre 3 est consacré au développement d'une métrologie innovante. Il s'attache à la sélection et à la validation de capteurs optiques low-cost, comparés aux instruments de référence, dans le but de concevoir un dispositif portatif capable d'estimer en temps réel les concentrations inhalées par les opérateurs. Ce chapitre analyse les performances, les limites et les conditions d'utilisation de ces capteurs, en mettant en évidence leur potentiel pour compléter les méthodes classiques. Leur déploiement sur le terrain permet de saisir les variations dynamiques et les pics d'exposition, offrant ainsi une transition vers une approche plus flexible et accessible, mieux adaptée aux contraintes des ateliers et aux besoins des petites et moyennes entreprises.

Le chapitre 4 est consacré à la cartographie des concentrations de poussières en milieu professionnel. Il s'inscrit dans le cadre de l'exigence réglementaire définie par l'article R.4222-13 du Code du Travail, qui stipule que les concentrations doivent rester inférieures aux valeurs limites en tout point de l'espace de travail. L'objectif n'est pas d'agir directement sur ces concentrations, mais de fournir, à partir des mesures recueillies par un réseau de capteurs compacts, une représentation spatiale suffisamment résolue pour apprécier leur conformité et mettre en évidence d'éventuelles zones de dépassement. Ce modèle, optimisé par des algorithmes d'apprentissage (i.e. machine learning) et des techniques d'interpolation spatiale, a été validé en conditions contrôlées et sur banc de découpe avant d'être appliqué à l'échelle industrielle. Il permet d'analyser la dispersion des panaches de poussières et d'identifier les zones critiques d'exposition. Ce dernier chapitre complète ainsi la logique de l'ensemble : après avoir établi l'état des lieux, mesuré les expositions et développé un outil portatif, il étend l'analyse à la dimension spatiale et réglementaire de la maîtrise des risques.

Ainsi, la thèse progresse de la mise en contexte historique et réglementaire (chapitre 1) à la caractérisation expérimentale des expositions (chapitre 2), puis à l'innovation métrologique par le développement d'un dispositif portatif (chapitre 3), avant d'aboutir à une cartographie spatiale des

concentrations (chapitre 4). Elle ambitionne de dépasser la simple conformité légale en démocratisant la prévention dans la filière des Roches Ornementales et de Construction, par une approche intégrée et pragmatique, ouvrant la voie à une filière plus sûre et durable.

Chapitre 1 : État de l’art

I. Industrie minérale et roches ornementales et de construction

1.1 Historique et évolution des techniques de taille de pierre

L'industrie des Roches Ornementales et de Construction (ROC) s'inscrit dans une histoire longue, où les savoir-faire artisanaux ont progressivement évolué vers des procédés mécanisés puis numériques. Retracer cette évolution permet de comprendre les innovations techniques qui ont façonné la filière et d'éclairer l'évolution parallèle de la perception et de la gestion des risques liés aux poussières, longtemps invisibles, désormais structurants pour l'organisation du travail. Cette première partie présente l'héritage historique et l'organisation actuelle de la filière en France, en situant le parcours typique d'un bloc, de l'extraction jusqu'aux finitions, tout en signalant, à chaque étape, la dynamique des expositions.

1.1.1 Préhistoire et Antiquité

À l'aube de l'humanité, les premiers outils de taille de pierre étaient fabriqués à partir de silex ou d'autres roches dures, utilisés pour tailler des éclats ou façonner des blocs grossiers [2]. Ces outils, comme les percuteurs en pierre, étaient employés pour la chasse, la construction d'abris ou la création d'objets rituels. Avec l'Antiquité (vers 3 000 av. J.-C.), les civilisations égyptiennes développèrent des techniques avancées, utilisant des coins en bois et des outils en cuivre pour extraire des blocs massifs destinés aux pyramides [3,4]. Les études sur les carrières de pierres en Égypte montrent une grande maîtrise de l'exploitation du calcaire, du granite et du grès [4]. Les Grecs, au Ve siècle av. J.-C., introduisirent des outils en fer comme le ciseau et le maillet, permettant une taille plus précise, notamment pour le marbre du Parthénon [5,6]. Les Romains perfectionnèrent ces techniques en Gaule, en développant des scies à main et des leviers pour l'extraction en carrière, ainsi que des systèmes d'eau pour faciliter le sciage, notamment dans les carrières souterraines comme celles du lutétien à Paris [5,6]. Les civilisations antiques d'Égypte et de Grèce ont également été témoins des premiers cas connus de silicose professionnelle, bien que la maladie n'ait pas encore été formellement décrite [9].

1.1.2 Moyen Âge

Au Moyen Âge (Xe au XVe siècle), la construction des cathédrales gothiques marque un tournant majeur dans l'art de la taille de pierre, notamment grâce au développement de la stéréotomie, c'est-à-dire l'art de tracer et de tailler les blocs de pierre selon des formes géométriques complexes destinées à la réalisation de voûtes, d'arcs et d'arcs-boutants [10]. Les tailleurs de pierre, souvent regroupés en corporations ou confréries, formèrent des organisations professionnelles très structurées, dont l'esprit et les traditions techniques se retrouveront plus tard dans les compagnonnages, comme ceux des Compagnons du Devoir [11]. Ces artisans possédaient un savoir-faire transmis oralement et par la pratique, combinant la maîtrise du tracé, de la géométrie et de la taille des blocs [12]. Les outils utilisés

témoignent d'une grande continuité technique depuis l'Antiquité : ciseaux, massettes, maillets, scies passe-partout et sciottes constituaient l'équipement fondamental du tailleur de pierre [7]. La scie passe-partout, avec ses dents alternées permettant le sciage à l'aller et au retour, était particulièrement adaptée à la découpe des pierres tendres comme le calcaire [11]. Certains outils spécialisés, tels que la scie crocodile (une scie trapézoïdale de grande taille) servaient au défermage, c'est-à-dire à détacher des blocs du front de taille [13]. Enfin, l'ensemble de ces outils, encore entièrement actionnés par la force humaine, exigeait une habileté manuelle considérable, une endurance physique importante et une connaissance fine des propriétés de la pierre [12]. Concernant les maladies respiratoires liées aux poussières, elles restaient encore invisibles et donc négligées, contrairement aux accidents visibles (coupures, chutes, écrasements) qui suscitaient davantage d'attention [14].

1.1.2 Renaissance et période moderne : Vers une sophistication artisanale

À la Renaissance (XVIe siècle), la taille de pierre en France connaît une évolution significative, marquée par l'influence des arts italiens, notamment à travers les châteaux de la Loire, où la proportion, l'équilibre et l'ornement architectural sont au cœur des préoccupations [15]. Les tailleurs de pierre, héritiers des traditions médiévales, adaptent leurs techniques aux exigences esthétiques et architecturales de cette période. L'un des matériaux emblématiques de cette époque est le tuffeau, une pierre calcaire à grain fin, largement utilisée dans la construction des châteaux de la Loire, dont la texture permet une taille précise facilitant la réalisation de détails architecturaux raffinés [16]. Les artisans utilisent des outils tels que marteaux, ciseaux, burins et sciottes pour sculpter la pierre avec minutie, assurant une finition soignée des surfaces. Des instruments de mesure comme le compas et l'équerre garantissent la précision des dimensions et des angles [17]. Parallèlement, des innovations techniques apparaissent, comme l'introduction de poulies et treuils pour faciliter le levage et le transport des blocs de pierre, inspirés des avancées italiennes. Ces dispositifs allègent le travail physique et permettent une gestion plus efficace des matériaux sur les chantiers [18]. En 1556, Georgius Agricola publie son ouvrage majeur *De Re Metallica*, dans lequel il décrit les affections pulmonaires observées chez les mineurs et les tailleurs de pierre. Cette description est aujourd'hui considérée comme l'une des premières références scientifiques à la silicose [19]. Quelques décennies plus tard, au début du XVIIIe siècle, Bernardino Ramazzini, reconnu comme le « père de la médecine du travail », apporte une confirmation décisive : ses autopsies réalisées sur des tailleurs de pierre révèlent des poumons remplis d'une substance granuleuse comparable au sable, constituant une preuve tangible du caractère professionnel de cette maladie [9,20].

1.1.4 Révolution industrielle

À partir de la Révolution industrielle (fin XVIIIe – XIXe siècles), le métier de tailleur de pierre connaît une transformation radicale sous l'effet de la mécanisation et de la généralisation des énergies

motrices. L'introduction de la machine à vapeur et des premières transmissions mécaniques bouleverse les méthodes traditionnelles d'extraction, de sciage et de finition de la pierre [21,22]. Les ateliers de taille, autrefois exclusivement manuels, s'équipent progressivement de scies mécaniques à lames multiples, de machines à polir et de treuils à vapeur facilitant le levage et le transport des blocs [23]. Ces innovations, issues du progrès métallurgique et de la diffusion de l'énergie industrielle, permettent d'accroître la productivité et la régularité des surfaces taillées. Le travail de dégrossissage, auparavant long et laborieux, se mécanise, libérant l'artisan pour des tâches de finition plus précises. L'organisation du travail se transforme, distinguant désormais l'ouvrier spécialisé dans la production en série du maître-tailleur garant de la qualité architecturale. La mécanisation accroît considérablement l'exposition aux poussières de silice. Les premières études médicales systématiques apparaissent alors, confirmant que les ouvriers des mines et des carrières développent des maladies respiratoires chroniques liées à la poussière minérale [24]. La sécurité restait considérée comme une responsabilité individuelle, et les entreprises n'étaient pas tenues d'indemniser les ouvriers [14].

1.1.5 XXe siècle : Industrialisation et innovations mécaniques

Au XXe siècle, la taille de pierre connaît une mutation majeure avec l'essor des outils diamantés et la mécanisation croissante des ateliers. Les disques diamantés à segments métalliques remplacent progressivement les lames en acier, permettant des coupes plus rapides, plus précises et adaptées à la dureté des matériaux, qu'il s'agisse de calcaire, de marbre ou de granite [25]. Dans les années 1970, l'introduction du fil diamanté révolutionne l'extraction et le sciage des blocs, notamment dans les carrières de granite. Cette technique, plus précise et moins énergivore, réduit les pertes de matière et améliore la qualité des surfaces sciées [26,27]. À partir des années 1980, les machines à commande numérique (CNC) s'imposent dans les ateliers, permettant de profiler des formes complexes et d'automatiser une partie du travail autrefois réservé aux artisans les plus qualifiés [28]. Ces innovations marquent la transition vers une production industrielle de haute précision, tout en modifiant profondément les savoir-faire et l'organisation des métiers de la pierre. Parallèlement, les risques liés aux poussières de silice deviennent un enjeu majeur. Alice Hamilton, médecin américaine, documente au début du XXe siècle les maladies liées à la silice chez les ouvriers du granite du Vermont [29]. En 1917, le Service de santé publique des États-Unis publie des données sur la prévalence de la silicose chez les fondeurs [9]. Dès les années 1930, le terme « silicose » s'impose dans la littérature industrielle et médicale pour désigner cette maladie pulmonaire professionnelle [9]. Les premières lois sur l'indemnisation des accidents du travail et la reconnaissance des maladies professionnelles apparaissent, établissant la responsabilité des entreprises et favorisant la mise en place de programmes de prévention [14].

1.1.6 XXIe siècle

Au XXIe siècle, l'industrie de la pierre naturelle connaît une évolution majeure, portée par l'intégration des technologies numériques et par une prise de conscience environnementale accrue. Tendance initiée à la fin du XXe siècle, les procédés traditionnels de taille et de façonnage sont progressivement remplacés par des machines à commande numérique, capables d'exécuter des découpes complexes avec une précision millimétrique. Ces équipements sont couplés à des logiciels de conception assistée par ordinateur (CAO) et à la modélisation 3D, permettant une reproduction fidèle des formes architecturales et artistiques [30].L'automatisation ne se limite pas à la découpe : l'intelligence artificielle et les capteurs embarqués permettent désormais de surveiller en temps réel l'usure des outils, d'ajuster les paramètres de coupe selon la densité de la pierre, et d'optimiser la consommation énergétique des machines. Cette approche, qualifiée de « fabrication intelligente », améliore la productivité tout en garantissant une qualité constante [31].Parallèlement, les enjeux environnementaux redéfinissent les pratiques industrielles. La transition vers une industrie de la pierre plus durable repose sur une approche systémique intégrant l'efficacité énergétique, la gestion des ressources et la réduction des impacts environnementaux. Les procédés d'extraction et de transformation sont désormais évalués selon des critères de performance environnementale, notamment via des certifications telles que ISO 14001 [32], qui encadrent la gestion des déchets, la consommation d'eau et les émissions de gaz à effet de serre. Cette transition technologique et écologique marque le passage d'une industrie historiquement artisanale à une production automatisée, connectée et responsable, en phase avec les exigences contemporaines du secteur de la construction et du patrimoine. Aujourd'hui, la silicose est reconnue comme une pathologie professionnelle grave et la silice cristalline respirable est classée cancérogène avéré par l'IARC (1997) [33]. Les réglementations européennes et internationales imposent des limites strictes d'exposition, et les technologies modernes de métrologie en temps réel permettent enfin de relier progrès technique et protection sanitaire des travailleurs [34,35].

Après l'examen des jalons historiques, des outils rudimentaires aux systèmes numériques, il apparaît que l'évolution technique de la taille de pierre s'est accompagnée d'une lente prise de conscience des risques respiratoires liés aux poussières. Longtemps invisibles et négligés, ces dangers ont progressivement été reconnus, jusqu'à devenir un enjeu central de la réglementation et de l'organisation du travail. Dans ce contexte, il convient désormais de replacer ces mutations dans la filière contemporaine : l'analyse portera sur la structuration des 'ROC' en France, les procédés de production et la succession des étapes techniques qui rythment le cycle de transformation, afin d'identifier où et comment les poussières sont générées.

1.2 État des lieux des industries de la pierre naturelle en France

1.2.1 Filières Roches Ornementales et de Construction en France

L'industrie minérale des Roches Ornementales et de Construction englobe l'extraction, la transformation et la commercialisation de roches naturelles utilisées dans le bâtiment, l'architecture, la décoration, les infrastructures et le funéraire. En France, cette filière représente un secteur clé de l'économie [36], avec environ 3 000 carrières actives sur le territoire, dont une part significative dédiée aux 'ROC' (près de 513 carrières autorisées en 2025, toutes en Métropole). Elle fait partie de la filière minérale de construction plus large, générant des retombées économiques notables, particulièrement dans les zones rurales (60 % des emplois directs) [37]. La répartition géographique de ces carrières est présentée dans la **figure 1-1**, qui illustre la place spécifique des 'ROC' au sein du paysage extractif national.

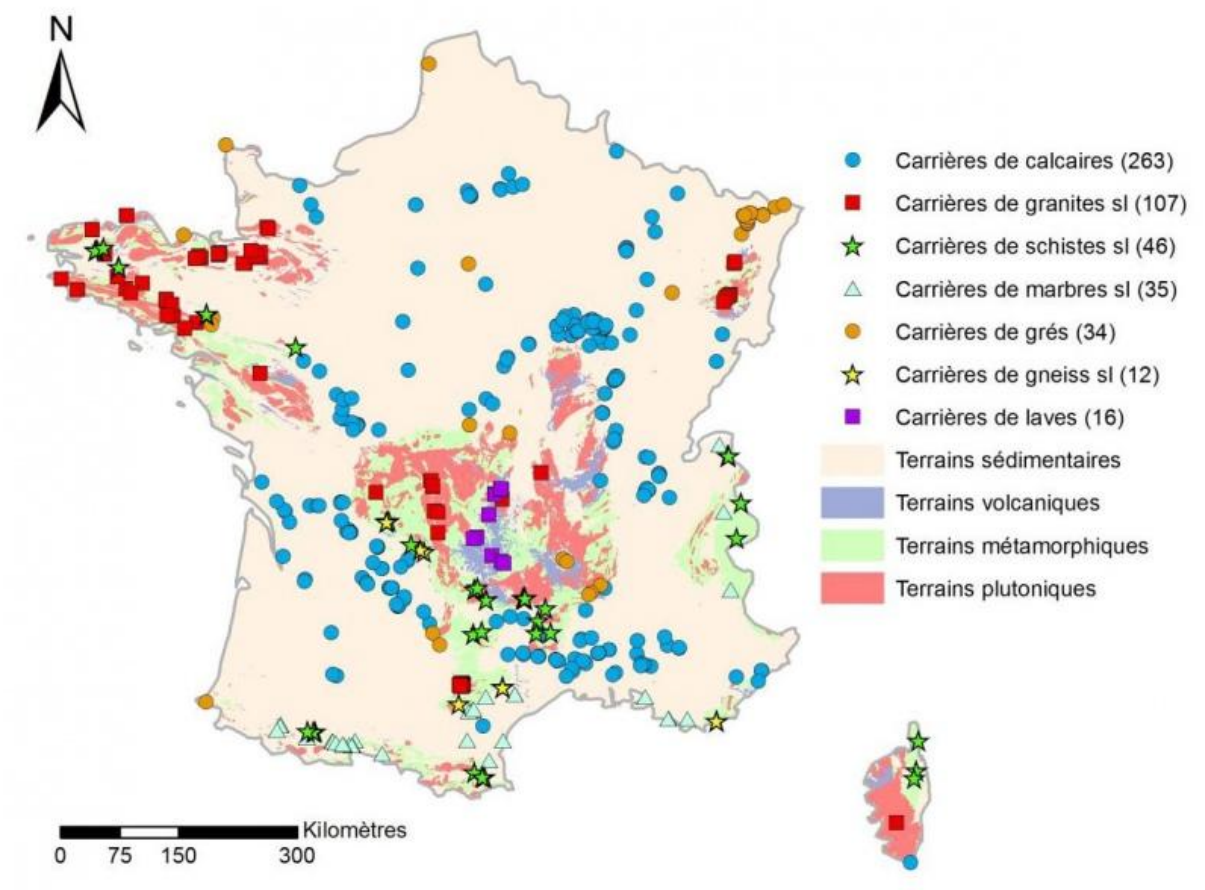


Figure 1-1 : Répartition des carrières autorisées fournissant des ROC (2025) (source : SNROC [38]*)*

En 2012, la filière comptait plus de 800 entreprises spécialisées, réalisant un chiffre d'affaires (CA) de 623 millions d'euros et employant près de 6067 personnes. Les productions incluaient 458 000 m³ de produits bruts, 30 000 tonnes de pavés et 326 000 mètres de bordures. Des données plus

récentes [38] confirment une résilience malgré les crises (e.g. crise financière de 2008, crise sanitaire du COVID-19) : la filière représente toujours 4 % du marché du bâtiment, avec une production régionalisée (65 % des carrières calcaires en Aquitaine, Bourgogne, Languedoc-Roussillon, Poitou-Charentes et PACA ; 85 % des granites dans le Tarn et Bretagne). Économiquement, la filière emploie toujours plus de 6000 personnes et contribue à l'approvisionnement local, des défis comme la concurrence internationale et les contraintes environnementales [38]. Les débouchés se répartissent en trois secteurs principaux : le bâtiment (45.6 % du CA), le funéraire (41.9 %) et la voirie (41.9 %), la **figure 1-2** illustre la répartition de l'utilisation des trois principaux matériaux au sein des trois secteurs d'activité dominants du marché.

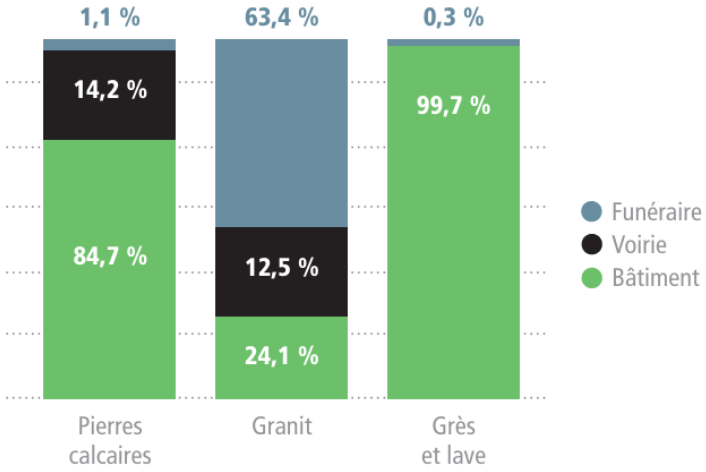


Figure 1-2: Répartition sectorielle de l'utilisation des principaux matériaux dans les secteurs du bâtiment, funéraire et voirie (source : SNROC [38])

Les acteurs principaux incluent le Syndicat National des Roches Ornementales et de Construction (SNROC), le Centre Technique des Matériaux Naturels de Construction (CTMNC) et l'UNICEM (Union nationale des industries de carrières et matériaux). À l'échelle internationale, la France est reconnue pour la qualité de ses calcaires et granites, cependant, en termes de volume, elle demeure derrière des pays comme l'Italie et la Chine. En 2024, la France a importé environ 2.13 millions de tonnes de marbre, granite, grès, porphyre et basalte, se positionnant ainsi parmi les principaux importateurs européens [39]. À titre de comparaison, la Chine, premier producteur et consommateur mondial, a utilisé plus de 113 millions de tonnes de pierres de construction, représentant environ 33 % de la consommation mondiale totale [40]. L'Italie domine quant à elle le marché européen, représentant environ 50 % de la consommation et 55 % de la production de pierres de construction, notamment de marbre [41]. Pour illustrer le fonctionnement de cette filière de manière structurée, il convient d'examiner le parcours typique d'un bloc de roche depuis son extraction en carrière jusqu'à sa transformation finale. Cette décomposition en étapes successives, extraction, débitage primaire, débitage secondaire et opérations

annexes, permet non seulement de clarifier les procédés techniques, mais aussi d'identifier les phases où les poussières sont générées et d'en apprécier l'intensité selon la nature des opérations.

1.2.2 Extraction en carrière

L'extraction en carrière constitue la phase initiale du processus, au cours de laquelle le bloc brut est prélevé du massif rocheux, établissant ainsi la matière première pour les transformations subséquentes. Dans les carrières à ciel ouvert, prédominantes pour les 'ROC' en France, les techniques incluent l'utilisation d'explosifs contrôlés pour fracturer le front de taille, ainsi que des haveuses à fil (câbles en acier ou diamantés) pour une découpe plus ciblée. Pour les roches tendres comme le calcaire, des méthodes alternatives telles que les coinçages hydrauliques ou les jets d'eau à haute pression permettent une extraction précise, évitant les vibrations excessives. Dans les carrières souterraines, le sciage à fil diamanté ou à chaîne est privilégié pour extraire des blocs de grandes dimensions (jusqu'à 10-15 m^3 pour le granite) [42–44]. Après extraction, le bloc est transporté vers les ateliers de transformation. Ces opérations, qu'elles soient réalisées en extérieur ou en souterrain, génèrent des poussières minérales lors du forage, du tir d'explosifs et du sciage. Les concentrations sont généralement plus faibles en carrière à ciel ouvert grâce à la dispersion atmosphérique, mais elles peuvent devenir significatives dans les environnements confinés des carrières souterraines, où la ventilation joue un rôle déterminant.

1.2.3 Sciage primaire

Le sciage primaire vise à équarrir le bloc brut (souvent irrégulier et pesant plusieurs tonnes) en un parallélépipède rectangulaire, constituant une étape intermédiaire essentielle pour standardiser le matériau avant les coupes fines. Cette phase repose sur diverses techniques, notamment les scies à fil diamanté (monofil ou multifil), qui permettent une découpe progressive en tranches épaisses (2-5 cm pour le marbre, 3-10 cm pour le granite). Les châssis multilames, équipés de lames segmentées diamantées, facilitent un débitage simultané de plusieurs tranches. Plusieurs technologies peuvent être utilisées, telles que les débiteuses à grand disque diamanté (diamètre jusqu'à 3.50 m) sur pont ou semi-portique, les châssis à lame diamantée, et les châssis à fil diamanté. Enfin, les châssis à courroie diamantée et les guillotines à chaîne au carbure de tungstène complètent l'éventail des méthodes, adaptées aux spécificités des roches, notamment pour les pierres tendres [43–45]. Réalisée le plus souvent en extérieur ou dans des ateliers automatisés, cette étape génère des poussières limitées, généralement maîtrisées par l'usage de l'eau de coupe. L'intervention humaine y reste marginale : l'opérateur se contente le plus souvent de placer le bloc et de mettre la machine en route, sans demeurer à proximité durant le sciage.

1.2.4 Sciage secondaire

Le sciage secondaire transforme les tranches équarries en produits semi-finis tels que des dalles, pavés ou bordures, adaptant le matériau aux exigences des applications finales. Cette phase mobilise des machines à pont équipées de disques diamantés rotatifs, permettant des coupes rectilignes, biaises ou profilées, avec des tables inclinables pour des angles précis (jusqu'à 45°). Les débiteuses fixes, dotées de tables mobiles sur rails, sont particulièrement adaptées aux éléments sciés sur six faces, tandis que les machines à commande numérique à 5 axes interpolent les trajectoires pour réaliser des formes complexes comme des arches ou des corniches [45]. Au-delà de ces procédés mécanisés, le sciage secondaire englobe également des opérations plus traditionnelles ou semi-manuelles (ajustements, reprises de coupe, fendage ou clivage), qui nécessitent une présence humaine directe. Ces tâches génèrent des poussières variables selon la nature de la roche et la technique employée. L'exposition des ouvriers est donc hétérogène dans cette phase, dépendant à la fois du degré d'automatisation, de l'efficacité des dispositifs de suppression (eau, captage localisé) et du temps passé au contact immédiat du matériau [46,47] .

1.2.5 Finitions

Les opérations annexes finalisent les produits en appliquant des finitions esthétiques et fonctionnelles, représentant l'aboutissement du parcours du bloc, bien que ces procédés n'interviennent pas systématiquement selon les exigences du produit final. Le polissage, effectué avec des abrasifs diamantés sur des ponts automatisés ou des robots, vise à obtenir un aspect brillant. La taille de pierre, réalisée manuellement pour les restaurations patrimoniales avec ciseaux pneumatiques, des fraiseuses, ou des disqueuses manuelles permet des sculptures précises [44]. Par exemple des opérations comme le bouchardage, effectué avec des molettes ou des buses à projection de sable, crée une texture rugueuse pour les pavages antidérapants [48]. Le flammage, utilisant une torche à gaz, notamment sur le granite et pierres dures, confère un aspect 'flammé' et une rugosité accrue générée par les forts contrastes thermiques [49]. Ces procédés constituent les étapes les plus génératrices d'émissions particulaires, l'exposition est accentuée par la proximité de l'opérateur et la variabilité des tâches, ce qui en fait un enjeu sanitaire majeur dans les ateliers de finition.

L'examen de l'évolution des techniques de taille de pierre et de l'organisation contemporaine de la filière des 'ROC' met en évidence une trajectoire où progrès technique et enjeux sanitaires se sont progressivement entremêlés. L'histoire montre le passage d'outils rudimentaires vers des procédés mécanisés puis numériques, accompagnés d'une structuration industrielle et économique qui confère aujourd'hui à la filière une place significative dans le paysage national et européen. Cette transformation ne peut toutefois être appréhendée uniquement sous l'angle productif. Chaque étape du parcours du bloc, de l'extraction en carrière aux opérations de finition, s'accompagne de la génération de poussières minérales dont la concentration et la nature varient selon les procédés et la proximité des travailleurs. L'évolution historique révèle ainsi une lente prise de conscience des risques respiratoires, passant d'une

invisibilité quasi totale à une reconnaissance institutionnelle et réglementaire. La première partie établit donc le cadre technique et historique nécessaire à l'analyse. Elle prépare la discussion qui suit, consacrée aux risques sanitaires liés aux poussières et à la silice cristalline, ainsi qu'aux dispositifs réglementaires et préventifs qui encadrent désormais la filière.

II. Enjeux sanitaires et réglementations

2.1 Risques liés à l'exposition aux poussières et à la silice cristalline

2.1.1 Définitions

a) Types d'aérosols

L'étude des poussières nécessite d'abord de comprendre le cadre plus large des aérosols, qui regroupent l'ensemble des particules solides ou liquides en suspension dans un gaz. Ces particules peuvent provenir de phénomènes naturels, comme l'action du vent ou les embruns marins, mais aussi de nombreuses activités humaines telles que le sciage, le ponçage, la pulvérisation de peintures ou la combustion [50,51]. Un critère fondamental est la vitesse de chute : les particules d'un aérosol ne dépassent pas une vitesse terminale de 0.25 m/s, ce qui correspond à la chute libre d'une sphère de 100 µm de diamètre et de densité 1000 kg/m³ [52]. Cette faible vitesse explique leur capacité à rester longtemps en suspension dans l'air, augmentant ainsi les risques d'inhalation. Les aérosols présentent une grande diversité. Les fumées regroupent des particules très fines issues de réactions thermiques ou chimiques, comme celles générées par la soudure. Les poussières proviennent de procédés mécaniques ou de la remise en suspension de particules solides, par exemple dans le cas du bois ou du ciment. Les brouillards correspondent à des gouttelettes liquides formées par condensation ou dispersion, comme les brouillards d'huile. Les bioaérosols incluent des agents biologiques tels que bactéries, spores ou virus, tandis que les nanoparticules et nano-objets, caractérisés par des dimensions nanométriques, représentent un enjeu sanitaire émergent [50,53–55].

b) Diamètre aérodynamique

Le diamètre aérodynamique d_{ae} est une grandeur de référence utilisée pour comparer des particules de formes et de densités différentes. Il correspond au diamètre d'une sphère de densité unitaire (1 g/cm³) qui présente le même comportement aérodynamique que la particule étudiée. Ainsi, deux particules de nature distincte peuvent partager le même diamètre aérodynamique si leur vitesse de sédimentation est identique. Cette notion est essentielle pour évaluer le dépôt des particules et leur capacité à être inhalées [56].

c) Distribution de taille des particules

La distribution de taille des particules constitue un autre paramètre fondamental. La plupart des aérosols sont polydispersés, c'est-à-dire composés de particules de dimensions variées, tandis que les aérosols monodispersés, où toutes les particules possèdent le même diamètre, sont rares et généralement instables dans la nature. La description des aérosols polydispersés nécessite donc le recours à des méthodes statistiques ou graphiques permettant de caractériser la répartition granulométrique [56].

d) Diamètre moyen

Le diamètre moyen $\overline{d_p}$ est obtenu en calculant la moyenne des diamètres pondérée par le nombre de particules, selon la relation [56] :

$$\overline{d_p} = \frac{\sum N_{pi} \cdot d_{pi}}{\sum N_{pi}} \qquad 1-1$$

où N_{pi} représente le nombre de particules collectées dans la classe (ou l'étage) i, et d_{pi} correspond au diamètre médian associé à cette classe, c'est-à-dire le diamètre représentatif de l'intervalle de taille considéré.

Bien que ces indicateurs fournissent une première approximation de la distribution de taille des particules, ils ne suffisent pas à décrire complètement ses caractéristiques, notamment son étendue et sa variabilité. Lorsque les particules sont regroupées en intervalles de taille, chaque classe peut être représentée par un diamètre moyen de classe, généralement calculé comme la moyenne géométrique des bornes de l'intervalle. Cette approche simplifie l'analyse tout en conservant une information représentative de la distribution granulométrique des particules dans l'aérosol.

2.1.2 Processus influençant la qualité de l'air intérieur

La présence de particules dans l'air intérieur résulte d'une combinaison de phénomènes physiques et de sources anthropiques. Les activités domestiques telles que la cuisson ou l'utilisation de produits de combustion et de produits chimiques constituent des apports directs. À cela s'ajoutent des mécanismes dynamiques comme la coagulation des particules, leur dépôt sur les surfaces, les échanges avec l'air extérieur par ventilation ou infiltration, ainsi que la remise en suspension provoquée par les mouvements d'air ou les déplacements humains [56].

La coagulation correspond à l'agrégation de particules qui, en entrant en collision, restent liées sous l'effet de forces intermoléculaires telles que les interactions de van der Waals [56–58]. Ce processus réduit le nombre total de particules en suspension et modifie la distribution granulométrique en favorisant la formation d'éléments de plus grande taille. Il devient particulièrement significatif

lorsque les concentrations dépassent 10^4 particules/cm³ [59], et se manifeste davantage dans les aérosols polydispersés que dans les systèmes homogènes.

Le dépôt, quant à lui, survient lorsque les particules interagissent avec une surface solide ou liquide et y adhèrent, même en l'absence de forces d'inertie notables [60]. Ce phénomène peut se traduire par l'accumulation sur des surfaces de grande dimension ou par la sédimentation gravitaire au fond d'un récipient. Sur le plan sanitaire, le dépôt contribue à réduire la fraction de particules inhalables présentes dans l'air intérieur, ce qui constitue un effet bénéfique [61].

La remise en suspension désigne le détachement de particules déposées sous l'action d'une contrainte mécanique, qu'il s'agisse d'un flux d'air ou d'un frottement. Dans les espaces clos, elle est principalement induite par les activités humaines quotidiennes, comme la marche ou les déplacements, qui réinjectent dans l'atmosphère intérieure une quantité non négligeable de particules [56]. En milieu professionnel, les émissions sont majoritairement liées aux procédés industriels : soudure, usinage, peinture par pulvérisation, découpage ou encore ventilation insuffisante [51,54]. Les secteurs les plus concernés incluent la mécanique, l'automobile, la métallurgie, le bâtiment et travaux publics, l'agroalimentaire, l'aéronautique, l'industrie du bois et la chimie [50]. La persistance des particules ultrafines, capables de rester en suspension plusieurs semaines, accentue les risques d'exposition chronique dans ces environnements [62].

2.1.3 Fractions respiratoires inhalable, thoracique et alvéolaire

La toxicité des aérosols dépend de leur composition chimique (silice cristalline, métaux lourds, nanoparticules, solvants), de leur concentration et surtout de leur diamètre aérodynamique (d_{ae}), qui conditionne la pénétration dans le système respiratoire [51,55]. Ainsi, les particules fines (<10 µm) peuvent atteindre les bronches et les alvéoles, induisant des maladies respiratoires chroniques (BPCO, silicose, asthme) ou des cancers pulmonaires [54,63]. Les procédés générateurs d'aérosols déterminent leur nature, concentration et granulométrie, et par conséquent leur toxicité. La suspension prolongée de ces particules favorise leur inhalation et l'exposition professionnelle. Ces particules sont souvent désignées par le terme PM (particulate matter), utilisé dans les études scientifiques et documents réglementaires pour décrire les aérosols solides ou liquides en fonction de leur diamètre aérodynamique d_{ae}. Le terme PM est généralement suivi d'un chiffre ou nombre indiquant la taille maximale des particules en micromètres (par exemple, PM10 pour les particules inférieures à 10 µm) [64]. Bien que cette terminologie soit principalement utilisée dans le domaine de la qualité de l'air environnemental, elle est employée ici à titre indicatif afin de faciliter la comparaison avec les études existantes. Dans le contexte de l'hygiène, les poussières et aérosols sont plus précisément classés selon les fractions d'inhalation définies par leur diamètre aérodynamique [42,43]. La **figure 1-3** illustre la répartition des particules inhalées dans les voies respiratoires en fonction de ces trois classes :

- Fraction inhalable (PM100) : Cette fraction regroupe l'ensemble des particules susceptibles d'être inhalées par le nez ou la bouche, généralement pour des diamètres aérodynamiques d_{ae} inférieurs à environ 100 µm. Ces particules se déposent principalement dans les voies respiratoires supérieures (nez, cavité nasale, pharynx et larynx) et peuvent provoquer des irritations locales, des rhinites ou des sinusites chroniques.
- Fraction thoracique (PM30) : Elle correspond aux particules capables de pénétrer au-delà du larynx et d'atteindre les voies respiratoires intrathoraciques, notamment la trachée et les bronches. Cette fraction concerne généralement les particules dont le diamètre aérodynamique est inférieur à environ 30 µm. Ces poussières peuvent entraîner des inflammations bronchiques, aggraver l'asthme ou provoquer des bronchites chroniques.
    - Fraction alvéolaire (PM10) : Cette fraction comprend les particules les plus fines, de diamètre aérodynamique inférieur à 10 µm, capables d'atteindre les alvéoles pulmonaires où se produisent les échanges gazeux. Ces particules présentent un risque sanitaire particulièrement élevé. Dans le contexte de la filière ROC, elles peuvent notamment contenir de la silice cristalline (quartz, cristobalite, tridymite) issue du travail de matériaux tels que le granite ou le grès. Leur dépôt profond dans les poumons peut entraîner des pathologies respiratoires graves, notamment la silicose, et favoriser des effets systémiques tels que des inflammations cardiovasculaires ou des risques de cancérogénèse (substances CMR).

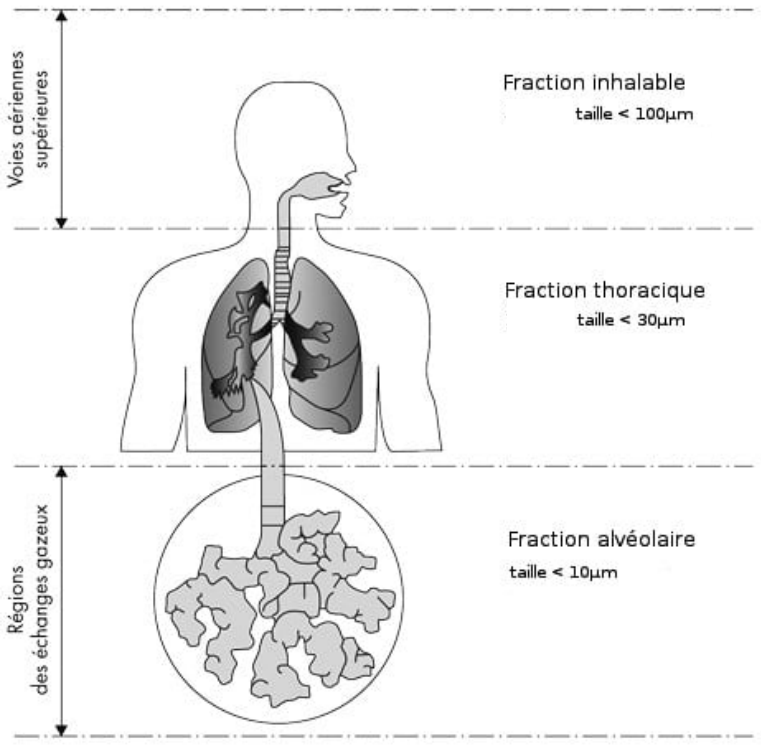


Figure 1-3 : Répartition des particules inhalées dans les voies respiratoires en fonction de leur taille (source : Obera [66]*)*

La **figure 1-4** illustre la probabilité de pénétration des particules dans l'appareil respiratoire en fonction de leur diamètre aérodynamique (d_{ae}), conformément aux conventions définissant les fractions inhalable, thoracique et alvéolaire [67]. Ces courbes représentent la probabilité qu'une particule inhalée atteigne une région donnée du système respiratoire en fonction de sa taille. La fraction inhalable, représentée par la courbe verte, correspond à la probabilité qu'une particule franchisse les voies d'entrée de l'appareil respiratoire (nez et bouche). Cette probabilité reste élevée pour les particules fines et diminue progressivement lorsque le diamètre aérodynamique augmente, notamment au-delà de quelques dizaines de micromètres, en raison des phénomènes d'impaction et de sédimentation gravitaire qui limitent leur inhalation. La fraction thoracique, représentée par la courbe bleue, correspond aux particules capables de pénétrer au-delà du larynx et d'atteindre les voies respiratoires intrathoraciques, notamment la trachée et les bronches. La probabilité de pénétration dans cette région diminue rapidement pour les particules dont le diamètre aérodynamique dépasse environ 10 µm, en raison des mécanismes de filtration dans les voies respiratoires supérieures. Enfin, la fraction alvéolaire (ou fraction respirable), représentée par la courbe jaune, correspond aux particules susceptibles d'atteindre les alvéoles pulmonaires, où se produisent les échanges gazeux. Cette probabilité devient significative uniquement pour les particules les plus fines et diminue fortement lorsque le diamètre aérodynamique dépasse environ 4 µm, ce qui reflète la difficulté pour les particules plus grosses de pénétrer jusqu'aux régions pulmonaires profondes.

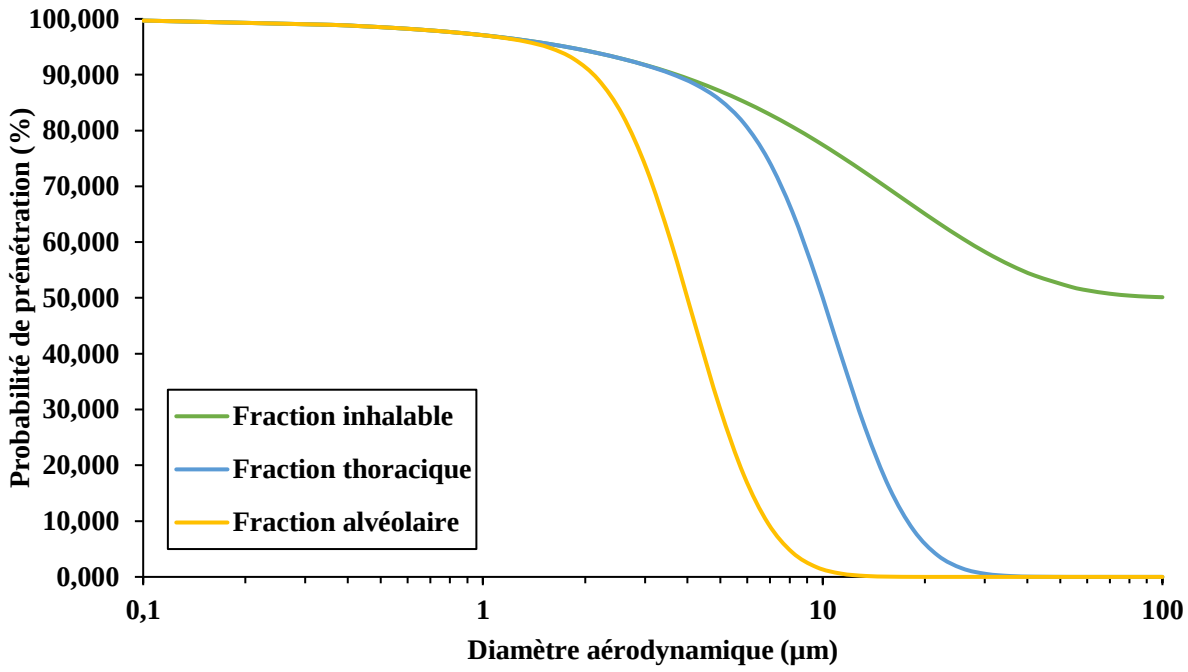


Figure 1-4 : Probabilité de pénétration des particules dans les voies respiratoires en fonction de leur diamètre aérodynamique, selon les conventions des fractions inhalable, thoracique et alvéolaire

L'impact sanitaire de ces particules dépend non seulement de leur taille, mais aussi de leur concentration en air ambiant, de la durée d'exposition, des conditions environnementales telles que l'humidité ou la ventilation, et de leur composition chimique. La présence de silice cristalline ou de métaux lourds, par exemple, constitue un facteur aggravant qui renforce leur dangerosité [35].

2.1.4 Danger d'exposition à la silice cristalline

La silice cristalline, forme minérale du dioxyde de silicium (SiO_2), représente un danger majeur dans la filière ROC en raison de sa prévalence dans les roches comme le granite ou le grès et de sa classification comme cancérogène de catégorie 1A par l'Agence internationale pour la recherche sur le cancer (IARC) [33]. Bien que d'autres formes de silice, comme la silice amorphe ou d'autres polymorphes rares, puissent également exister [68] :

- Quartz : La forme la plus courante et stable à température ambiante (jusqu'à 573 °C), présente dans le granite (jusqu'à 60 % de quartz), le grès (50-90 % de silice) et les roches sédimentaires ou métamorphiques.
- Cristobalite : Formée à haute température (1 470-1 705 °C) dans les roches volcaniques ou lors de procédés industriels (céramique, verre, réfractaires).
- Tridymite : Rare, formée entre 870 et 1 470 °C dans certaines roches volcaniques ou matériaux réfractaires.

Ces formes polymorphiques se développent sous des conditions géologiques spécifiques, où la température, la pression et la profondeur jouent un rôle clé dans leur stabilité et leur formation, comme illustré dans les diagrammes de phase de la silice en **figure 1-5**.

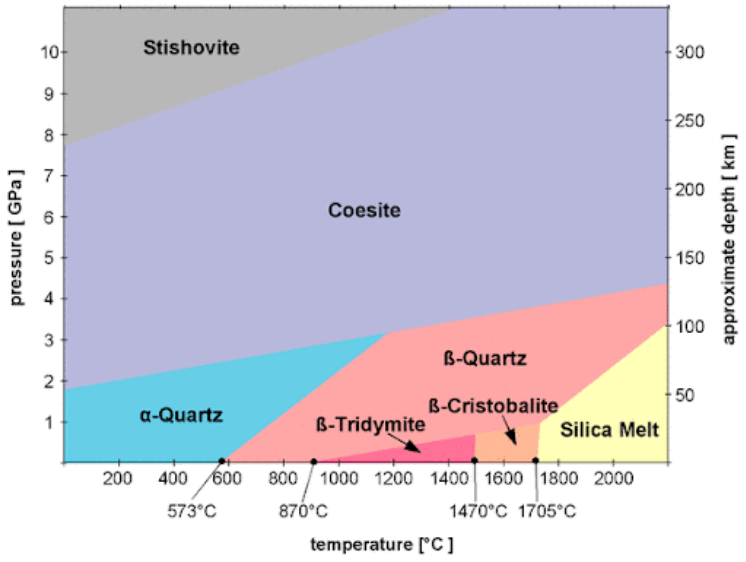


Figure 1-5 : Diagramme de phase de la silice (source : quartzpage [68]*, 2013)*

L’inhalation de silice cristalline sous forme alvéolaire peut entraîner des pathologies graves, notamment la silicose, une fibrose pulmonaire irréversible. Cette maladie se décline en trois formes [69] : chronique (après 10-20 ans d’exposition), caractérisée par une fibrose progressive et des symptômes comme la dyspnée ; accélérée (5-10 ans à des doses élevées), avec une fibrose rapide ; et aiguë (exposition massive sur moins de 2 ans), rare mais sévère, entraînant une insuffisance respiratoire. La présence de silice cristalline dans les aérosols est un facteur d’accroissement du risque de cancer du poumon (20-30 % chez les exposés chroniques), de maladies pulmonaires obstructives chroniques (MPOC), d’atteintes rénales et de maladies auto-immunes (lupus, sclérodermie). Concernant les atteintes rénales, une revue systématique et méta-analyse portant sur 23 cohortes de travailleurs exposés à la silice cristalline respirable a mis en évidence une élévation des ratios standardisés de mortalité (SMR) par maladie rénale chronique non maligne [70]. Les auteurs soulignent toutefois que la relation dose-réponse reste difficile à établir clairement, en raison de facteurs confondants potentiels tels que l'hypertension artérielle, le diabète ou les co-expositions à des métaux néphrotoxiques. Ces résultats sont cohérents avec les conclusions de l'ANSES [35], qui distingue deux mécanismes d'atteinte rénale liés à la silice : des effets toxiques directs par accumulation de particules dans le tissu rénal, et des effets indirects médiés par des réponses auto-immunes. Les particules ultrafines amplifient ces risques CMR en raison de leur pénétration systémique. Ainsi, La mise en évidence des mécanismes d’exposition et des caractéristiques granulométriques des particules souligne l’ampleur des risques sanitaires liés à la silice cristalline. Cette réalité justifie l’existence d’un cadre réglementaire strict, présenté dans la section suivante, qui définit les valeurs limites et les obligations de prévention au niveau européen et national.

2.2 Réglementation en vigueur

2.2.1 Réglementation française actuelle (2025)

En France, la réglementation concernant l’exposition aux poussières dans les milieux professionnels, est encadrée par le Code du travail, qui transpose les directives européennes [71,72] tout en intégrant des spécificités nationales adaptées aux secteurs à risque. Les dispositions générales visent à protéger les travailleurs contre les risques chimiques et physiques, incluant les poussières, à travers une approche hiérarchisée de prévention suivant les 9 principes généraux de prévention (Article L4121-2 du Code du Travail [73]) : élimination des risques, substitution des substances dangereuses, captage à la source, ventilation, et utilisation d’équipements de protection individuelle (EPI) en dernier recours. Dans ce cadre, deux types de locaux doivent être distingués : les locaux à pollution spécifique et les locaux à pollution non spécifique ; une autre distinction importante doit être également faite entre les poussières à effet spécifique ou sans effet spécifique.

Les locaux à pollution spécifique [74] désignent les environnements de travail où des procédés mécaniques ou chimiques génèrent des poussières en quantités significatives, comme les ateliers de

taille de pierre ou les unités de transformation (e.g. sciage, polissage). Les locaux à pollution spécifique [74] sont définis comme des espaces dans lesquels l'activité génère des agents polluants susceptibles d'altérer la qualité de l'air, tels que les poussières, les fumées ou les gaz issus de procédés mécaniques ou chimiques. Ces environnements nécessitent des mesures de contrôle renforcées, notamment une ventilation adaptée au type de polluant émis. À l'inverse, les locaux à pollution non spécifique [75], selon la définition du Code du travail, désignent les espaces où la pollution est exclusivement liée à la présence humaine, à l'exception des locaux sanitaires. Il s'agit typiquement des bureaux, des zones de stockage sans activité génératrice de polluants ou des espaces administratifs, pour lesquels une ventilation générale suffit à garantir une qualité d'air acceptable.

Dans le cadre du décret n° 2021-1763 du 23 décembre 2021 [1], les poussières sans effet spécifique (PSES) sont définies comme des poussières n'ayant pas de toxicité chimique intrinsèque ou d'effet CMR avéré, comme les poussières de calcaire sans silice cristalline, par exemple. Bien que moins dangereuses, elles peuvent provoquer des irritations respiratoires ou des pathologies chroniques en cas d'exposition prolongée. À l'inverse, les poussières à effet spécifique incluent les substances reconnues comme CMR ou présentant une toxicité spécifique, comme la silice cristalline, l'amiante ou certains métaux lourds (e.g. cadmium, plomb). En raison de leur potentiel à causer des pathologies graves (cancers, fibroses, maladies systémiques), ces substances nécessitent de définir réglementairement leurs concentrations maximales dans l'air du lieu de travail auxquelles un travailleur peut être exposé sur 8 heures sans risque pour sa santé. Ces seuils sont nommés Valeurs Limites d'Exposition Professionnelle (VLEP). Il existe deux types de VLEP : en cas de dépassement d'une VLEP contraignante, l'employeur arrête le travail aux postes de travail concernés, en cas de dépassement d'une VLEP indicative, l'employeur détermine des mesures de prévention et de protection adaptées à l'issue d'une nouvelle évaluation des risques. Pour certaines substances, des Valeurs Limites d'Exposition à Court Terme (VLCT) sont également définies pour limiter les risques liés à des expositions brèves mais intenses. Les VLCT sont définies pour une durée de 15 minutes, sauf indication contraire. Cependant, les VLCT ne sont pas établies pour toutes les substances, notamment pour les PSES, car leurs effets aigus sont moins préoccupants que leurs impacts chroniques [76].

Pour les locaux à pollution spécifique, le décret n° 2021-1763 [1] fixe des concentrations moyennes en poussières à ne pas dépasser à 4 mg/m³ pour la fraction inhalable **et** 0.9 mg/m³ pour la fraction alvéolaire des poussières sans effet spécifique (article R. 4222-10 [74]), en vigueur depuis le 1er juillet 2023. Ces seuils, plus stricts que les anciens (respectivement 10 mg/m³ et 5 mg/m³), reflètent une prise de conscience accrue des risques liés aux poussières, même pour les composés non CMR. Le **tableau 1-1** montre l'évolution de la réglementation pour les concentrations moyennes en poussières à ne pas dépasser entre 2020 et 2023.

Tableau 1-1 : Évolution des concentrations moyennes en poussières à ne pas dépasser – Seuils des concentrations moyennes en poussières totales et alvéolaires

Poussières sans effet spécifique	**Avant 2022**	**Du 1er janvier 2022 au 30 juin 2023**	**À partir du 1er juillet 2023**
Fraction alvéolaire	5 mg/m^3	3.5 mg/m^3	**0.9 mg/m^3**
Fraction inhalable	10 mg/m^3	7 mg/m^3	**4 mg/m^3**

Pour les travaux en extérieur, comme les carrières, le décret n° 2013-797 [77] maintient une concentration moyenne en poussières à ne pas dépasser de 5 mg/m³ pour la fraction alvéolaire, tenant compte des conditions environnementales moins contrôlables. Enfin, dans les locaux à pollution non spécifique, aucune VLEP spécifique n'est imposée, mais les employeurs doivent garantir une qualité d'air acceptable via une ventilation générale (R4222-4 à 9 [75]). Ainsi, l'article R. 4222-6 [78] impose des mesures de ventilation adaptées, avec un débit minimal d'air neuf variant de 25 à 60 m³/h par personne selon le type de local et d'activité.

De manière générale, les employeurs doivent privilégier le captage des poussières à la source pour réduire les concentrations dans l'air et doivent faire effectuer des contrôles réguliers des concentrations de poussières par des organismes accrédités [79] pour garantir le respect des concentrations moyennes en poussières à ne pas dépasser, ainsi que des VLEP. En cas de dépassement de ces seuils, des mesures organisationnelles (décret 2021-1763 [1]) et/ou correctives immédiates, comme l'amélioration des systèmes d'aspiration ou l'utilisation de procédés humides, sont obligatoires.

2.2.2 Exposition à la silice en France

La réglementation spécifique à la silice cristalline, classée comme agent CMR avéré par l'IARC [33], est intégrée dans le cadre des poussières à effet spécifique. L'arrêté du 26 octobre 2020 [80] et l'article R. 4412-149 [81] du Code du travail fixent des VLEP strictes pour la silice cristalline alvéolaire : 0.1 mg/m³ pour le quartz et 0.05 mg/m³ pour la cristobalite et la tridymite, mesurées sur 8 heures. Ces seuils, plus exigeants pour la cristobalite et la tridymite en raison de leur cancérogénicité accrue, visent à limiter les risques de silicose, de cancer du poumon et d'autres pathologies associées. Les articles R.

4412-154 et 155 [82] introduisent une formule d'additivité (**Eq. 1-2**) pour évaluer l'exposition aux mélanges de poussières, intégrant les poussières non silicogènes à une limite de 5 mg/m³, afin de prendre en compte les expositions combinées dans les ateliers de transformation.

$$\frac{C_{ns}}{5} + \frac{C_q}{Vq} + \frac{C_c}{Vc} + \frac{C_t}{Vt} \leq 1 \qquad 1-2$$

où C représente les concentrations dans l'air en mg/m³ en poussières alvéolaires, PM10 non-silicogènes (C_{ns}), en quartz (C_q), en cristobalite (C_c), en tridymite (C_t) et V représente leurs VLEP respectives.

Le décret n° 2022-696 du 26 avril 2022 [83] renforce la surveillance médicale post-professionnelle pour les travailleurs exposés à des agents CMR, incluant des examens réguliers (spirométrie, tomodensitométrie thoracique) financés par l'employeur pour détecter précocement les pathologies respiratoires. Ce suivi est particulièrement crucial pour les travailleurs de l'industrie des Roches Ornementales et de Construction exposés à des poussières à effet spécifique.

2.2.3 Exposition à la silice en Europe et à l'international

Au niveau européen, la directive 2004/37/CE [72], amendée par la directive (UE) 2017/2398 du 12 décembre 2017 [71] (transposée en droit français dans les codes du travail et de la sécurité sociale depuis 2020), classe les travaux exposant à la silice cristalline alvéolaire comme procédés cancérogènes, avec des VLEP harmonisées à 0.1 mg/m³ pour le quartz et 0.05 mg/m³ pour la cristobalite et la tridymite. Ces seuils visent à réduire l'incidence de la silicose et des cancers pulmonaires, qui touchent environ 5.5 millions de travailleurs européens, selon l'EU-OSHA [84]. La directive (UE) 2022/431 [85] renforce les obligations d'évaluation des risques et de surveillance médicale, tout en encourageant la substitution des matériaux siliceux lorsque cela est possible. Les variations internationales des VLEP pour la silice cristalline visibles dans le **tableau 1-2** (quartz) illustrent des approches divergentes en matière de protection des travailleurs [86,87] :

Tableau 1-2 : Exemples de VLEP pour la silice (quartz) en Europe et à l'international

Pays	VLEP-8h (mg/m³)
Union européenne	0.1
Finlande	0.05
Danemark	0.05
Afrique du Sud	0.1
Pays-Bas	0.075
Etats-Unis	0.05

Ce tableau met en évidence une hétérogénéité des seuils. Certains pays, comme la Finlande, le Danemark et les États-Unis, appliquent des valeurs plus strictes (0.05 mg/m³), en dessous du seuil harmonisé européen de 0.1 mg/m³, traduisant une volonté de renforcer la protection sanitaire. Les Pays-Bas, avec 0.075 mg/m³, se situent dans une position intermédiaire, tandis que d'autres pays conservent la valeur de 0.1 mg/m³. Ces différences soulignent l'enjeu d'une harmonisation au niveau européen pour garantir une protection homogène des travailleurs. Cependant, ces limites ne sont pas immuables : en 2024, le comité d'experts néerlandais DECOS (Dutch Expert Committee on Occupational Safety) a recommandé d'abaisser le niveau de risque non autorisé de cancer pulmonaire à 36.3 µg/m³ [87]. Au regard de ce rapport, l'ANSES a publié une note d'appui scientifique et technique le 29 septembre 2025 concluant que « la méthode de dérivation des VLEP mise en œuvre par le DECOS est cohérente avec celle de l'Anses […] il est conclu que les calculs d'excès de risque figurant dans le rapport du DECOS peuvent être utilisés par la Commission européenne afin de réaliser une étude d'impact » [88].

Il est à noter qu'en France également, des évolutions de seuils sont préconisées par des agences telles que l'ANSES. Dans son rapport de 2019 (*Dangers, expositions et risques relatifs à la silice cristalline*, ANSES 2019), l'agence confirme l'existence d'un risque sanitaire lié à la silice et souligne que « la valeur actuelle de la VLEP-8h de 0.1 mg/m³ n'est pas suffisamment protectrice » [35]. Elle recommande ainsi de « réviser les VLEP pour la silice cristalline […] sans faire de distinction entre les différents polymorphes ». L'ANSES précise également que « les mesures en silice cristalline doivent être réalisées, indépendamment des niveaux mesurés en poussières alvéolaires sans effet spécifique, y compris quand ces derniers sont inférieurs à leur VLEP ».

Les réglementations françaises et européennes, en constante évolution, reflètent donc une prise de conscience croissante des dangers liés à l'exposition à la silice cristalline et aux poussières fines. Le respect de ces normes repose sur une surveillance rigoureuse des concentrations de poussières dans l'air, rendue possible par des appareils de mesure spécialisés. La prochaine section explorera les technologies et méthodes utilisées pour évaluer les expositions aux poussières, incluant les instruments de prélèvement, les analyseurs en temps réel et les protocoles normalisés, qui jouent un rôle clé dans la conformité réglementaire et la protection de la santé.

III. Évaluation de l'exposition et moyens de protection

3.1 Appareils permettant l'évaluation de l'exposition

3.1.1 Mesure gravimétrique

La métrologie des poussières en milieu industriel repose sur des technologies précises adaptées aux normes ISO 7708 et NF EN 481 [64,67] pour évaluer les expositions professionnelles. Parmi les méthodes gravimétriques, référence pour la quantification massique (mg/m³) des fractions inhalable, thoracique et alvéolaire, le CIP10, développé par Courbon et al (1988) [89], est un dispositif portable autonome pour prélèvements individuels. Il est muni d'un sélecteur interchangeable, avec une coupelle rotative et un filtre en mousse, opérant à 7-10 L/min selon les versions (R, T, I, M) et conforme aux conventions ACGIH (American Conference of Governmental Industrial Hygienists).

Pour les autres systèmes de collecte, des pompes à débit constant (e.g. GilAir, SKC, 1-5 L/min) sont couplées aux cassettes fermées qui collectent la fraction inhalable (particules ≤100 µm) sur filtres en PVC, quartz ou PTFE, positionnées près de la zone respiratoire (hémisphère de 30 cm autour du nez/bouche) [90] . Pour les fractions thoracique/alvéolaire, des sélecteurs comme les cyclones exploitent la centrifugation inertielle pour séparer les particules par inertie [91] (e.g. cyclone GK2.69 ; Higgins-Dewell,Dorr-Oliver). Les détails des appareils métrologiques utilisés pour la suite des travaux sont détaillés dans la **section II.I**.

3.1.2 Mesure en temps réel

À ce jour, plusieurs technologies permettent la mesure en temps réel des concentrations de particules dans l'air. Ces instruments à lecture directe fournissent une indication ponctuelle de la concentration à l'instant t et peuvent être positionnés en tout point du local concerné. Cependant, ils ne permettent pas d'estimer ou de fournir une valeur limite d'exposition professionnelle (VLEP). En effet, les VLEP exigent une moyenne pondérée sur une période définie (généralement 8 heures), ainsi qu'une caractérisation chimique des particules (e.g. silice), ce que ces dispositifs ne peuvent pas réaliser. Ces instruments sont néanmoins précieux pour la surveillance dynamique des environnements de travail ou urbains, en complément des méthodes de prélèvement et d'analyse en laboratoire. Le **tableau 1-3** présente une liste non exhaustive des technologies et capteurs qui offrent un aperçu des solutions actuellement disponibles sur le marché :

Tableau 1-3 : Liste non exhaustive d'appareils permettant une mesure de la concentration en aérosol en temps réel

Instrument	Type / Principe	Plage de mesure	Références
TSI 3007	Compteur à condensation	10 nm – 1 µm	[92]
TSI SMPS	Spectromètre de mobilité électrique	2 nm – 1 µm	[93]
DustTrak II	Photomètre laser à diffusion de lumière	PM1 – PM10	[94]
Grimm 1.109	Compteur optique laser	0.25 – 32 µm (31 canaux)	[92]
TSI LAS 3340A	Spectromètre laser (diffusion Mie)	90 nm – 7.5 µm	[95]
DustTrak DRX	Spectromètre masse/taille	PM1 – PM10	[96]

Ces technologies, bien qu'efficaces pour la détection instantanée et la cartographie des particules, ne répondent pas aux exigences métrologiques et réglementaires des VLEP. Elles sont donc généralement considérées comme des outils d'alerte ou de suivi complémentaire, et non comme des instruments de référence pour l'évaluation de l'exposition professionnelle.

3.2 Aperçu des moyens de protection et lutte contre les poussières

La gestion des poussières générées lors de l'extraction et de la transformation constitue un enjeu central pour garantir la sécurité des opérateurs et limiter les impacts environnementaux. Les stratégies de protection s'articulent autour de trois niveaux d'intervention : les mesures de contrôle environnemental ou équipements de protection collective, les moyens de captage à la source, et les protections individuelles telles que les masques et équipements de protection respiratoire (EPR).

3.2.1 Mesures de contrôle environnemental

Les mesures de contrôle environnemental interviennent dans l'environnement immédiat pour limiter la propagation des poussières avant leur dispersion. L'humidification, largement adoptée,

consiste à pulvériser de l'eau directement sur les zones de travail (e.g. lors du sciage) pour agglomérer les particules fines et réduire leur dispersion dans l'air [34,97]. Les systèmes de ventilation générale, installés dans les ateliers, diluent les concentrations résiduelles en renouvelant l'air à l'aide de conduits ou de soufflants, avec des débits ajustés selon la taille de l'espace [34,78]. Les cloisons ou rideaux d'air, placés entre les postes de travail, créent des barrières physiques pour confiner les émissions. Ces solutions, bien que moins efficaces que les dispositifs de captage à la source, jouent un rôle clé dans la réduction globale de l'exposition.

3.2.2 Moyens de captage à la source

Appliquant directement l'un des 9 principes généraux de prévention du Code du Travail, les moyens de captage à la source représentent une approche ciblée pour intervenir directement au point d'émission et limiter la dispersion des poussières. Parmi les dispositifs figurent les systèmes d'aspiration localisée, intégrés aux machines de sciage ou de polissage, qui capturent les particules à proximité des outils grâce à des capots ou des enclosures fermées. Ces systèmes, souvent équipés de ventilateurs à haut débit, sont ajustés selon la nature de l'opération. Par exemple, les tables aspirantes [98], utilisées notamment pour les opérations manuelles, immobilisent les émissions en aspirant les particules à travers une surface perforée, tandis que les cabines ventilées, disponibles en configurations à flux vertical ou horizontal [98,99], facilitent l'extraction des poussières sans nécessairement confiner les opérateurs. Ces technologies, bien que coûteuses à installer, aident à réduire significativement les concentrations au poste de l'opérateur, offrant une protection de base avant les interventions complémentaires. Néanmoins, elles nécessitent d'être correctement dimensionnées, positionnées et maintenues dans le temps.

3.2.3 Moyens de protection individuelle (EPI et masques)

Les équipements de protection individuelle (EPI), notamment les équipements de protection respiratoire (EPR), constituent la dernière barrière de défense lorsque les mesures collectives s'avèrent insuffisantes [100]. Les masques à filtration, tels que les demi-masques avec filtres P2 ou P3 (conformes à la norme EN 149+1) [101] , retiennent les particules fines jusqu'à 99.95 % lorsqu'ils sont correctement utilisés. Les appareils à adduction d'air, utilisés dans les environnements à forte exposition, fournissent un flux d'air pur via un tuyau connecté à une source externe. Les casques ventilés, intégrant un système de filtration, protègent simultanément les voies respiratoires et la tête. L'efficacité de ces EPI dépend de leur bon entretien, de la formation des opérateurs à leur utilisation, et d'un ajustement précis pour éviter les fuites. Ces dispositifs, bien que essentiels, ne remplacent pas les mesures de prévention à la source et doivent être considérés comme une solution d'appoint dans un plan de protection intégrée.

Ces moyens de protection, bien qu'indispensables, présentent des limites lorsqu'ils sont utilisés isolément. Le décret n° 2021-1763 [1] impose en effet que les valeurs limites d'exposition soient respectées en tout point d'un local à pollution spécifique, et non seulement au poste de l'opérateur. Cette exigence conduit à dépasser la logique de prévention centrée sur l'individu pour intégrer une approche élargie de mesure d'ambiance et de cartographie spatiale des expositions. C'est précisément dans cette perspective que s'inscrivent les travaux de cette thèse, qui visent à caractériser les flux d'air, quantifier les débits d'émission et développer des outils de cartographie tridimensionnelle des concentrations, afin de mieux cibler et maîtriser les pics d'exposition.

IV. Synthèse bibliographique des études consacrées à l'exposition des salariés aux aérosols de pierre

La littérature récente sur l'exposition à la silice cristalline dans les ateliers de fabrication de pierre artificielle et de travail de la pierre met en évidence des niveaux persistants au-dessus des valeurs limites d'exposition professionnelle (VLEP) malgré les efforts et contrôles existants, illustrant ainsi l'importance d'appliquer des méthodes de mesure gravimétriques (comme les cyclones et l'analyse DRX) sur des groupes de salariés représentatifs de l'ensemble des activités industrielles (Groupes d'Exposition Similaire GES). Pour mieux appréhender ces enjeux, cette section constitue une synthèse des principales études, organisée par type de matériau, avec une confrontation des résultats et un aperçu des points de convergence.

Des études sur la pierre naturelle, telle que le granite, mettent en lumière les risques d'exposition, notamment lors de son polissage. Bahloul et al. (2019) [102] ont mené des tests expérimentaux en conditions sèches et humides sur deux types de granite : un granite noir à faible teneur en silice (10.9 %) et un granite blanc fortement chargé (52.1% dont 40.0 % de quartz). Les mesures, réalisées par gravimétrie et complétées par une analyse morphologique (DRX) ainsi que des simulations numériques et expérimentales de dispersion, révèlent des niveaux élevés d'exposition à la silice cristalline (moyenne 0.05–0.2 mg/m³ selon la vitesse d'outil et la nature du granite). Ces valeurs dépassent fréquemment les VLEP, même en présence d'humidification, l'absence d'aspiration locale constituant un facteur aggravant. Les émissions se caractérisent par une forte proportion de particules ultrafines, dont la présence est partiellement réduite par l'humidité. Les dispositifs de contrôle testés atteignent une efficacité pouvant aller jusqu'à 95 %. Enfin, les auteurs ont évalué trois concepts de captage à la source (soufflage-aspiration, carter, fentes disque) et proposent des solutions opérationnelles, telles qu'une ventilation paramétrée, visant à réduire significativement le risque de silicose tout en préservant la qualité de surface.

De manière complémentaire, Baldwin et al. (2021) [103] ont réalisé un benchmark sur 20 sites britanniques, dont 10 dédiés au travail de la pierre naturelle. Lors de visites sur site, ils ont mesuré l'exposition à la silice cristalline et aux poussières alvéolaires (PM10), tout en évaluant les mesures de contrôle et en compilant des rapports historiques pour analyser les tendances. Plus de 20 % des expositions dépassaient la VLEP de 0.1 mg/m³ dans les deux secteurs (plus de 40 % dans la pierre contre 20 % dans la brique), avec 61 % des cas dans le secteur de la pierre excédant les seuils malgré l'utilisation de systèmes de réduction avec de l'eau. L'étude souligne que le recours aux équipements de protection respiratoire (demi-masques filtrants ou appareils à adduction d'air) était plus fréquent dans le secteur de la pierre que dans celui de la brique. Toutefois, l'absence ou l'insuffisance de contrôles collectifs tels que l'aspiration localisée ou la ventilation adaptée révèle un besoin d'interventions plus robustes pour garantir le respect des valeurs limites.

Parallèlement, des études sur la pierre artificielle un matériau composite résultant du mélange de polymères et de pierres naturelles, souvent riche en silice cristalline mettent en évidence les risques associés à sa fabrication et à son installation [104,105]. L'étude de Weller et al. (2024) [106] évalue l'exposition aux poussière alvéolaire et à la silice cristalline dans 27 ateliers australiens de pierre artificielle. Les auteurs ont collecté 123 échantillons personnels et 34 statiques à l'aide de cyclones Higgins-Dewell et de pompes SKC, analysés par gravimétrie et diffraction des rayons X. Les résultats indiquent une moyenne de 0.034 mg/m³ pour la silice cristalline (et 0.09 mg/m³ pour la poussière alvéolaire), avec des expositions particulièrement élevées (moyenne 0.062 mg/m³ lors de l'utilisation d'outils pneumatiques et du polissage) dépassant fréquemment la VLEP australienne de 0.05 mg/m³ (applicable à toutes les formes de silice cristalline alvéolaire), malgré l'humidification systématique. Cette étude met en lumière l'efficacité limitée de cette méthode et suggère la nécessité d'un équipement de protection respiratoire obligatoire, en attendant une réduction du contenu en silice dans les pierres artificielles, afin de prévenir la silicose.

De manière similaire, Requena-Mullor et al. (2021) [107] adoptent une approche épidémiologique transversale sur 311 travailleurs espagnols de pierre artificielle (dont 64 diagnostiqués avec silicose). Via un questionnaire sur les facteurs de risque occupationnels, sans mesures directes de poussières, les auteurs révèlent un risque de silicose 2.5 fois plus élevé (intervalle de confiance à 95 % de 1.2 à 5.3 fois) chez les installateurs de plans de travail aux domiciles des consommateurs. Ce risque s'associe à l'absence de masques et d'équipements de protection individuelle fournis par l'entreprise, renforçant l'idée que la silicose émerge comme une préoccupation sanitaire dans ce secteur, où les protections individuelles et collectives sont sous-utilisées. Cette étude relie ainsi l'exposition cumulative à la poussière de silice cristalline au développement d'une fibrose accélérée, appelant à une meilleure application des protocoles.

Enfin, dans ce même domaine, Seneviratne et al. (2024) [108] examinent les vulnérabilités démographiques en mesurant l'exposition personnelle à la poussière alvéolaire et à la silice cristalline chez 34 travailleurs dans 6 petites et moyennes entreprises (PME) de Sydney, spécialisées dans la pierre artificielle. Grâce à des mesures d'exposition personnelles et des observations avant une intervention réglementaire, les auteurs constatent que 85 % des expositions dépassent la VLEP de 0.1 mg/m³ en moyenne pondérée sur 8 heures lors de tâches sèches, et 71 % même avec des outils à eau. Les moyens de contrôles inadéquats (ventilation inefficace, équipement de protection respiratoire inapproprié) mènent à des recommandations d'interventions réglementaires ciblant ces démographies vulnérables, pour prévenir la silicose accélérée dans les PME. L'étude insiste sur l'amélioration des contrôles et la communication des risques (e.g. langue d'information et de formation adaptée au public visé), via des enquêtes d'hygiène intégrant les facteurs démographiques.

Ces problématiques d'exposition aux aérosols solides ne se limitent pas au secteur de la pierre. Elles concernent également d'autres domaines industriels : Bouchard et al. (2025) [109] ont évalué l'exposition aux fumées de soudage et à leurs composantes métalliques au Québec ; Mérat-Tagnard et al. (2008) [110] ont analysé les enjeux de prévention liés aux nanoparticules manufacturées ; Belabed et al. (2009) [111] ont enquêté sur les poussières de bois en Algérie, mettant en évidence une forte prévalence de symptômes respiratoires. Ces travaux illustrent que l'exposition aux particules solides est une problématique transversale, touchant divers secteurs et renforçant la nécessité d'approches intégrées de prévention et de surveillance. Ils convergent sur plusieurs points : dépassement fréquent des seuils réglementaires, sous-utilisation des contrôles collectifs, et rôle central des méthodes gravimétriques pour quantifier les risques. Dans ce prolongement, l'industrie des roches ornementales et de construction (ROC) apparaît comme un cas emblématique, à la fois par son poids économique et par l'intensité des expositions pouvant être générées lors des différentes opérations sur le travail de la pierre.

Conclusion

L'industrie des roches ornementales et de construction (ROC) représente un pilier historique et économique de la filière minérale en France, témoignant d'une évolution remarquable depuis les outils rudimentaires de la Préhistoire jusqu'aux technologies numériques et automatisées du XXIe siècle. Cette transformation, marquée par des innovations comme les machines à commande numérique (CNC), les fils diamantés et les systèmes de fabrication intelligente, a permis d'accroître la productivité, la précision et la durabilité des procédés d'extraction, de sciage et de finition, tout en intégrant des enjeux environnementaux croissants via des certifications telles que ISO 14001 [32]. Malgré un déficit commercial persistant face à la concurrence internationale (Chine, Inde, Italie), la filière ROC française, avec ses 800 entreprises et ses milliers d'emplois, contribue significativement à l'économie locale,

particulièrement dans les régions productrices de calcaire et de granite, en soutenant des secteurs comme le bâtiment, le funéraire et les infrastructures.

Cependant, cette industrie n'est pas exempte de défis, notamment en matière de santé et de sécurité au travail. Les expositions aux poussières, en particulier à la silice cristalline présente dans des roches comme le granite et le grès, posent des risques majeurs de pathologies respiratoires telles que la silicose et le cancer du poumon, classés comme cancérogènes par l'IARC [33]. Les fractions granulométriques alvéolaires (< 10 µm) amplifient ces dangers, nécessitant une évaluation rigoureuse des expositions via des outils adaptés (cyclones, CIP10, spectromètres optiques). Les réglementations françaises et européennes, alliées à des mesures de prévention comme la ventilation, les équipements de protection respiratoire (EPR) et la surveillance médicale post-professionnelle, constituent un cadre essentiel pour mitiger ces risques. Des études récentes soulignent l'importance de ces dispositifs dans des contextes tels que la transformation du granite ou la fabrication de pierre artificielle, où les niveaux d'exposition dépassent fréquemment les valeurs limites.

C'est précisément dans ce contexte que s'inscrit la présente thèse, consacrée à l'évaluation des expositions professionnelles aux poussières de pierre naturelle et à la silice cristalline. Elle répond aux limites identifiées dans la littérature [102–111] en développant une méthodologie intégrée : campagnes de mesures en entreprise, approfondissements expérimentaux sur banc de découpe, et innovations métrologiques connectées pour le suivi en temps réel des concentrations inhalées par les opérateurs. Outre le développement d'outils permettant de caractériser les expositions et d'analyser l'efficacité des procédés de réduction (voie sèche/voie humide), un dispositif de cartographie 3D des panaches de poussières a été conçu afin d'identifier les zones critiques et d'accompagner la filière dans le respect des nouvelles exigences réglementaires. Le chapitre suivant détaille ces campagnes de mesure et examine l'influence des paramètres techniques et organisationnels sur les niveaux d'exposition, afin de relier les conditions de travail aux dynamiques d'émission et d'apporter des pistes de prévention adaptées.

Chapitre 2 : Évaluation de l’exposition aux poussières de pierre naturelle

Introduction

L'industrie des roches ornementales et de construction (ROC), présentée dans le chapitre précédent, constitue une filière à la fois ancienne et dynamique, dont l'évolution technologique s'étend de l'Antiquité à l'ère numérique. Cette trajectoire, marquée par des innovations majeures dans les procédés d'extraction et de transformation, s'accompagne néanmoins d'enjeux sanitaires considérables. L'exposition des travailleurs aux poussières, et en particulier à la silice cristalline, reconnue comme cancérogène avéré par l'IARC, demeure une problématique centrale.

Les travaux synthétisés dans l'état de l'art montrent que les niveaux d'exposition relevés lors des opérations de sciage, de finition ou d'extraction dépassent fréquemment les valeurs limites réglementaires européennes et françaises, malgré la mise en place de mesures de prévention telles que la ventilation ou le port d'équipements de protection respiratoire. Ces constats soulignent la nécessité d'une évaluation rigoureuse et quantitative des risques, reposant sur des protocoles de mesure fiables, afin de mieux orienter les actions de prévention et d'accompagner la transition vers des pratiques industrielles plus durables.

Le présent chapitre a pour objectif de détailler les approches méthodologiques retenues pour caractériser ces expositions dans le contexte spécifique de l'industrie 'ROC'. Il s'organise autour de plusieurs axes complémentaires. Dans un premier temps, les instruments de prélèvement individuel et de mesure d'ambiance sont décrits, ainsi que les protocoles de collecte et d'analyse, permettant une quantification précise des aérosols et de la silice cristalline (**section II.I**). Les choix des supports de prélèvement et des comparaisons entre outils métrologiques seront également développés (**section II.II**). La campagne expérimentale menée en entreprise est ensuite présentée, avec une attention particulière portée aux facteurs influents sur les émissions : saisonnalité, type de locaux (ouverts/fermés), modalités de travail en voie sèche ou humide, dispositifs de captage et protections collectives ou individuelles (**section II.III**). Une analyse statistique y est intégrée afin d'évaluer la variabilité des expositions et de mettre en évidence les déterminants majeurs, notamment à travers l'utilisation d'outils probabilistes et de l'analyse de variance (ANOVA).

Enfin, un approfondissement expérimental est proposé, reposant sur la conception d'un banc de découpe dédié à l'étude des matériaux et de l'impact du travail en voie sèche et humide (**section II.IV**). Dans ce cadre, une étude complémentaire est consacrée à la problématique de la remise en suspension des particules après traitement de l'eau, identifiée comme un enjeu industriel majeur. L'eau, utilisée initialement comme vecteur de contrôle pour agglomérer et abattre les poussières, peut également induire des phénomènes de réémission de poussières qui ont été évalués.

Ainsi, ce chapitre constitue le socle méthodologique et expérimental de l'étude. Il articule la description des outils et des protocoles, la campagne de mesure en entreprise, l'approfondissement expérimental en conditions contrôlées et l'analyse des phénomènes de remise en suspension, afin de fournir une vision intégrée et quantitative des expositions dans l'industrie des roches ornementales et de construction.

I. Matériels et méthodes

Cette section présente de manière détaillée les matériels et méthodes utilisés pour l'évaluation des expositions aux poussières dans l'industrie des roches ornementales et de construction. Elle décrit successivement les dispositifs de prélèvement individuel (Capteur Individuel de Poussières CIP10-R, CIP10-I, cyclone GK 2.69) et les instruments de mesure d'ambiance (e.g. spectromètre GRIMM), en précisant leurs principes de fonctionnement et leurs performances. L'organisation adoptée permet de distinguer clairement les outils employés, les protocoles de préparation et de collecte, ainsi que les étapes méthodologiques garantissant la fiabilité et la comparabilité des résultats. Au-delà de la description des instruments, cette section détaille le protocole expérimental appliqué lors des campagnes de mesure : préparation des supports, vérification des débits et conditions de prélèvement, équipement des opérateurs, suivi chronologique des opérations et traitement post-prélèvement. Les métriques d'exposition (limites de détection et de quantification, incertitudes, concentrations inhalées) sont définies conformément aux différentes normes ISO, NF et EN en vigueur, assurant une traçabilité complète des données. Une attention particulière est portée à l'analyse de la silice cristalline par diffraction des rayons X, intégrée à l'évaluation réglementaire via la formule d'additivité (**voir Eq. 1-2**). La définition des groupes d'exposition similaire (GES) est également présentée, permettant de relier les mesures aux différents procédés industriels (flammage, clivage, sciage au disque, découpe à la chaîne et travaux de finition manuels). Enfin, la méthodologie d'évaluation statistique est exposée, incluant l'approche probabiliste de conformité aux seuils réglementaires et une analyse de la variance (ANOVA), afin de quantifier la variabilité et d'identifier les facteurs déterminants.

1.1 Capteur Individuel de Poussières CIP10

Dans le cadre de l'évaluation des expositions aux poussières totale et alvéolaires, notamment à la silice cristalline, dans l'industrie des roches ornementales et de construction (ROC), le choix des instruments de mesure repose sur des critères de fiabilité et de conformité aux normes internationales [64,67]. Parmi les dispositifs de prélèvement disponibles, le Capteur Individuel de Poussières dit CIP10 décrit par Courbon et al. (1988) [89], s'impose comme l'instrument principal retenu pour cette étude.

Le CIP10 [112] est un dispositif de prélèvement individuel compact conçu pour la collecte des fractions granulométriques d'aérosols liés à la santé : alvéolaire (CIP10-R), thoracique (CIP10-T) ou

inhalable (CIP10-I) (**définitions section I.II.2.1.3**). Ce dispositif collecte les particules dans une coupelle rotative en plastique munie d'une mousse filtrante, permettant de prélever au choix les différentes fractions précédemment citées. Parmi les variantes du CIP10, le CIP10-M permet la collecte de particules biologiques grâce à une coupelle métallique autoclavable contenant un liquide. Cette option n'a pas été mobilisée, l'approche méthodologique privilégiant l'analyse des poussières d'origine minérale. Dans cette campagne expérimentale, centrée sur les fractions alvéolaire et inhalable, les versions CIP10-R et CIP10-I ont été employées de manière privilégiée.

Le CIP10, porté sur un baudrier à proximité de la zone respiratoire, aspire l'air par une entrée axiale omnidirectionnelle qui conduit l'aérosol vers un sélecteur. L'écoulement est ensuite dirigé par une fente annulaire vers une cavité conique, où les particules de taille supérieure à 10 µm sont retenues par inertie, tandis que la fraction alvéolaire (diamètre aérodynamique < 10 µm) est collectée dans une coupelle rotative (**Figure 2-1**). Le débit nominal de 10 $L \cdot min^{-1}$ (CIP10-I et R) est proportionnel à la vitesse de rotation (environ 7000 $tr \cdot min^{-1}$), générée par un étage collecteur rotatif associé à un système d'étalonnage du débit à compensation de perte de charge. La collecte des particules s'effectue dans une mousse poreuse en polyuréthane (60 PPI – Pores Per Inch), permettant une capacité de charge jusqu'à 65 mg sans colmatage significatif, par impaction et filtration sélective combinant des écoulements cyclonique et anticyclonique pour une séparation granulométrique efficace. Les dimensions compactes (175 × 70 × 45 mm) et l'autonomie de la batterie supérieure à 30 heures assurent son adaptabilité aux mesures individuelles en environnement de travail.

La **figure 2-1** illustre le dispositif CIP10-R assemblé, avec une vue d'ensemble montrant les coupelles rotatives équipées de mousses filtrantes jaunes vifs (en polyuréthane poreux, adaptées à la fraction alvéolaire), ainsi qu'un schéma détaillé de sa composition et de son fonctionnement.

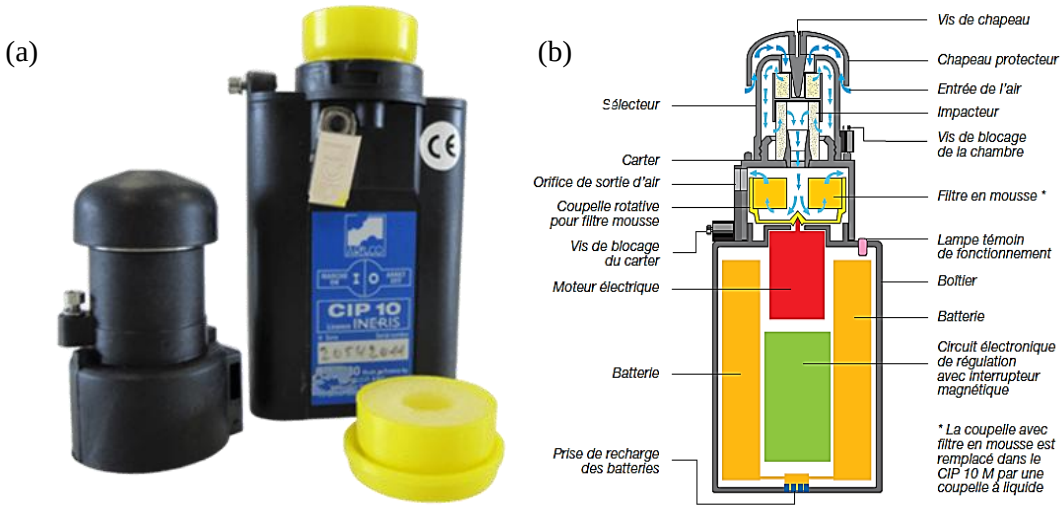


Figure 2-1: (a) Vue photographique du CIP10-R avec coupelles et mousses filtrantes jaune ; (b) Schéma détaillé de la composition et du fonctionnement du CIP10-R

Les sélecteurs spécifiques aux fractions alvéolaire et inhalable sont représentés sur la **figure 2-2**, qui décompose chacune des parties composantes. Le sélecteur alvéolaire (**CIP10-R - Figure 2-2a**) comprend une fente annulaire omnidirectionnelle pour l'entrée d'air, une cavité conique interne pour la rétention des particules grossières (> 10 µm) par effet d'inertie, et une sortie axiale vers la coupelle rotative pour les fines particules alvéolaires. Le sélecteur inhalable (**CIP10-I - Figure 2-2b**) intègre un circuit d'écoulement en T avec des plaques horizontales pour accélérer radialement les particules, un tube vertical pour minimiser les pertes par sédimentation et inertie, et des parois polies pour éviter les adhésions.

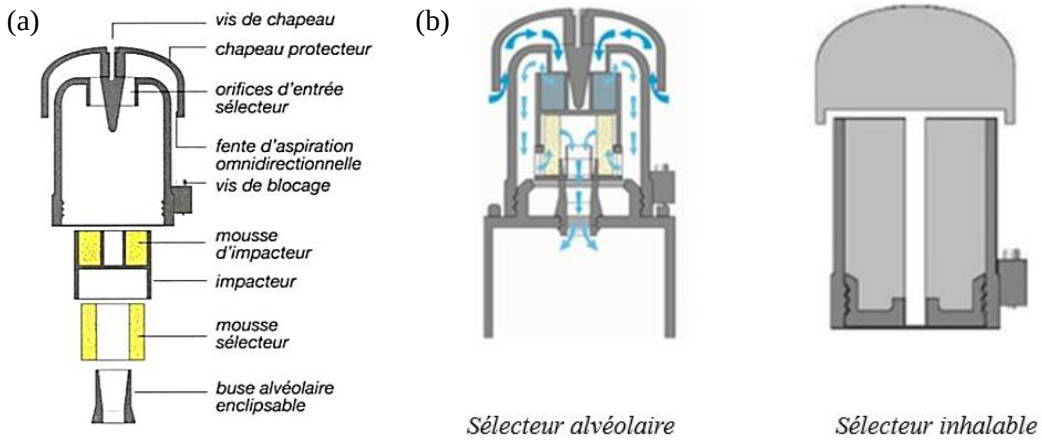


Figure 2-2 : Sélecteurs des fractions alvéolaires (a) et tête alvéolaire CIP10-R et inhalable (b) du CIP10-I

Avant d'adopter cette géométrie en T, le CIP10-I avait fait l'objet de plusieurs études visant à améliorer son efficacité de prélèvement et à l'aligner sur les conventions internationales (CEN, ISO, ACGIH [65]). Les travaux de Görner et al. (2009) [113] ont montré que les optimisations apportées permettaient d'obtenir des performances conformes aux critères de biais et de précision définis par la norme EN 13205 [114]. Le biais, exprimé comme l'écart relatif entre la concentration mesurée et la concentration de référence, se situait dans l'intervalle acceptable (–10 % à +10 %) pour 81 % des distributions testées, tandis que la précision, définie comme un écart maximal de ±30 %, était respectée pour 100 % des cas. Cependant, malgré ces performances conformes aux exigences normatives, Görner et al. (2009) [113] soulignent plusieurs limites structurelles et expérimentales. Les essais ont été conduits dans des conditions de laboratoire contrôlées, à vitesse d'air constante et directionnelle, éloignées des situations rencontrées en milieu professionnel où les vitesses, turbulences et orientations du flux varient continuellement. La sensibilité du CIP10-I aux conditions d'écoulement externes (vent, mouvements du porteur, positionnement par rapport aux voies respiratoires) demeure ainsi un facteur d'incertitude pour les mesures réalisées sur le terrain.

Lee et al. (2010) [115] ont comparé en chambre expérimentale trois échantillonneurs pour la fraction alvéolaire (CIP10-R, deux cyclones : GK2.69 et FSP10). Le CIP10-R présente un diamètre de coupure moyen de 4.7 µm, conforme à la convention respirable. Le diamètre de coupure est défini comme la taille de la particule pour laquelle l'efficacité de collecte atteint 50 %. L'étude démontre que le CIP10-R tend à 'sous-collecter' les particules fines (< 2.5 µm) et surestimer les plus grossières (> 2.5 µm), tout en prélevant 2 à 11 fois plus de masse totale que les cyclones de référence (e.g. cyclone GK2.69) selon la distribution granulométrique, ce qui peut surestimer l'exposition professionnelle. Le colmatage de la mousse n'altère pas la séparation, confirmant la robustesse du système sur des durées prolongées. Néanmoins, la sélectivité issue du couplage impaction/filtration est moins nette que celle des cyclones, les essais en air calme limitent la représentativité en conditions professionnelles, et le débit de 10 $L \cdot min^{-1}$ peut localement perturber l'écoulement et la trajectoire des particules.

Dans l'ensemble, ces deux études confirment que le CIP10 demeure un outil performant et polyvalent pour le prélèvement individuel des aérosols. Néanmoins, plusieurs facteurs limitants doivent être pris en considération :

- La sensibilité du dispositif aux conditions d'écoulement et à la position du porteur. Par exemple, pour des opérations manuelles nécessitant des mouvements amples ou répétitifs, la position relative du CIP10 par rapport aux voies respiratoires peut évoluer en fonction du temps. De même, la position relative du CIP10 par rapport aux sources d'aérosols peut être modifiée en fonction des opérateurs, de leur morphologie et de leurs pratiques ;
- La sélectivité imparfaite du prélèvement, en particulier pour les particules fines inférieure à 2.5 µm ;
- La difficulté d'extrapolation des performances de laboratoire aux conditions réelles d'exposition.

En conclusion, bien que le CIP10, dans ses versions R et I, réponde globalement aux conventions de prélèvement sanitaire et satisfasse aux exigences normatives, son utilisation dans des campagnes de mesure en milieu de travail nécessite une interprétation prudente des résultats.

1.2 Cyclone GK 2.69

Le cyclone GK 2.69 [91] est l'un des dispositifs de prélèvement d'aérosols pouvant être utilisé pour l'échantillonnage de la fraction alvéolaire. Son principe de fonctionnement repose sur la séparation inertielle des particules en fonction de leur diamètre aérodynamique. L'air chargé en poussières pénètre tangentiellement dans la chambre du cyclone, ce qui induit un mouvement tourbillonnaire. Les particules de grande taille, dotées d'une forte inertie, sont projetées contre la paroi interne et piégées dans le réservoir inférieur, tandis que les particules plus fines, de faible inertie, suivent le vortex ascendant et atteignent la sortie axiale où elles sont collectées sur un filtre. Pour le GK 2.69, le diamètre de coupure est d'environ 4 µm lorsque le débit d'aspiration est réglé à 4.2 L/min, ce qui permet de cibler la fraction

alvéolaire. Ce même cyclone peut également être utilisé à un débit réduit de 1.6 L/min, ce qui modifie sa courbe de sélection et permet alors de cibler la fraction thoracique, caractérisée par un diamètre de coupure proche de 10 µm.

Le cyclone GK 2.69 est toujours utilisé en association avec une cassette porte-filtre [91,116]. Cette cassette, placée en sortie du cyclone, recueille les particules sélectionnées et constitue l'étage de collecte. Elle présente un double intérêt : d'une part, elle permet l'analyse gravimétrique ou chimique des fractions alvéolaire ou thoracique selon le débit choisi ; d'autre part, elle peut être utilisée seule, sans cyclone, pour mesurer la fraction inhalable. L'ensemble est relié à une pompe de prélèvement individuelle, par exemple une pompe Casella APEX 2 à débit constant, qui assure la régulation du flux d'air (**figure 2-3**).

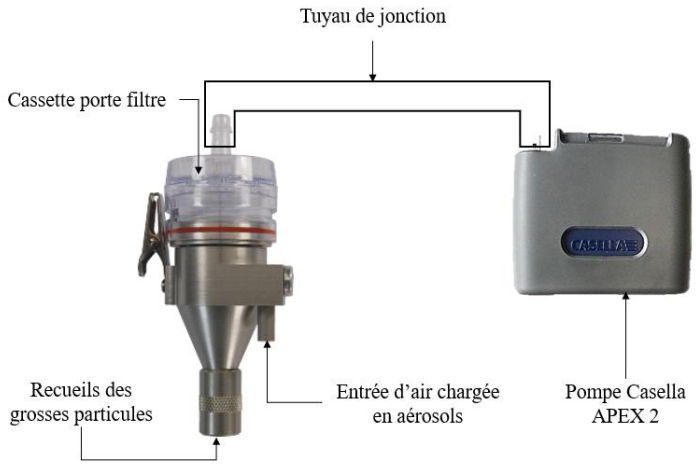


Figure 2-3 : Montage du cyclone GK 2.69 avec une pompe Casella

Les performances du GK 2.69 ont fait l'objet de plusieurs études comparatives. Stacey et al. (2016) [117] ont conduit une série d'expériences dans une chambre expérimentale afin de tester différents dispositifs de prélèvement à haut débit, parmi lesquels les cyclones GK 2.69 et GK 4.162 (également appelé RASCAL), le cyclone FSP10 et un impacteur parallèle PPI 8 [118] (dispositif qui sépare les particules en fonction de leur inertie en les projetant sur des plaques collectrices). Ces dispositifs ont été comparés à un type de cyclone Higgins-Dewell [91]. Les résultats de Stacey et al. (2016) [117] ont montré que le GK 2.69 présentait une excellente concordance avec le SIMPEDS, avec des écarts faibles et une reproductibilité élevée. Contrairement au FSP-10, dont les performances semblaient légèrement influencées par l'orientation du cyclone par rapport au flux d'air.

L'étude de Simon et al. (2018) [119] a complété ces travaux en évaluant plus spécifiquement les efficacités d'échantillonnage du GK 2.69, mais aussi du GK 4.162 et du cyclone FSP10, dans un tunnel horizontal. Les auteurs ont utilisé un aérosol de microsphères de verre et un spectromètre APS [120]

pour mesurer les concentrations en particules en amont et en aval des cyclones. L'objectif était de vérifier si ces dispositifs pouvaient cibler de manière fiable non seulement la fraction alvéolaire, mais aussi la fraction thoracique, par simple ajustement du débit de prélèvement. Pour le dispositif GK 2.69, les résultats ont confirmé que le cyclone respectait parfaitement les conventions normatives : à un débit de 4.2 L/min, le diamètre de coupure mesuré se situait autour de 4 µm, ce qui correspond à celui de la fraction alvéolaire ; tandis qu'à 1.6 L/min, le diamètre de coupure atteignait environ 10 µm, valeur cible pour la fraction thoracique. Ces résultats étaient cohérents avec les modèles théoriques et les données du fabricant, et confirmaient la polyvalence du GK 2.69. En comparaison, le GK 4.162 et FSP10 ont également montré de bonnes performances pour la fraction alvéolaire, mais leurs débits optimaux pour la fraction thoracique se situaient très près de leurs limites de fonctionnement, ce qui engendrait parfois des instabilités.

Ainsi, les dispositifs individuels CIP10 et GK 2.69, choisis comme instruments de référence pour cette étude, permettent de caractériser l'exposition personnelle des opérateurs. En parallèle, des mesures d'ambiance ont été mises en œuvre afin de documenter l'évolution temporelle des concentrations dans l'air des ateliers.

1.3 Mesures d'ambiance

Comme évoqué dans le chapitre précédent, le décret 2021-1763 impose le contrôle des concentrations limites « en tout point d'un local à pollution spécifique ». Les mesures d'ambiance complètent donc les prélèvements individuels en fournissant une vision dynamique de l'atmosphère de travail. Elles ne visent pas à quantifier directement la dose inhalée par un opérateur, mais à suivre en temps réel l'évolution des concentrations de poussières dans l'air ambiant (quel que soit le point du local), à identifier les pics d'exposition, notamment dans le cadre de VLEP à court terme (i.e. 15 min) et à relier ces variations à des procédés ou opérations spécifiques. Elles constituent ainsi un outil essentiel pour comprendre les causes des émissions et évaluer l'efficacité des mesures de prévention collective (ventilation, captage à la source, confinement).

Le GRIMM (DustDecoder 11-D**)** [121,122] est un spectromètre optique à diffusion de lumière utilisé pour la mesure en temps réel des concentrations de particules en suspension dans l'air. Dans le cadre de cette étude, il a été intégré au dispositif de surveillance afin de compléter les prélèvements gravimétriques réalisés par les cyclones GK 2.69 et les CIP10. Contrairement à ces derniers, qui fournissent une mesure intégrée sur la durée du prélèvement, le GRIMM enregistre toutes les 6 secondes l'évolution des concentrations. Cette capacité permet non seulement de détecter des pics d'exposition ponctuels, couplé à des observations, mais aussi d'identifier les opérations ou procédés responsables de ces pics, ce qui n'est pas possible avec les méthodes gravimétriques classiques. Il convient de préciser que le GRIMM est également équipé d'un filtre permettant une analyse gravimétrique des

concentrations massiques. Toutefois, ce dispositif n'a pas été mobilisé lors des campagnes de mesures, en raison du protocole retenu : plusieurs procédés étaient échantillonnés au cours d'une même journée, ce qui rendait nécessaire un changement fréquent du filtre dans des conditions industrielles susceptibles d'introduire des contaminations et de compromettre la fiabilité des résultats. En revanche, cette possibilité a été exploitée pour valider l'hypothèse de conversion des concentrations numériques du GRIMM en concentrations massiques, comme décrit en **section II.II.2.3**.

Le GRIMM fonctionne à un débit d'aspiration de 1.2 L/min (**figure 2-4**). Lorsqu'une particule traverse la chambre de mesure, elle est éclairée par un faisceau laser et diffuse la lumière selon son diamètre, sa forme et son indice de réfraction. L'intensité du signal détecté est utilisée pour estimer un diamètre optique (d_{opt}), et les particules sont classées en 31 classes granulométriques couvrant une plage de 0.25 à 35 µm.



Figure 2-4 : GRIMM (DustDecoder 11-D) (source : Durag [121], 2025)

Après avoir présenté les différents matériels utilisés pour le prélèvement individuel (CIP10, cyclone GK 2.69) et les mesures d'ambiance (DustDecoder 11-D de Durag), la partie suivante détaille le protocole expérimental. Il décrit pas à pas la préparation des supports, la réalisation des prélèvements sur site et le traitement des échantillons.

1.4 Protocole de prélèvement et métriques d'exposition

Le protocole expérimental appliqué dans cette étude a été conçu afin de garantir la fiabilité, la comparabilité et la validité réglementaire des mesures d'exposition recueillies dans les ateliers de transformation de ROC. Toutes les étapes ont été réalisées conformément aux normes et recommandations en vigueur, notamment : a) la norme EN 481 [67] sur les fractions granulométriques d'intérêt en hygiène du travail, b) la norme ISO 7708 [64] concernant les conventions de pénétration des particules dans l'appareil respiratoire, c) la norme ISO 15767 [123] relative à la caractérisation de l'incertitude de pesée, d) la norme NF X 43-296 [124] concernant la quantification de la silice cristalline

par diffraction des rayons X, e) ainsi que la norme EN 689 AC+ [79] qui encadre les durées de prélèvement pour l'évaluation des expositions professionnelles. Les guides techniques de l'Institut National de Recherche et de Sécurité (INRS) [91,112,116,125] ont également été suivis pour la préparation des supports, la gestion des blancs de terrain et la conduite des prélèvements. L'ensemble des relations employées, des définitions associées et des étapes détaillées de calcul est présenté de manière exhaustive en **Annexe 1**.

1.4.1 Préparation des supports de collecte

La première étape du protocole consiste à préparer les supports de collecte. Selon la norme ISO 15767 [123], les filtres destinés aux cassettes du cyclone GK 2.69 et les mousses du CIP10 doivent être conditionnés pendant vingt-quatre heures dans une pièce à température et humidité stabilisées. Ce conditionnement permet de limiter les variations de masse dues aux phénomènes hygroscopiques ou électrostatiques.

Après cette phase, les filtres ont été passés à la neutralisation des charges électrostatiques à proximité de la balance, puis les supports ont été pesés à l'aide d'une balance au microgramme, en intercalant systématiquement les blancs de terrain afin de détecter toute dérive éventuelle. Conformément aux recommandations de l'INRS [125], trois blancs de terrain ont été associés à chaque mesure, garantissant une correction robuste des éventuelles variations liées au transport, au stockage ou aux manipulations. Une fois les masses initiales obtenues, les filtres ont été montés dans leurs cassettes porte-filtre et les mousses insérées dans leur coupelle. L'ensemble a été étiqueté puis stocké dans des contenants hermétiques en vue du transport sur site le lendemain.

1.4.2 Déplacement sur site industriel et vérification du matériel

À l'arrivée dans les ateliers, les instruments de prélèvement individuel (CIP10, cyclones) et de mesure d'ambiance ont été vérifiés afin d'assurer leur bon fonctionnement et leur conformité aux exigences techniques. Les débits des pompes associées au cyclone GK 2.69 et la vitesse de rotation de la coupelle du CIP10 ont été contrôlés conformément aux critères de stabilité imposés par les normes, la variation maximale autorisée entre le début et la fin du prélèvement étant fixée à 5 %.

1.4.3 Définition de la durée de prélèvement et positionnement du GRIMM

La durée de chaque prélèvement individuel a été définie directement à partir des observations du poste et des opérations réalisées, celles-ci ayant été sélectionnées dans le cadre de la définition des Groupes d'Exposition Similaires (**GES, voir section II.I.1.6**). Lorsque les activités étaient continues et relativement stables, les recommandations de la norme EN 689 AC+ [79] ont été appliquées et la durée

minimale de deux heures a été respectée. Lorsque les opérations étaient courtes (t < 2 heures), la totalité de la séquence a été couverte.

Le GRIMM a été installé à un emplacement permettant de suivre l'évolution de l'atmosphère de travail. Son positionnement dépendait de la configuration du local, de la nature des émissions attendues et du procédé étudié.

1.4.4 Équipement des opérateurs et mise en route des instruments

Une fois la durée de prélèvement définie et le matériel vérifié, les opérateurs ont été équipés des dispositifs individuels (CIP10-I, CIP-R et cyclone GK 2.69) conformément aux conditions de poste et au protocole prévu. Dans tous les cas, ils disposaient d'un ensemble de dispositifs permettant l'évaluation conjointe des fractions alvéolaire et inhalable. Les supports ont été placés dans la zone respiratoire selon les recommandations de l'INRS. Lorsque l'ensemble des instruments était opérationnel, le prélèvement individuel et l'enregistrement continu des concentrations particulaires par le GRIMM ont été démarrés simultanément.

Un suivi chronologique précis des opérations a été tenu durant toute la durée de la mesure. Ce suivi, couplé à l'enregistrement vidéo par une caméra, a permis d'associer l'évolution des concentrations aux tâches effectuées, aux changements d'outil, aux déplacements ou aux arrêts machines.

1.4.5 Fin de prélèvement, vérification finale et transport des supports

À la fin de chaque session, les instruments ont été arrêtés puis vérifiés une seconde fois. Les débits et vitesses de rotation ont été mesurés afin de confirmer que la dérive observée durant le prélèvement restait inférieure à 5 %. Les filtres et mousses ont été retirés avec précaution, replacés dans des contenants hermétiques puis transportés vers le laboratoire, en évitant toute contamination ou perte de matière.

1.4.6 Conditionnement post-prélèvement et pesée finale

De retour au laboratoire, les supports ont été conditionnés pendant vingt-quatre heures dans les mêmes conditions que lors de la pré-pesée. Les pesées finales ont été réalisées selon la même procédure que les pesées initiales, en intercalant systématiquement les blancs. Cette seconde séquence de pesée a permis de déterminer les masses nettes collectées après correction des variations observées sur les blancs.

Les limites de détection, les limites de quantification et l'incertitude élargie ont été calculées conformément à la norme ISO 15767 [123]. La limite de détection (**Eq. A1-12**) correspond à la plus

petite masse distinguable du bruit de fond, tandis que la limite de quantification (**Eq. A1-13**) correspond à la plus petite masse pouvant être mesurée avec une précision acceptable.

1.4.7 Détermination des concentrations inhalées

La concentration inhalée par l'opérateur a été obtenue en rapportant la masse nette collectée au volume d'air prélevé. Le volume d'air est déterminé soit à partir de la moyenne des débits initial et final, soit à partir du débit nominal (si la variation est supérieure à 5% entre les deux, la mesure est considérée comme non conforme) dans le cas du CIP10 et de la durée du prélèvement. La formule générale utilisée est la suivante :

$$C_{\mathrm{p}} = \frac{m_{\mathrm{net}}}{V_{\mathrm{prélevé}}} \qquad 2-1$$

où, C_{p} est la concentration inhalée (concentration pondérale) en mg/m^3, m_{net} est la masse nette collectée, corrigée des blancs et $V_{\mathrm{prélevé}}$ est le volume d'air prélevé.

1.5 Analyse de la silice cristalline par diffraction des rayons X et évaluation réglementaire

Les concentrations pondérales obtenues à partir des prélèvements individuels constituent une première base d'évaluation de l'exposition. Toutefois, dans le cas des roches ornementales et de construction, la présence possible de silice cristalline dans la composition minéralogique rend indispensable une caractérisation plus approfondie. En effet, la toxicité spécifique des différents polymorphes de la silice impose non seulement de mesurer la charge particulaire totale, mais également d'identifier et de quantifier la part de quartz, de cristobalite et de tridymite. C'est dans cette perspective que l'analyse par diffraction des rayons X (DRX), complétée par l'application de la formule d'additivité réglementaire, a été intégrée au protocole.

Pour quantifier la silice cristalline dans les échantillons, la norme NF X 43-296 [90] recommande la technique de la diffraction des rayons X (DRX). Cette technique structurale identifie et quantifie les phases cristallines en exploitant l'interaction d'un faisceau monochromatique de rayons X avec les plans atomiques du cristal, selon la loi de Bragg :

$$n\lambda = 2d\sin\theta \qquad 2-2$$

où n est l'ordre de diffraction, λ la longueur d'onde, d la distance interplans et θ l'angle d'incidence/diffraction. Chaque phase minérale possède un diffractogramme caractéristique qui, comparé à des bases de données de référence, permet d'identifier et quantifier le quartz, la cristobalite et la tridymite. La **figure 2-5** illustre à la fois le principe théorique de la loi de Bragg : les faisceaux incidents sont diffractés par des plans cristallins séparés d'une distance d, et la condition de Bragg est

remplie lorsque la différence de chemin optique est un multiple entier de la longueur d'onde, ce qui conduit à une interférence constructive.

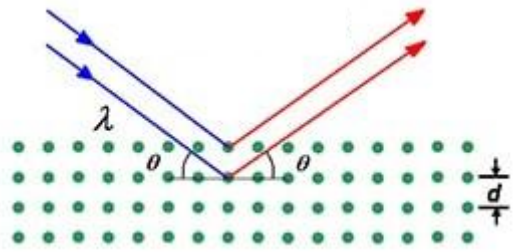


Figure 2-5 : Principe de la DRX (source : Thermofisher [126]*)*

Dans le cadre de cette étude, les échantillons ne sont pas systématiquement prélevés sur des filtres en quartz. En effet, l'utilisation de ce type de support n'est pas pertinente pour l'identification de la silice cristalline par DRX, puisque le filtre contient lui-même du quartz. L'analyse ne permettrait alors pas de distinguer le quartz présent dans l'échantillon de celui constitutif du filtre, ce qui ne fournirait aucune indication fiable sur la composition des poussières collectées. Les prélèvements ont donc été réalisés principalement sur les poussières recueillies dans les échantillonneurs individuels CIP10. Lorsque la quantité de poussières était insuffisante, l'analyse a été effectuée directement sur des fragments de pierre, en supposant que la composition minéralogique des poussières générées correspond à celle du matériau travaillé, ce qui peut induire des billais significatifs, mais nécessaires à l'étude.

Une fois la composition chimique de l'échantillon déterminée, le Code du Travail français (Article R4412-154, 2022) [82] impose un calcul spécifique basé sur la formule d'additivité (**Eq. 1-2**). Chaque concentration d'éléments le composant peut être exprimée comme une fraction de la concentration totale inhalée maximum (C_{tot}) :

$$C_q = (\%q) \cdot C_{tot} \qquad 2-3$$

$$C_c = (\%c) \cdot C_{tot} \qquad 2-4$$

$$C_t = (\%t) \cdot C_{tot} \qquad 2-5$$

$$C_{ns} = C_{tot} \cdot \big(1 - (\%q + \%c + \%t)\big) \qquad 2-6$$

Avec C_{tot} correspondant à la concentration totale inhalée (mg/m³), mesurée à l'aide d'un CIP-R ou d'un cyclone GK2.69. Les coefficients $\%q$, $\%c$ et $\%t$ représentent les fractions massiques du quartz, de la cristobalite et de la tridymite dans les poussières collectées. Les valeurs C_q, C_c et C_t désignent respectivement les concentrations massiques en quartz, cristobalite et tridymite, tandis que C_{ns} correspond aux poussières alvéolaires non silicogènes.

Pour rappel, chaque concentration est rapportée à sa valeur limite réglementaire : 0.9 mg/m³ pour les poussières non silicogènes, 0.1 mg/m³ pour le quartz et 0.05 mg/m³ pour la cristobalite et la tridymite. Par construction, la somme $\%q + \%c + \%t$ traduit la fraction massique totale de silice cristalline, ce qui conduit à :

$$q_{SiO_2} = C_{tot}\left[\frac{1-(\%q+\%c+\%t)}{0.9} + \frac{\%q}{0.1} + \frac{\%c}{0.05} + \frac{\%t}{0.05}\right] \qquad 2-7$$

En considérant le cas limite réglementaire $q_{SiO_2} = 1$, la concentration totale inhalée maximale admissible s'écrit :

$$C_{tot} = \frac{1}{\frac{1-(\%q+\%c+\%t)}{0.9} + \frac{\%q}{0.1} + \frac{\%c}{0.05} + \frac{\%t}{0.05}} \qquad 2-8$$

La **figure 2-6** illustre cette relation à travers deux courbes présentées conjointement. La première montre l'évolution de C_{tot} en fonction du taux de quartz (i.e. en considérant que les éléments silicogènes de la pierre sont uniquement composés de quartz), tandis que la seconde représente C_{tot} en fonction des taux de cristobalite et de tridymite. Dans les deux cas, les courbes mettent en évidence une décroissance rapide de la concentration totale admissible lorsque la proportion de silice cristalline augmente. Pour le quartz, la diminution apparaît progressive mais significative, tandis que pour la cristobalite et la tridymite, dont les VLEP sont plus strictes (0.05 mg/m³), la chute est encore plus marquée : même de faibles pourcentages entraînent une réduction drastique de la concentration tolérable.

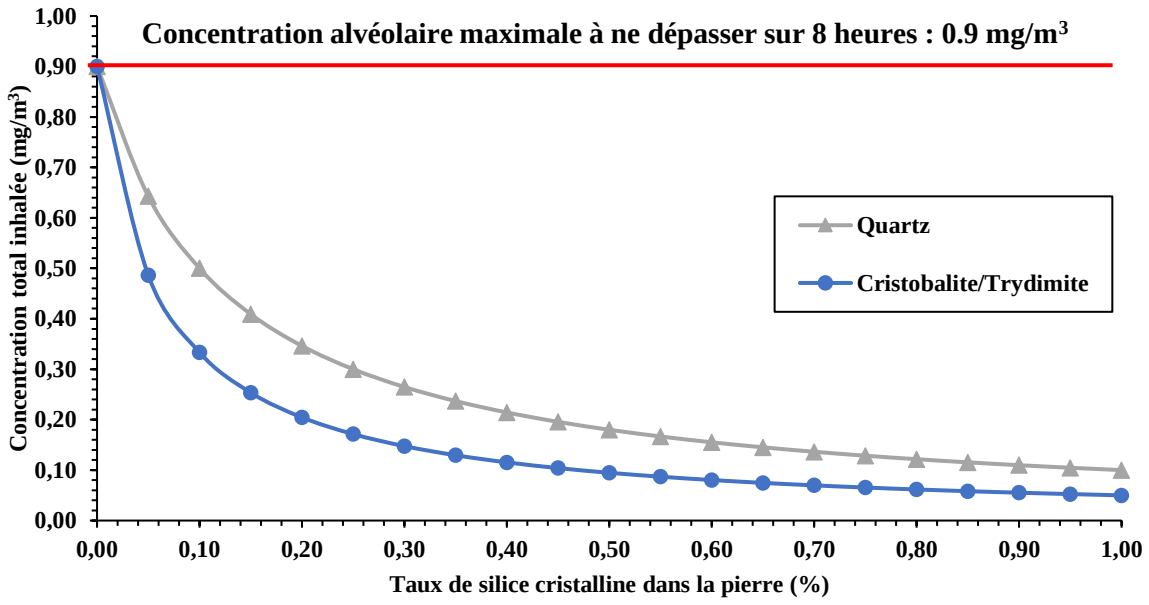


Figure 2-6 : Concentration totale admissible (C_{tot}) en fonction du taux de quartz et du taux de cristobalite/tridymite

Cette représentation graphique permet de visualiser directement la concentration maximale totale à ne pas dépasser en fonction de la composition minéralogique des poussières. La nature des phases cristallines présentes apparaît ainsi aussi déterminante que la concentration totale mesurée. L'approche met en évidence une limite importante : pour des pierres riches en silice cristalline, la valeur de C_{tot} admissible devient très faible, ce qui reflète correctement leur dangerosité mais constitue une contrainte sévère dans les conditions réelles de travail. Par ailleurs, la formulation repose sur une hypothèse de proportionnalité stricte entre la concentration totale et les fractions minéralogiques, sans prise en compte des différences potentielles de libération des phases lors des procédés industriels. Elle fournit donc une limite théorique utile, mais qui doit être complétée par des mesures dynamiques et des observations en conditions réelles. Considérons un échantillon dont la composition massique est de 10 % quartz ($\%q = 0.10$), 5 % cristobalite ($\%c = 0.05$), 0 % tridymite ($\%t = 0$), et 85 % poussières non silicogènes. La formule (2-8) donne :

$$C_{tot} = \frac{1}{\frac{0.85}{0.9} + \frac{0.10}{0.1} + \frac{0.05}{0.05}} = \frac{1}{0.944 + 1.0 + 1.0} = \frac{1}{2.944} \approx 0.34\ mg/m^3$$

Dans ce cas, la concentration totale inhalée maximale admissible est de 0.34 mg/m³, soit une valeur nettement inférieure au seuil de 0.9 mg/m³ applicable aux poussières non silicogènes. Cet exemple illustre concrètement l'effet restrictif de la présence de silice cristalline, même en proportion relativement faible.

L'analyse de la composition minéralogique des poussières et la détermination de la concentration totale admissible constituent une étape essentielle pour relier les mesures gravimétriques aux exigences réglementaires. Afin de compléter cette évaluation, une méthodologie probabiliste et statistique a été mise en œuvre pour caractériser l'exposition globale des salariés, estimer la probabilité de dépassement des seuils et déterminer les facteurs influents.

Avant de présenter les résultats issus de cette approche probabiliste, il est nécessaire de définir les situations professionnelles retenues pour l'étude.

1.6 Définition des groupes d'exposition similaires (GES)

Un GES correspond à un ensemble de situations professionnelles où les travailleurs sont exposés de manière comparable, en raison de la similitude des procédés mis en œuvre, des matériaux manipulés et des conditions de travail. Cette classification permet de regrouper les tâches en unités homogènes, de faciliter l'analyse statistique des résultats de prélèvements individuels et de comparer les niveaux d'exposition aux valeurs limites réglementaires.

Afin de couvrir la diversité des pratiques rencontrées dans les ateliers de taille et de transformation de la pierre, cinq procédés représentatifs ont été retenus après la visite de plusieurs sites industriels. Ils constituent chacun un GES distinct et correspondent à des opérations emblématiques de la filière. Le choix de ces procédés n'a pas seulement reposé sur leur caractère représentatif, mais également sur les spécificités des installations observées, telles que la présence ou non de systèmes de captage des poussières, le nombre d'employés mobilisés sur un même poste, ainsi que les conditions de travail en milieu intérieur ou extérieur. Cette sélection a en outre été conduite et appuyée par la base de données de l'INRS, qui propose des critères de classification et de hiérarchisation permettant d'orienter le choix des procédés étudiés [127]. L'ensemble de ces éléments visait à intégrer un maximum de configurations réelles afin de refléter la variété des situations d'exposition rencontrées dans la pratique industrielle.

Deux types de locaux ont également été définis afin d'évaluer l'impact des conditions de confinement sur l'exposition :

- Local fermé : espace de travail entièrement clos, sans ouverture directe vers l'extérieur hormis les accès fonctionnels (portes, sas, etc.), et dont la ventilation repose principalement sur des systèmes mécaniques ou confinés.
- Local ouvert : espace partiellement ou totalement ouvert sur l'extérieur, incluant les ateliers semi-couverts, les zones de travail en plein air ou les bâtiments avec ouvertures permanentes (portes, baies, fenêtres) favorisant une ventilation naturelle.

Cette distinction permet d'intégrer l'effet des conditions de confinement sur la dispersion des poussières et leur concentration mesurée.

1.6.1 Sciage au disque (débiteuse à disque)

Le sciage au disque est un procédé mécanique de découpe reposant sur l'utilisation d'une scie circulaire équipée d'un disque diamanté. La débiteuse à disque permet de trancher des blocs ou des dalles de pierre en suivant des dimensions précises. Le disque, animé d'une rotation rapide, est refroidi et lubrifié par un jet d'eau. Ce dispositif a une double fonction : il limite l'échauffement et l'usure de l'outil, tout en réduisant la dispersion de particules dans l'air ambiant. Le sciage au disque est largement utilisé dans l'industrie pour la production de dalles calibrées et de pièces destinées à la construction ou à l'ornementation. En général, un employé est affecté par machine, l'opérateur paramètre la machine, place les blocs puis les retire et les dispose sur palettes une fois la coupe terminée. Un exemple de procédé et de blocs découpés est illustré en **figure 2-7**.



Figure 2-7 : Sciage au disque sur granite et bloc de calcaire découpé (source : Sarl-gracia [128] ; Carrieres de Thenac-Saintonge [129])

1.6.2 Découpe à la chaîne (Guillotine)

La découpe à la chaîne est un procédé mécanique reposant sur l'utilisation d'une scie équipée de maillons abrasifs ou de segments diamantés. Cette technique est principalement employée pour les pierres tendres, dont la structure permet une pénétration régulière de l'outil et une progression continue de la coupe. La chaîne, entraînée par un moteur, se déplace en continu et pénètre progressivement dans le matériau, produisant des coupes rectilignes et homogènes. Contrairement au sciage au disque, l'arrosage à l'eau n'est généralement pas utilisé, car le mélange de poussière et d'eau tend à former une pâte qui entrave la pénétration de l'outil et peut provoquer le blocage de la machine. Ce procédé est couramment mobilisé pour la préparation de blocs destinés à être ensuite transformés par d'autres techniques de taille ou de finition. En général, deux opérateurs sont nécessaires pour placer la pierre avant de lancer la découpe. Une fois la coupe enclenchée, ils restent à proximité pour effectuer des tâches annexes telles que le nettoyage ou la manutention, ce qui les maintient quasi en permanence au poste. Ce procédé est illustré en **figure 2-8** sur du calcaire tendre.



Figure 2-8 : Découpe à la chaîne sur du calcaire tendre (source : pierres-info[44])

1.6.3 Flammage

Le flammage est un procédé de traitement thermique de surface. Il consiste à appliquer une flamme à très haute température, généralement produite par un chalumeau alimenté en oxygène et en gaz combustible (propane ou acétylène), sur la surface de la pierre. Le choc thermique provoque une dilatation différentielle des minéraux constitutifs, entraînant l'éclatement de la couche superficielle. Cette opération confère à la pierre une texture rugueuse et antidérapante, visible en **figure 2-9**. Trois modalités de flammage sont rencontrées dans les ateliers. Dans le cas du flammage automatique, l'opérateur se limite à placer la plaque dans une machine capotée qui réalise l'ensemble du traitement, ce qui implique généralement un employé par poste. Le flammage semi-automatique consiste à positionner la plaque et à lancer une machine non capotée, l'opérateur restant en général à proximité sauf lorsqu'il doit effectuer d'autres tâches. Enfin, le flammage manuel, réalisé à l'aide d'une lance à flamme, requiert la présence continue de l'opérateur au poste. Dans le cadre de cette étude, seuls les deux premiers types ont été évalués, car ils représentent la majorité des pratiques observées.



Figure 2- 9 : Flammage d'une dalle de granite et texture de surface obtenue (source : Duramica [130])

1.6.4 Clivage

Le clivage est une technique de transformation de la pierre qui consiste à fendre le matériau afin d'obtenir directement des blocs, des pavés ou des dalles, sans recours à un sciage mécanique. Le principe repose sur l'application d'une force mécanique, généralement à l'aide de coins, de masses ou de burins, qui provoque la séparation du bloc. Dans les ateliers, deux modalités sont rencontrées. Dans certains cas, les dalles servant à obtenir les blocs sont placées sur un tapis roulant qui les amène automatiquement sous les dents de clivage, l'opérateur se limitant alors au tri manuel des blocs obtenus. Dans d'autres situations, plus traditionnelles, c'est l'opérateur lui-même qui positionne les pierres sous les dents de clivage avant de procéder au fendage. Dans les deux configurations, la présence humaine au poste est constante, car le tri et la manipulation des blocs clivés restent indispensables. En pratique, deux

employés ou davantage sont mobilisés par poste de clivage. Le procédé et les pavés obtenus à l'aide de cette technique sont présentés en **figure 2-10**.



Figure 2- 10 : Clivage d'un bloc de granite et pavés obtenus (source : Gestracz [131] ; Pierre & sol [132])

1.6.5 Travaux de finition manuels

Les travaux de finition manuels regroupent un ensemble d'opérations réalisées directement par l'ouvrier à l'aide d'outils portatifs. Ces tâches incluent le découpage, le bouchardage (technique de finition de la pierre consistant à frapper sa surface avec un marteau ou outil muni de pointes en acier), afin de créer une texture rugueuse et homogène, ponctuée de petits cratères.), le polissage ou encore la rectification de surface. Elles sont généralement effectuées sur des blocs ou des dalles déjà dégrossis, afin d'obtenir une finition précise ou un rendu esthétique particulier. Les outils utilisés peuvent être manuels (marteaux, bouchardes, ciseaux) ou électroportatifs (meuleuses, ponceuses), selon la nature de la pierre et le résultat recherché. Dans le cas du ponçage, différents types de disques/anneaux abrasifs peuvent être utilisés en fonction de l'état de surface souhaité. Ces travaux peuvent être réalisés en voie sèche ou en voie humide, selon le type de pierre et l'opération, comme présenté en **figure 2-11**. En pratique, un seul opérateur est affecté à ce poste, mais dans certains cas plus complexes, par exemple sur calcaire tendre où les outils utilisés sont lourds et difficile à manipuler, deux opérateurs peuvent travailler ensemble, bien que cette configuration reste rare. Les finitions impliquent une succession d'opérations différentes, parfois réalisées en parallèle, et ont été regroupées en une seule catégorie afin de conserver une cohérence méthodologique, car elles relèvent toutes d'un même principe, celui de l'intervention manuelle directe sur la pierre à l'aide d'outils portatifs, avec des conditions d'exposition similaires.



Figure 2- 11 : Travaux de finition manuels sur granite en voie sèche et humide (source : Granit du moulin [133] ; Statut Polish and Seal [134])

La définition des groupes d'exposition similaires étudiés fournit le cadre nécessaire pour caractériser les situations professionnelles représentatives de la filière pierre. Sur cette base descriptive, l'analyse peut être approfondie par une approche méthodologique adaptée. Les sections suivantes présentent la démarche probabiliste et statistique mise en œuvre, ainsi que la méthode de l'analyse de la variance (ANOVA), afin d'estimer la probabilité de dépassement des valeurs limites d'exposition professionnelle et d'identifier les facteurs influents sur les niveaux de poussières mesurés.

1.7 Méthodologie d'évaluation de l'exposition

L'évaluation de l'exposition des salariés repose sur les recommandations du guide de l'INRS relatif aux valeurs limites d'exposition professionnelle [76]. Des approches similaires sont décrites par l'Institut de Recherche en Santé et en Sécurité du Travail du Québec (IRSST) dans ses stratégies de diagnostic de l'exposition des travailleurs aux substances chimiques [135]. Les mesures ont été réalisées dans des conditions variables, ce qui permet d'obtenir une vision représentative des situations de travail, malgré les limites liées à la répétabilité.

1.7.1 Approche probabiliste de conformité aux concentrations moyennes inhalées sur 8 heures (CMI)

Plusieurs méthodes de diagnostic basées sur la probabilité de dépassement sont proposées, en fonction du nombre de mesures disponibles [76,135,136].

Pour 3 à 5 mesures, il n'est pas possible de vérifier avec un niveau de confiance suffisant que la loi log-normale représente correctement la distribution des expositions. Dans ce cas, la valeur maximale de la série est comparée à une fraction de la CMI fixée à 15 %. Si toutes les mesures sont inférieures à

15 % de la CMI, la situation est jugée acceptable ; dans le cas contraire, elle est considérée comme non conforme et des actions préventives sont nécessaires.

Pour 6 à 9 mesures, une modélisation statistique devient possible. L'exposition est supposée suivre une loi log-normale, caractérisée par sa moyenne géométrique (MG) et son écart-type géométrique (EG).

Au-delà de 9 mesures, une approche complète est adoptée, reposant sur le calcul de la fraction de dépassement U [135] :

$$U = \frac{\ln(CMI) - \ln(MG)}{\ln(EG)} \qquad 2-9$$

Si $U \leq 1{,}645$, la situation est jugée non conforme (probabilité de dépassement > 5 %) ; si $U \geq 3{,}1$, elle est conforme (probabilité de dépassement < 0,1 %) ; entre ces deux valeurs, la situation est considérée comme incertaine.

Afin de renforcer la robustesse du diagnostic, les mesures sont accompagnées du calcul d'un intervalle de confiance à 95 % autour de la moyenne géométrique, défini par :

$$\left[MG.e^{-1.96\frac{\ln(EG)}{\sqrt{N}}} \; ; \; MG.e^{1.96\frac{\ln(EG)}{\sqrt{N}}} \right] \qquad 2-10$$

où $\bar{MG}$ correspond à la moyenne géométrique des concentrations mesurées, EG à l'écart-type géométrique, et N au nombre d'échantillons considérés. Cet intervalle permet de quantifier l'incertitude associée aux mesures et d'apprécier la dispersion des expositions autour de la moyenne.

La norme NF EN 689 + AC [79] recommande d'utiliser un intervalle de confiance à 70 % appliqué à la borne supérieure. Dans ce cas, la valeur de U est comparée à une valeur tabulée U_T, variant de 2,187 (pour 6 mesures) à 1,820 (pour 30 mesures). La conformité à la CMI n'est atteinte que si $U > U_T$.

Cette approche probabiliste permet d'évaluer la probabilité de dépassement des seuils réglementaires et d'identifier les situations nécessitant des mesures de prévention supplémentaires. Elle est complétée par une analyse qualitative des conditions de travail et des facteurs susceptibles d'influencer l'exposition.

1.7.2 Analyse de variance (ANOVA)

Afin d'identifier les facteurs influençant significativement les niveaux d'exposition, une ANOVA a été appliquée [137]. Compte tenu du nombre limité de mesures disponibles (52 échantillons), certains

facteurs ont été retenus tandis que d'autres ont été exclus afin d'assurer la robustesse du modèle et d'éviter une surcharge de paramètres susceptible de réduire la puissance des tests.

Le modèle retenu est une ANOVA de type II, dans laquelle la concentration mesurée est considérée comme une fonction linéaire de plusieurs facteurs catégoriels et de leurs interactions doubles. Ce choix s'explique par la présence de données non équilibrées (e.g un nombre d'observations inégal selon les combinaisons de facteurs) et par la nécessité d'obtenir des tests fiables et interprétables. L'ANOVA de type II est plus adaptée que la type I, qui dépend de l'ordre d'introduction des facteurs (eg. Les résultats changent selon la séquence dans laquelle les variables sont ajoutées au modèle), ou que la type III, sensible aux contrastes (les contrastes sont les codages utilisés pour comparer les niveaux d'un facteur, et certains choix peuvent modifier les résultats) et aux interactions parfois instables (dans un plan incomplet, certaines interactions ne sont pas bien estimées car certaines combinaisons de données manquent ou sont trop peu représentées). Avec seulement 52 mesures réparties sur 5 facteurs, certaines combinaisons sont peu remplies : le type II permet donc de tester les effets principaux et les interactions doubles sans biais liés à l'ordre ni surajustement. Par ailleurs, une ANOVA de type I n'aurait pas été pertinente, car plusieurs variables influencent simultanément les niveaux de d'exposition. À l'inverse, une ANOVA de type III ou plus aurait exigé un nombre de mesures bien supérieur pour remplir correctement les cellules et garantir la puissance statistique. Dans ce contexte, l'ANOVA à 5 facteurs de type II constitue un compromis méthodologique robuste, permettant d'intégrer la complexité des situations tout en respectant les contraintes de taille d'échantillon. Soit un ANOVA à 5 facteurs (de A à E), l'équation générale peut s'écrire :

$$Y = \mu + A + B + C + D + E + (A \times B) + (A \times C) + (A \times D) + (A \times E) + (B \times C) + (B \times D) + (B \times E) + (C \times D) + (C \times E) + (D \times E) + \varepsilon \qquad 2-11$$

Dans cette équation, Y représente la concentration mesurée, μ la valeur moyenne des concentrations mesurées, A l'effet du type de procédé (finition manuelle, flammage, clivage, sciage au disque, découpe à la chaîne), B l'effet du mode opératoire (voie humide ou voie sèche), C l'effet de la saisonnalité (été ou hiver), D l'effet du matériau (granite, calcaire dur, calcaire tendre, grès), E l'effet du système de captage (présent ou absent) et ε le terme résiduel, correspondant à la variabilité non expliquée par le modèle . Les interactions doubles entre ces facteurs sont également intégrées, de manière à évaluer non seulement l'effet direct de chaque variable, mais aussi la manière dont elles se combinent pour influencer les niveaux d'exposition.

L'ANOVA repose sur la décomposition de la variabilité totale des données en deux composantes : la variabilité expliquée par les facteurs étudiés et la variabilité résiduelle (due à la dispersion naturelle/expérimentale des données). La somme des carrés du facteur, notée $SS_{facteur}$, mesure la part de la variabilité totale attribuable au facteur considéré :

$$SS_{facteur} = \sum_{i=1}^{k} n_i \, (\bar{Y}_i - \bar{\bar{Y}})^2 \qquad 2-12$$

Dans cette équation :

$\bar{Y}_i$ est la moyenne des concentrations mesurées dans le groupe i (par exemple, la moyenne des valeurs obtenues pour toutes les opérations de sciage au disque en voie sèche).

$\bar{Y}$ est la moyenne générale de toutes les observations, indépendamment des groupes (c'est-à-dire la moyenne de toutes les concentrations mesurées, tous procédés et conditions confondus).

n_i est le nombre d'observations dans le groupe i et k est le nombre de modalités du facteur.

En données équilibrées avec r répliques par niveau, cette expression se simplifie en $SS_{\text{facteur}} = r \sum_i (\bar{Y}_i - \bar{Y})^2$.

Ainsi, $SS_{facteur}$ traduit l'écart de la moyenne d'un groupe à la moyenne générale, pondéré par le nombre de mesures (e.g. l'écart de la moyenne des mesures réalisées sur les grés à la moyenne générale). Dans le domaine, cela permet de savoir si un facteur comme le procédé ou le mode opératoire explique une part importante des différences observées entre les mesures.

La somme des carrés résiduelle, notée $SS_{résiduel}$, correspond alors à la variabilité non expliquée par le modèle :

$$SS_{\text{résiduel}} = \sum_{i=1}^{k} \sum_{j=1}^{n_i} (Y_{ij} - \bar{Y}_i)^2 \qquad 2-13$$

Ici, Y_{ij} représente la concentration mesurée pour la j-ème observation du groupe i (par exemple, la valeur de poussières mesurée lors d'un sciage au disque en voie sèche). La différence $\left(Y_{ij} - \bar{Y}_i\right)$ exprime l'écart entre une mesure individuelle, quelle qu'elle soit, et la moyenne de son groupe. Dans le domaine, cela correspond à la dispersion des mesures au sein d'un même procédé ou d'une même condition de travail. Une valeur élevée indique que, même à l'intérieur d'un groupe homogène (par exemple, plusieurs mesures de clivage en voie humide), les concentrations varient fortement, ce qui peut être lié à des facteurs pratiques comme la ventilation ou la gestuelle des opérateurs.

À partir de ces sommes des carrés, les carrés moyens (variances) sont calculés en prenant en considération les degrés de liberté (ddl) :

$$MS_{facteur} = \frac{SS_{facteur}}{ddl_{facteur}} = \frac{SS_{facteur}}{k-1} \qquad 2-14$$

$$MS_{résiduel} = \frac{SS_{résiduel}}{ddl_{résiduel}} = \frac{SS_{résiduel}}{N-k} \qquad 2-15$$

où N est le nombre total d'observation. La statistique de Fisher est ensuite calculée pour chaque facteur à partir du ratio des variances :

$$F = \frac{MS_{facteur}}{MS_{résiduel}} \qquad 2-16$$

Si la valeur de F dépasse un seuil théorique fixé à partir de la distribution de Fisher, à un risque donné, le test est alors significatif. Cette statistique compare ainsi l'importance d'un facteur (par exemple, l'effet du captage ou de la saisonnalité) à la variabilité résiduelle. Concrètement, la valeur de p est obtenue en comparant la statistique Fobservée à partir de la loi de Fisher définie par deux degrés de liberté : $ddl_{facteur}$ et $ddl_{résiduel}$:

$$p = P\left(F_{ddl_{facteur}, ddl_{résiduel}} \geq F_{observé}\right) \qquad 2-17$$

Cette probabilité exprime la vraisemblance que les différences observées entre les groupes soient dues au hasard. Lorsque $p < 0{,}015$, la probabilité que l'effet soit aléatoire devient très faible et le facteur est considéré comme significatif.

Dans cette étude, le seuil de $p < 0{,}015$ a été retenu afin de limiter le risque d'erreur de type I (i.e. hypothèse d'égalité rejetée par erreur) dans un contexte de multiples comparaisons. Ce choix garantit que seuls les effets les plus robustes sont considérés comme significatifs, ce qui est essentiel pour identifier les déterminants majeurs de l'exposition dans des conditions de travail complexes.

L'ANOVA permet ainsi de déterminer si les différences observées entre les groupes définis par les facteurs étudiés sont significatives et d'identifier les déterminants majeurs de l'exposition. Chaque équation prend un sens concret dans le domaine : la décomposition de la variabilité relie les écarts observés aux pratiques industrielles, et la statistique de Fisher, associée au calcul de p, traduit la capacité à démontrer l'effet réel d'un facteur sur les niveaux de poussières inhalées.

1.8 Synthèse de la démarche d'évaluation de l'exposition

Afin de clarifier l'ensemble de la démarche méthodologique mise en œuvre pour l'évaluation de l'exposition aux agents chimiques, un schéma synthétique a été réalisé. La **figure 2-12** regroupe les différentes étapes clés du processus : depuis la préparation des supports et l'identification des GES, jusqu'aux modalités de prélèvement, aux types de mesures effectuées (individuelles et fixes), à l'analyse statistique des données et à leur interprétation.

Il permet de visualiser de manière structurée et intuitive les choix méthodologiques adoptés, les références normatives mobilisées, ainsi que les conditions spécifiques d'application selon les contextes de travail observés. Ce support facilite la compréhension globale du protocole et sert de base pour discuter la pertinence des mesures réalisées en fonction des contraintes terrain.

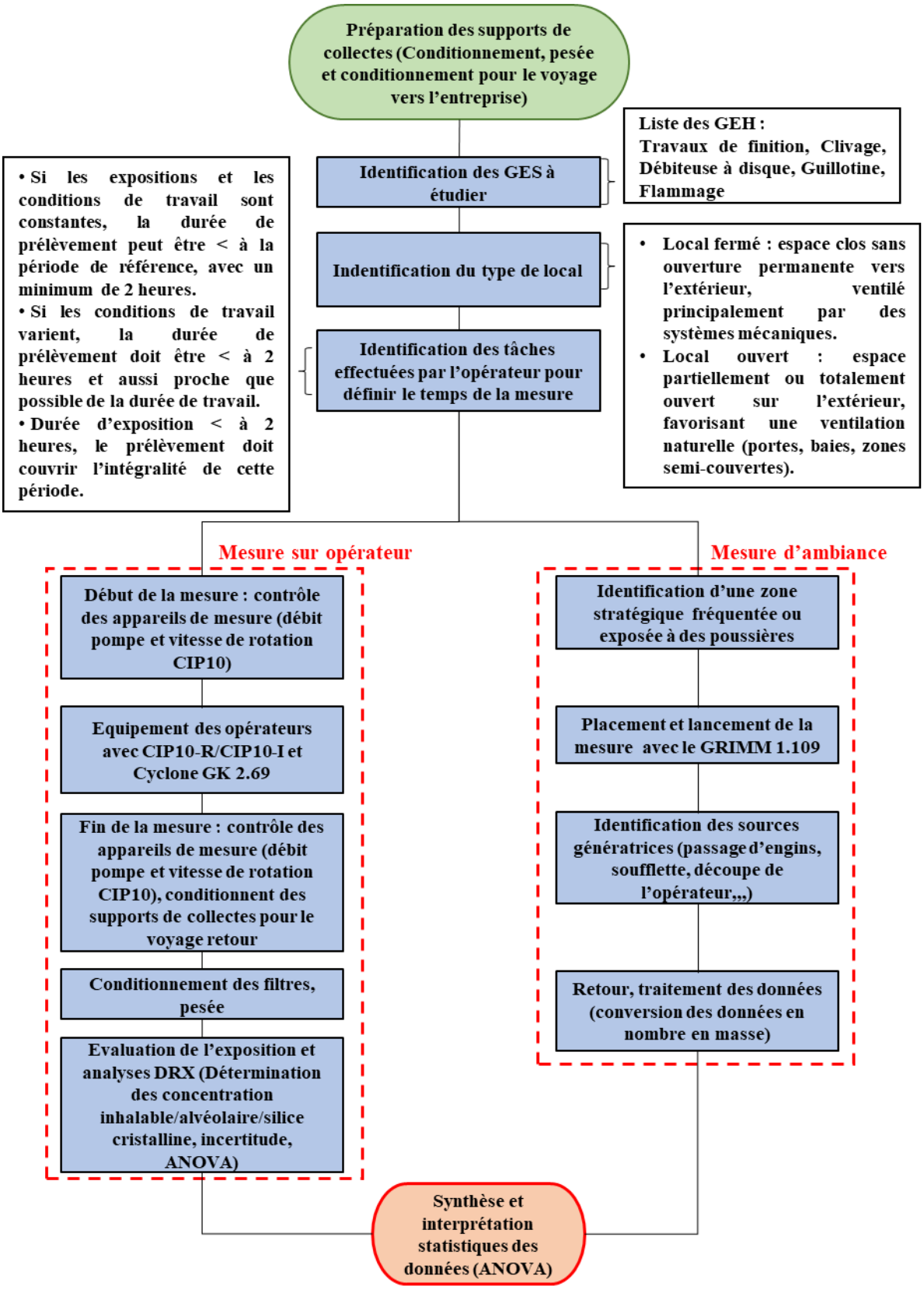


Figure 2-12 : Étapes clés de l'évaluation des GES et des mesures d'exposition

Cette section a présenté en détail les instruments et protocoles utilisés pour la caractérisation des poussières dans l'industrie des roches ornementales et de construction. Les dispositifs de prélèvement

individuels (CIP10-R, CIP10-I, cyclone GK 2.69) ont été sélectionnés pour leur capacité à cibler les fractions granulométriques, tandis que les méthodes de pesée, de calcul des concentrations pondérales et d'évaluation des incertitudes ont été rigoureusement appliquées selon les normes ISO, NF et les recommandations de l'INRS.

Avant de présenter les résultats de la campagne expérimentale, une série d'études préliminaires est introduite afin de comparer les performances des dispositifs de mesure et de valider les protocoles retenus. Elles concernent notamment :

- Le choix des filtres collectés et leur pertinence pour l'analyse,
- Les différences de fonctionnement et de résultats entre le CIP10 et le cyclone GK 2.69,
- La comparaison de la méthode de calcul de la concentration massique obtenue avec un granulomètre de référence (GRIMM) à celle issue d'un appareil réglementaire comme le CIP10.

Ces études préliminaires permettent de valider les outils et d'identifier les biais éventuels avant l'interprétation finale des résultats.

II. Études préliminaires des outils métrologiques

2.1 Choix du support de collecte pour les cassettes

Une campagne préliminaire a été menée en amont de la phase principale afin de tester les dispositifs de prélèvement dans le cadre de mesures de CMI classiques (i.e. concentrations moyennes inhalées sur 8 heures). L'objectif était de valider les protocoles de pesée et d'évaluer la stabilité gravimétrique des supports filtrants utilisés dans les cassettes du cyclone GK2.69. À cette occasion, des filtres en cellulose ont été employés. Cependant, lors des opérations de pesée, de fortes variations de masse ont été constatées entre chaque renouvellement de pesée du même filtre, parfois à quelques jours d'intervalle. Ces fluctuations, non liées à une perte physique de matière, ont généré des incertitudes importantes, rendant les résultats difficilement exploitables. Ce phénomène a été observé de manière récurrente, en particulier dans le laboratoire, qui ne dispose pas de salle blanche régulée en température, pression et humidité, pourtant recommandée par les normes de référence pour garantir la stabilité des mesures gravimétriques.

Afin de comprendre l'origine de ces variations, une série de tests a été réalisée sur les filtres en cellulose, en les exposant à différents niveaux d'humidité relative (45, 60 et 80%) pendant 24 heures dans une enceinte climatique. Après cette phase, les filtres ont été pesés à intervalles réguliers. Les courbes de désorption ont révélé une instabilité marquée, avec des variations de masse significatives (**Figure 2-13**).

En réponse à ces instabilités, des tests équivalents ont été réalisés sur des filtres en fibre de quartz. Les mesures ont montré une stabilité immédiate et durable de la masse, avec des écarts négligeables entre les pesées successives. Cette inertie gravimétrique confirme les propriétés attendues du quartz, notamment sa faible sensibilité à l'humidité et sa compatibilité avec les environnements non contrôlés. Les courbes obtenues mettent en évidence deux comportements nettement distincts (**figure 2-13**). Pour les filtres en cellulose, la désorption se traduit par des variations de masse importantes et persistantes, révélant une forte sensibilité à l'humidité. À l'inverse, les filtres en quartz présentent des fluctuations beaucoup plus faibles et une stabilisation rapide, confirmant leur inertie gravimétrique et leur meilleure fiabilité dans des conditions non régulées [138].

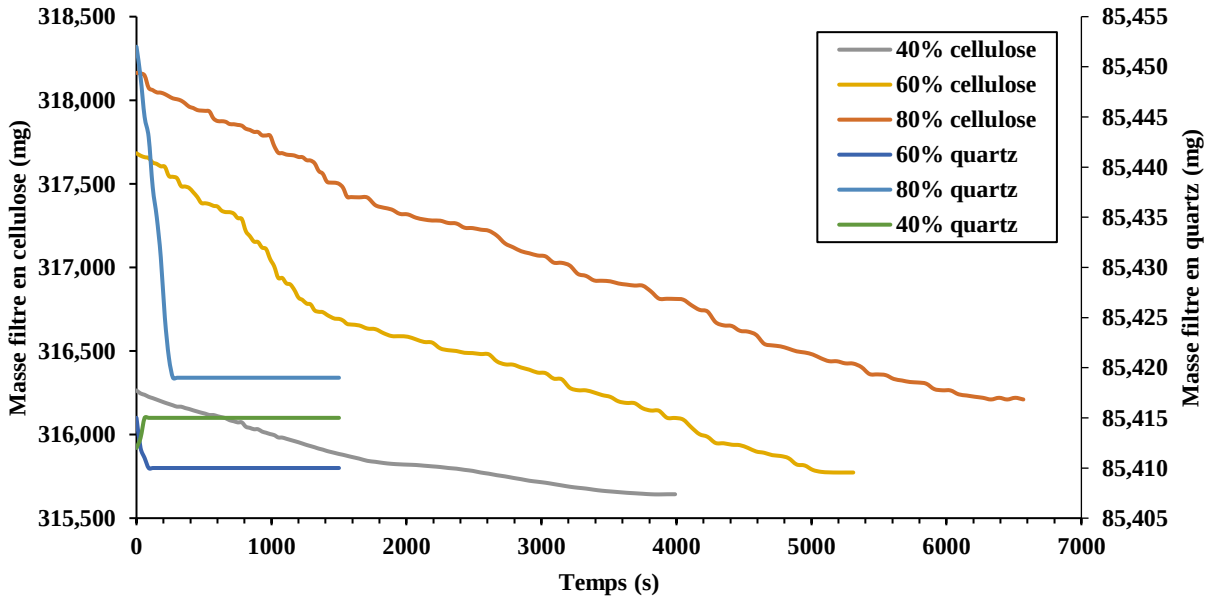


Figure 2-13 : Courbes de désorption des filtres en cellulose et quartz soumis à différentes humidités

Des pesées à intervalles d'un jour pendant trois jours (J1 à J3) ont ensuite été réalisées sur ces deux types de filtres, dans les mêmes conditions, afin d'évaluer leur sensibilité respective aux variations environnementales. Pour chaque filtre, les variations de masse ont été utilisées pour calculer la variance (s^2), la variance finale corrigée (s_f^2), l'incertitude élargie (U_m), la limite de détection (LD), la limite de quantification (LQ). Les résultats sont synthétisés dans les **tableaux 2-1 et 2-2**.

Tableau 2- 1 : Résultats de pesée et incertitudes associées pour les filtres en cellulose

Filtre cellulose	Masse initiale	Pesée J1 (mg)	Pesée J2 (mg)	Pesée J3 (mg)	s^2 (mg^2)	s_f^2 (mg^2)	U_m (mg)	LD (mg)	LQ (mg)
1	335.052	332.931	331.870	334.982	2.063	3.095	±3.530	5.2	16.7
2	340.630	338.383	336.985	337.652	1.257	1.886	±2.750	4.1	13.7
3	327.630	326.525	326.487	328.487	0.507	0.761	±1.740	2.6	8.7
4	335.836	334.677	333.140	335.159	1.53	2.295	±3.020	4.6	15.1
5	337.300	337.021	336.450	335.862	0.507	0.761	±1.740	2.6	8.7
6	324.960	321.125	323.005	322.058	2.379	3.569	±3.780	5.9	19.0

Tableau 2-2 : Résultats de pesée et incertitudes associées pour les filtres en quartz

Filtre quartz	Masse initiale	Pesée J1 (mg)	Pesée J2 (mg)	Pesée J3 (mg)	s^2 (mg^2)	s_f^2 (mg^2)	U_m (mg)	LD (mg)	LQ (mg)
1	83.509	83.499	83.505	83.508	2.0E-05	3.0E-05	±0.011	0.017	0.055
2	84.28	84.272	84.274	84.281	1.0E-05	2.0E-05	±0.009	0.013	0.045
3	83.515	83.498	83.507	83.511	6.0E-05	9.0E-05	±0.019	0.028	0.095
4	83.273	83.263	83.271	83.269	3.0E-05	4.5E-05	±0.013	0.020	0.067
5	85.1	85.072	85.092	85.087	2.0E-04	3.0E-04	±0.035	0.052	0.167
6	84.159	84.194	84.172	84.184	2.0E-04	3.0E-04	±0.035	0.052	0.167

Les résultats du **tableau 2-1** montrent que les filtres en cellulose présentent des incertitudes élargies comprises entre ±1.74 mg et ±3.78 mg, ce qui est considérable au regard des charges de poussières généralement collectées. Les limites de détection dépassent fréquemment 4 mg, et les limites de quantification atteignent jusqu'à 19 mg. Ces valeurs traduisent une instabilité gravimétrique incompatible avec les exigences de précision attendues dans le cadre de la campagne.

À l'inverse, les filtres en quartz (**tableau 2-2**) présentent une incertitude élargie moyenne égale à ±0,020 mg, avec des limites de détection et de quantification compatibles avec la mesure de très faibles charges. Ces résultats confirment que les filtres en quartz offrent une stabilité gravimétrique remarquable, même en l'absence de salle blanche.

Toutefois, cette inertie chimique du quartz, bien qu'avantageuse pour les mesures gravimétriques, présente une limite importante : elle rend impossible la quantification de la silice cristalline par diffraction des rayons X (DRX) sur les poussières collectées sur filtre. En effet, le signal du quartz constitutif du support interfère avec celui de la silice cristalline recherchée, rendant l'analyse non interprétable. Par conséquent, pour les analyses DRX, seules les poussières collectées dans les coupelles

rotatives du CIP10-R ont été exploitées, ces dernières étant exemptes de quartz et donc compatibles avec la méthode de détection.

Ainsi, le choix du support filtrant constitue un paramètre critique dans la chaîne de mesure, et son adaptation aux contraintes expérimentales permet d'améliorer la représentativité des résultats et de limiter les biais liés aux conditions environnementales.

2.2 Comparaison CIP10-R et Cyclone GK2.69

Dans le cadre de la première campagne de mesure, réalisée en période hivernale, une série d'essais a été menée afin de comparer les performances de deux dispositifs de prélèvement individuel ciblant la fraction alvéolaire : le CIP10-R et le cyclone GK2.69. Ces essais ont été réalisés sur quatre procédés représentatifs de la filière des roches ornementales et de construction : clivage (11 mesures), débiteuse à disque (5 mesures), flammage manuel (3 mesures) et guillotine (2 mesures). L'objectif était d'évaluer les écarts de concentration mesurée entre les deux appareils en conditions réelles de travail, et d'identifier les facteurs pouvant influencer les résultats. Le **tableau 2-3** synthétise les résultats statistiques obtenus :

Tableau 2-3 : Comparaison des concentrations mesurées entre le cyclone GK2.69 et le CIP10-R pour la fraction alvéolaire par procédé

Procédé	Moyenne GK2.69 (mg/m³)	Écart-type GK2.69 (mg/m³)	Moyenne CIP10-R (mg/m³)	Écart-type CIP10-R (mg/m³)	Écart relatif moyen (%)
Clivage	1.004	0.715	1.274	0.406	+26.9 %
Débiteuse à disque	0.430	0.379	0.650	0.711	+51.2 %
Travaux de finition	0.214	0.069	1.966	0.417	*+819.5 %*
Flammage	1.033	1.111	1.021	0.610	–1.2 %
Guillotine	0.388	0.031	1.173	1.087	*+202.4 %*

Les résultats montrent que le CIP10-R tend à mesurer des concentrations plus élevées que le cyclone GK2.69, sauf pour le flammage manuel où les valeurs sont comparables. Les écarts les plus marqués sont observés ont observés pour les procédés considérés à faible empoussièrement par le GK2.69.

L'analyse des écarts-types révèle des différences importantes dans la dispersion des mesures. Le cyclone GK2.69 présente une variabilité plus élevée pour les procédés à forte concentration (clivage, flammage), ce qui peut être lié à sa sensibilité aux conditions d'écoulement et à l'orientation du dispositif. Stacey et al. (2016) [117] ont montré que l'orientation du cyclone pouvait influencer ses

performances, malgré une bonne concordance globale avec les dispositifs de référence. Simon et al. (2018) [119] ont également confirmé que le GK2.69 respecte les conventions normatives pour les fractions alvéolaire et thoracique, à condition que le débit soit précisément ajusté. À l'inverse, le CIP10-R montre une dispersion plus faible pour ces mêmes procédés, mais une variabilité plus marquée pour les postes à faible empoussièrement, comme la guillotine. Cela suggère que le CIP10-R est plus sensible aux faibles charges, mais aussi plus exposé aux fluctuations locales de concentration. Lee et al. (2010lee) [115] ont souligné que le CIP10-R tend à surestimer la collecte des particules plus grossières et à sous-estimer les plus fines, en raison d'une sélectivité granulométrique moins nette que celle des cyclones. Ainsi la présence de nanoparticules est largement sous-estimée par le CIP10-R

Ces écarts peuvent s'expliquer par plusieurs facteurs. Le CIP10-R, grâce à sa mousse poreuse et à son principe de capture par impaction et filtration, présente une capacité de collecte plus élevée, notamment pour les faibles concentrations. Toutefois, comme le montrent les travaux de Görner et al. (2009) [113], les performances du CIP10 peuvent être fortement influencées par les conditions d'écoulement externes, les mouvements du porteur et le positionnement du dispositif, ce qui constitue un facteur majeur d'incertitude en situation réelle. À l'inverse, le cyclone GK2.69, bien que plus sélectif et conforme aux conventions normatives, est plus sensible aux perturbations du flux d'air, ce qui peut entraîner des pertes par inertie ou sédimentation avant la collecte sur filtre.

Il convient également de souligner les difficultés rencontrées sur le terrain, qui peuvent affecter la fiabilité des mesures. Les contraintes liées à l'environnement de travail (e.g. mouvements de véhicules, mise en route/arrêt de ventilation-chauffage) et aux opérateurs (e.g. mouvements amples de l'opérateur, inclinaison du torse) peuvent modifier l'exposition réelle ou perturber le positionnement des appareils. Des erreurs de placement ou des variations non maîtrisées du flux d'air peuvent induire des biais significatifs. Ces éléments doivent être systématiquement documentés et pris en compte dans l'analyse, afin de garantir une interprétation rigoureuse des données.

En conclusion, le CIP10-R peut aussi surestimer l'exposition réelle dans certains contextes. Le cyclone GK2.69, bien que rigoureux sur le plan normatif et polyvalent selon les réglages de débit, présente une sensibilité accrue aux conditions de prélèvement. Ces résultats confirment les limites identifiées dans les études de référence et justifient le recours à une interprétation prudente des données, et confirme qu'il faut procéder à un grand nombre de prélèvements pour obtenir un résultat fiable, tout en tenant compte des conditions de terrain et des spécificités de chaque dispositif. Ainsi, le type d'appareil utilisé devra être adapté à chaque situation de mesure afin d'obtenir une représentativité plus fiable et plus précise de l'exposition réelle des opérateurs.

2.3 Vérification de la conversion des concentrations numériques en concentrations massiques

Dans le cadre de cette étude, un protocole a été mis en place consistant à placer simultanément un GRIMM et une cassette fermée dans les mêmes conditions de prélèvement. Le GRIMM fonctionne à un débit de 1,2 L/min et fournit des concentrations en nombre, tandis que la cassette, réglée au même débit (1,2 L/min), permet de collecter directement une masse sur filtre. L'objectif est de valider l'hypothèse de conversion des concentrations numériques du GRIMM en concentrations massiques, en comparant la masse calculée à partir de ses données avec celle effectivement collectée sur le filtre de la cassette et du GRIMM.

Bien que le GRIMM fournisse directement des concentrations massiques exprimées en µg/m³, ces valeurs ne sont pas exploitées car elles reposent sur des hypothèses internes à l'appareil, notamment une masse volumique fixée par défaut à 1 g/cm³ et un facteur de correction (« C-factor ») ajustable selon le type de particules. Pour garantir la cohérence méthodologique, seules les concentrations en nombre de particules (particules/cm³) sont utilisées, puis converties en concentrations massiques (mg/m³) selon une procédure explicite. Cette approche permet de suivre l'évolution temporelle des émissions pour chaque tâche et de calculer la masse totale collectée par le GRIMM en multipliant la concentration obtenue par le volume d'air aspiré.

La conversion repose sur les hypothèses suivantes : les particules sont supposées sphériques, leur masse volumique (ρ_p) est considérée comme égale à celle du matériau étudié, et leur volume est calculé à partir du diamètre optique géométrique moyen ($\overline{d_{opt}}$) de chaque classe granulométrique selon la relation :

$$V_p = \frac{\pi}{6} \cdot \overline{d_{opt}}^3 \qquad 2-18$$

La masse d'une particule est ensuite obtenue par

$$m_p = \rho_p \cdot V_p \qquad 2-19$$

La concentration massique par classe granulométrique est calculée par

$$C_{m,i} = m_{pi} \cdot C_{n,i} \qquad 2-20$$

Enfin, la concentration massique totale à l'instant t est obtenue par la somme des classes comprises entre 0,25 et 35 µm :

$$C_m^{\text{total}}(t) = \sum_{i=0.25}^{35} C_{m,i}(t) \qquad 2-21$$

La masse prélevée par le GRIMM est ensuite calculée en multipliant cette concentration par le volume d'air aspiré au cours du prélèvement :

$$M_{\text{GRIMM}} = C_m^{\text{total}} \cdot V_{\text{prélevé}} \qquad 2-22$$

Les détails du matériel et protocole expérimental sont décrits ci-après.

2.3.1 Configuration du banc expérimental

Un banc expérimental a été conçu pour assurer des conditions de mesure stables et reproductibles. Ce banc a été prêté par l'INRS, qui l'a déjà utilisé pour des campagnes d'étalonnage et de comparaison de capteurs et granulomètres optiques. Dans le cadre de ce protocole de validation, le débit de sortie a été maintenu constant à 8 litres par minute tout au long des expériences, mesuré à l'aide d'un débitmètre préalablement étalonné. De même, le débit d'alimentation chargé en aérosol a été fixé à 4 litres par minute, sans variation du débit de dilution (ajusté à une valeur fixe pour maintenir une concentration stable). Aucun paramètre de débit n'a été modulé, garantissant des conditions isocinétiques et constantes pour une comparaison directe entre les instruments. Le granulomètre GRIMM et la cassette de prélèvement gravimétrique fermée ont été placés à des distances équivalentes de la source d'aérosol, permettant des mesures simultanées dans des conditions identiques. La **figure 2-14** illustre cette configuration, incluant le générateur de particules. La coupe A-A met en évidence le positionnement des prélèvements dans la chambre.

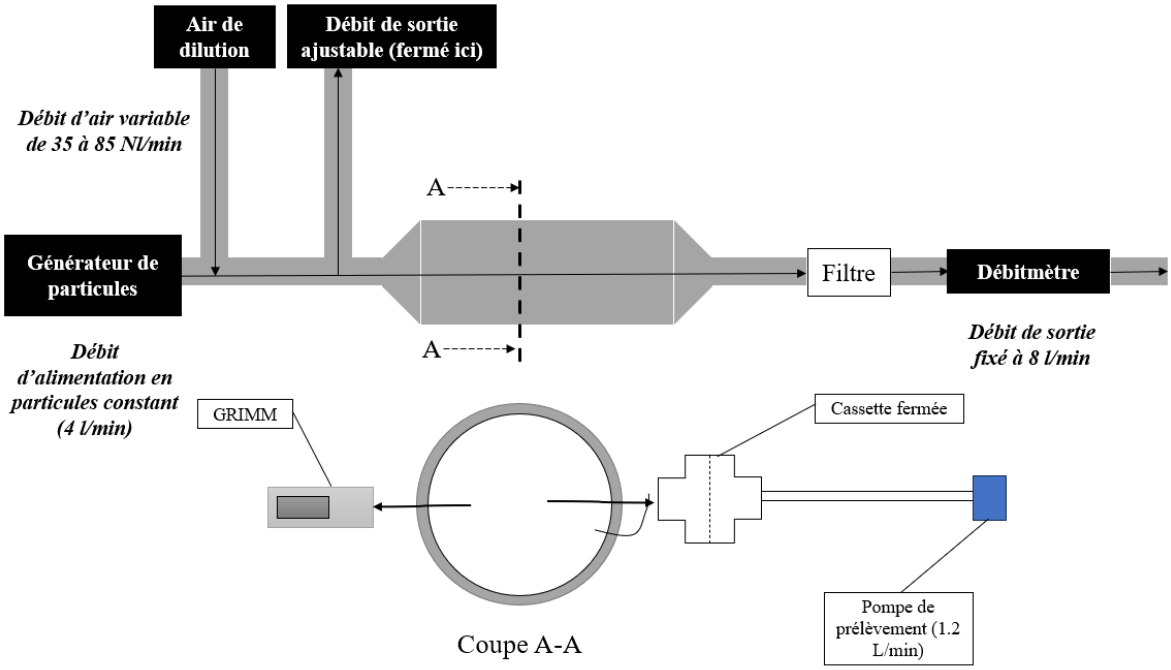


Figure 2-14 : Schéma du banc expérimental (configuration pour validation de conversion)

2.3.2 Description du générateur d'aérosols

Afin de générer les aérosols nécessaires à la validation, le générateur Addair VS-1000 Vortex Shaker a été utilisé [18]. Cet appareil est conçu pour 'aérosoliser' des matériaux solides, avec une capacité à disperser des particules de tailles comprises entre 0,05 µm et 50 µm. Son fonctionnement repose sur un mécanisme d'agitation de type vortex, activé par un vibreur à intensité réglable. L'appareil se compose de deux parties principales : une base cylindrique détachable où la poudre est introduite et mobilisée, et une section supérieure conique équipée d'une admission d'air verticale et d'une sortie latérale. L'air comprimé, fourni par un compresseur intégré, est injecté dans la base pour générer un tourbillon qui décolle les particules. Un flux ascendant dans la section conique permet ensuite une séparation par taille via un processus d'élutriation verticale. Le générateur offre une plage de débit d'air ajustable entre 0,3 et 5 litres par minute ; dans ce protocole, un débit fixe de 5 L/min a été maintenu pour être cohérent avec les débits accessibles sur le banc expérimental. La **figure 2-15** illustre le mode de fonctionnement du générateur ainsi qu'une photo de l'appareil.

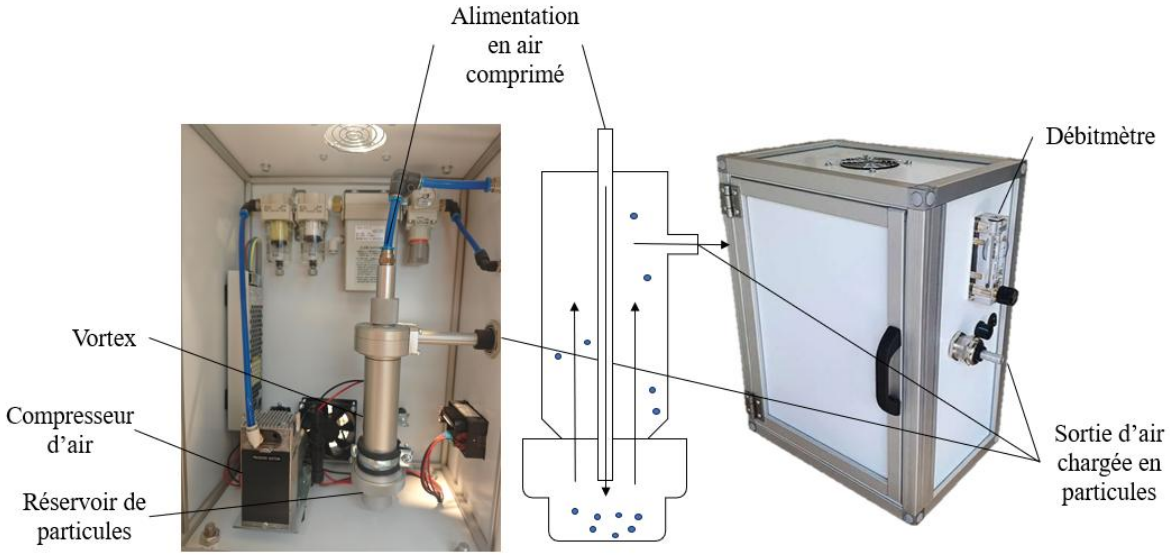


Figure 2-15 : Photographie et schéma de fonctionnement du générateur Addair VS-1000 (source : Addair [139])

2.3.3 Caractéristiques des échantillons

Pour évaluer la conversion dans des conditions représentatives, un échantillon de poussière de granite industrielle a été utilisé. L'échantillon a été prélevé directement sur site industriel, dans les filtres de cabines d'aspiration, afin de garantir une représentativité des poussières effectivement captées ou produites en environnement professionnel. La distribution granulométrique en nombre a été obtenue à partir des mesures du spectromètre GRIMM. La **figure 2-16** illustre la distribution cumulative optique, tandis que le **tableau 2-4** présente les diamètres caractéristiques D10, D50 et D90 pour cet échantillon.

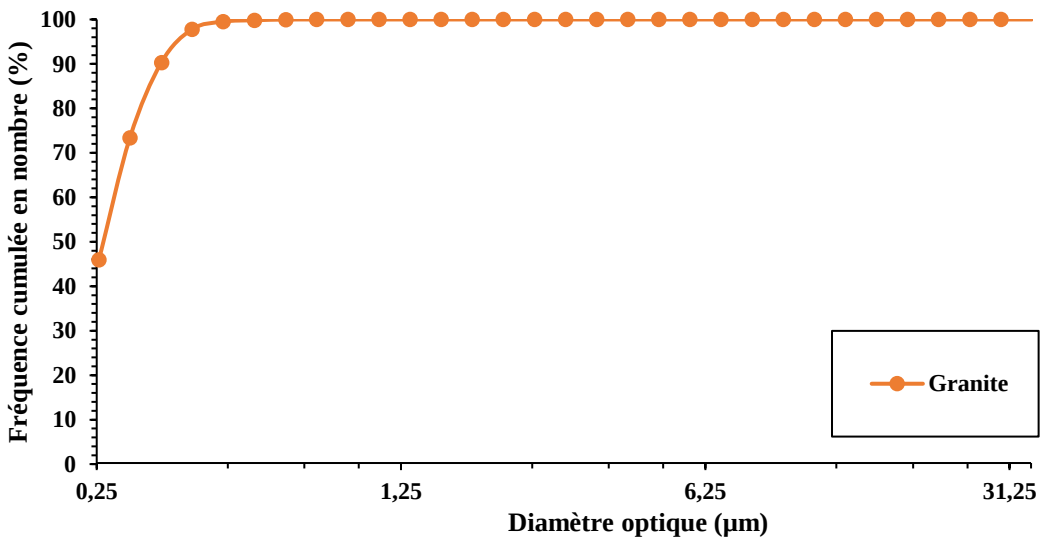


Figure 2-16 : Distribution granulométrique en fréquence cumulée en nombre de l'échantillon de granite servant à la validation de la conversion

Tableau 2-4 : Diamètres caractéristiques (D10, D50, D90) de la distribution granulométrique optique obtenue par GRIMM pour le granite

Matériau	D10 (µm)	D50 (µm)	D90 (µm)
Granite	0.253	0.260	0.351

L'analyse des résultats montre que la majorité des particules se situe bien en dessous de 1 µm. Il est à noter que le D10 correspond à la limite basse de détection du GRIMM (0.253 µm), ce qui traduit la présence de particules inférieures à 0.253 µm non détectées par le GRIMM dans les poussières industrielles collectées.

2.3.4 Protocole expérimental

Le protocole a consisté en deux séries d'expériences, chacune impliquant une exposition simultanée du GRIMM et de la cassette de prélèvement gravimétrique fermée à l'aérosol généré à partir de l'échantillon de granite. Une fois les instruments en place et alignés isocinétiquement, le prélèvement a été initié à des débits nominaux constants (1.2 L/min pour la cassette et 1.2 L/min pour le GRIMM). Le prélèvement a été maintenu pendant une durée fixe (environ 2 heures par série) pour obtenir des mesures en régime stationnaire, après une phase de stabilisation d'environ cinq minutes. Puisque le GRIMM est équipé d'un filtre, il a également été utilisé pour une comparaison directe avec la masse

réelle collectée sur ce filtre, en complément de la cassette, permettant une double validation gravimétrique. Les données du GRIMM (concentrations numériques) ont été converties en masse selon la procédure décrite en introduction, puis intégrées sur le volume d'air aspiré pour estimer la masse collectée. Cette masse calculée a été comparée à la masse réelle pesée sur la cassette et sur le filtre du GRIMM, selon le protocole gravimétrique en **Annexe 1**.

2.3.5 Résultats de la validation de conversion

Les résultats des deux expériences principales sont présentés dans le **tableau 2-5**. Les concentrations théoriques correspondent aux valeurs obtenues à partir des concentrations numériques fournies par le GRIMM, converties en masse et normalisées par les volumes d'air aspirés. Les concentrations réelles correspondent aux masses pesées sur les filtres (Grimm et cassette), également rapportées aux volumes d'air respectifs.

Tableau 2-4 : Résultats de la validation de la conversion pour l'échantillon de granite

Test	Concentration totale estimée Grimm (mg/m³)	Concentration totale réelle filtre Grimm (mg/m³)	Concentration réelle totale Cassette (mg/m³)	Écart relatif Cassette/ Estimation (%)	Écart relatif Filtre/ Estimation (%)
1	13.01	11.47	11.52	12.9	13.4
2	15.89	14.05	13.91	14.2	13.0

Les concentrations théoriques apparaissent supérieures aux concentrations réelles mesurées par pesée gravimétrique sur filtres GRIMM et cassette. L'écart moyen est d'environ **13 %**. Cet écart s'explique par plusieurs facteurs méthodologiques : hypothèse d'une masse volumique uniforme, assimilation des particules à des sphères parfaites, et limites de la classification granulométrique du GRIMM fondée sur des diamètres optiques moyens. Ces biais entraînent une sous-estimation ou surestimation des masses pour les particules irrégulières ou fractales et accentuent les incertitudes pour les fractions ultrafines. Il convient toutefois de souligner que la validation de cette conversion repose sur l'échantillon étudié, elle pourrait ne pas être pleinement transposable aux particules de diamètre supérieur à 1 µm, pour lesquelles les hypothèses de sphéricité et de densité uniforme deviennent plus discutables. Malgré ces limites, l'ampleur de la différence reste maîtrisée et n'affecte pas la cohérence des tendances. Malgré ces limites, l'ampleur de la différence reste maîtrisée et n'affecte pas la cohérence des tendances.

2.3.6 Synthèse

Cette étude préliminaire a permis de consolider les choix méthodologiques nécessaires à la campagne de mesures. Le recours au filtre en quartz s'est imposé en raison de sa stabilité gravimétrique et de sa capacité à limiter les incertitudes liées aux conditions hygrométriques, garantissant la fiabilité des pesées. La comparaison entre le CIP10-R et le cyclone GK2.69 a montré que le CIP10-R tend à surestimer l'exposition. Enfin, la confrontation des données issues du GRIMM et des cassettes fermées a validé l'hypothèse de conversion des concentrations numériques en massiques, en confirmant la cohérence des tendances malgré une légère surestimation de la concentration. Cette étape méthodologique constitue une base solide pour la campagne expérimentale, qui analysera l'évolution des émissions de poussières selon les procédés étudiés et mettra en évidence les dynamiques d'exposition associées aux différentes tâches et facteurs influents. La partie suivante présente les résultats de cette campagne en entreprise, en détaillant les niveaux d'exposition observés et les principaux déterminants identifiés.

III. Résultats de la campagne de mesures en entreprise

Cette partie présente les niveaux d'exposition observés selon les procédés étudiés, met en évidence les principaux facteurs de variabilité et discute la représentativité des mesures au regard des valeurs limites réglementaires. L'objectif est de fournir une lecture intégrée des données, en reliant les observations quantitatives aux conditions de terrain et aux contraintes propres à chaque situation de travail.

3.1 Analyse globale et influence de la nature de la pierre

Avant d'examiner de manière détaillée chacun des paramètres susceptibles d'influencer l'exposition des opérateurs, une présentation générale des résultats a été réalisée afin de fournir une image d'ensemble des niveaux mesurés. Les concentrations sont ainsi présentées sous forme de moyennes arithmétiques par procédé et par GES dans **le tableau 2-5**. Le nombre d'opérateurs équipés a varié de 4 à 18 selon les situations de travail, avec une attention particulière portée aux étapes de finition et de clivage, identifiées comme critiques lors des analyses préliminaires de postes (observations directes et retours des opérateurs).

Cette analyse a tenu compte des résultats gravimétriques obtenus sur l'ensemble des blancs de terrain collectés au cours de la campagne. Les incertitudes de pesée (limites de détection et de quantification, incertitude élargie, variances), calculées sur l'ensemble des mesures, sont présentées en détail en **Annexe 2**. Les incertitudes globales ainsi établies constituent un cadre de référence pour l'interprétation des concentrations et mettent en évidence l'influence directe du support de prélèvement

sur la fiabilité des résultats : les filtres en quartz, caractérisés par une excellente stabilité gravimétrique, sont adaptés aux mesures de précision dans des environnements faiblement chargés, tandis que le CIP10 demeure pertinent pour des contextes de forte exposition.

L'examen des résultats met en évidence des variations notables entre les fractions inhalables et alvéolaires, en fonction des matériaux travaillés, de la saison, des procédés en voie humide ou sèche. La présence et surtout l'utilisation effective des moyens de protection collective (cabines d'aspiration, rideaux d'eau, systèmes d'extraction à la source) constituent également un facteur déterminant dans la dispersion des niveaux mesurés.

Pour rappel, les concentrations moyennes à ne pas dépasser sur 8 heures sont fixées par la réglementation à 4 mg/m³ pour la fraction inhalable (Fi) et 0.9 mg/m³ pour la fraction alvéolaire (Fa), seuils qui servent de référence pour l'interprétation des résultats. L'examen du **tableau 2-6** met en évidence une forte hétérogénéité des niveaux d'exposition selon les procédés et les matériaux, avec des contrastes particulièrement marqués pour la fraction inhalable.

Les travaux de finition apparaissent comme l'étape la plus émissive, en particulier pour les matériaux tels que le granite et le calcaire dur, dont les moyennes estivales atteignent respectivement 296,5 mg/m³ et 47,5 mg/m³, avec des écarts-types très élevés. Cette variabilité peut se traduire en partie par l'influence conjointe du procédé, et du matériau et des conditions opératoires différentes. Une valeur atypique a été relevée lors d'une opération de polissage à sec des arêtes sur granite en été, avec une concentration de 577 mg/m³. Bien qu'exceptionnelle, cette mesure est cohérente avec les observations de terrain (enregistrement vidéo et dépôt massif dans la coupelle du CIP10) et explique l'élévation de la moyenne et de l'écart-type pour ce poste, sans remettre en cause la cohérence générale des résultats. À l'inverse, les opérations réalisées sur grès présentent des niveaux nettement plus faibles et plus homogènes, quel que soit le procédé. Le calcaire tendre montre également des concentrations globalement basses, mais avec une variabilité plus marquée selon les procédés

L'échelle de couleurs indicative présentée en légende est définie par le rapport entre la concentration observée et la CMI : la couleur rouge indique une concentration supérieure à la CMI, la couleur jaune une concentration comprise entre la CMI et 20 % de ce seuil, et la couleur verte une concentration inférieure à 0.2 CMI. En effet, la norme NF EN 689+AC [79] considère que si un ensemble de cinq mesures ne dépasse pas 0.2 CMI, alors l'exposition du GES est conforme à la CMI.

Il convient de préciser que le facteur lié aux conditions de travail en locaux ouverts ou fermés n'a pas été représenté dans le **tableau 2-5** afin de ne pas surcharger la lecture. Toutefois, il est important de noter que la seule pierre travaillée en locaux ouverts est le grès, et que 7 mesures sur 8 correspondent à des travaux réalisés dans ces conditions.

Après cette présentation globale, il est désormais nécessaire d'examiner plus en détail les facteurs susceptibles d'expliquer la variabilité observée. L'analyse sera conduite de manière progressive, en considérant successivement chacun des paramètres identifiés comme pouvant influencer l'exposition des opérateurs : la saison, l'impact du travail en voie humide, la configuration des locaux (ouverts ou fermés, la présence ou l'absence de systèmes de captage à la source, le rôle de moyens de protection individuelle et la nature des matériaux travaillés.

Cette approche permettra d'évaluer l'influence propre de chaque paramètre, mais également de mettre en évidence les combinaisons de facteurs les plus déterminantes. L'objectif est de hiérarchiser les éléments qui contribuent le plus fortement aux niveaux d'exposition mesurés et d'identifier les leviers prioritaires de prévention

Tableau 2-5 : Moyennes arithmétiques des concentrations mesurées par procédé et groupe d'exposition similaires (GES) pour les fractions inhalable et alvéolaire – sans prise en compte des EPI

Procédé	Type de pierre	Nombre d'échantillon	Fraction inalable hivernale (mg/m^3)	Fraction inalable estivale (mg/m^3)	Ecart-type fraction inhalable (été+hiver) (mg/m^3)	Fraction alvéolaire hivernale (mg/m^3)	Fraction alvéolaire estivale (mg/m^3)	Ecart-type fraction alvéolaire (été+hiver) (mg/m^3)
Travaux de finition	Granite	4	3.5 △	296.5	246.8	1.1 △	11.2	8.7
	Grès	3	0.8 △	1.7 △	0.4	0.4 △	0.9 △	0.3
	Calcaire dur	7	161.3	47.5	82.9	16.0	7.7	5.6
	Calcaire tendre	4	3.4	5.9 △	1.6	0.4 △	0.3 △	0.1
Clivage	Granite	6	5.6	11.3	3.6	1.1	1.1	0.2
	Grès	4	0.9	1.7	0.4	0.3	0.6	0.2
	Calcaire dur	4	10.6	18.2	5.2	2.2	2.2	0.4
Débiteuse à disque	Granite	2	1.3 💧	4.5 💧	1.6	0.5 💧	0.4 💧	0.1
	Grès	2	0.2 💧	2.6 💧	1.2	0.2 💧	0.5 💧	0.1
	Calcaire dur	3	1.9 💧	4.7 💧	1.8	0.6 💧	1.0 💧	0.6
	Calcaire tendre	6	3.1 💧	3.6 💧	1.1	0.4 💧	0.2 💧	0.3
Flammage	Granite	2	1.8	1.4	0.8	0.5	0.3	0.2
	Calcaire dur	2	3.4	4.5	1.6	0.8	1.7	0.7
Guillotine	Calcaire tendre	4	4.5 △	9.8 △	2.4	0.5 △	1.9 △	0.7

Fi=Fraction inalable*

Fa=Fraction alvéolaire*

CMI=Concentration moyenne inhalée sur 8h (seuil réglementaire)*

Concentrations > CMI [Fi>4 and Fa>0.9 mg/m^3]

Concentrations comprises entre la CMI [Fi<4 and Fa<0.9 mg/m^3] et 20% de ce seuil [Fi>0.8 and Fa>0.18 mg/m^3] (selon la norme NF EN 689 + AC 2019)

Concentrations < 20 % de la CMI [Fi<0.8 and Fa<0.18 mg/m^3]

💧 Procédé en voie humide continue

△ Procédés pouvant utiliser l'eau de différentes manières (décrits dans la section « impact du travail en voie humide »).

3.2 Saisonnalité

Les résultats du **tableau 2-5** mettent en évidence des différences notables entre les deux saisons, avec des écarts particulièrement marqués pour certains procédés et matériaux. Pour la fraction inhalable, les concentrations estivales apparaissent globalement plus élevées que celles de l'hiver, notamment lors des travaux de finition sur granite. Comme indiqué précédemment, une valeur particulièrement élevée a été relevée pour ce poste, ce qui explique l'écart-type important. Pour le grès en finition, les différences saisonnières correspondent à environ deux fois l'écart-type (σ), tandis qu'elles dépassent 1.5σ pour le calcaire tendre. D'autres procédés, tels que le clivage et le débitage à la disqueuse, confirment cette tendance, avec des ratios compris entre 2 et 3 et des écarts supérieurs à 1.8σ pour le clivage du grès, le sciage du granite et du grès, ainsi que pour l'utilisation de la guillotine sur le calcaire tendre.

Pour la fraction alvéolaire, les différences saisonnières apparaissent moins marquées que pour la fraction inhalable, et des concentrations plus élevées sont parfois observées en hiver, comme lors des travaux de finition sur calcaire dur. Les plus fortes variations concernent le grès (clivage, sciage à la disqueuse et finition), avec des écarts supérieurs à 1.8σ entre l'été et l'hiver, atteignant par exemple +5.1σ pour le sciage à la disqueuse. Le travail à la guillotine sur calcaire tendre présente également une variation notable, passant de 0.5 mg/m³ en hiver à 1.9 mg/m³ en été, soit un écart correspondant à 2.2σ.

Afin d'illustrer de manière synthétique les contrastes saisonniers, deux représentations matricielles (heatmaps ou cartes thermiques) ont été établies à partir des ratios Été/Hiver pour la fraction inhalable et la fraction alvéolaire en **figure 2-17**.

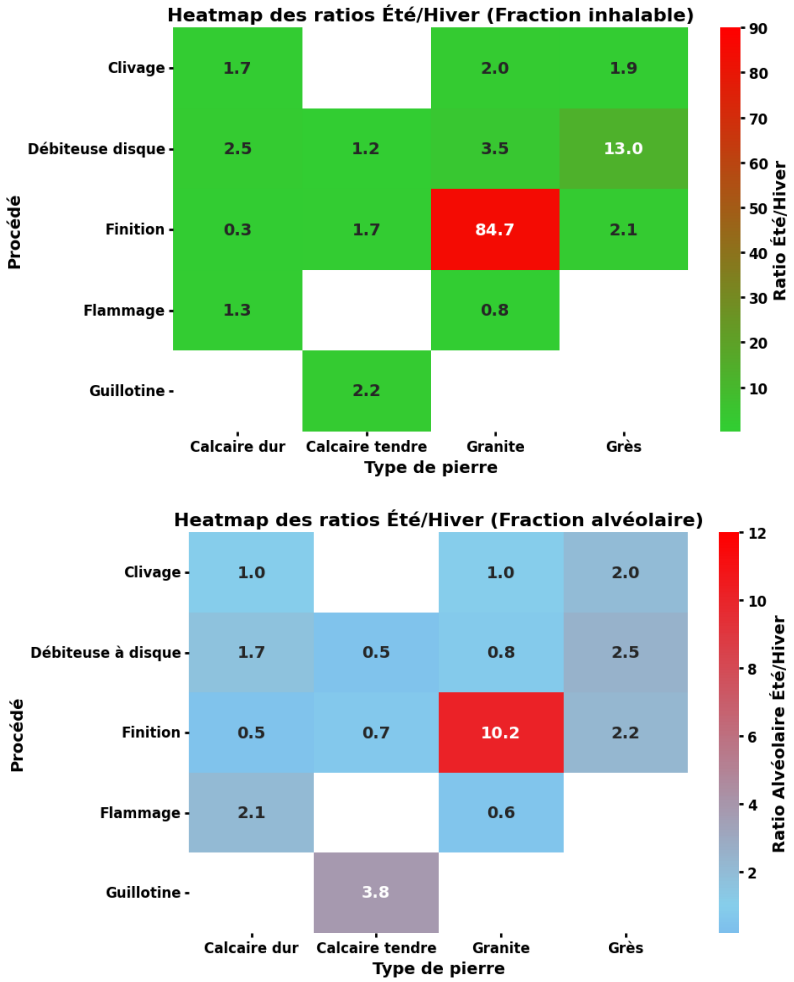


Figure 2-17 : Carte thermique des ratios été/hiver des concentrations inhalables et alvéolaire

La carte de la fraction inhalable illustre clairement les contrastes les plus marqués. Le granite en finition se distingue par une valeur extrême (ratio 84.7), apparaissant en rouge vif et confirmant le net accroissement des concentrations estivales. Le grès en débitage à la disqueuse présente également un ratio très élevé (13.0), traduisant une forte augmentation estivale. À l'inverse, le calcaire dur en finition présente un ratio inférieur à 1 (0.29), traduisant des concentrations plus élevées en hiver qu'en été, probablement en lien avec l'humidité accrue des pierres poreuses en saison froide, et apparaissant en vert foncé. Les procédés de clivage et de débitage sur granite et grès apparaissent dans des tons verts intermédiaires, correspondant à des ratios de 2 à 3, tandis que le calcaire tendre reste globalement stable, avec des ratios proches de 1 à 2 et des teintes vert clair. Pour le débitage à disque de cette dernière pierre, les variations observées sont par ailleurs peu significatives.

La carte thermique de la fraction alvéolaire confirme ces tendances, mais avec des contrastes plus modérés. Le granite en finition reste marqué par une forte saisonnalité (ratio 10.2), bien que moins extrême que pour la fraction inhalable, et apparaissant en rouge vif. Le grès présente également des variations notables, avec des ratios de 2.0 à 2.5 selon les procédés (clivage, débitage, finition), en tons

bleus intermédiaires. Le calcaire tendre se distingue par un ratio de 3.8 à la guillotine, traduisant une augmentation estivale significative et en rouge, tandis que le calcaire dur en finition présente un ratio inférieur à 1 (0.48), confirmant des concentrations plus élevées en hiver, et apparaissant en bleu foncé.

Ces résultats suggèrent que la saisonnalité exerce une influence sur les niveaux d'exposition, mais son rôle doit être interprété avec précaution. Les différences observées entre l'hiver et l'été peuvent s'expliquer par plusieurs paramètres concomitants : la teneur en eau des pierres, particulièrement marquée pour les matériaux poreux comme le grès ou le calcaire tendre ; l'ouverture plus ou moins fréquente des ateliers (e.g. ateliers généralement fermés en hiver), qui modifie la circulation de l'air ; ou encore l'efficacité variable des dispositifs de captage et de confinement selon les conditions climatiques. Dans ce contexte, la saison ne peut être considérée comme un facteur isolé, mais plutôt comme un élément qui module l'action d'autres déterminants techniques et environnementaux.

3.3 Impact du travail en voie humide

L'analyse des postes de travail a permis d'identifier quatre principales modalités d'application du procédé en voie humide. La première (1) consiste à maintenir une humidification continue de la surface pendant les opérations de finition, notamment sur des matériaux peu poreux comme le granite. La seconde (2), utilisée pour des pierres plus poreuses telles que le grès, consiste à arroser la surface avant le début du travail, en particulier pour les opérations de finition et de clivage réalisées en extérieur. Cette distinction repose sur les propriétés physiques des matériaux : selon la norme NF EN 1936 [140], la porosité du grès varie de 0.4 % à 25 %, contre 0.1 % à 6 % pour le granite, ce qui confère au grès une capacité d'absorption nettement supérieure. La troisième modalité (3) concerne la débiteuse à disque, pour lequel un arrosage continu est mis en place afin de limiter l'échauffement de l'outil et de réduire la production de poussières. Enfin, une quatrième situation (4) repose sur l'humidité naturelle de la pierre, liée à son extraction ou à son stockage en extérieur sous la pluie, très présente chez les pierres poreuses (grès, calcaire tendre) pouvant atteindre jusqu'à 48 % de teneur en eau pour les calcaires tendres. Cette dernière méthode, bien que courante, offre un degré de contrôle plus faible sur l'humidification effective de la surface.

Pour les opérations de finition, les situations (1) et (2) ont été utilisées pour l'humidification des pierres. D'après le **tableau 2-5**, concernant le granite, la concentration moyenne mesurée en voie humide est de 3.5 mg/m³, ce qui correspond à un ratio sec/humide de 84.7 (296.5 mg/m³ en voie sèche). Les mesures moyennes pour le grès, comprises entre 0.8 et 1.7 mg/m³ (écart-type de 0.4 mg/m³), avec un ratio sec/humide de 2.1, montrent également que l'humidification préalable des pierres plus poreuses avant les opérations de finition contribue à réduire les niveaux de poussières. Cette humidité intrinsèque contribue à limiter la dispersion des poussières, même en l'absence d'arrosage artificiel. En voie sèche,

trois quarts des mesures dépassent les seuils réglementaires, tandis qu'en voie humide, moins de 20% dépasse ces seuils.

La **figure 2-18**, présentée sous forme de boîtes à moustaches, illustre ces résultats en regroupant les concentrations mesurées pour les fractions inhalable et alvéolaire, en distinguant la voie humide et la voie sèche pour les travaux de finition. Il est important de préciser que ce diagramme prend en compte l'ensemble des mesures réalisées, tous types de pierres confondus (granite, grès, calcaire tendre et calcaire dur). L'utilisation d'une échelle logarithmique permet de rendre lisible l'ensemble des valeurs, malgré des écarts importants entre les deux modalités.

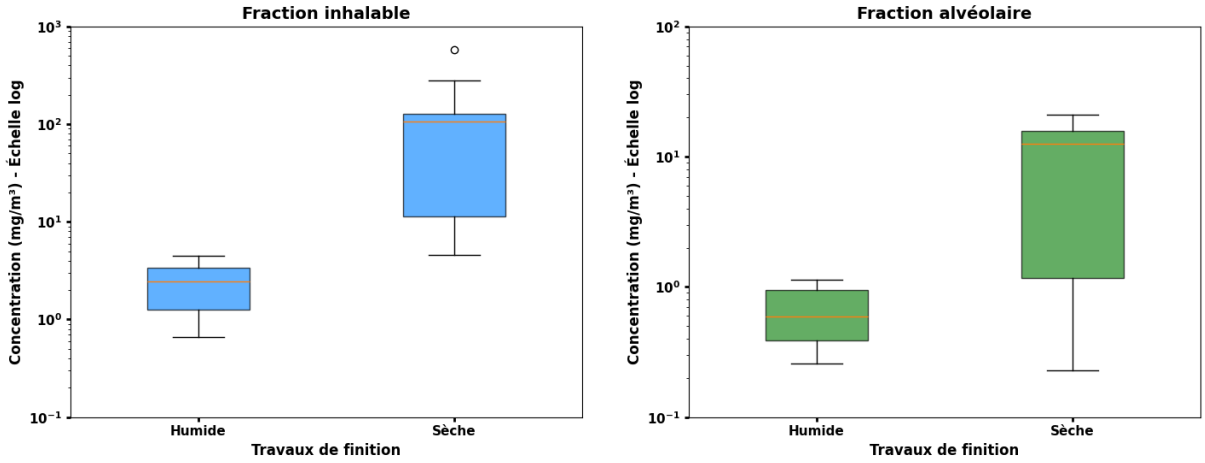


Figure 2-18 : Boîtes à moustaches des concentrations mesurées (fractions inhalable et alvéolaire) lors des travaux de finition sur grès, calcaire tendre, granite et calcaire dur, en distinguant la voie humide et la voie sèche

Pour la fraction inhalable, les résultats montrent une dispersion très marquée en voie sèche, avec des valeurs extrêmes atteignant 577 mg/m³. La médiane et l'étendue interquartile sont également nettement supérieures à celles observées en voie humide. En conditions 'humides', les concentrations restent globalement faibles et homogènes, comprises entre 0.6 et 4.5 mg/m³, traduisant une réduction significative des émissions.

La fraction alvéolaire présente une tendance similaire : en voie sèche, les concentrations sont plus dispersées, avec plusieurs valeurs supérieures à 10 mg/m³ et un maximum proche de 21 mg/m³. À l'inverse, en voie humide, les mesures se regroupent dans une plage étroite, généralement inférieure à 1.2 mg/m³, avec une médiane proche de 0.5 mg/m³. Cette homogénéité confirme l'efficacité de l'humidification pour limiter la génération de particules fines qui représente une part importe des poussières émises en industrie.

Globalement, les diagrammes mettent en évidence deux points majeurs : la voie sèche entraîne non seulement des niveaux moyens plus élevés, mais aussi une variabilité importante, avec des pics extrêmes susceptibles de dépasser largement les valeurs limites réglementaires. La voie humide réduit fortement les concentrations, en particulier pour la fraction alvéolaire, et homogénéise les distributions, ce qui traduit une meilleure maîtrise des émissions.

Pour le sciage à la disqueuse (3), les concentrations mesurées varient de 0.2 à 4.7 mg/m³, avec une majorité de valeurs inférieures aux seuils réglementaires : 9 sur 12 pour la fraction inhalable, et 11 sur 12 pour la fraction alvéolaire. Bien que les ratios secs/humides ne soient pas directement disponibles pour ce procédé, l'arrosage continu semble jouer un rôle déterminant dans la réduction des niveaux d'exposition. Les quelques dépassements observés sont attribués à des situations particulières, notamment lorsqu'un opérateur travaille simultanément sur deux machines, augmentant ainsi son niveau d'exposition.

3.4 Types de locaux

La configuration des locaux constitue un facteur à évaluer au regard de la dynamique de dispersion des aérosols dans les ateliers de transformation de la pierre. Comme défini précédemment, un local fermé désigne un espace entièrement clos, avec une ventilation principalement mécanique (système de captage, ventilation) favorisant l'accumulation des poussières en l'absence d'évacuation naturelle. À l'inverse, un local ouvert inclut les ateliers semi-couverts, les zones en plein air ou les bâtiments avec ouvertures permanentes (portes, baies vitrées), permettant une ventilation naturelle accrue et une dilution plus efficace des particules émises. Cette distinction influence directement les concentrations mesurées, en modulant la répartition spatiale et temporelle des aérosols autour des opérateurs.

Dans le cadre de cette campagne, les mesures en locaux ouverts ont été réalisées exclusivement sur le grès, qui était la seule pierre travaillée dans ces conditions, pour les procédés tels que le clivage (4 mesures), les travaux de finition (3 mesures) et le sciage à la débiteuse à disque (1 mesure). Pour la débiteuse à disque, deux mesures ont été réalisées : une en local fermé et une en local ouvert, sans répétabilité. Les résultats obtenus pour les fractions inhalable (Fi) et alvéolaire (Fa) sont représentées sous forme de diagrammes en moustaches en échelle logarithmique (**Figure 2-19**).

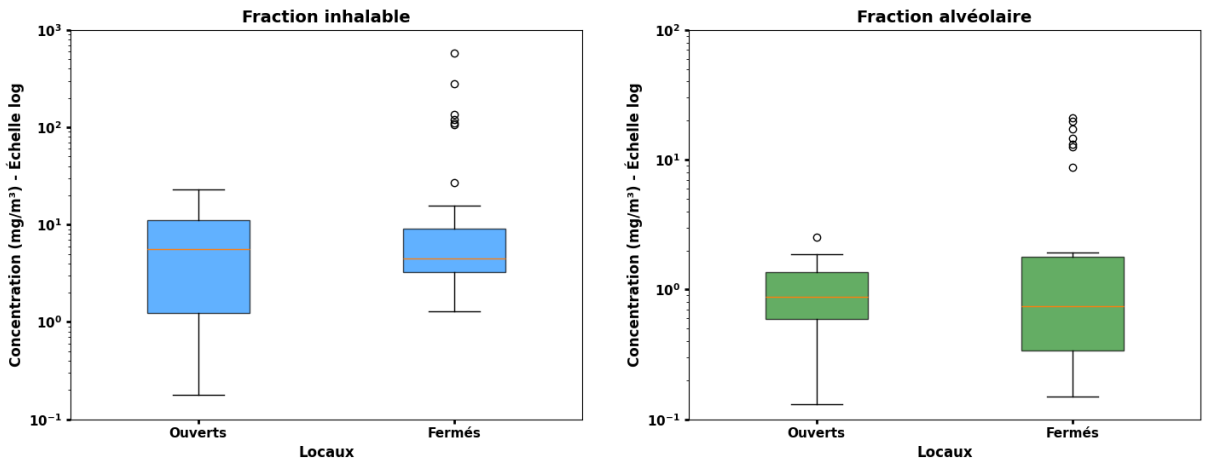


Figure 2-19 : Boîte à moustaches des concentrations inhalables (Fi) et alvéolaires (Fa) mesurées en locaux ouverts et fermés

Pour la fraction inhalable, les mesures en locaux ouverts présentent une médiane d'environ 9.6 mg/m³, avec une étendue interquartile comprise entre 6.1 et 12.4 mg/m³. Les valeurs extrêmes restent modérées, la concentration maximale atteignant 23.2 mg/m³. À l'inverse, les locaux fermés montrent une dispersion beaucoup plus importante : la médiane se situe autour de 4.5 mg/m³, mais la distribution est fortement asymétrique, avec plusieurs valeurs très élevées dépassant 100 mg/m³, et un maximum atteignant 577 mg/m³. Cette différence de variabilité illustre l'effet d'accumulation possible dans les environnements clos, même lorsque la médiane reste relativement proche de celle des locaux ouverts.

Pour la fraction alvéolaire, les contrastes sont également marqués. En locaux ouverts, la médiane est de l'ordre de 0.79 mg/m³, avec une majorité de valeurs comprises entre 0.59 et 1.36 mg/m³. La valeur maximale observée est 2.55 mg/m³. En locaux fermés, la médiane est plus faible (0.54 mg/m³), mais la distribution présente de nombreux dépassements importants, avec des concentrations atteignant 21.2 mg/m³ et plusieurs valeurs supérieures à 10 mg/m³. Ces niveaux élevés, absents en milieu ouvert, traduisent l'impact de la ventilation naturelle sur la dilution des particules fines.

Dans l'ensemble, plusieurs mesures réalisées en locaux ouverts dépassent la valeur limite réglementaire de 0.9 mg/m³ pour la fraction alvéolaire, traduisant le fait que la ventilation naturelle ne suffit pas systématiquement à maintenir les concentrations en dessous du seuil réglementaire. Toutefois, ces dépassements restent d'ampleur modérée et inférieure aux niveaux les plus élevés observés en locaux fermés. À l'inverse, les locaux fermés regroupent la majorité des dépassements les plus importants de la campagne, avec des concentrations alvéolaires pouvant atteindre plus de 100 mg/m³, témoignant d'un potentiel d'accumulation nettement plus marqué. Cette représentation synthétique confirme que l'ouverture des ateliers constitue un facteur de prévention important, en limitant l'ampleur des pics d'exposition, sans pour autant garantir à elle seule le respect systématique des valeurs limites. Comme

pour les autres paramètres contextuels, le type de local ne peut donc être interprété isolément et doit être intégré dans une analyse multifactorielle des expositions.

3.5 Protections collectives et individuelles

La réduction de l'exposition aux poussières repose sur une combinaison de mesures collectives et individuelles. Les dispositifs collectifs constituent la première barrière de prévention, en agissant directement à la source des émissions. Parmi les équipements couramment employés figurent les cabines d'aspiration (unités fermées avec captage au sol et aux parois) (**figure 2-20**), les tuyaux d'aspiration (flexibles reliés à des systèmes d'extraction pour une capture localisée) et les- cabines à rideau d'eau (milieux fermés équipées de nappes d'eau en cascade pour piéger les particules).



Figure 2- 20 : Cabine d'aspiration à rideau d'eau

Afin d'assurer la comparabilité, les données présentées ci-dessous proviennent de mesures réalisées en hiver, dans des conditions de travail à sec, à l'exception du grès qui a été préalablement humidifié.

Le **tableau 2-6** présente exclusivement les valeurs obtenues en hiver, afin d'écarter l'influence du facteur saisonnalité.

Tableau 2-6 : Synthèse des expositions avec équipements de protection collectif / contrôles d'ingénierie (en hiver)

Opération	Pierre	Équipement	Concentration inhalable moyenne (mg/m³)	Concentration alvéolaire moyenne (mg/m³)
Travaux de finition	Granite	Cabine d'aspiration	2.4	1
Clivage	Granite	Tuyau d'aspiration	5.6	1.1
Clivage	Granite	Aucun	8.9	1
Travaux de finition	Grès	Cabine d'aspiration	0.8	0.8
Travaux de finition	Calcaire dur	Aucun	125.3	15.6
Travaux de finition	Calcaire dur	Cabine à rideau d'eau	27.1	8.7

Les résultats montrent que l'efficacité des dispositifs varie selon les matériaux et procédés. Pour le granite, les travaux de finition réalisés avec une cabine d'aspiration réduisent nettement les concentrations, bien que la fraction alvéolaire (1.0 mg/m³) dépasse légèrement le seuil de la Concentration Moyenne Inhalée (CMI) de 0.9 mg/m³. Le procédé de clivage muni d'un tuyau d'aspiration présente des niveaux intermédiaires (4.1 mg/m³ pour Fi, 1.1 mg/m³ pour Fa), tandis que l'absence de captage entraîne une forte augmentation de la fraction inhalable Fi (8.9 mg/m³). Pour le grès, l'association d'une humidification préalable et d'une cabine d'aspiration permet de maintenir les concentrations en dessous des seuils réglementaires (0.8 mg/m³ pour Fi et Fa). En revanche, pour le calcaire dur, les valeurs restent élevées : sans captage, les concentrations atteignent 125.3 mg/m³ (Fi) et 15.6 mg/m³ (Fa), et même avec un rideau d'eau activé, elles demeurent supérieures aux CMI (27.1 mg/m³ et 8.7 mg/m³). Ces résultats soulignent que l'efficacité des protections collectives dépend non seulement du dispositif, mais aussi de son utilisation correcte (orientation des opérateurs par rapport au flux d'air, débit d'aspiration, humidification). Il est donc nécessaire d'envisager des combinaisons de systèmes d'ingénierie et d'équipements de protection individuelle (EPI).

Il faut tout d'abord souligner que les moyens de protection individuelle doivent être mis en place après avoir considéré l'implémentation de barrières collectives. Ainsi, ils constituent une barrière indispensable lorsque les mesures collectives ne suffisent pas. Sur les 52 mesures présentées dans le **tableau 2-5**, 12 ont été réalisées avec des opérateurs équipés d'un appareil de protection respiratoire : 11 masques FFP3 et un respirateur à adduction d'air purifié. L'usage des masques a été principalement observé lors des opérations de finition en voie sèche. En supposant un facteur de protection nominal de 50 (fuite maximale de 2 % [141]), l'exposition recalculée montre que la majorité des valeurs corrigées restent inférieures aux CMI (4 mg/m³ pour Fi et 0.9 mg/m³ pour Fa). Toutefois, deux situations demeurent critiques : les travaux de finition sur granite en été (5.9 mg/m³ avec FFP3, au-delà de la CMI)

et ceux sur calcaire dur en hiver (3.2 mg/m³, proche de la limite). Ces résultats confirment que, même avec des EPI performants, certains procédés génèrent des émissions particulièrement élevées, nécessitant une combinaison systématique de protections collectives, travail en voie humide et port d'EPI. D'autres stratégies sont également envisageables et consistent à mettre en œuvre des mesures organisationnelles (e.g. changements de postes, diversification des activités) comme rappelé par l'article R4222-13 du Code du Travail).

Après avoir examiné l'efficacité des dispositifs techniques de prévention, qu'il s'agisse des protections collectives (cabines d'aspiration, rideaux d'eau, tuyaux de captage) ou des équipements individuels (masques FFP3), il apparaît que ces mesures, bien qu'indispensables, ne suffisent pas à elles seules à garantir le respect systématique des valeurs limites d'exposition. Leur performance dépend en grande partie de la manière dont elles sont utilisées et intégrées dans les pratiques quotidiennes.

C'est pourquoi l'analyse doit désormais s'élargir au facteur humain, qui constitue un déterminant majeur de l'exposition réelle. Les comportements opératoires, les choix organisationnels et les habitudes de travail influencent directement la dynamique de dispersion des poussières, parfois en amplifiant les risques, parfois en les atténuant. La section suivante s'attache à caractériser ces modalités d'exposition, en distinguant les situations directes, liées aux gestes et procédés exécutés par l'opérateur, et les situations indirectes, résultant de facteurs environnementaux ou organisationnels.

3.6 Facteur humain

Les mesures d'ambiance, complétées par des observations systématiques, permettent d'identifier et de quantifier les sources d'exposition auxquelles les opérateurs sont confrontés au-delà des procédés principaux. Ces investigations révèlent non seulement des déterminants techniques ou environnementaux, mais aussi l'impact prépondérant du facteur humain sur l'exposition. Plusieurs modalités d'exposition ont ainsi été documentées au cours de la campagne expérimentale, soulignant comment la manière de travailler du positionnement par rapport à la source à l'utilisation d'outils auxiliaires amplifie ou atténue les risques, indépendamment des paramètres matériels.

Les sources d'exposition sont classées en deux catégories principales, selon leur lien avec les activités de l'opérateur et leur intégration dans le temps de poste, avec un accent sur le rôle humain dans leur génération ou leur mitigation :

- Exposition directe : Cette modalité désigne les sources d'émission intégrées au travail de l'opérateur, survenant durant le temps de son poste et résultant directement d'une de ses actions ou de l'utilisation d'une machine sous sa responsabilité. Elle implique une proximité opérationnelle et une génération immédiate d'aérosols, souvent exacerbée par des choix humains comme la durée d'exposition

prolongée ou l'absence de rotation des tâches. Par exemple, un opérateur exécutant une découpe de pierre avec une disqueuse est directement exposé aux poussières produites par cette tâche, particulièrement si sa posture favorise une immersion dans le nuage émis.

- Exposition indirecte : À l'inverse, cette exposition provient de sources extérieures au travail direct de l'opérateur, non intégrées à ses actions principales ou à son temps de poste, et résultant de facteurs environnementaux ou adjacents. Elle est généralement diluée et secondaire, mais peut être amplifiée par des pratiques humaines inadaptées, telles que l'absence de signalisation ou de pauses. Par exemple, un opérateur peut être exposé à des poussières transportées par l'air provenant d'un procédé voisin ou d'un passage d'engins, sans intervention directe de sa part.

3.6.1 Expositions directes

Dans les travaux de finition, les tâches concernées incluent la découpe, le bouchardage, l'entaille, la gravure et le rabotage. Ces opérations sont fréquemment complétées par l'utilisation de la soufflette pour le nettoyage du poste ou des vêtements de travail. Cette pratique, bien que courante, provoque une remise en suspension massive des poussières accumulées et génère des pics d'aérosols, particulièrement en fin de poste lorsque l'opérateur nettoie ses vêtements et/ou son environnement immédiat.

Au clivage, deux sources d'émission dominent. La première est la fente mécanique de la pierre, processus automatique et répétitif, durant lequel l'opérateur positionne souvent sa tête à proximité de la découpe pour guider manuellement les blocs, augmentant ainsi son exposition. La seconde est l'usage de la soufflette ou du balai à sec lors du nettoyage, entraînant une remise en suspension importante des particules, un phénomène évitable par le recours à des méthodes de nettoyage humide. La débiteuse à disque constitue un autre cas typique, où la découpe des blocs représente la seule source émissive majeure. L'efficacité de la suppression des poussières dépend ici du bon fonctionnement de l'arrosage, qui repose sur une vigilance humaine souvent intermittente. Toute interruption du flux d'eau, même temporaire, engendre une hausse locale des émissions. Le procédé à la guillotine est, lui aussi, exclusivement associé à la découpe. L'exposition cumulée des opérateurs résulte principalement de la répétition des cycles sans rotation des postes, situation fréquemment aggravée par le nettoyage à la soufflette. Ce cumul d'expositions répétées met en évidence le rôle déterminant des choix organisationnels et des routines humaines dans la variabilité du risque. Le flammage présente deux sources principales. La première correspond au traitement thermique de la surface de la pierre, dépendant directement de la précision du geste manuel et du maintien du chalumeau à une distance adéquate. La seconde réside dans le nettoyage subséquent à la soufflette, pratique profondément ancrée dans les habitudes de travail et responsable d'une exposition résiduelle prolongée. L'ensemble de ces procédés illustre la diversité des vecteurs directs de contamination lors des interventions sur pierre, où les comportements opératoires jouent un rôle crucial dans la modulation du risque.

À l'inverse de ces pratiques 'aggravantes' (i.e. ayant un impact négatif sur l'exposition du salarié), certaines actions humaines participent activement à la réduction de l'exposition, démontrant le potentiel préventif du facteur humain lorsqu'il s'exprime de manière proactive. L'arrosage préalable de la surface de la pierre avant les opérations de finition sur grès, par exemple, constitue une mesure simple mais particulièrement efficace pour réduire les émissions initiales en limitant la fragmentation sèche. De même, l'humidification des sols avant le passage d'engins ou les opérations de manutention permet de prévenir la remise en suspension des poussières. Ces pratiques, souvent initiées par des opérateurs expérimentés ou encouragées par les responsables d'atelier, se révèlent spécifiquement pertinentes en période estivale, lorsque la sécheresse accentue les envols particulaires.

Les graphiques suivants, issus des enregistrements du moniteur GRIMM, illustrent plusieurs situations d'exposition directe. Les phases d'activité ont été identifiées par observation visuelle et annotation sur site. La conversion en concentrations massiques (mg/m³) a été réalisée selon la méthode décrite dans la **section II.II.2.3**. Les valeurs obtenues représentent la concentration totale de particules comprises entre 0.25 et 35 micromètres, correspondant à la plage de mesure de l'appareil Grimm. Dans certains cas, l'exposition mesurée par le Grimm a été très élevée, dépassant même la limite supérieure de l'appareil, mais sans saturation (note : émission d'un son d'avertissement pour signaler l'événement). Deux exemples sont présentés ci-après. La **figure 2-21** dépeint les phases de polissage (en orange) et de découpe (en noir) au cours d'une opération sur calcaire dur avec une disqueuse équipée d'une cabine d'aspiration à rideau d'eau, chaque pic correspondant à une coupe distincte.

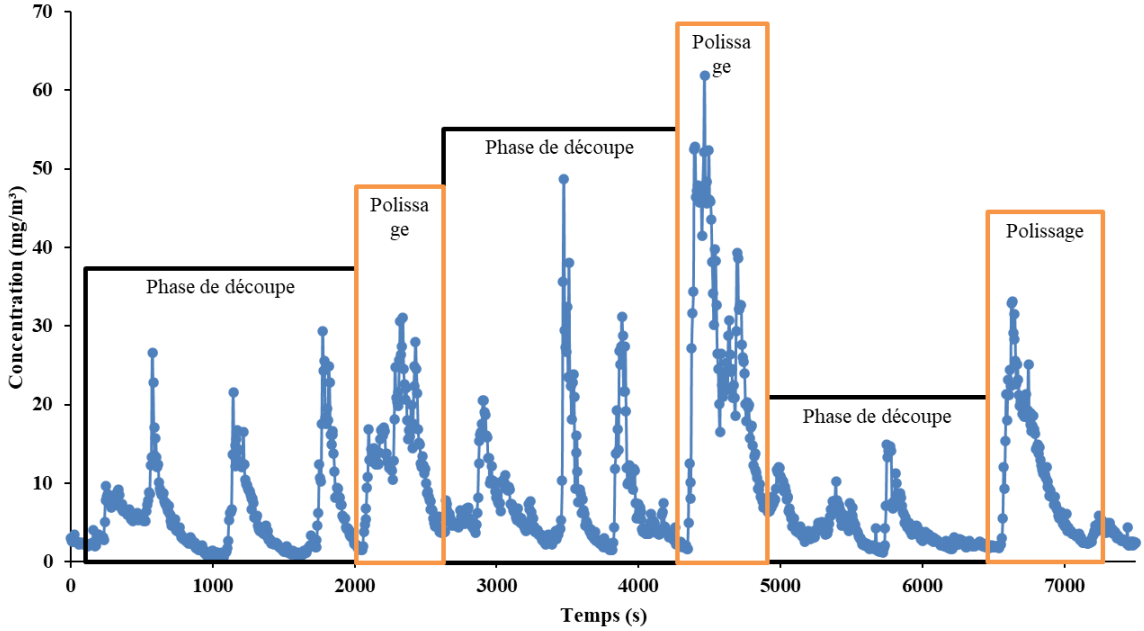


Figure 2-21 : Concentration locale relevée à proximité d'une opération de découpe avec une disqueuse équipée d'une cabine d'aspiration à rideau d'eau pour du calcaire dur

La **figure 2-22** présente un exemple de clivage sur granite, où chaque pic annoté correspond à une opération de fendage (en noir), avec à la fin une opération de nettoyage et de rangement avec une soufflette qui génère un pic de concentration (vert), illustrant l'impact transitoire de cette pratique de fin de poste.

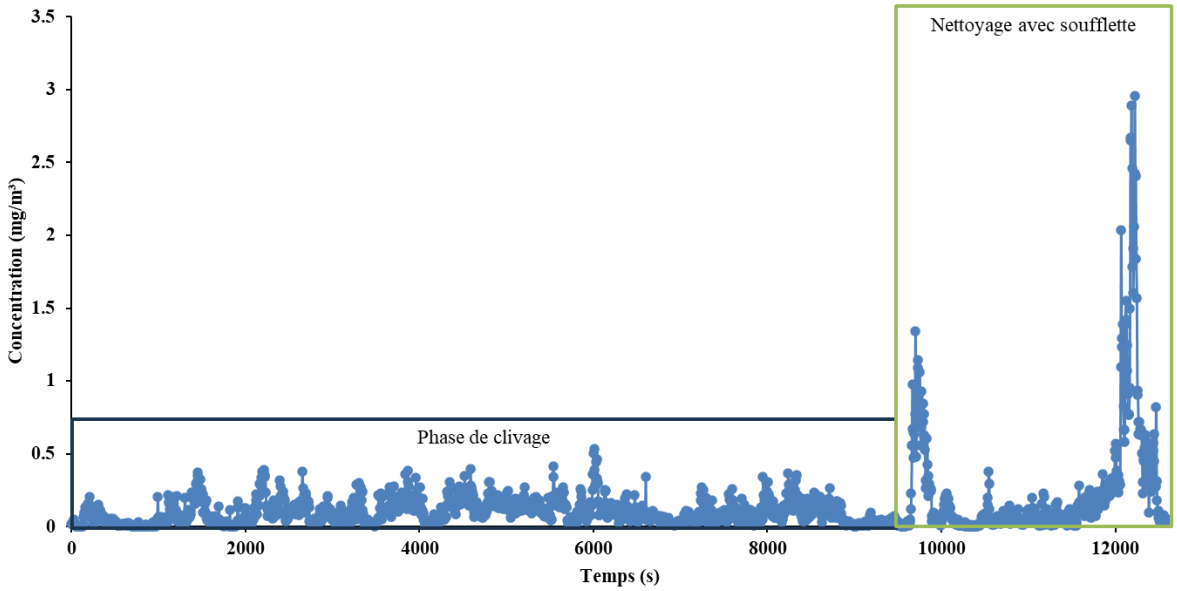


Figure 2-22 : Concentration locale relevée à proximité d'une opération de clivage sur du granite avec phases de nettoyage à la soufflette

3.6.2 Expositions indirectes

Les expositions indirectes résultent de mécanismes secondaires de dispersion des aérosols, souvent négligés dans les évaluations centrées sur les sources primaires. Plusieurs déterminants ont été identifiés, parmi lesquels le facteur humain joue un rôle majeur autant dans le contrôle adéquat qu'au travers des omissions organisationnelles ou des pratiques inadaptées.

Le phénomène le plus fréquent concerne la contamination croisée entre procédés adjacents. Par exemple, lors du travail sur calcaire dur, le flammage, réalisé à proximité immédiate des opérations de finition manuelle, diffuse des aérosols dans l'environnement proche. Cette dispersion entraîne la contamination d'opérateurs voisins, sans lien direct avec la tâche génératrice, un risque amplifié par l'absence de rotation des postes ou de barrières physiques, telles que des moyens de captage ou de ventilation naturelle. Un autre mécanisme important est la remise en suspension des poussières lors du passage d'engins de manutention. Les travaux de Denby et Johansson [142], par exemple, ont montré que le passage de véhicules sur des substrats secs provoque une augmentation transitoire des concentrations de particules dans l'air ambiant. De manière similaire, les observations de terrain

indiquent une élévation ponctuelle de l'exposition lors de ces transits, particulièrement sur sols secs en période estivale. Les opérations de manutention, telles que la prise ou la vidange de bennes, représentent également une source significative d'exposition. Bien que leur impact ponctuel soit difficile à isoler, le déchargement de matériaux à proximité des opérateurs génère systématiquement un panache de poussières contribuant à une exposition cumulative. Ce type d'exposition indirecte, non lié à la tâche principale de l'opérateur, pourrait être réduit grâce à une meilleure coordination humaine, incluant une signalisation appropriée, une planification optimisée des tâches, une délimitation claire des zones d'intervention et, dès que possible, le positionnement de systèmes de captage à la source. Enfin, certains cas relèvent de comportements individuels, susceptibles d'annuler les bénéfices des mesures de prévention. Un exemple observé concerne un opérateur qui avait débuté des finitions manuelles en portant un masque, mais qui l'a retiré au moment de passer en voie humide. Après avoir coupé l'arrivée d'eau pour affiner son travail en voie sèche, il n'a pas remis son équipement de protection respiratoire. Ce type de discontinuité dans l'usage des EPR, souvent lié à une perception erronée du risque ou à une routine de travail, constitue une source d'exposition évitable et doit être explicitement pris en compte dans l'analyse des pratiques professionnelles.

En conclusion, le facteur humain agit à la fois comme amplificateur et comme atténuateur du risque. Les pratiques aggravantes, telles que la soufflette à sec, la posture immersive ou la vigilance intermittente sur l'arrosage, renforcent l'exposition, tandis que les pratiques préventives, comme l'arrosage des pièces, l'humidification des sols ou la coordination des tâches, démontrent leur efficacité pour réduire les émissions. Cependant, au-delà de la variabilité des concentrations totales de poussières, un des enjeux sanitaires majeur réside dans la présence de silice cristalline au sein des particules inhalées.

La section suivante s'attache à analyser spécifiquement l'exposition à la silice cristalline, en mobilisant les résultats des analyses par diffraction des rayons X et en appliquant la formule d'additivité réglementaire, afin d'évaluer la conformité aux valeurs limites et d'apprécier les risques associés aux différents procédés et matériaux.

3.7 Exposition à la silice cristalline

Au total, 9 échantillons représentatifs des pierres travaillées dans l'industrie ROC ont été analysés par DRX pour déterminer leur composition minéralogique, avec un focus sur les formes de silice cristalline (quartz, tridymite et cristobalite). La **figure 2-23** présente ces résultats, exprimés en pourcentages massiques. Elle met en évidence le taux de silice cristalline selon les types de matériaux et même au sein d'une même variété : le granite et le grès affichent des teneurs élevées en quartz (jusqu'à 63.9 % pour le granite (1) et 80.5 % pour le grès), tandis que les calcaires tendres et durs présentent des

proportions plus modérées et hétérogènes (de 0 % à 28.9 % en quartz, avec une présence occasionnelle de tridymite et cristobalite dans le calcaire tendre (1)).

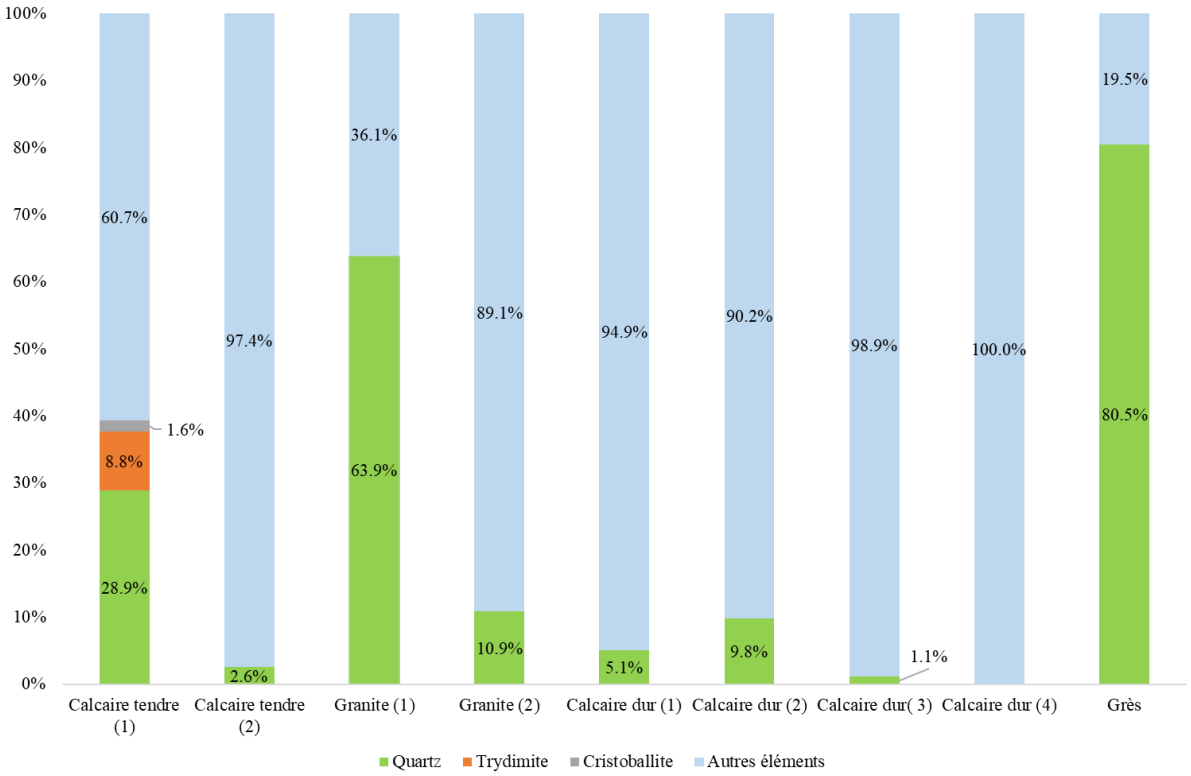


Figure 2-23 : Composition massique des pierres déterminée par diffraction des rayons X – Composés SiO_2 uniquement (Analyses réalisées par l'Institut Jean Lamour [143])

Sur la base de ces données, le **tableau 2-7** illustre les indices d'exposition à la silice cristalline (q_{SiO_2}) calculés selon la formule d'additivité (**Équation 1-2**) pour chaque type de pierre échantillonnée, en utilisant la moyenne arithmétique des mesures individuelles. Les valeurs supérieures à 1 sont indiquées en rouge, tandis que celles inférieures à 1 sont en vert. L'indication "0.0" correspond à des ratios calculés proches de zéro, dus soit à de faibles concentrations d'aérosols, soit à des pierres sans silice notable. Il est rappelé que ces indices ont été obtenus sans prise en compte des mesures de protection individuelle.

Tableau 2-7 : Influence du procédé et de la nature de la pierre sur l'indice d'exposition à la silice ($qSiO_2$) sans équipement de protection respiratoire

Procédé	Type de pierre*	Nombre d'échantillon	$qSiO_2$ hivernal (-)	Écart-type hivernal (-)	$qSiO_2$ estival (-)	Écart-type estival (-)
Travaux de finition	Granite (1)	3	6.9 △	0.4	7.6	
	Granite (2)	1	/		26.8	
	Grès	3	3.4 △	1.1	7.3 △	
	Calcaire dur (1)	2	12.0		7.7	
	Calcaire dur (2)	1	14.5		/	
	Calcaire dur (3)	2	/		0.4	
	Calcaire dur (4)	2	0.0		0.0	
	Calcaire tendre (1)	4	0.2 △	0.1	0.1 △	<0.05
Clivage	Granite (1)	4	4.1	1.6	8.4	0.4
	Granite (2)	2	/	/	1.1	<0.05
	Grès	4	1.7	1.0	3.9	0.1
	Calcaire dur (1)	4	1.3	0.2	1.8	0.3
Débiteuse à disque	Granite (1)	2	3.5 💧		2.4 💧	
	Grès	2	3.2 💧		4.4 💧	
	Calcaire dur (3)	3	0.0 💧		0.0 💧	<0.05
	Calcaire tendre (1)	4	0.1 💧	<0.05	0.1 💧	<0.05
	Calcaire tendre (2)	2	5.1 💧		1.2 💧	
Flammage	Granite (1)	2	3.3		5.4	
	Calcaire dur (1)	2	0.2		1.2	
Guillotine	Calcaire tendre (1)	2	0.4		0.2	
	Calcaire tendre (2)	2	2.1 △		3.4 △	

**référence à figure 2-17*

/ Aucune mesure

Valeur > 1 (non-conforme)

Valeur < 1 (conforme)

💧 Procédé en voie humide continue

△ Procédés pouvant utiliser l'eau de différentes manières (décrits dans la section « impact du travail en voie humide »).

L'analyse des résultats issus du calcul de la formule d'additivité révèle des niveaux d'exposition significativement élevés, dépassant les seuils réglementaires. Les travaux de finition sur granite se distinguent particulièrement par des indices critiques, avec un pic atteignant 26.8 fois la valeur limite légale en période estivale (bien que non listé explicitement ici, il correspond à une variante haute teneur). Bien que l'exposition à la silice soit moindre en hiver qu'en été, elle reste largement au-dessus des seuils considérés comme potentiellement nocifs pour la santé des travailleurs (note : hors port d'EPI). Il est à souligner que l'indice d'exposition varie fortement pour une même variété de pierre en fonction de sa teneur réelle en silice (par exemple, de 10 à 65 % en masse pour le granite).

Le cas du grès est particulièrement révélateur : malgré des concentrations totales en poussières relativement faibles (comme indiqué dans **le tableau 2-5**), les indices d'additivité associés dépassent l'unité selon le procédé (de 1.7 à 7.3), en raison de sa très haute teneur en silice. La valeur nulle obtenue pour le calcaire dur (4) s'explique par la faible présence de silice dans cette pierre spécifique. Cependant, bien que la silice ne soit pas un constituant majeur du calcaire, elle peut être présente à des niveaux non négligeables, voire élevés (jusqu'à 40 % en masse dans le Kieselkalk, un calcaire siliceux). Il en va de même pour le calcaire tendre (1), qui contient une quantité de silice comparable à celle de certains granites ou pierres riches en silice.

L'exemple des travaux de finition sur calcaire dur (1) mérite d'être mis en exergue. Bien que cette pierre ne contienne que 5.1 % de silice cristalline, les concentrations totales en poussières enregistrées pour ce matériau ont largement dépassé les normes réglementaires, aboutissant à un indice d'exposition de 12.0 en hiver. De tels résultats soulignent l'importance de considérer non seulement la teneur en silice, mais aussi les concentrations totales en poussières dans l'évaluation des risques d'exposition professionnelle.

En conclusion, cette analyse confirme que l'exposition à la silice cristalline représente un enjeu majeur dans l'industrie ROC, particulièrement pour les procédés de finition et les pierres à haute teneur en SiO_2 comme le granite et le grès. Elle met en évidence la nécessité d'une approche intégrée, combinant réduction des émissions à la source (voie humide, captage) et protections individuelles, pour ramener les indices $qSiO_2$ en deçà des seuils réglementaires. Des recommandations spécifiques, incluant une surveillance accrue et une formation aux bonnes pratiques, émergent de ces constats.

3.8 Conclusion

L'examen des facteurs influençant l'exposition aux poussières dans l'industrie de la transformation de la pierre met en évidence une variabilité marquée des niveaux d'aérosols, avec des dépassements fréquents des seuils réglementaires pour les fractions inhalable et alvéolaire. Cette variabilité résulte d'interactions complexes entre paramètres techniques, environnementaux et humains. La saisonnalité semble accentuer les risques en période estivale, À l'inverse, la voie humide et les systèmes de captage apparaissent comme des leviers de réduction efficaces, bien que leur performance soit souvent limitée par des pratiques opératoires non optimales, telles que l'absence d'arrosage ou un positionnement inadéquat. La configuration des locaux ouverts contribue également à une dilution naturelle des poussières, particulièrement pour le grès, mais reste tributaire des conditions météorologiques.

Le facteur humain joue un rôle central dans cette dynamique : certaines routines aggravantes, comme l'usage de la soufflette ou le maintien prolongé de postures immersives, augmentent l'exposition

directe et indirecte, tandis que des pratiques proactives, telles que l'arrosage manuel ou la rotation des postes, démontrent leur efficacité préventive. Enfin, la nature des matériaux, en particulier leur teneur en silice cristalline, amplifie les enjeux sanitaires, notamment lors des opérations de finition sur granite et grès.

Ces constats, issus d'une campagne de 52 mesures, révèlent une hétérogénéité d'exposition des différents groupes d'exposition similaires et une interdépendance des déterminants, ce qui justifie le recours à une quantification statistique. La section suivante propose ainsi une évaluation statistique globale, afin de valider la significativité des tendances observées et de hiérarchiser les priorités de prévention.

3.9 Indice de dépassement et Analyse de la variance des expositions

Au terme des analyses menées sur les facteurs influents (saisonnalité, voie humide, configuration des locaux, systèmes de captage, nature des matériaux et protections individuelles) et sur l'exposition spécifique à la silice cristalline qui révèlent une variabilité marquée des niveaux d'exposition, souvent critiques au regard des seuils réglementaires, avec des interactions complexes entre teneur en SiO_2, concentrations totales et paramètres contextuels, il s'avère indispensable de recourir à une évaluation statistique globale pour valider ces tendances empiriques et quantifier leur significativité. Cette étape synthétise l'ensemble des 52 mesures collectées, en s'appuyant sur la méthode probabiliste décrite en 1.7.1 (basée sur l'indice U de dépassement et les intervalles de confiance à 95 % autour de la moyenne géométrique, supposant une distribution log-normale), complétée par une ANOVA à deux facteurs (**section II.I.1.7.2**).

3.9.1 Influence des groupes homogènes d'exposition

L'évaluation des expositions aux poussières lors des différents procédés de travail de la pierre révèle des niveaux de risques variables pour les opérateurs, en l'absence d'équipements de protection individuelle. Cette approche a été menée pour fournir un aperçu de chaque procédé, couvrant une large gamme de situations influencées par divers paramètres, tels que la saisonnalité, l'utilisation ou non de l'eau, et le type de matériau. Pour mieux évaluer la variabilité des expositions, un intervalle de confiance à 95 % autour de la moyenne géométrique a été ajouté. Cet intervalle, calculé en supposant une distribution log-normale, indique les concentrations minimale et maximale probables. L'analyse statistique est résumée dans le **tableau 2-8**.

Tableau 2-8 : Évaluation de l'exposition professionnelle pour les travaux de finition manuelle, le sciage à disqueuse et le clivage

Procédés		Travaux de finition	Sciage à disqueuse	Clivage
Fraction inhalable (CMI = 4 mg/m³)	U* (-)	-0.6	0.6	-0.3
	Intervalle de confiance (mg/m³)	5.2 – 35.7	1.6-3.6	3.4-9.3
Fraction alvéolaire (CMI = 0,9 mg/m³)	U* (-)	-0.47	1.19	-0.00
	Intervalle de confiance (mg/m³)	0.9 – 4.5	0.3 – 0.5	0.6-1.3

**U = fraction de dépassement (voir section II.I.1.8).*

Pour les travaux de finition, l'analyse des concentrations en fraction inhalable montre un dépassement marqué de la CMI. En effet, l'intervalle de confiance des mesures, allant de 5.2 à 35.7 mg/m³, est significativement supérieur au seuil autorisé, tandis que l'indice de dépassement U de valeur -0.60 confirme ce dépassement (U < 1.645). Concernant la fraction alvéolaire, l'intervalle de confiance, de 0.9 à 4.5 mg/m³, dépasse également la CMI. L'indice U de -0.47 confirme une situation non conforme (U < 1.645), révélant une exposition préoccupante. Le sciage à disqueuse présente une situation plus contrôlée mais toujours préoccupante pour la fraction inhalable. L'intervalle de confiance, entre 1.6 et 3.6 mg/m³, est légèrement inférieur à la CMI, mais l'indice U de 0.6 démontre un dépassement (U < 1.645). Cependant, pour la fraction alvéolaire, bien que l'intervalle de confiance (0.3 à 0.5 mg/m³) soit inférieur à la CMI, l'indice U de 1.19 indique une situation non conforme (U < 1.645) au regard de la réglementation (**Décret n° 2021-1763** [1]).

Pour le clivage, les résultats sont plus contrastés. La fraction inhalable dépasse clairement la CMI, avec un intervalle de confiance de 3.4 à 9.3 mg/m³, et l'indice U de -0.3 confirme la non-conformité (U < 1.645) ; tandis que la fraction alvéolaire est légèrement au-dessus du seuil autorisé, avec un intervalle de 0.6 à 1.3 mg/m³ et un indice U de 0 reflétant une situation non conforme (U < 1.645). Concernant les procédés de flammage et de guillotine, que ce soit pour la fraction inhalable ou alvéolaire, les trois quarts des mesures dépassent les seuils règlementaires. Bien que le nombre d'échantillons soit limité, ces observations soulignent néanmoins la nécessité de poursuivre les efforts pour réduire les niveaux d'exposition aux poussières et assurer la protection des travailleurs. Enfin, il convient d'insister sur le fait que, quel que soit l'étape et le groupe homogène d'exposition considéré, les phases de nettoyage et d'entretien sont critiques. En effet, des pics significatifs liés à la remise en suspension des poussières ont été enregistrés lors de ces phases, dépassant parfois les recommandations pour les expositions à court terme (c'est-à-dire pas plus de 6 pics par jour d'intensité égale ou supérieure à 5 fois la VLEP sur 15 minutes, Courtois et al. (2022) [144]).

En synthèse, l'analyse probabiliste des expositions aux poussières dans les principaux procédés de transformation de la pierre met en lumière une variabilité significative des risques, avec des dépassements systématiques ou probables des seuils réglementaires pour les fractions inhalable et alvéolaire, particulièrement marqués lors des travaux de finition et du clivage. Ces résultats, appuyés par des intervalles de confiance larges reflétant une distribution log-normale hétérogène, mettent en évidence la complexité des dynamiques d'exposition dans l'industrie ROC. L'analyse détaillée de chaque paramètre influent (saisonnalité, configuration des locaux, etc.) est présentée ci-après au moyen d'une ANOVA à deux facteurs, afin de quantifier leur impact individuel et interactif sur les niveaux d'exposition.

3.9.2 Analyse de la variance (ANOVA)

L'analyse de la variance (ANOVA) a été réalisée afin d'identifier les facteurs influençant significativement les niveaux d'exposition aux poussières, à partir de 52 mesures pour chacune des deux fractions granulométriques (inhalable et alvéolaire). Compte tenu du nombre limité d'observations, un modèle incluant trois facteurs ou davantage n'a pas été retenu afin d'éviter le surajustement et de préserver la puissance statistique ; le modèle final correspond ainsi à une ANOVA à deux facteurs (type II), intégrant les effets principaux des variables catégorielles (procédé, saisonnalité, voie humide, matériau) ainsi que leurs interactions doubles lorsque les degrés de liberté le permettaient. Pour le facteur « procédé », seules deux catégories ont été retenues. Ce choix découle du fait que certaines opérations présentaient un nombre de mesures trop faible pour constituer des modalités distinctes dans un modèle ANOVA, notamment le flammage et la guillotine, chacune représentée par une quatre mesures. Par ailleurs, le clivage présente des caractéristiques opérationnelles proches des finitions manuelles, les opérateurs positionnant eux-mêmes la pierre sous la fente dans certains cas (**cf. section II.I.1.6**). Afin d'assurer la cohérence opérationnelle et d'éviter des cellules quasi vides, ces procédés ont été regroupés au sein d'une catégorie unique de « finitions manuelles », opposée au « débitage », ce qui conduit logiquement à un facteur binaire. Enfin, seules les interactions disposant de degrés de liberté suffisants ont été intégrées dans les calculs ; par exemple, le facteur « matériau » ne comporte que trois modalités (granite, calcaire, grès), limitant son degré de liberté à 2.

Les résultats de l'ANOVA pour la fraction inhalable sont présentés dans le **tableau 2-9**. Avec une p-value de référence fixée à 0.015, seuls les effets dont $p < 0.015$ sont considérés comme statistiquement significatifs.

Tableau 2-9 : Résultats de l'ANOVA pour la fraction inhalable

Source	SS	df	F	p
Procédé	53458	1	9.585	0.0040
Saisonnalité	32	1	0.006	0.9405
Voie humide	24137	1	4.328	0.0441
Matériau	12617	2	1.131	0.3340
Procédé - Saisonnalité	610	1	0.109	0.7430
Procédé - Voie humide	51394	1	9.215	0.0040
Procédé - Matériau	38000	2	3.407	0.0442
Saisonnalité - Voie humide	1002	1	0.180	0.6740
Saisonnalité - Matériau	40266	2	3.610	0.0370
Voie humide - Matériau	1893	2	0.170	0.8451
Résiduel	206352	37		

Les résultats montrent que, parmi les effets principaux, le procédé est le seul facteur significatif au seuil $p < 0.015$ ($p = 0.004$). Cela indique que le type de procédé mis en œuvre exerce un effet déterminant sur les niveaux d'exposition aux poussières inhalables. Les autres effets principaux, notamment la voie humide ($p = 0.044$), le matériau ($p = 0.334$) et la saisonnalité ($p = 0.940$), ne franchissent pas le seuil de significativité fixé.

Concernant les interactions, seule l'interaction procédé × voie humide ($p = 0.004$) est significative à ce seuil, ce qui traduit une dépendance forte entre le type de procédé et l'efficacité du travail en voie humide. Autrement dit, la réduction des émissions de poussières grâce à la voie humide varie selon le procédé utilisé. Les interactions procédé × matériau ($p = 0.044$) et saisonnalité × matériau ($p = 0.037$) restent non significatives avec la p-value de 0.015, bien qu'elles indiquent des tendances d'interaction modérées. Les autres interactions (procédé × saisonnalité, saisonnalité × voie humide, voie humide × matériau) ne présentent aucun effet significatif).

Pour la fraction alvéolaire, les résultats de l'ANOVA sont présentés ci-dessous dans le **tableau 2-10**.

Tableau 2-10 : Résultats de l'ANOVA pour la fraction alvéolaire

Source	SS	df	F	p
Procédé	225	1	16.710	0.0002
Saisonnalité	16	1	1.210	0.2787
Voie humide	111	1	8.230	0.0068
Matériau	0.6	2	0.020	0.9772
Procédé - Saisonnalité	30	1	2.14	0.1519
Procédé - Voie humide	187	1	13.890	0.0006
Procédé - Matériau	1.57	1	0.120	0.7349
Saisonnalité - Voie humide	94	2	3.520	0.04
Saisonnalité - Matériau	8	2	0.301	0.7442
Voie humide - Matériau	499	37		
Résiduel	1394	51		

Les résultats indiquent que les effets principaux procédé ($p = 0.0002$) et voie humide ($p = 0.0068$) sont statistiquement significatifs au seuil $p < 0.015$. Cela signifie que les particules fines sont fortement influencées par le type de procédé et par l'application de la voie humide. Les effets de la saisonnalité ($p = 0.2787$) et du matériau ($p = 0.9772$) ne sont pas significatifs.

Parmi les interactions, seule procédé × voie humide est significative ($p = 0.0006$). Cette interaction confirme que l'efficacité du travail en voie humide varie selon le procédé, modifiant fortement la génération des poussières fines. L'interaction saisonnalité × voie humide ($p = 0.04$) n'est pas significative au seuil de 0.015, mais suggère une efficacité variable du contrôle humide selon les saisons. Les autres interactions ne présentent pas d'effets notables.

Parmi les interactions, seule procédé × voie humide est significative ($p = 0.0006$). Cette interaction confirme que l'efficacité du travail en voie humide varie selon le procédé, modifiant fortement la génération des poussières fines. L'interaction saisonnalité × voie humide ($p = 0.04$) n'est pas significative au seuil de 0.015, mais suggère une efficacité variable du contrôle humide selon les saisons. Les autres interactions ne présentent pas d'effets notables. Il est important de souligner que certains effets deviennent significatifs pour la fraction alvéolaire alors qu'ils ne l'étaient pas pour la fraction inhalable, et inversement. Cette différence reflète la sensibilité distincte des deux fractions aux mécanismes de génération et de dispersion des particules. Les particules fines sont davantage influencées par les conditions opératoires et environnementales, notamment l'efficacité de la voie humide, ce qui explique que l'interaction procédé × voie humide soit fortement significative pour la fraction alvéolaire alors qu'elle n'apparaissait que modérément pour la fraction inhalable. À l'inverse, certains effets liés au matériau, visibles dans l'ANOVA inhalable via des interactions modérées (procédé × matériau et saisonnalité × matériau), disparaissent totalement pour la fraction alvéolaire. Cela peut s'expliquer par le fait que les différences de granulométrie entre matériaux influencent surtout la

production de particules grossières, tandis que la fraction fine dépend davantage d'autres phénomènes, moins directement liés à la nature du matériau. En d'autres termes, la distribution granulométrique et les mécanismes de génération diffèrent suffisamment entre fractions pour conduire à des profils de significativité distincts entre les deux ANOVA.

L'ANOVA met en évidence des déterminants communs aux deux fractions : le procédé et la voie humide apparaissent comme les facteurs dominants influençant les niveaux d'exposition. Les effets du matériau et de la saisonnalité restent secondaires. Cependant, les différences entre les fractions sont nettes. Pour la fraction inhalable, les effets du matériau apparaissent au travers d'interactions modérées avec le procédé ou la saison, traduisant une influence liée aux propriétés physiques des matériaux sur la dispersion des poussières dans certaines conditions. En revanche, la fraction alvéolaire est davantage influencée par les conditions opératoires et environnementales, notamment par le couplage procédé/voie humide, tandis que la nature du matériau joue un rôle négligeable.

3.9.3 Conclusion

L'évaluation statistique des expositions aux poussières dans l'industrie des ROC met en évidence une forte variabilité des niveaux d'aérosols, souvent proches ou supérieurs aux valeurs limites réglementaires, notamment lors des procédés de finition et de clivage. L'ANOVA, réalisée avec un seuil de significativité fixé à $p = 0,015$, confirme que le procédé et la voie humide sont les principaux facteurs déterminants des expositions, tandis que la saisonnalité et le matériau ne présentent pas d'effets isolés significatifs.

Ces résultats valident les observations empiriques et orientent les actions de prévention vers des leviers prioritaires : une optimisation de la voie humide adaptée aux procédés et aux saisons, et une analyse approfondie de l'effet des matériaux dans un cadre expérimental contrôlé.

Ces observations ont conduit à approfondir les recherches selon deux axes complémentaires. La première repose sur la conception d'un banc de découpe expérimental, destiné à isoler les variables et à fournir des mesures reproductibles, notamment pour comparer l'impact du travail en voie humide et caractériser la granulométrie des émissions selon les matériaux. Le second axe concerne des analyses spécifiques de la remise en suspension des particules après traitement de l'eau (décantation ou filtration), afin d'évaluer les risques résiduels et de proposer des mesures de prévention adaptées à l'industrie 'ROC'.

IV. Approfondissement expérimental et analyses complémentaires

L'effet de la nature des matériaux a été étudié de manière ciblée grâce à un banc de découpe expérimental conçu pour obtenir une représentativité des pics d'émission en conditions contrôlées, une répétabilité dans les phases de découpe et une adaptation à l'échelle du laboratoire. Cette partie présente la conception du dispositif, les protocoles appliqués et l'incertitude associée, avant de détailler les résultats obtenus en voie sèche puis en voie humide. Outre la comparaison des débits d'émissions selon les modalités opératoires, l'étude fournit également la distribution granulométrique des particules émises, permettant une caractérisation de la taille et de la répartition des aérosols. Les résultats relient ainsi les émissions aux combinaisons matériau et mode opératoire.

4.1 Matériels et méthodes

4.1.1 Conception d'un banc de découpe pour évaluer l'effet des matériaux et du mode opératoire

Le banc de découpe est une structure conçue pour une utilisation en laboratoire. Ses composants principaux incluent :

- Un moteur pas à pas muni d'une vis sans fin, pour assurer l'avance progressive de la pierre à une vitesse contrôlée ([145]) ;
- Un étau pour fixer la pierre à tester, garantissant sa stabilité pendant l'opération ;
- Une disqueuse fixe équipée d'un disque diamanté provenant directement d'une graniterie, associée à une règle graduée permettant de régler précisément la profondeur de coupe. Ce disque est un outil circulaire à noyau en acier, muni de segments périphériques contenant des diamants synthétiques dans une matrice métallique. Ce choix d'outil correspond aux pratiques courantes des professionnels de la filière pierre, qui utilisent le disque diamanté pour sa capacité à découper efficacement des matériaux durs tels que le granite ou le marbre ;
- Une canalisation de collecte avec un piquage isocinétique relié au Grimm permettant d'obtenir des distributions granulométriques en temps réel ;
- Un filtre et une aspiration à 100 m³/h (variant de 0 à 50 Hz) pour collecter les aérosols et éviter les dispersions externes ;
- Un système de pulvérisation d'eau à un débit contrôlé de 1.5 l/min dirigé vers le disque et la pierre pendant la coupe.

La **figure 2-24** illustre la configuration : à gauche, le moteur pas à pas avec vis sans fin entraine l'étau tenant la pierre vers la disqueuse ; les poussières émises sont projetées dans un tube équipé d'un piquage isocinétique pour le Grimm, suivi d'un filtre et de l'aspiration.

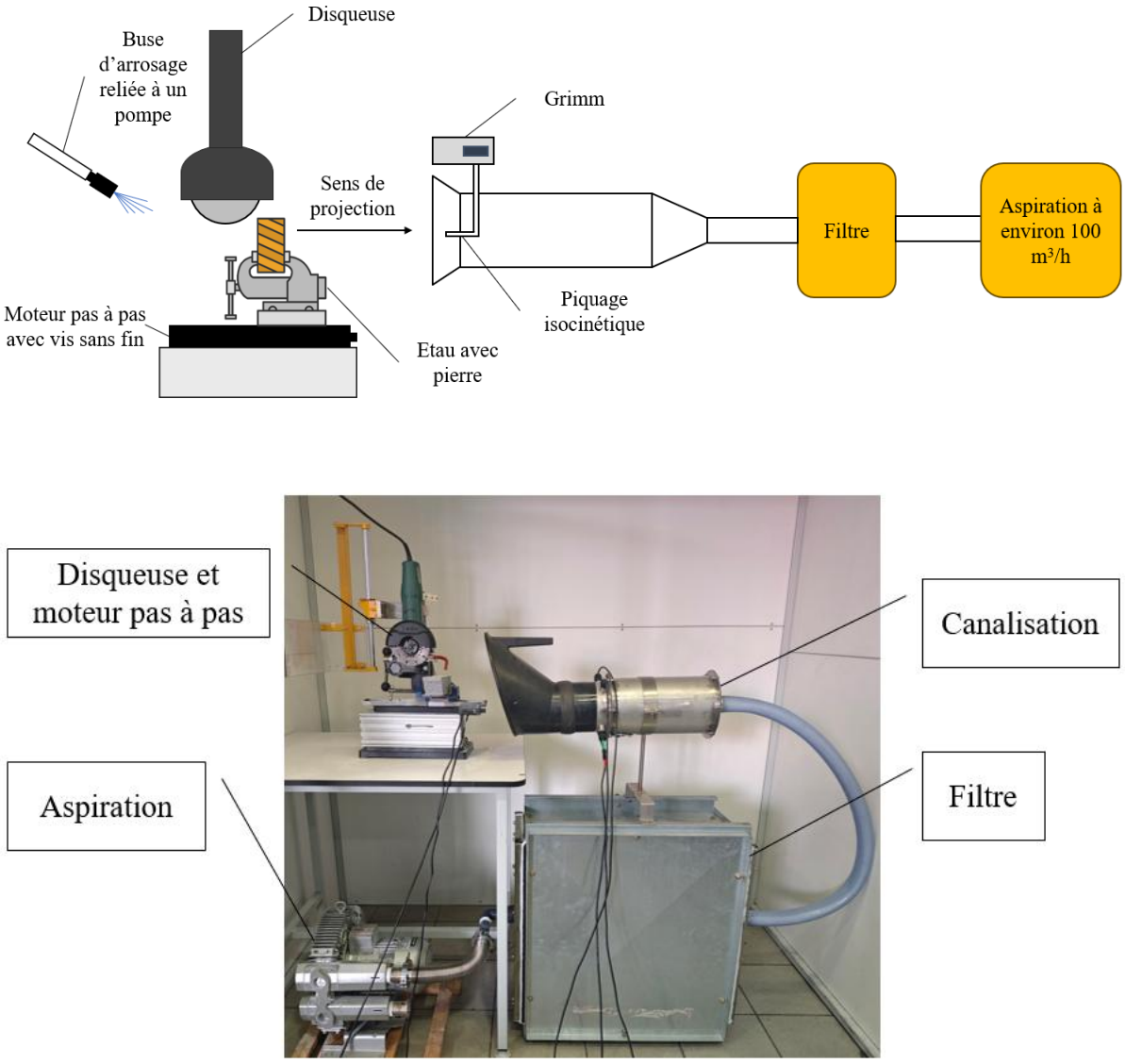


Figure 2-24: : Schéma et photographie du banc de découpe conçu au laboratoire

4.1.2 Protocoles expérimentaux

Les protocoles expérimentaux ont été organisés selon deux modes opératoires distincts : la voie sèche et la voie humide, afin de comparer les émissions de poussières générées lors de l'usinage. Neuf matériaux ont été sélectionnés pour leur représentativité géologique et leur diversité physico-mécanique. Le **tableau 2-11** ci-dessous présente leurs principales caractéristiques. Tous les échantillons ont été calibrés à une largeur de 5 cm pour assurer une représentativité homogène, à l'exception du grès dont la largeur est de 2.5 cm en raison de contraintes d'approvisionnement. Les dimensions sont conformes à la norme NBN EN 1926 [27] pour les essais de traction. Les protocoles ont été divisés en deux modes principaux : voie sèche et voie humide, pour comparer les émissions.

Tableau 2-11: : Caractéristiques physico mécaniques des échantillons de pierres utilisés pour les essais de découpe (masse volumique, capillarité, dureté et porosité) (source : Lithoscope CTMNC [146])

Pierre	Masse volumique (kg/m^3)	Capillarité ($g/m^2.s^{0.5}$)	Dureté (Mohs)	Porosité (%)
Granite (1)	2620	~0.20	6-7	0.6
Granite (2)	2710	~0.20	6-7	0.3
Calcaire dur (1)	2100	100-200	3-4	25-35
Calcaire dur (2)	2300	43	3-4	12.7
Calcaire dur (3)	2300	0.68	<4	0.9
Calcaire dur (4)	2691	~0.20	6-7	0.2
Calcaire tendre (1)	1450	280	1	44.6
Calcaire tendre (2)	1850	217	1.5-2	27.4
Grès	2018	141	6	24.2

En voie sèche, chaque matériau a été soumis à trois passes d'usinage avec une vitesse d'avance constante de 3 mm/s et une profondeur de coupe de 5 mm. La masse des pierres a été relevée avant et après chaque passe afin de déterminer la masse enlevée. Le temps d'usinage a été chronométré pour calculer le débit massique, permettant d'évaluer les émissions relatives selon la nature du matériau. Cette approche permet de caractériser les émissions en conditions non humidifiées, représentatives des pratiques industrielles classiques.

En voie humide, trois matériaux ont été sélectionnés pour des essais approfondis : le grès, le calcaire tendre et le granite, afin d'explorer les effets différenciés selon la porosité et la dureté. Deux modalités d'humidification ont été testées. La première consiste à immerger les échantillons pendant 24 h dans de l'eau, conformément à la norme EN 13755 [147] relative à l'absorption d'eau à pression atmosphérique. Cette méthode vise à saturer la porosité interne avant l'usinage. La seconde repose sur un système de pulvérisation appliqué en continu sur la pierre et le disque pendant l'opération, simulant les dispositifs d'arrosage utilisés en atelier. Pour chaque modalité, trois passes ont été réalisées avec les mêmes paramètres cinématiques que pour la voie sèche. Cette double approche permet de comparer l'efficacité des techniques d'humidification sur la réduction des émissions.

4.1.3 Incertitude expérimentale

L'évaluation de l'incertitude expérimentale permet de mesurer la reproductibilité des essais et de quantifier la variabilité due aux facteurs aléatoires. Deux paramètres sont considérés : le débit d'émission, calculé sur une phase complète de coupe, et la concentration particulaire, enregistrée en

continu par le spectromètre Grimm au cours du temps. L'incertitude relative du paramètre Rest calculée selon la relation

$$R = \frac{\Delta R}{R} = \sqrt{\left(\frac{\Delta u_1}{u_1}\right)^2 + \left(\frac{\Delta u_2}{u_2}\right)^2 + \cdots + \left(\frac{\Delta u_n}{u_n}\right)^2} \qquad 2-23$$

où u_i correspond à un facteur expérimental (débit ou la concentration mesurée) et Δu_i à l'incertitude associée à ce facteur.

Pour chaque configuration répétée N fois, la moyenne μ_i est calculée :

$$\mu_i = \frac{1}{T}\sum_{t=1}^{T} x_{i,t} \qquad 2-24$$

Dans le cas du débit d'émission, μ_i correspond à la valeur moyenne obtenue sur une phase complète de coupe, c'est-à-dire la masse enlevée rapportée au temps de passe. Pour la concentration mesurée par le Grimm, μ_i est la moyenne des valeurs instantanées $x_{i,t}$ relevées sur T intervalles temporels pendant la répétition i.

La moyenne globale sur l'ensemble des répétitions est ensuite donnée par :

$$\mu = \frac{1}{N}\sum_{i=1}^{N} \mu_i \qquad 2-25$$

Elle correspond à la valeur moyenne générale du paramètre étudié, intégrant toutes les répétitions. La dispersion entre répétitions est caractérisée par l'écart-type expérimental σ, calculé avec $N-1$ degrés de liberté :

$$\sigma = \sqrt{\frac{1}{N-1}\sum_{i=1}^{N} (\mu_i - \mu)^2} \qquad 2-26$$

Ce paramètre traduit la variabilité des moyennes μ_i autour de la moyenne globale μ. L'incertitude expérimentale u, correspondant à l'erreur standard de la moyenne, est donnée par :

$$u = \frac{\sigma}{\sqrt{N}} \qquad 2-27$$

L'incertitude u exprime la précision de la moyenne globale. Elle peut être rapportée en pourcentage relatif afin de faciliter la comparaison entre matériaux :

$$u_i = \left(\frac{u}{\mu}\right) \cdot 100 \qquad 2-28$$

Enfin, pour un intervalle de confiance (IC) à 95 %, l'incertitude est élargie par le coefficient de Student t(≈ 2,776 pour un nombre de degrés de liberté correspondant à $N - 1 = 4$), donnant :

$$\mu \pm t \cdot u \qquad 2-29$$

Cet intervalle fournit une estimation robuste de la valeur moyenne du débit d'émission par passe ou de la concentration particulaire mesurée en continu par le Grimm, en intégrant la variabilité expérimentale.

Après la description des matériaux et du protocole expérimental, il convient à présent de caractériser le banc de découpe, afin de préciser ses paramètres de fonctionnement et d'évaluer son influence sur les mesures réalisées.

4.2 Caractérisation du banc de découpe et incertitudes expérimentales

4.2.1 Vitesse et régime d'écoulement

Afin d'assurer une homogénéité des conditions d'aspiration et de garantir la validité des mesures, un profil de vitesse a été établi dans la canalisation en faisant varier la fréquence d'aspiration du ventilateur. Les mesures ont été réalisées à l'aide d'un anémomètre, directement dans la section de la canalisation où est placé le point de prélèvement du Grimm. Cette démarche permet de vérifier que les conditions de prélèvement sont représentatives et conformes aux exigences d'isocinétisme.

Pour atteindre ces conditions, une buse de 5 mm de diamètre a été utilisée, calibrée pour une vitesse d'environ 1 m/s. Ce réglage assure que la vitesse d'aspiration au niveau de la buse est équivalente à la vitesse de l'air dans la canalisation, évitant ainsi les biais liés à une sur- ou sous-aspiration des particules. Le profil de vitesse obtenu pour différentes fréquences du ventilateur (25 Hz, 35 Hz et 50 Hz) est présenté en **figure 2-25**. La fréquence retenue est de 25 Hz, correspondant à un débit d'environ 100 m³/h, qui garantit une vitesse stable et homogène dans la section de prélèvement.

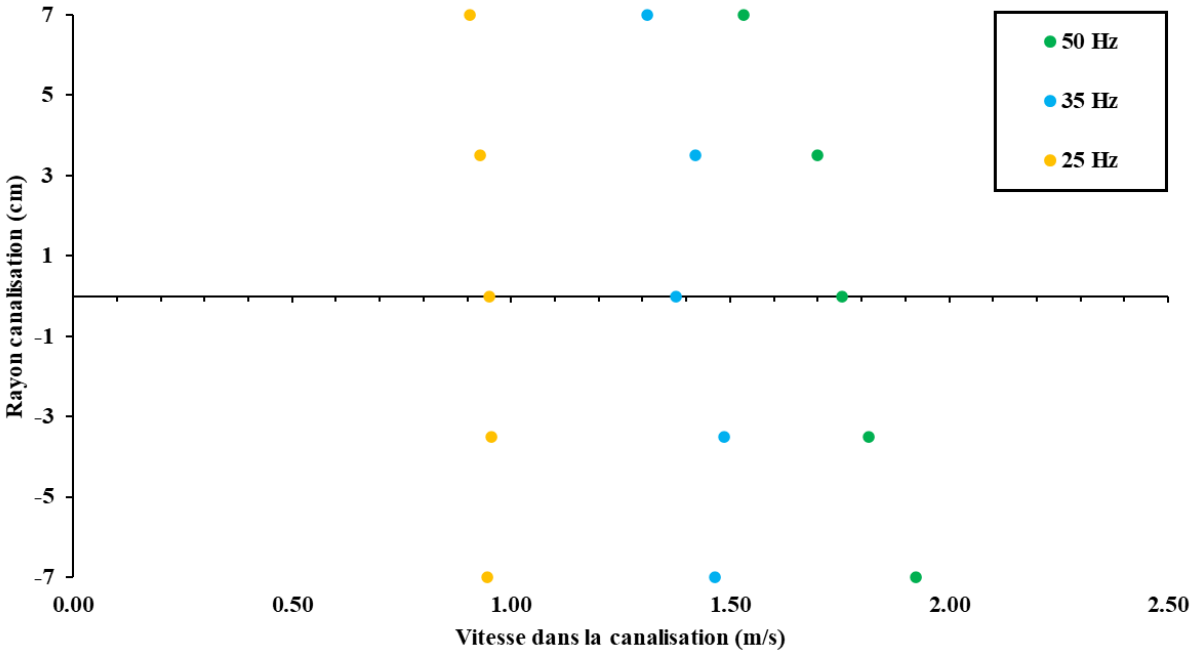


Figure 2-25 : Profil de vitesse dans la canalisation à diverses fréquences de ventilateur 25, 35 et 50 Hz

4.2.3 Incertitudes expérimentales

Les incertitudes expérimentales ont été évaluées directement à partir des répétitions réalisées sur le banc de découpe, en considérant deux paramètres : le débit massique d'émission (exprimé en g/s) et la concentration particulaire mesurée par le spectromètre Grimm (particules/m³). Les calculs reposent sur les répétitions effectuées pour chaque matériau. Les découpes ont été réalisées sur des durées comprises entre 20 et 25 secondes, selon la nature du matériau.

Les résultats pour les débits massiques sont regroupés dans le **tableau 2-12**. Ils montrent une reproductibilité globalement satisfaisante, avec des incertitudes relatives inférieures à 3 % pour la majorité des matériaux. Une exception notable concerne le calcaire tendre (2), dont l'incertitude atteint près de 30 % en raison d'un effritement de la pierre lors de la coupe, entraînant une surestimation de la masse enlevée.

Tableau 2-12: : Débit massique par matériau et incertitudes associées

Matériau	Moyenne μ (g/s)	Ecart-type σ (g/s)	Incertitude expérimentale (g/s)	Incertitude expérimentale (%)	IC 95% (±)
Granite (1)	64.67	2.69	1.56	2.4	6.7
Granite (2)	58.86	11.11	6.42	10.9	27.6
Calcaire dur (1)	58.34	1.43	0.83	1.4	3.6
Calcaire dur (2)	86.59	10.57	6.1	7.1	26.3
Calcaire dur (3)	88.7	0.31	0.18	0.2	0.8
Calcaire dur (4)	57.29	0.84	0.48	0.8	2.1
Calcaire tendre (1)	26.96	0.77	0.44	1.6	1.9
Calcaire tendre (2)	56.09	28.93	16.7	*29.8*	71.9
Grès	46.75	1.71	0.99	2.1	4.2

Les incertitudes sur les concentrations mesurées par le Grimm sont présentées dans le tableau 2-13. Elles mettent en évidence des dispersions plus marquées pour le calcaire tendre (2) et calcaire dur (1), tandis que les matériaux plus homogènes comme le granite ou le grès présentent des incertitudes relatives généralement inférieures à 5 %.

Tableau 2-13: : Incertitude liées au concentrations mesurées par le Grimm

Matériau	Moyenne μ (particules/cm³)	Ecart-type σ (particules/cm³)	Incertitude expérimentale (particules/cm³)	Incertitude expérimentale (%)	IC 95% (±)
Granite (1)	11863	690	488	4.1	6202
Granite (2)	6749	355	205	3.0	883
Calcaire dur (1)	6604	1059	748	11.3	9515
Calcaire dur (2)	4928	163	94	1.9	406
Calcaire dur (3)	3330	144	83	2.5	357
Calcaire dur (4)	5902	276	159	2.7	687
Calcaire tendre (1)	8050	405	286	3.5	3645
Calcaire tendre (2)	2972	2326	1342	12.7	5778
Grès	4928	164	94	1.9	407

Enfin, l'incertitude expérimentale globale, obtenue par propagation des incertitudes sur les deux paramètres, est de 5.6 %. Cette valeur confirme la bonne reproductibilité des essais et valide la comparabilité des résultats entre matériaux et modes opératoires.

4.3 Essais de découpe en voie sèche

Les essais de découpe en voie sèche révèlent un profil temporel typique pour l'ensemble des matériaux. La durée totale des découpes varie entre 20 et 30 secondes selon la nature des pierres. Un pic est atteint entre 20 et 25 s selon le matériau, puis les concentrations diminuent progressivement, traduisant la fin de la génération d'aérosols et leur dispersion ou sédimentation.

La **figure 2-26** illustre ces évolutions : les courbes présentent une forme en cloche, avec des amplitudes plus élevées pour les granites. Le cas du grès est particulier : la largeur de l'échantillon (2.5 cm au lieu de 5 cm) réduit le temps de coupe et explique la décroissance plus rapide observée.

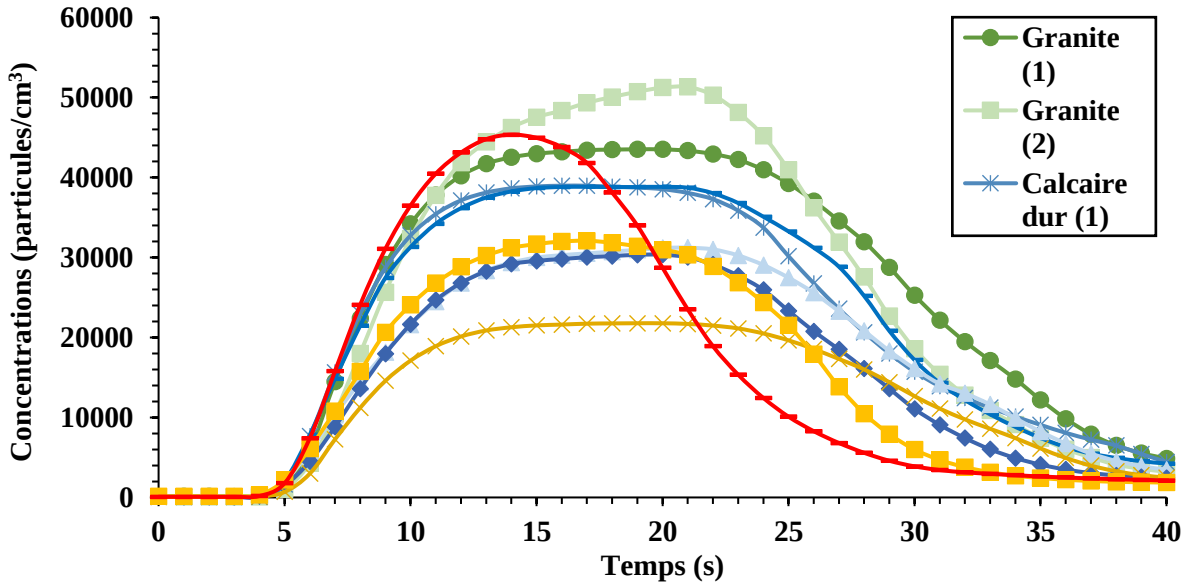


Figure 2- 26: : Évolution temporelle des concentrations d'aérosols pour tous les matériaux lors de la découpe en voie sèche

4.3.1 Émissions intégrées et intensité maximale

Pour quantifier les émissions générées lors de la découpe en voie sèche, deux indicateurs complémentaires ont été retenus. Le premier est l'aire sous la courbe, qui représente la quantité totale d'aérosols émis pendant toute la durée de la coupe. Cette aire a été calculée par intégration temporelle des concentrations mesurées (en particules/cm³) selon la méthode des trapèzes (avec une variation de temps, Δt équivalent à 6 secondes), ce qui permet d'obtenir une valeur exprimée en particules.s/cm³. Le second indicateur est le pic maximal de concentration, correspondant à la valeur instantanée la plus élevée enregistrée au cours de chaque essai, exprimée en particules/cm³.

Les résultats sont présentés dans le **tableau 2-14**. Les granites se distinguent par des émissions totales élevées, avec des aires supérieures à un million de particules.s/cm³ et des pics dépassant 43 000 particules/cm³, atteignant même plus de 51 000 particules/cm³ pour l'échantillon Granite (2). Les calcaires durs présentent des émissions intermédiaires, avec des pics compris entre 30 000 et 39 000 particules/cm³. Les calcaires tendres génèrent des quantités plus faibles, notamment le calcaire tendre (1), dont le pic ne dépasse pas 22 000 particules/cm³. Le grès, bien que découpé sur une épaisseur réduite, affiche un pic élevé (≈ 45 000 particules/cm³), mais une aire plus modérée, liée à la durée de coupe plus courte. Il est intéressant de noter que les niveaux de concentrations obtenus ici en conditions contrôlées sont du même ordre de grandeur que ceux observés en entreprise lors d'opérations réalisées en voie sèche. Les pics mesurés sur granite ou calcaire dur (30 000 à plus de 50 000 particules/cm³) sont cohérents avec les valeurs déjà enregistrées dans certains ateliers, confirmant que les intensités d'émission reproduites expérimentalement reflètent bien les situations réelles. Ces données pourront être mobilisées ultérieurement pour plusieurs objectifs : (i) contextualiser les niveaux d'exposition mesurés en entreprise en les reliant à des débits d'émission caractéristiques des matériaux ; (ii) comparer l'efficacité relative des procédés ou des conditions opératoires (voie sèche vs voie humide).

Tableau 2-14 : Émissions d'aérosols en voie sèche – aire sous la courbe et pic maximal

Type d'essai	Aire sous la courbe (particules.s/cm³)	Pic maximal (particules/cm³)
Granite (1)	1035859	43529
Granite (2)	1022245	51321
Calcaire dur (1)	870198	32105
Calcaire dur (2)	882574	38837
Calcaire dur (3)	713313	31233
Calcaire dur (4)	630213	30355
Calcaire tendre (1)	516968	21781
Calcaire tendre (2)	609659	38978
Grès	665533	45354

4.3.2 Corrélations entre propriétés des matériaux et émissions

L'examen des corrélations entre les propriétés des matériaux (**tableau 2-12**) et les émissions d'aérosols en voie sèche, tel qu'illustré dans la **figure 2-27**, exclut le grès de l'analyse, dont la largeur d'échantillon inférieure aux autres matériaux a entraîné une durée de coupe et des niveaux d'émission non comparables. Les coefficients de détermination obtenus sont globalement faibles à modérés, avec quelques exceptions notables. La masse volumique présente une relation faible avec les émissions, que ce soit pour le pic maximal ou pour l'aire sous la courbe ($R^2 \approx 0.3$ et 0.5), ce qui suggère une influence partielle de ce paramètre sur l'intensité et la durée des émissions, sans pour autant permettre d'établir

une relation linéaire robuste. La dureté, en revanche, montre une corrélation modérée avec le pic maximal ($R^2 = 0.6$), et une relation forte avec l'aire sous la courbe ($R^2 = 0.8$), indiquant que ce paramètre joue un rôle significatif dans la quantité totale d'aérosols générés, même si son influence sur les pics instantanés demeure marginale. La porosité, enfin, n'exerce qu'une influence limitée, avec des coefficients de détermination faibles tant pour le pic maximal ($R^2 = 0.2$) que pour l'aire sous la courbe ($R^2 = 0.3$), ce qui confirme que ce paramètre n'est pas déterminant dans la dynamique globale des émissions.

Dans l'ensemble, ces résultats montrent que les propriétés physiques des matériaux ne suffisent pas à expliquer les différences observées dans les émissions d'aérosols. L'absence de corrélations systématiquement fortes, à l'exception de la dureté avec l'aire sous la courbe, suggère que d'autres facteurs interviennent. Le moyen de coupe lui-même apparaît comme un déterminant majeur : les mécanismes d'abrasion, de friction et de fragmentation induits par le disque peuvent générer des particules indépendamment des caractéristiques intrinsèques des pierres. Cette contribution exogène peut expliquer la dispersion des résultats et souligne la nécessité d'intégrer les paramètres opératoires (type d'outil, vitesse de coupe, présence ou non d'aspiration ou d'arrosage) dans l'analyse des émissions.

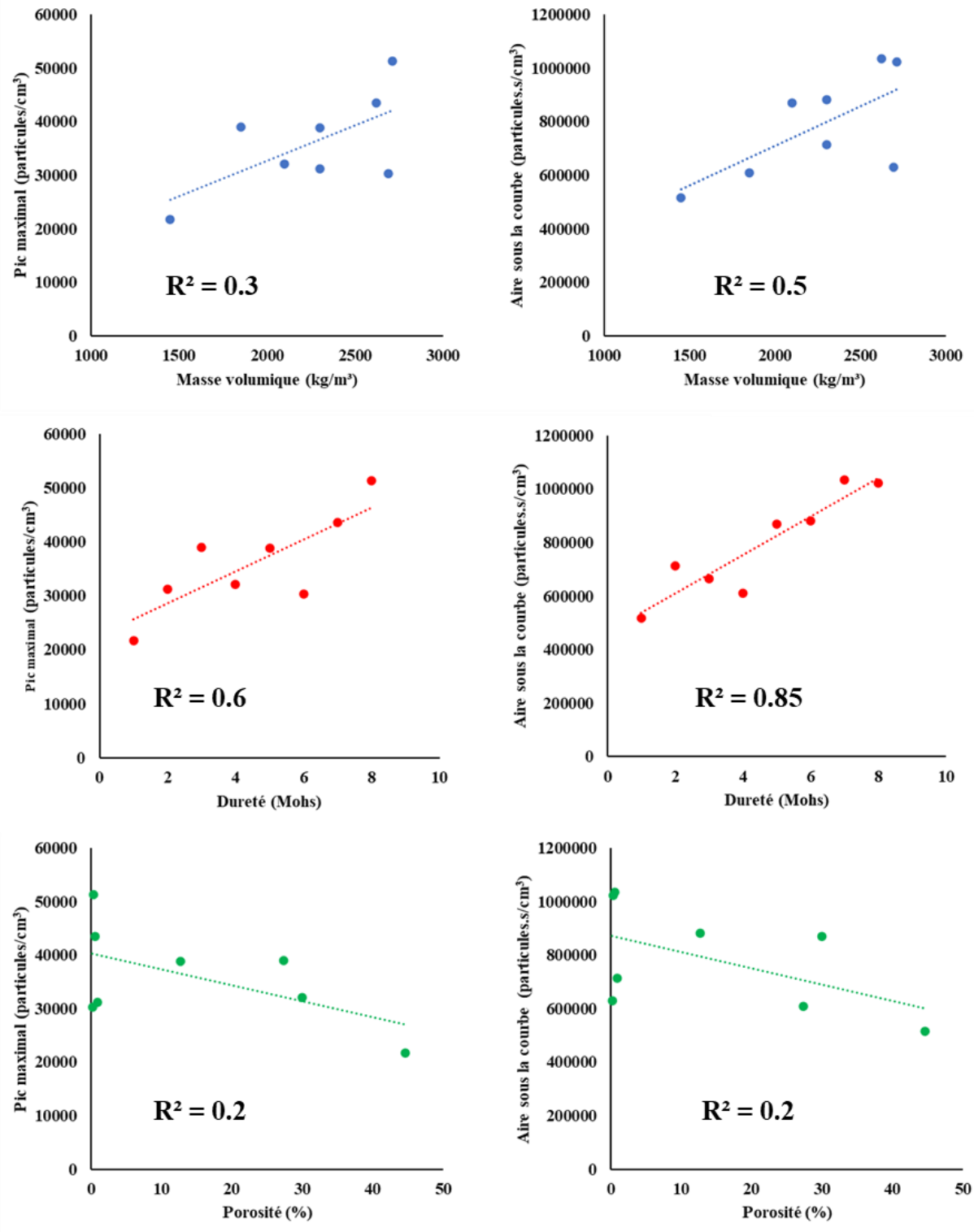


Figure 2-27 : Corrélations entre les propriétés des matériaux et les émissions d'aérosols en voie sèche (a) Pic maximal en fonction de la masse volumique (b) Aire sous la courbe en fonction de la masse volumique (c) Pic maximal en fonction de la dureté (d) Aire sous

4.3.3 Analyse des distributions granulométriques

L'étude des distributions granulométriques obtenues lors des essais de découpe en voie sèche met en évidence une prédominance marquée des particules fines pour l'ensemble des matériaux testés. Cette tendance, déjà observée dans la littérature [102] et avec les mesures réalisées à l'aide du GRIMM lors des opérations sur le terrain, qui avaient également révélé une forte proportion de particules submicroniques. Les histogrammes des fréquences relatives (**figures 2-28 et 2-29**) montrent que la majorité des aérosols générés se situent dans les classes inférieures à 1 µm, avec un pic prononcé autour de 0.3–0.4 µm. Cette tendance est particulièrement nette pour les calcaires tendres et durs, dont les fréquences relatives culminent à près de 30–35 % dans cette gamme.

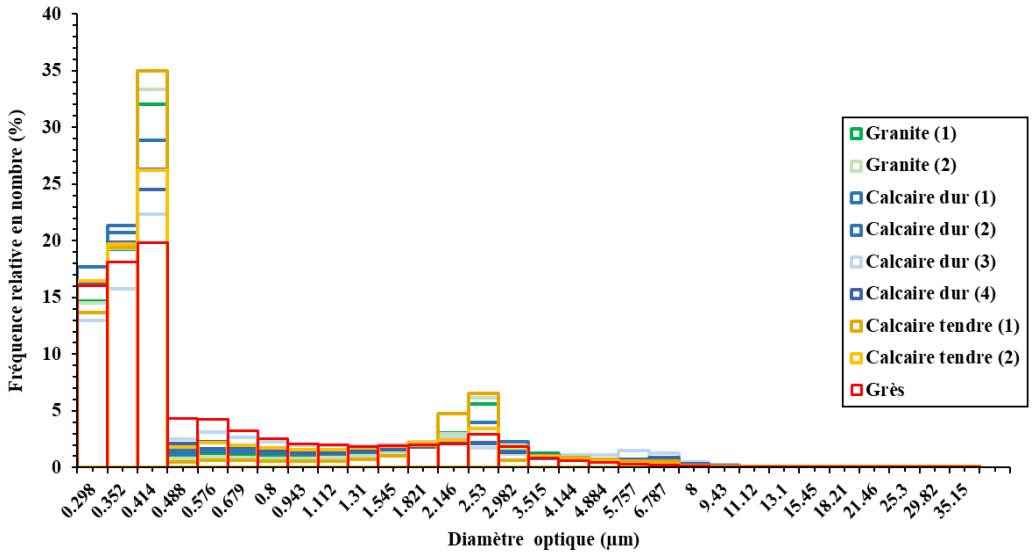


Figure 2-28 : Histogrammes des fréquences relatives des distributions granulométriques de toutes les pierres échantillonnées

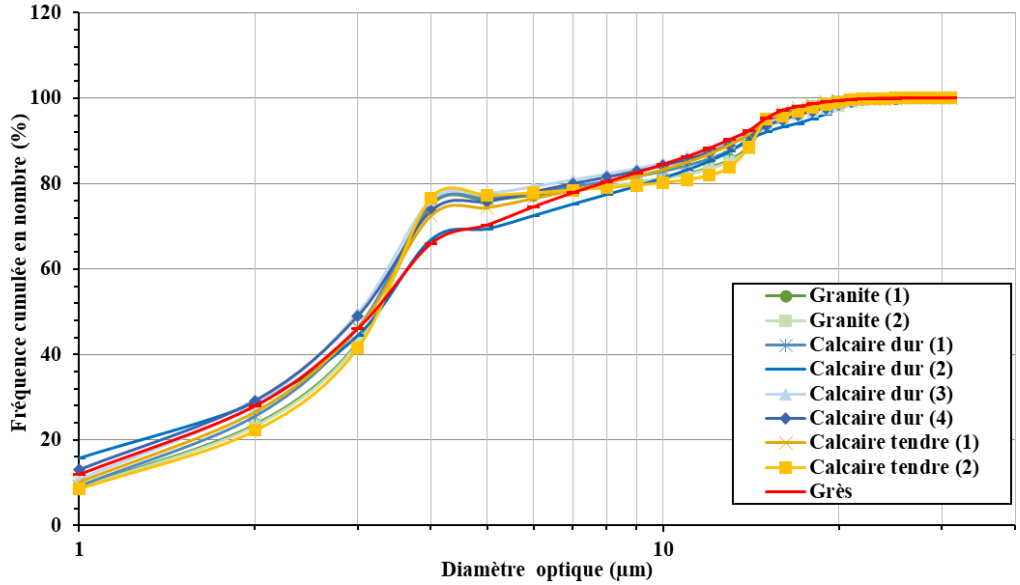


Figure 2-29 : Histogrammes des fréquences cumulées des distributions granulométriques de toutes les pierres échantillonnées

Les courbes cumulatives confirment cette observation : pour tous les matériaux, 50 % des particules (D50) sont inférieures à environ 0.36 µm et 90 % (D90) à 2 µm. Les valeurs caractéristiques sont regroupées dans le **tableau 2-15**. Les D10 sont quasi identiques pour tous les matériaux (≈ 0.253–0.258 µm), ce qui correspond à la limite inférieure de détection du Grimm. Les D50 varient très peu (0.353–0.367 µm), traduisant une homogénéité des distributions dans la zone submicronique. Les D90 montrent une variabilité plus marquée : les granites atteignent les valeurs les plus élevées (≈ 2.25 µm), tandis que le grès présente la plus faible (≈ 1.77 µm), les calcaires occupant une position intermédiaire. Malgré une dureté comparable entre granites et grès testés, cette différence sur les particules plus grosses (D90) suggère que la dureté n'influence pas principalement la granulométrie des aérosols générés.

Ces résultats montrent que, malgré des différences d'intensité d'émission entre matériaux, la granulométrie des particules reste globalement similaire et dominée par des fractions ultrafines. D'un point de vue sanitaire, la prédominance des particules inférieures à 2.5 µm, et en particulier submicroniques, souligne le risque accru d'inhalation profonde dans les voies respiratoires, renforçant la pertinence de l'analyse en lien avec les valeurs limites d'exposition professionnelle. Il convient toutefois de noter que ces mesures ont été réalisées avec un analyseur GRIMM, dont le diamètre maximal est de 35 µm, ce qui exclut la détection de particules potentiellement plus grosses.

Tableau 2-15 : Diamètres optiques caractéristiques (D10, D50, D90) des particules en voie sèche

Type de pierre	D10 optique (µm)	D50 optique (µm)	D90 optique (µm)
Granite (1)	0,257	0,366	2,257
Granite (2)	0,256	0,366	2,240
Calcaire dur (1)	0,258	0,367	2,225
Calcaire dur (2)	0,253	0,367	2,107
Calcaire dur (3)	0,253	0,353	1,866
Calcaire dur (4)	0,253	0,354	1,949
Calcaire tendre (1)	0,253	0,361	1,939
Calcaire tendre (2)	0,255	0,360	2,133
Grès	0,253	0,364	1,774

En résumé, l'analyse des émissions en voie sèche met en évidence une production notable d'aérosols ultrafins et submicroniques, dont l'intensité varie selon la nature des matériaux étudiés. Les corrélations établies avec les propriétés physiques telles que la dureté, la masse volumique ou la porosité demeurent faibles, ce qui indique que ces paramètres ne permettent pas, à eux seuls, d'expliquer les différences observées. L'absence de relation robuste souligne l'importance du rôle joué par l'outil de coupe : les mécanismes d'abrasion, de friction et de fragmentation qu'il induit apparaissent comme des facteurs déterminants dans la génération et la distribution granulométrique des aérosols. Cette hypothèse, toutefois, nécessite d'être consolidée par des essais complémentaires afin de confirmer la part exacte de l'influence de l'outil dans le processus d'émission.

Dans cette perspective, l'étape suivante consiste à évaluer l'effet de l'humidification sur la génération d'aérosols. Deux modalités expérimentales ont été retenues : le trempage préalable des échantillons afin de simuler une saturation en eau, et la pulvérisation continue durant la phase de coupe. Bien que l'apport d'eau puisse générer un brouillard susceptible d'interférer avec les mesures, cet aspect n'est pas pris en compte dans l'analyse présentée ici (**cf. section III.I.1.4 pour une discussion détaillée des artefacts potentiels liés au brouillard d'eau**). L'analyse en voie humide permettra ainsi de déterminer dans quelle mesure l'apport d'eau contribue à réduire les émissions et d'identifier les conditions les plus efficaces selon la nature des matériaux.

3.2.5 Résultats en voie humide

Les **figures 2-30 à 2-32** présentent les courbes d'évolution des concentrations en particules mesurées lors des essais réalisés en voie humide, selon deux modalités d'humidification : pulvérisation continue et trempage prolongé. Chaque figure regroupe les trois configurations expérimentales, à savoir les conditions à sec, après trempage et avec arrosage, pour un matériau donné. Les matériaux testés sont le calcaire tendre (matériau 1), le granite (matériau 2) et le grès. Ces courbes traduisent la variation

temporelle des émissions et permettent d'évaluer l'influence de l'eau sur la dynamique de génération des particules pendant les opérations de coupe ou d'abrasion.

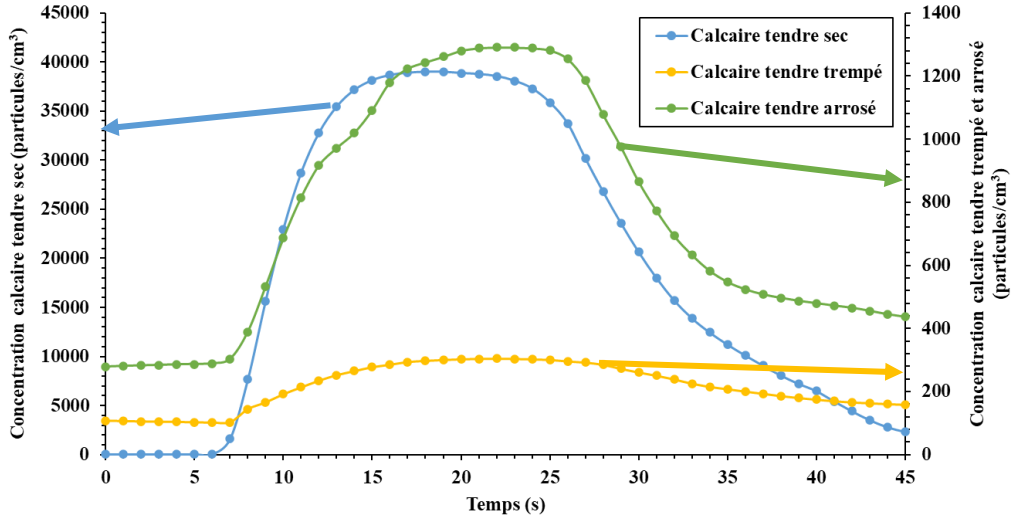


Figure 2-30 : Évolution temporelle des concentrations en particules pour le calcaire tendre (sec, trempé, arrosé)

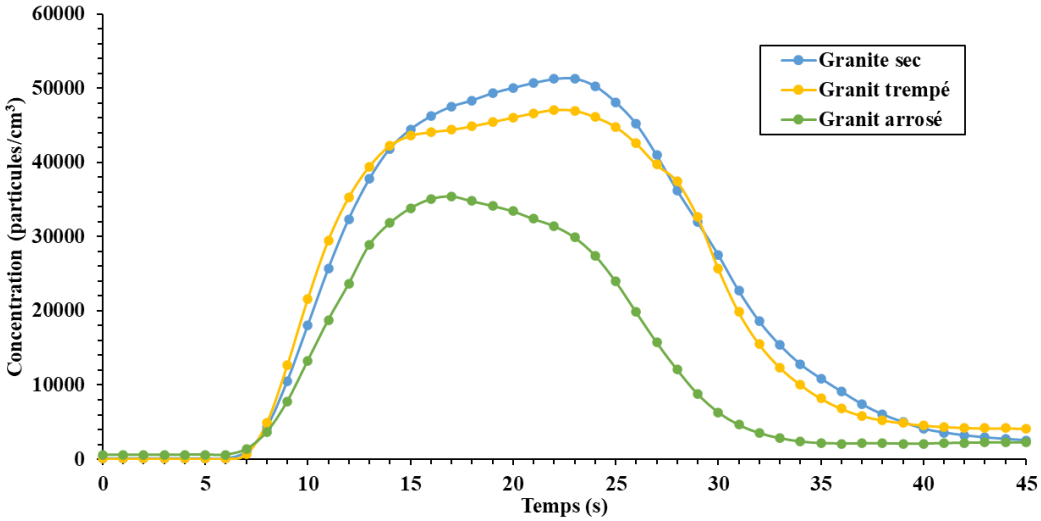


Figure 2- 31 : Évolution temporelle des concentrations en particules pour le granite (sec, trempé, arrosé)

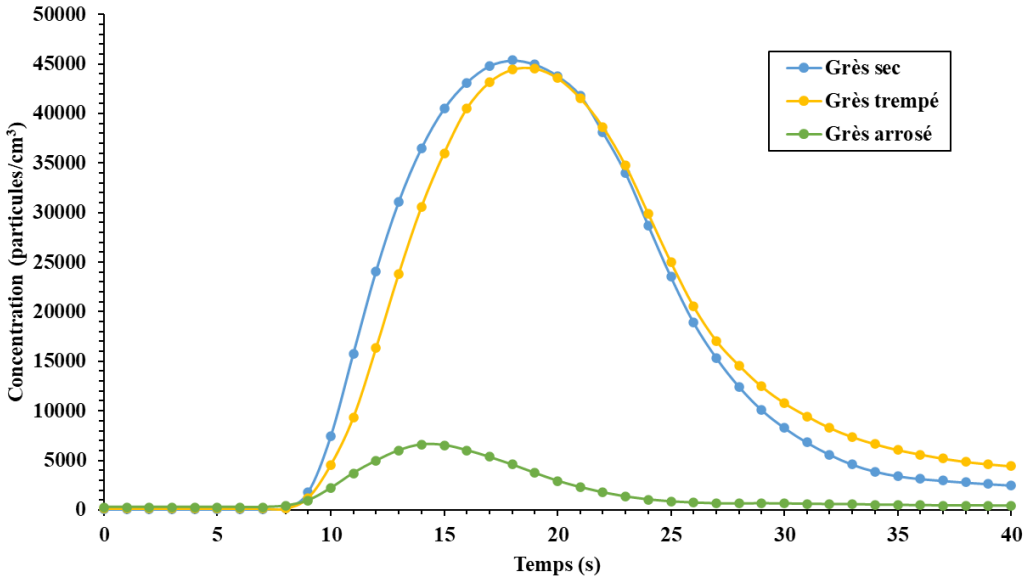


Figure 2- 32 : Évolution temporelle des concentrations en particules pour le grès (sec, trempé, arrosé)

Les valeurs issues de ces essais ont été quantifiées à partir de l'aire sous la courbe, exprimée en particules par centimètre cube par seconde, représentant la quantité totale de particules émises durant la période de mesure. Les pics maximaux de concentration, exprimés en particules par centimètre cube, traduisent l'intensité instantanée des émissions. Ces deux indicateurs, associés aux pourcentages d'abattement calculés, permettent une comparaison directe entre les matériaux et les modalités d'humidification, comme présenté dans le **tableau 2-16**.

Tableau 2-16 : Émissions totales et pics maximaux en voie humide et voie sèche pour les trois matériaux testés

Matériau	Modalité	Aire sous la courbe (part.s/ cm^3)	Pic maximal (part./ cm^3)	% Abattement (Aire sec/Aire trempé)	% Abattement (Aire sec/Aire arrosé)	% Abattement (Pic maximal sec/Pic maximal trempé)	% Abattement (Pic maximal sec/Pic maximal arrosé)
Calcaire tendre (1)	Sec	609659	38978	-	-	-	-
	Trempé	9631	304	98.4	-	99.2	-
	Arrosé	34333	1290	-	94.4	-	96.7
Granite (2)	Sec	1022245	51321	-	-	-	-
	Trempé	969725	47112	5.1	-	8.2	-
	Arrosé	582652	35456	-	43.0	-	30.9
Grès	Sec	665533	45354	-	-	-	-
	Trempé	73733	44530	0.5	-	1.8	-
	Arrosé	661904	6604	-	88.9	-	85.4

Les résultats mettent en évidence des comportements très contrastés selon la nature minéralogique et la structure poreuse des roches (**tableau 2-11**). Pour le granite, le trempage de vingt-quatre heures ne montre qu'une efficacité marginale, avec un abattement limité à 5.1 % sur l'aire et 8.2 % sur le pic maximal. L'aire sous la courbe reste très élevée, proche de celle observée en voie sèche, et le pic maximal demeure important. Cette absence d'effet s'explique par la faible porosité du granite (0.3 à 0.6 %) et sa capillarité extrêmement basse ($\approx 0.2\ g \cdot m^{-2} \cdot s^{0.5}$), qui empêchent toute pénétration significative de l'eau dans la structure interne. En revanche, l'arrosage continu permet une réduction partielle des émissions, avec un abattement de 43 % sur l'aire et de 30.9 % sur le pic maximal, traduisant une efficacité plus tangible. Le grès présente un comportement intermédiaire. Le trempage conduit à une réduction de 88.9 % de l'aire sous la courbe, mais n'abaisse le pic maximal que de 1.8 %, ce qui traduit une efficacité limitée sur les concentrations instantanées. Cette situation s'explique par la porosité élevée (24.2 %) combinée à une capillarité moyenne ($141\ g \cdot m^{-2} \cdot s^{0.5}$), favorisant un écoulement de l'eau à travers les pores et empêchant sa rétention durable. L'arrosage continu, en revanche, réduit fortement les émissions, avec un abattement quasi nul sur l'aire (0.5 %) mais très marqué sur le pic maximal (85.4 %), ce qui montre que l'apport constant d'eau agit surtout sur les pics de concentration. Le calcaire tendre se distingue par une efficacité remarquable des deux modalités. Le trempage conduit à une réduction de 98.4 % de l'aire et de 99.2 % du pic maximal, traduisant une suppression très significative des émissions. L'arrosage est également très performant, avec un abattement de 94.4 % sur l'aire et de 96.7 % sur le pic maximal. Ces résultats s'expliquent par la forte porosité (44.6 %) et la capillarité élevée

($280\ g \cdot m^{-2} \cdot s^{0,5}$), qui favorisent une imprégnation et une rétention durable de l'eau dans le matériau. L'humidité agit comme un liant interne, empêchant la libération des particules fines en promouvant leur coalescence, favorisant les ponts liquides. Dans l'ensemble, l'efficacité de la voie humide dépend étroitement des propriétés hydriques des matériaux. Pour les pierres dures et peu poreuses comme le granite, le trempage est inefficace et seul l'arrosage apporte une réduction partielle. Pour les roches poreuses mais à forte capillarité comme le grès, le trempage réduit l'aire mais reste peu efficace sur les pics, tandis que l'arrosage agit surtout sur les concentrations instantanées. Enfin, pour les pierres tendres à forte porosité et capillarité comme le calcaire tendre, les deux modalités sont extrêmement efficaces, avec des abattements supérieurs à 90 % sur l'ensemble des indicateurs.

4.4 Analyses complémentaires sur la remise en suspension de particules après traitement de l'eau

Dans la continuité de cette analyse consacrée à la voie humide, une attention particulière a été portée à la problématique de la remise en suspension des particules lors de l'utilisation d'eau dans les procédés industriels. L'eau joue un rôle central : elle agit comme agent de captation en limitant la dispersion des poussières fines au moment de la coupe, mais elle devient également un milieu de transfert susceptible de se charger en particules. Dans le dispositif étudié, il s'agit d'un arrosage continu en circuit fermé, où l'eau du procédé est récupérée après usage, puis soumise à des traitements de filtration et/ou de décantation, avant d'être réinjectée dans le système. Ce recyclage, non systématique selon l'entreprise, permet de réduire la consommation d'eau, mais il favorise aussi l'accumulation progressive de particules dans le fluide, augmentant le risque de remise en suspension et donc d'inhalation secondaire.

Cette problématique a été identifiée à la fois au cours des observations de terrain et à travers différents échanges avec les CARSAT et les acteurs industriels, qui soulignent que, malgré la réduction globale des émissions obtenue par l'humidification, l'eau elle-même peut devenir un vecteur de contamination. Afin d'évaluer ce phénomène, plusieurs échantillons représentatifs ont été analysés : eau filtrée, eau décantée, ainsi que prélèvements réalisés en sortie de procédé. L'objectif de ces analyses est de déterminer la présence résiduelle de particules et d'estimer le potentiel de remise en suspension associé à chacune de ces phases du traitement humide, afin de mieux comprendre l'efficacité réelle du circuit fermé et ses limites en termes de prévention.

Dans le cadre de cette étude, plusieurs échantillons d'eau ont été prélevés sur deux graniteries distinctes, afin d'évaluer la présence résiduelle de particules dans les circuits d'eau utilisés pour les procédés en voie humide. Ces prélèvements visent à caractériser les différentes étapes de traitement et à comparer leur efficacité en matière de décantation et de filtration.

Pour la première entreprise, trois échantillons ont été collectés :

- Un échantillon témoin (E1-T), constitué d'eau du robinet, servant de référence pour déterminer la qualité initiale de l'eau avant toute utilisation ou contamination particulaire ;
- Un échantillon d'eau décantée (E1-D), prélevé à la sortie d'un système de bassins successifs permettant la sédimentation naturelle des particules issues des opérations de coupe ;
- Un échantillon d'eau décantée et filtrée (E1-DF, prélevé après le passage d'un filtre installé avant le procédé. Ce filtre a été ajouté par l'entreprise à la suite du constat, formulé lors des échanges, que l'eau restait chargée en particules même après décantation, probablement en raison d'un sous-dimensionnement des bassins. L'installation du filtre avait donc pour objectif de réduire la quantité de particules remises en circulation dans le circuit d'eau de coupe.

Pour la deuxième entreprise, deux échantillons ont été prélevés :

- Un échantillon d'eau en sortie directe de fil à diamant (E2-FIL), fortement chargé en particules minérales issues du sciage des blocs de pierre ;
- Un échantillon d'eau décantée et filtrée (E2-DF), obtenu après passage dans un système de trois bassins de décantation cette fois largement dimensionnés, suivi d'un traitement complémentaire par filtre-presse.

L'analyse granulométrique des particules en suspension a été réalisée à l'aide du Mastersizer 3000+ Ultra (Malvern Panalytical), basé sur la technique de la diffraction laser. Le principe repose sur la diffusion d'un faisceau lumineux par les particules présentes dans l'échantillon : les particules de grande taille dévient la lumière à de faibles angles, tandis que les particules fines la diffusent à des angles plus élevés. Les signaux recueillis par un ensemble de détecteurs sont ensuite convertis en une distribution granulométrique grâce au modèle optique de Mie, en tenant compte des propriétés optiques du matériau et du milieu dispersant (ici, l'eau). Dans le cadre de ce travail, l'analyse a été spécifiquement orientée vers la silice cristalline, constituant le paramètre le plus représentatif et le plus critique du point de vue sanitaire dans le secteur étudié. Ce choix se justifie par la nature des échantillons, prélevés dans des ateliers de graniterie, dont les matériaux contiennent une proportion significative de silice. Les résultats sont exprimés en distribution en nombre, permettant de caractériser la répartition des particules selon leur taille et de calculer les paramètres statistiques usuels (D10, D50, D90).

Les distributions granulométriques obtenues (**figure 2-33**) révèlent des différences nettes entre les échantillons, traduisant l'impact des étapes de traitement sur la taille des particules en suspension. Le **tableau 2-17** présente les paramètres statistiques clés (D10, D50 et D90), calculés à partir des distributions en nombre.

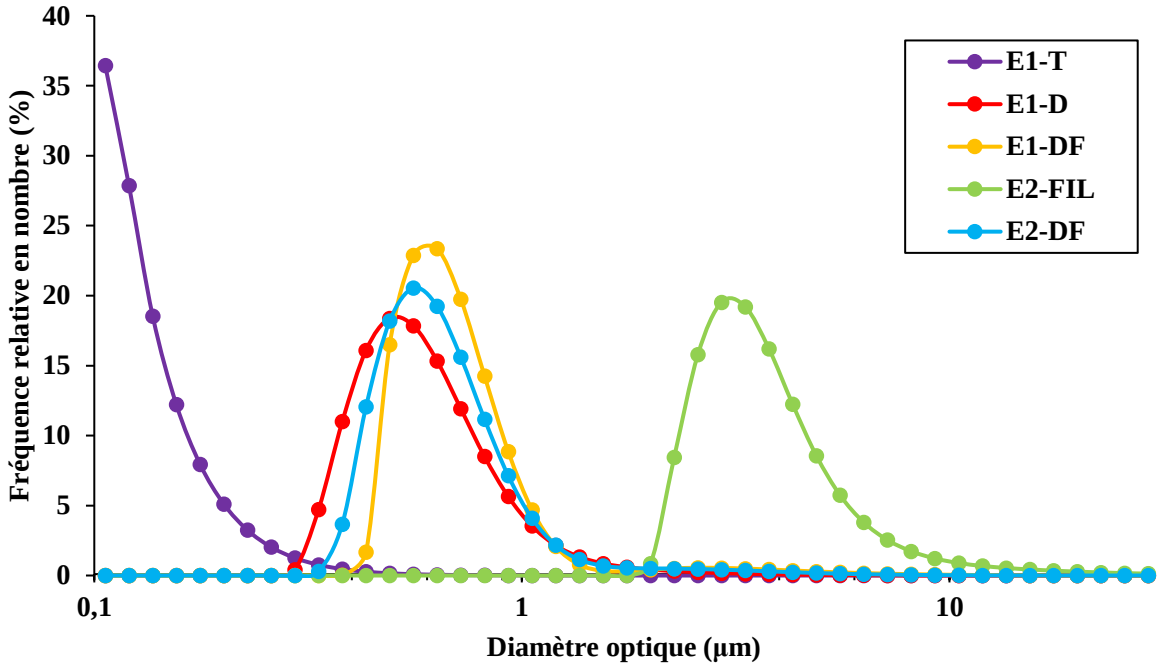


Figure 2-33 : Distributions granulométriques en nombre des particules présentes dans les échantillons d'eau analysés

Tableau 2-17 : Diamètres optiques caractéristiques (D10, D50, D90) des particules dans les échantillons d'eau analysés

Échantillon	D10 (µm)	D50 (µm)	D90 (µm)
E1-T	0.106	0.117	0.186
E1-D	0.363	0.526	0.891
E1-DF	0.469	0.619	0.946
E2-FIL	2.324	3.251	5.828
E2-DF	0.415	0.578	0.93

L'échantillon témoin (E1-T), issu de l'eau du robinet, montre une distribution extrêmement fine, concentrée dans la gamme submicronique (< 0.2 µm), ce qui correspond à la présence résiduelle de nanoparticules ou d'impuretés. Cette valeur de référence permet de situer les apports liés aux procédés industriels.

Sur le premier site, l'eau décantée (E1-D) et l'eau décantée filtrée (E1-DF) présentent des distributions centrées autour de 0.5–0.6 µm, avec un D90 proche de 0.9 µm. Après filtration, les percentiles granulométriques augmentent légèrement. Cette évolution s'explique par le fait que les particules les plus grossières sont majoritairement éliminées en amont par décantation gravitaire ou sédimentation dans les canalisations, de sorte que le filtre-presse agit principalement sur une population déjà appauvrie en grandes tailles. Les concentrations élevées en particules submicroniques favorisent par ailleurs la formation d'agglomérats, susceptibles d'être captés préférentiellement par le média

filtrant, ce qui réduit la proportion relative des tailles les plus fines et décale la distribution résiduelle vers des valeurs légèrement plus élevées. Il est également possible qu'une fraction des particules mesurées provienne de sources externes, telles que des apports environnementaux, des poussières atmosphériques ou des contaminations liées au réseau d'alimentation. Malgré ces variations, la fraction < 1 µm demeure largement dominante (≈ 99 %), indiquant que les procédés de décantation et de filtration ne permettent pas d'éliminer les fractions respirables potentiellement critiques pour l'inhalation. Sur le second site, l'eau brute en sortie de fil diamanté (E2-FIL) présente une distribution beaucoup plus grossière, avec un D50 de 3.25 µm et un D90 de 5.83 µm. Cette signature reflète la génération immédiate de débris minéraux lors de la coupe, avec une fraction < 4 µm réduite à environ 67 %. Après traitement (E2-DF), la distribution se rapproche de celle observée pour E1-DF, avec un D50 de 0.58 µm et un D90 de 0.93 µm, traduisant l'efficacité du système de bassins surdimensionnés et du filtre-presse. Globalement, les circuits fermés combinant décantation et filtration réduisent la médiane des tailles de plus d'un ordre de grandeur par rapport aux eaux brutes (de ~3 µm à ~0.6 µm), limitant ainsi le risque d'inhalation de fractions alvéolaires (< 2.5 µm). Néanmoins, la persistance de 98–99 % de particules < 4 µm dans les eaux traitées souligne une limite intrinsèque : l'accumulation progressive dans le circuit fermé peut favoriser une exposition chronique aux poussières fines, notamment de silice cristalline.

Bien que plusieurs travaux tels que l'étude de Cooper et al. (2015) [148] ou celle de Johnson et al. (2017) [149] sur les techniques de coupe de pierre en voie humide démontrent clairement l'efficacité du mouillage pour réduire les émissions immédiates de poussières respirables, aucune étude ne traite spécifiquement du phénomène d'accumulation de particules dans un circuit d'eau recyclée et de leur remise en suspension potentielle en conditions industrielles réelles. Les publications existantes utilisent de l'eau propre, dans des contextes expérimentaux contrôlés, et ne se penchent ni sur l'évolution temporelle des charges particulaires, ni sur le risque potentiel lié à la réutilisation continue d'une eau de procédé en circuit fermé. Dans cette perspective, la réalisation de mesures en conditions réelles apparaît nécessaire. Des prélèvements en point fixe, effectués à l'aide d'appareils standard tels que le CIP10, pourraient notamment être envisagés : une fois les échantillons traités et séchés, la présence éventuelle d'une charge particulaire permettrait d'établir certaines déductions quant à la remise en suspension potentielle. Parallèlement, une analyse approfondie des eaux traitées, des étapes de décantation/filtration et de l'évolution de la charge en particules au sein du circuit fermé apporterait des éléments essentiels pour mieux comprendre les mécanismes en jeu et évaluer objectivement le risque résiduel d'exposition en milieu industriel.

Conclusion

Le chapitre 2 pose les fondations méthodologiques et expérimentales d'une évaluation approfondie des expositions aux poussières et à la silice cristalline dans l'industrie des roches ornementales et de construction (ROC). À travers une campagne de mesures terrain, menée sur 52 échantillons dans cinq groupes d'exposition similaires (GES) représentatifs des procédés emblématiques (flammage, clivage, sciage au disque, découpe à la chaîne et finition manuelle), les niveaux d'exposition pour les fractions inhalable et alvéolaire ont été quantifiés. Les résultats révèlent des dépassements systématiques ou incertains des concentration moyenne à ne pas dépasser sur 8 heures, particulièrement marqués lors des travaux de finition et du clivage, confirmés par une approche probabiliste. L'analyse de variance identifie le type de procédé et le mode opératoire (voie humide versus sèche) comme facteurs déterminants, tandis que la saisonnalité et le matériau exercent des effets secondaires. L'approfondissement expérimental sur un banc de découpe dédié révèle une prédominance des particules submicroniques (< 1 µm) générée en voie sèche. Par ailleurs, les analyses complémentaires sur la remise en suspension post-traitement de l'eau (décantation et filtration) exposent un risque résiduel persistant, même si ce phénomène mérite des études complémentaires pour un réel constat.

De plus cette campagne a permis de mettre en lumière les limites des méthodes gravimétriques classiques (comme le CIP10-R ou le cyclone GK 2.69), qui, bien que standardisés pour des évaluations de l’exposition, ne permettent pas de capturer les variations dynamiques des concentrations, les pics d'exposition et ne permettent pas de répondre au besoin nouveau (2021-1763) de vérifier que la concentration est acceptable en tous points du local. C'est dans cette perspective que le chapitre 3 s'inscrit, en explorant le développement métrologique d'un système portatif connecté basé sur des capteurs optiques à faible coût (LCS).

Chapitre 3 : Développement métrologique d'un système portatif connecté pour un suivi en temps réel des concentrations inhalées

Introduction

La surveillance des poussières fines (PM2.5, PM10) constitue un enjeu majeur dans les environnements industriels à forte émission de particules, tels que les ateliers de transformation de la pierre naturelle. Les méthodes gravimétriques classiques, reposant sur des dispositifs standardisés comme les cyclones ou le CIP10, fournissent des mesures conformes aux normes [67,79] mais présentent des limites importantes : elles ne permettent ni d'obtenir des données en temps réel, ni de caractériser les variations rapides de concentration. En particulier, ces instruments sont inadaptés à l'évaluation des concentrations moyennes inhalables ou alvéolaires court terme, telles que les VLEP-15 min, qui exigent une résolution temporelle pour identifier les pics d'exposition. De plus, les résultats dépendent fortement de la stratégie de prélèvement et de la représentativité des groupes d'exposition homogène, introduisant des biais méthodologiques dans l'interprétation.

Face à ces limites, les capteurs optiques à faible coût (Low-Cost Sensors, LCS), basés sur la détection par diffusion de la lumière, offrent une alternative prometteuse. Leur miniaturisation, leur faible consommation énergétique et leur capacité à produire des mesures continues ouvrent la voie à une surveillance en temps réel des concentrations de particules, aussi bien dans les environnements industriels que dans les milieux urbains. Cette approche permet d'envisager un suivi adapté aux expositions professionnelles, mais également aux enjeux de qualité de l'air ambiant. Plusieurs travaux qui vont être présentées à la suite ont confirmé leur potentiel, en montrant qu'après étalonnage, ces capteurs peuvent reproduire fidèlement les tendances temporelles des instruments de référence, tout en restant sensibles aux variations environnementales.

L'étude de Mahajan et Kumar [150] constitue une référence en matière d'évaluation et d' étalonnage des capteurs LCS. Les auteurs ont comparé dix capteurs Smart Citizen (équipés du capteur PMS5003) à un instrument de référence GRIMM EDM107. Quatre modèles ont été testés : régression linéaire (LR), forêts aléatoires (RF), réseaux de neurones (ANN) et Support Vector Regression (SVR). Ce dernier a montré les meilleures performances, avec un R^2 moyen de 0.87 pour les PM2.5 et une erreur quadratique moyenne (RMSE) de 3.39 µg/m³, soit une précision proche de celle de l'appareil de référence. Les auteurs démontrent que les capteurs LCS, après étalonnage, peuvent reproduire les tendances temporelles du GRIMM EDM107 tout en restant sensibles aux variations de concentrations. Ils rappellent, à la suite des travaux de Masson et al. (2015) [151], que les capteurs LCS sont sensibles à l'humidité relative (au-delà de 75 %) et à la température, ce qui justifie la nécessité de contrôles réguliers.

Sousan et al. (2021) [152] ont évalué en laboratoire quatre capteurs LCS destinés à la surveillance des particules en conditions environnementales et professionnelles : l'OPC-N3 (Alphasense), le SPS30 (Sensirion), l'AirBeam2 (HabitatMap) et le PMS A003 (Plantower). Les performances de ces capteurs

ont été comparées à celles du photomètre pDR-1500 (Thermo Fisher Scientific, plage de mesure : 1 à 10 µm de 0.001-400 000 µg/m³), utilisé comme instrument de référence. Trois types d'aérosols ont été générés afin de reproduire différents contextes d'exposition : le NaCl pour simuler des particules hydrosolubles, l'Arizona Road Dust (ARD) pour représenter des poussières minérales solides, et la Poly-α-oléfine-4 (PAO-4) pour modéliser des aérosols huileux organiques. Les résultats montrent que le SPS30 et l'OPC-N3 présentent une corrélation très élevée avec l'instrument de référence en environnement extérieur ($r \approx 0.99$). En milieu professionnel, le SPS30, l'AirBeam2 et le PMS A003 conservent une corrélation forte ($r > 0.96$), tandis que l'OPC-N3 se révèle plus variable, avec des corrélations comprises entre 0.88 et 0.99 selon l'aérosol testé. L'étude précise que l'OPC-N3 peut être considéré comme adapté pour la mesure de l'ARD et de la PAO-4 en PM1 et PM2.5, mais qu'il n'est-pas fiable pour le NaCl. De plus, bien que l'OPC-N3 couvre une plage granulométrique étendue (0.3-40 µm), il tend à sous-estimer les fractions supérieures à PM2.5, en particulier les particules grossières (PM4–PM10). Le SPS30 se distingue par une précision élevée, avec un coefficient de variation inférieur à 5 % pour le NaCl, ce qui traduit une bonne reproductibilité des mesures entre capteurs identiques.

Saputra et al. (2025) [153] ont proposé une calibration du capteur LCS SPS30 en utilisant la méthode de décroissance (Decay Method), qui consiste à observer la diminution progressive de la concentration en particules dans une chambre expérimentale après arrêt de la génération d'aérosols. L'expérimentation a été réalisée dans une chambre de 75 litres, équipée d'un système de ventilation contrôlée, où les chercheurs ont suivi la décroissance naturelle des concentrations de particules issues de la combustion d'encens. Les mesures du SPS30 ont été comparées à celles d'un capteur de référence HT-9600 (HTI). L'étude décrit précisément ce principe : la concentration maximale C_{max} est atteinte dans la chambre, puis diminue selon une loi exponentielle $C(t) = C_{max} \cdot e^{-\beta t}$, où β dépend du débit de dilution et du volume de la chambre. Cette équation traduit la décroissance contrôlée des particules en fonction du temps, et constitue la base du protocole de calibration. Les auteurs montrent que cette approche permet de tester la réponse dynamique du SPS30 face à une décroissance parfaitement maîtrisée, indépendante de la génération initiale, et uniquement gouvernée par le débit de ventilation. Les résultats montrent une corrélation très élevée entre le SPS30 et le HT-9600 pour les fractions PM2.5 et PM10. Pour PM2.5, le modèle polynomial atteint un coefficient de détermination $R^2 = 0.9994$ et le modèle linéaire $R^2 = 0.9992$. Pour PM10, les valeurs sont respectivement $R^2 = 0.9978$ et $R^2 = 0.9977$. L'erreur moyenne après étalonnage est réduite à environ 2 µg/m³ pour PM2.5 et 4 µg/m³ pour PM10, soit une amélioration de l'ordre de 25 % par rapport aux mesures brutes. En conclusion, l'étude démontre que le SPS30, une fois étalonné, fournit des mesures fiables et précises en temps réel pour PM2.5 et PM10. Les auteurs soulignent que cette approche rend le capteur adapté à une intégration dans des dispositifs portables ou portés pour le suivi de l'exposition individuelle. Toutefois, dans une perspective industrielle, il conviendra de prévoir des campagnes régulières de réétalonnage afin de garantir la

précision des mesures dans la durée et de tenir compte des conditions spécifiques aux environnements de travail.

Au-delà des travaux qui ont confirmé la précision et la reproductibilité des capteurs LCS, plusieurs études se sont attachées à analyser les facteurs susceptibles d'impacter la fiabilité des mesures et à préciser les conditions de leur utilisation. Ces recherches mettent en évidence que la performance des capteurs ne dépend pas uniquement de leur conception technique, mais aussi de paramètres environnementaux et physico-chimiques qui peuvent introduire des biais significatifs.

Dans une étude complémentaire, Chojer et al. (2024) [154] ont développé un prototype multipolluant low-cost (SENSINAIR Monitor) intégrant des capteurs pour PM2.5 (PMS5003), CO_2 (SCD30), CO, NO_2 et O_3 (Alphasense EC). Ce dispositif a été déployé lors d'une série de mesures en environnement intérieur et comparé à des instruments de référence (TSI DustTrak DRX, GrayWolf AdvancedSense BE). Les résultats ont montré une forte corrélation pour PM2.5 ($r = 0.97$) et pour les gaz ($r > 0.80$), confirmant la capacité du système à reproduire les tendances de référence. Toutefois, les auteurs soulignent que la précision dépend fortement des conditions environnementales, notamment de la température et de l'humidité, et que des recalibrations régulières sont indispensables pour maintenir la fiabilité des mesures dans la durée.

De leur côté, Alvarez Cruz et al. (2025) [155] ont évalué en laboratoire plusieurs capteurs optiques LCS, notamment le SPS30 (Sensirion), le PMS5003 (Plantower) et l'OPC-N3 (Alphasense). Les essais ont été réalisés en conditions contrôlées avec différents aérosols tests. Les auteurs concluent que, malgré une bonne reproductibilité intra-instrument, ces capteurs présentent des biais systématiques liés à la composition chimique des particules et à l'humidité relative, qui modifient la diffusion optique. Par exemple, le PMS5003 tend à surestimer les concentrations en présence de particules hygroscopiques, tandis que l'OPC-N3 sous-estime les fractions grossières (PM4 et PM10). Concernant le SPS30, l'étude souligne qu'il conserve une reproductibilité correcte mais qu'il n'échappe pas aux biais liés à l'humidité : les gouttelettes d'eau peuvent être interprétées comme des particules solides, entraînant une surestimation des concentrations.

Enfin, Agrawal et al. (2025) [156] ont étudié plus spécifiquement la réponse du SPS30 (Sensirion) et du PMSA003 (Plantower) face à des particules de nature différente, en distinguant les aérosols hydrophiles (NaCl) et hydrophobes (huile de compresseur). Les capteurs ont été testés et calibrés à trois niveaux d'humidité relative (20 ± 3 %, 50 ± 3 % et 80 ± 3 %) contre un instrument de référence (GRIMM 11-A). Cinq modèles de calibration ont été évalués (linéaire, quadratique, linéaire par morceaux, quadratique par morceaux et réseau de neurones artificiels (ANN)). Les résultats montrent que le SPS30 surpasse le PMSA003, notamment par sa sensibilité aux variations d'humidité relative. Le modèle ANN appliqué au SPS30 atteint des performances remarquables, avec des coefficients de détermination

supérieurs à R^2=0.9967 et des erreurs quadratiques moyennes (RMSE) inférieures à 10 % pour les deux types de particules. Les auteurs soulignent que si les réactions des capteurs varient fortement pour les particules hygroscopiques (NaCl), elles restent beaucoup plus stables pour les particules hydrophobes, indépendamment du niveau d'humidité.

Ces travaux mettent en évidence la maturité croissante des capteurs LCS. Le marché en propose aujourd'hui une grande diversité, intégrés dans des dispositifs variés, mais la littérature scientifique se concentre principalement sur quelques modèles qui ont été largement testés et comparés à des instruments de référence. Parmi eux, l'OPC-N3 et le SPS30 apparaissent comme des capteurs très documentés, offrant une base technologique solide pour la surveillance portative de l'exposition aux poussières, à condition qu'un étalonnage adapté soit réalisée en fonction du type d'aérosol et de l'environnement de mesure. Cependant, plusieurs défis persistent et doivent être pris en compte dans la conception d'un dispositif opérationnel : la sensibilité des capteurs aux conditions environnementales (notamment l'humidité), la variabilité de la réponse selon le type de particules. Ces limites justifient la mise en place d'une calibration contextualisée et de procédures d'étalonnage périodiques afin d'assurer la fiabilité des mesures dans les environnements industriels à forte charge particulaire.

Au-delà des performances générales, le développement d'un dispositif portatif destiné aux environnements industriels impose de prendre en compte plusieurs contraintes spécifiques : la robustesse face aux fortes charges particulaires, la capacité à couvrir l'ensemble des classes granulométriques pertinentes pour l'estimation des concentrations de poussières inhalées, et un coût suffisamment maîtrisé pour permettre une diffusion à l'échelle des ateliers. Ces critères orientent le choix des capteurs vers des modèles capables de fournir des données fiables en temps réel, tout en restant économiquement accessibles et techniquement adaptés aux conditions de travail.

Dans ce contexte, le tableau ci-dessous présente une liste non exhaustive des capteurs LCS, incluant le PMS5003, le SDS011, l'OPC-N3, le SPS30 et le NextPM, et synthétise leurs principales caractéristiques techniques.

Tableau 3- 1 : Caractéristiques techniques principales de capteurs optiques à faible coût (LCS) – PMS5003, SDS011, OPC N3, SPS30 et NextPM

Capteur	Plage granulométrique	Classes granulométriques (masse)	Classes granulométriques (nombre de particules)	Plage de concentration	Prix moyen 2025 (€)	Références
PMS5003	0.3–10 µm	PM1.0, PM2.5, PM10	Non disponible	0–500 µg/m³ (max ≥1000 µg/m³)	~20–30) €	[157]
SDS011	0.3–10 µm	PM2.5, PM10	Non disponible	Jusqu'à 999 µg/m³	~20–25 €	[158]
OPC-N3	0.35–40 µm	24 classes granulométriques.	24 classes granulométriques.	Jusqu'à 2000 µg/m³	~400–500 €	[159]
SPS30	0.3–10 µm	PM1.0, PM2.5, PM4, PM10	PM0.5, PM1.0, PM2.5, PM4, PM10 (avec des canaux : 0.3-0.5 µm, 0.5-1 µm, 1-2.5 µm, 2.5-4 µm, 4-10 µm)	0–1000 µg/m³ 0-3000 particules/cm³	~50-100 €	[160]
NextPM	0.3–10 µm	PM1, PM2.5, PM10	PM1, PM2.5, PM10 (avec des canaux : 0.3-0.5 µm, 0.5-1 µm, 1-2.5 µm, 2.5-5 µm, 5-10 µm)	0–1000 µg/m³	~100 €	[161]

La comparaison met en évidence que, si plusieurs capteurs LCS sont disponibles sur le marché, tous ne répondent pas de manière équivalente aux contraintes d'un dispositif portatif destiné aux environnements industriels. Les modèles les plus économiques, tels que le PMS5003 et le SDS011, présentent l'avantage d'un coût réduit, mais leur couverture granulométrique reste limitée et ils ne fournissent pas de mesures en nombre de particules. Ces caractéristiques restreignent leur pertinence pour une évaluation fine des expositions professionnelles, où la distribution granulométrique joue un rôle déterminant dans la pénétration alvéolaire et la toxicité des poussières.

À l'opposé, l'OPC-N3 offre une résolution granulométrique très détaillée, avec 24 classes en masse et en nombre, mais son prix reste élevé. Le NextPM constitue une solution intermédiaire, capable de fournir les classes PM1, PM2.5 et PM10 en masse et en nombre, ainsi que des classes granulométriques détaillés (0.3–10 µm). Son coût (~100 €) est plus accessible que celui de l'OPC-N3, et il se positionne comme une alternative intéressante pour des applications nécessitant une couverture granulométrique étendue, tout en restant compatible avec une intégration portable.

Dans cette perspective, le LCS SPS30 apparaît comme le compromis le plus adapté : il couvre l'ensemble des classes granulométriques pertinentes (PM1, PM2.5, PM4, PM10), fournit simultanément des mesures en masse et en nombre avec des canaux détaillés sur l'intervalle 0.3–10 µm, et reste économiquement abordable (~50–100 €). Ses performances, confirmées par la littérature avec des corrélations supérieures à 0.95 avec des appareils de référence plus coûteux, en font une solution robuste et cohérente pour le suivi en temps réel des poussières. Ainsi, le SPS30 a été retenu pour le développement d'un système portatif dédié aux environnements industriels. L'objectif est d'estimer la concentration de poussières inhalées par l'opérateur, afin de pouvoir la comparer aux valeurs limites réglementaires. Le présent chapitre décrit la démarche de développement et d'étalonnage de ce dispositif, spécifiquement conçu pour l'estimation en continu de l'exposition professionnelle.

I. Matériels et méthodes

Cette section présente les caractéristiques techniques du capteur SPS30, les hypothèses retenues pour l'estimation de la concentration de poussières inhalées par l'opérateur, ainsi que le matériel et le protocole d'étalonnage réalisé en conditions contrôlées. L'ensemble de ces éléments constitue la base expérimentale nécessaire pour assurer la précision et la reproductibilité des mesures en temps réel dans les ateliers de transformation de la pierre naturelle.

1.1 Caractéristiques du capteur low cost SPS30

Le capteur optique LCS SPS30, développé par Sensirion AG, permet de mesurer les concentrations massiques (µg/m³) pour quatre fractions granulométriques (PM1.0, PM2.5, PM4 et

PM10) ainsi que les concentrations numériques (particules/cm³) pour cinq classes (PM0.5, PM1.0, PM2.5, PM4 et PM10). Toutefois, il convient de rappeler que seules les fractions jusqu'à PM2.5 sont issues de mesures directes, et que le capteur ne détecte pas les particules en dessous de 0.3 µm, ce qui entraîne une sous-estimation des particules nanométriques. Les valeurs PM4 et PM10 sont obtenues par extrapolation interne à partir des classes inférieures, en s'appuyant sur des distributions granulométriques usuelles. Les plages de fonctionnement s'étendent de 0 à 1000 µg/m³ pour les concentrations massiques et de 0 à 3 000 particules/cm³ pour les concentrations numériques [160]. Le SPS30 repose sur une technologie de diffusion laser qui analyse la lumière rétrodiffusée par les particules traversant le faisceau, assurant une détection en temps réel des poussières en suspension. Les mesures numériques fournissent non seulement le nombre de particules par unité de volume, mais également une estimation de leur taille typique. Compact (41 × 41 × 12 mm), le capteur peut être intégré aussi bien dans des dispositifs portatifs que fixes. La **figure 3-1** présente un schéma de fonctionnement ainsi qu'une photographie du SPS30.

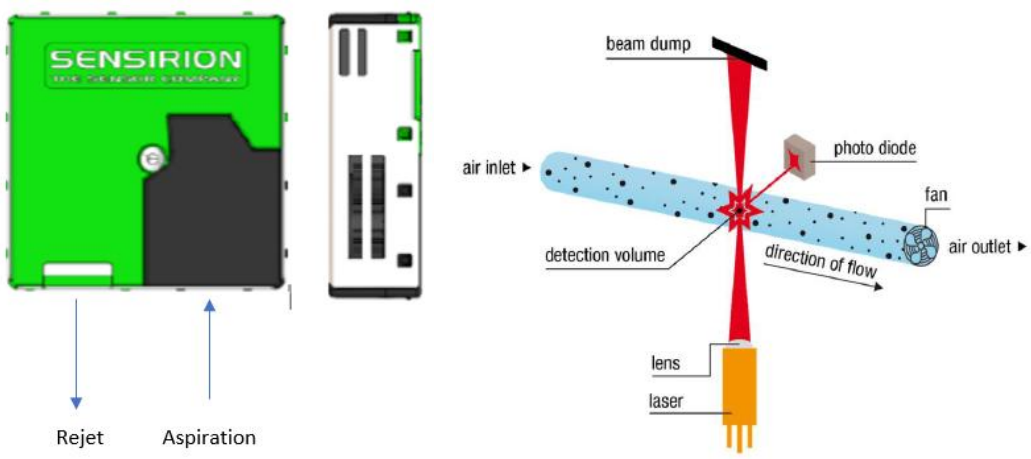


Figure 3-1: Sensisiron SPS30 et schéma de fonctionnement (source : Sensirion AG [160]*)*

Le SPS30 intègre une technologie de résistance à la contamination qui réduit l'accumulation de poussières sur la source lumineuse et le photodétecteur, garantissant une stabilité à long terme et une durée de vie supérieure à huit ans en fonctionnement continu. Un mécanisme de nettoyage automatique du ventilateur, activé par défaut toutes les 168 heures (1 semaine) d'utilisation ininterrompue, accélère le ventilateur pendant 10 secondes pour éliminer les poussières accumulées ; ce qui représente une caractéristique essentielle dans les environnements poussiéreux. Le capteur est alimenté par une tension de 4.5 à 5.5 V, compatible avec des microcontrôleurs fonctionnant à 3.3 V ou 5 V. Il supporte les protocoles de communication UART et I2C, l'interface UART étant préférable pour accéder à la fois aux données en masse et en nombre. Les capteurs sont calibrés par le fournisseur à l'aide d'instruments de référence comme le TSI Optical Particle Sizer Model 3330 ou le TSI DustTrak™ DRX 8533 [160].

1.2 Estimation de la concentration de poussières inhalées par l'opérateur (CIO) à partir d'un capteur optique

Pour estimer la CIO avec un capteur optique plusieurs hypothèses doivent être émises. La section suivante décrit toutes les hypothèses et le développement mathématique pour estimer trois types de CIO : la CIO à l'instant t, la CIO sur le temps de prélèvement et extrapolée sur 8 heures (CIO-8h). Dans ce cadre, seules les concentrations en nombre (particules/cm³) mesurées par le capteur SPS30 ont été exploitées, la concentration en masse fournie par l'appareil n'ayant pas été retenue faute d'informations sur la méthode de calcul interne, non spécifiée dans la documentation technique.

1.2.1 Conversion de la concentration en nombre en concentration massique inhalée

Dans un premier temps, afin d'estimer les concentrations massiques (mg/m³) nécessaires à l'évaluation de l'exposition, les mesures en nombre fournies par le capteur SPS30 ont été converties en concentrations massiques totales, $C_m^{\text{total}}(t)$, conformément à la méthodologie présentée dans la section **II.II.2.3**. Cette grandeur constitue la base pour l'évaluation de l'exposition.

Le diamètre optique mesuré par diffusion laser est ensuite converti en diamètre aérodynamique selon la relation proposée par Hinds (1999) [51], incluant le facteur de Cunningham. Les hypothèses retenues sont les suivantes : libre parcours moyen de l'air λ' = 0.066 µm, coefficients du facteur de Cunningham A' = 1.165, B' = 0.483, C'= 0.0997 [162], et la masse volumique de référence ρ_{eau} = 1000 kg/m^3 relation de conversion s'écrit :

$$\overline{d_{ae}} = \sqrt{\frac{\rho_p \cdot Cu(\overline{d_{opt}})}{\rho_{\text{eau}} \cdot Cu(\overline{d_{ae}})}} \cdot \overline{d_{opt}} \qquad 3-1$$

Avec

$$Cu(d) = 1 + Kn \cdot [A' + B' \cdot e^{-C\prime \cdot Kn}], Kn = \frac{2\lambda'}{d'} \qquad 3-2$$

où Kn représente le nombre de Knudsen.

Chaque classe granulométrique du SPS30 ([0.3–0.5], [0.5–1], [1–2.5], [2.5–4], [4–10] µm) est représentée par son diamètre moyen géométrique, par exemple 1.75 µm pour la classe [1–2.5] µm. Toutefois, elle peut induire un biais significatif dans les classes larges, où la distribution réelle des tailles n'est pas uniforme. En effet, dans une classe comme [1–2.5] µm, les particules proches de 1 µm sont beaucoup plus nombreuses que celles proches de 2.5 µm pour une même masse totale. En considérant

un diamètre moyen unique, on suppose implicitement que toutes les particules de la classe ont la même taille, ce qui conduit à surestimer la masse des particules fines et à sous-estimer celle des particules plus grossières. Ce biais est d'autant plus marqué que l'intervalle de la classe est large et que la distribution granulométrique est fortement asymétrique. Ainsi, si cette approximation reste acceptable pour des classes étroites comme [0.3–0.5] µm ou [0.5–1] µm, elle doit être utilisée avec prudence pour les classes plus larges comme [1–2.5] µm ou [4–10] µm, où elle peut affecter la précision des estimations de concentration massique et, par conséquent, la confrontation aux concentration moyenne inhalable ou alvéolaire à ne pas dépasser.

Après avoir obtenu le diamètre aérodynamique pour chaque classe, les fractions respiratoires inhalable, thoracique et alvéolaire, dont les définitions qualitatives ont été présentées en **section I.II.2.1.3**, sont ici précisées sous leur forme mathématique afin de permettre leur application directe dans les calculs. Elles sont définies selon les conventions internationales de l'ISO et du CEN [52,64,67] :

La fraction inhalable est donnée par :

$$F_I(d_{ae}) = 0.5 \cdot [1 + \exp(-0.06 \cdot d_{ae})] \qquad 3-3$$

Cette relation exprime la probabilité qu'une particule de diamètre aérodynamique d_{ae} soit inhalée. Elle tend vers 1 pour les particules fines (< 10 µm) et diminue fortement pour les particules grossières (> 50 µm), traduisant leur faible probabilité d'être inhalées en raison de leur sédimentation rapide.

La fonction de pénétration thoracique est formulée ainsi :

$$T(d_{ae}) = 0.5 - 0.5 \cdot \frac{\ln(d_{ae}) - \ln(11.64)}{\sqrt{2} \cdot \ln(1.5)} \qquad 3-4$$

Cette fonction est centrée sur un diamètre médian de 11.64 µm, ce qui signifie que 50 % des particules de ce diamètre atteignent la région thoracique. Le paramètre $\sigma_g = 1.5$ correspond à la dispersion géométrique de la distribution log-normale, traduisant la variabilité des tailles autour de cette médiane.

La fraction thoracique est alors définie par :

$$F_T(d_{ae}) = F_I(d_{ae}) \cdot T(d_{ae}) \qquad 3-5$$

Elle correspond à la proportion de particules qui, parmi celles inhalées, pénètrent effectivement dans la trachée et les bronches.

De manière analogue, la fonction de pénétration alvéolaire est donnée par :

$$A(d_{ae}) = 0.5 - 0.5 \cdot \frac{\ln(d_{ae}) - \ln(4.25)}{\sqrt{2} \cdot \ln(1.5)} \qquad 3-6$$

Cette fonction est centrée sur un diamètre médian de 4.25 µm, indiquant que 50 % des particules de ce diamètre atteignent les alvéoles. Là encore, la dispersion géométrique $\sigma_g = 1.5$ traduit l'étalement de la distribution log-normale autour de cette valeur médiane.

La fraction alvéolaire est enfin définie par :

$$F_A(d_{ae}) = F_I(d_{ae}) \cdot A(d_{ae}) \qquad 3-7$$

Elle correspond à la proportion de particules qui, parmi celles inhalées, parviennent jusqu'aux alvéoles pulmonaires, où se produisent les échanges gazeux.

La concentration massique inhalée $CIO_{m,x}(t)$ pour chaque fraction respiratoire $x \in \{I, T, A\}$ s'écrit :

$$CIO_{m,x}(t) = \sum_{k=1}^{K} C_{m,k}(t) \cdot F_x\left(\overline{d_{ae,k}}\right) \qquad 3-8$$

où $C_{m,k}(t)$ est la concentration massique de la classe k à l'instant t, et $\overline{d_{ae,k}}$ le diamètre aérodynamique moyen de la classe k. Cette écriture revient à supposer que l'efficacité de collecte de l'échantillonneur est égale à 1 pour toutes les tailles de particules et que la courbe d'efficacité de prélèvement coïncide avec la fraction considérée.

Le calcul de l'exposition repose ensuite sur une approche intégrale qui estime la CIO sur une période de 8 heures, en tenant compte simultanément de la distribution granulométrique et des fractions respiratoires. La formulation générale est donnée par :

$$CIO - 8h = \frac{\int_{t=0}^{t=8h} \int_{d_{ae}=0}^{d_{ae}=100\ \mu m} C(d_{ae}, t).F_x(d_{ae}) d(d_{ae}) dt}{\int_{t=0}^{t=8h} dt} \qquad 3-9$$

où $C(d_{ae}, t)$ est la concentration massique des particules de diamètre aérodynamique d_{ae} à l'instant t, et $F_x(d_{ae})$ la fraction respiratoire correspondante. Cette formulation suppose l'existence d'un granulomètre optique idéal couvrant la plage 0–100 µm avec une résolution élevée.

Dans la pratique, les mesures du SPS30 étant discrètes et limitées à cinq classes granulométriques ([0.3–0.5], [0.5–1], [1–2.5], [2.5–4], [4–10] µm), l'intégrale est approchée par une somme discrète sur

les classes. Sur cette base, la concentration massique inhalée par fraction respiratoire $CIO_{m,x}(t)$ est obtenue pour chaque instant de mesure. Trois grandeurs opérationnelles sont ensuite définies pour relier les mesures du SPS30 aux valeurs limites réglementaires : la concentration inhalée instantanée $CIO_{m,x}(t)$ telle que définie par **l'équation 3-8**. La concentration moyenne sur le temps de prélèvement est obtenue par :

$$CIO_{m,x}^{prélèvement} = \frac{\sum_{i=1}^{N} C_{m,x}(t_i)\,\Delta t}{\sum_{i=1}^{N} \Delta t} \qquad 3-10$$

Et l'extrapolation sur 8 heures est calculée par

$$CIO_{m,x}^{8h} = C_{m,x}^{prélèvement} \cdot \frac{28800}{t_{\max}} \qquad 3-11$$

Valide uniquement si la durée de prélèvement $t_{\max}$ est égale à 28 800 secondes (soit 8 heures).

Il est important de préciser que la $CIO_{m,x}(t)$ ne constitue pas une valeur limite réglementaire, mais une grandeur calculée destinée à estimer l'exposition instantanée. Les seules références normatives sont les concentrations moyennes à ne pas dépasser sur 8 heures, fixées à 0.9 mg/m³ pour la fraction alvéolaire et à 4 mg/m³ pour la fraction inhalable [1].

1.2.3 Limitations de cette méthode

En complément des limitations méthodologiques déjà mentionnées en **section II.II.2.3**, il convient de rappeler que les hypothèses de sphéricité et de masse volumique équivalente à celle du matériau étudié, la monodispersité supposée pour chaque classe de particules, simplifient une réalité beaucoup plus complexe. Les poussières industrielles sont en effet polydispersées et de formes irrégulières, ce qui peut affecter la précision des conversions. De plus, la masse volumique varie selon la composition minéralogique des matériaux (silice, quartz, feldspath, etc.), introduisant une incertitude supplémentaire dans l'estimation des concentrations massiques. La conversion du diamètre optique en diamètre aérodynamique repose par ailleurs sur l'utilisation du facteur de Cunningham ; les approximations de ce facteur peuvent générer des écarts pour les particules de très petite taille.

À ces limites méthodologiques s'ajoute une contrainte instrumentale propre au capteur LCS SPS30. Sa plage de détection restreinte (0.3–10 µm) exclut les particules de diamètre supérieur à 10 µm ou inférieur à 0.3 µm. Cette caractéristique entraîne une sous-estimation des fractions inhalables, qui s'étendent jusqu'à 100 µm, ainsi que des fractions thoraciques, pertinentes jusqu'à environ 30 µm. En revanche, la fraction alvéolaire, définie pour des particules inférieures à 10 µm, peut être estimée de manière plus représentative à partir des mesures du SPS30. En pratique, les concentrations obtenues

reflètent donc essentiellement les poussières comprises entre 0.3 et 10 µm, sans couvrir l'ensemble du spectre granulométrique rencontré dans les environnements industriels. Sur la base de ces hypothèses, et afin de développer un système portatif capable d'estimer la CIO en temps réel, il est indispensable d'étalonner correctement le SPS30. Cette étape garantit la fiabilité des mesures en conditions opérationnelles et nécessite une comparaison systématique avec un instrument de référence.

1.3 Étalonnage des capteurs SPS30

Pour évaluer les performances du capteur SPS30 dans des conditions représentatives des poussières industrielles, un protocole d'étalonnage a été mis en œuvre sur le même banc expérimental que celui décrit dans la **section II.II.2.3**, mais avec des conditions opératoires adaptées.

1.3.1 Configuration du banc d'étalonnage

Le banc expérimental a été configuré pour des mesures reproductibles, avec un débit de sortie maintenu constant à 5 litres par minute, mesuré à l'aide d'un débitmètre préalablement étalonné. Le débit d'alimentation chargé en aérosol a été fixé à 5 litres par minute. Contrairement au protocole de validation de la **section II.II.2.3**, le débit de dilution a été ajusté entre 35 et 85 Nl/min pour moduler la concentration des particules dans la chambre expérimentale Pour stabiliser le débit global lors des augmentations du débit de dilution, un débit de sortie ajustable a été intégré avant la chambre, garantissant des conditions de mesure constantes. Quatre capteurs SPS30 et le granulomètre GRIMM ont été placés à des distances équivalentes de la source d'aérosol, permettant des mesures simultanées dans des conditions identiques et isocinétiques. La **figure 3-2** du banc d'étalonnage illustre cette configuration, incluant le générateur de particules. La coupe A-A met en évidence le positionnement des capteurs GRIMM et SPS30 dans la chambre.

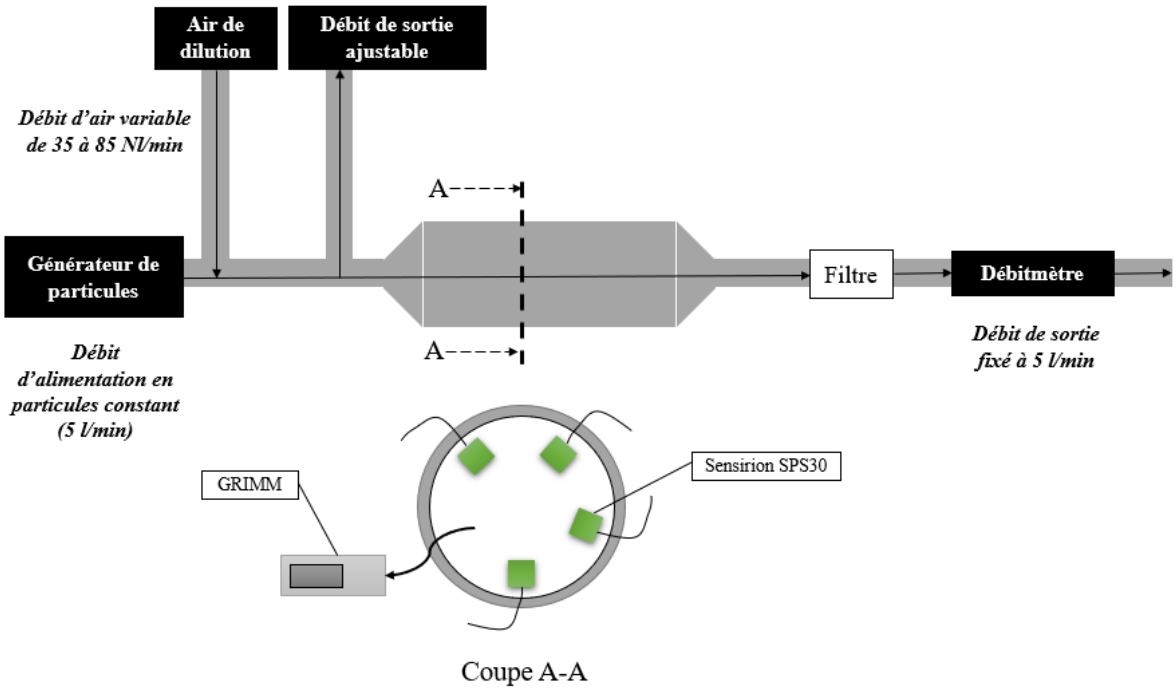


Figure 3-2 : Schéma du banc expérimental (configuration pour étalonnage SPS30)

1.3.2 Caractéristiques des échantillons

En complément de l'échantillon de granite utilisé dans la **section II.II.2.3**, un échantillon de calcaire dur a été utilisé pour une évaluation plus complète des performances des capteurs SPS30. Cet échantillon a également été prélevé directement sur site industriel, dans les filtres de cabines d'aspiration. Les distributions granulométriques en nombre ont été obtenues à partir des mesures du spectromètre GRIMM. La **figure 3-3** illustre les distributions cumulatives optiques pour les deux matériaux, tandis que le **tableau 3-2** présente les diamètres caractéristiques D10, D50 et D90.

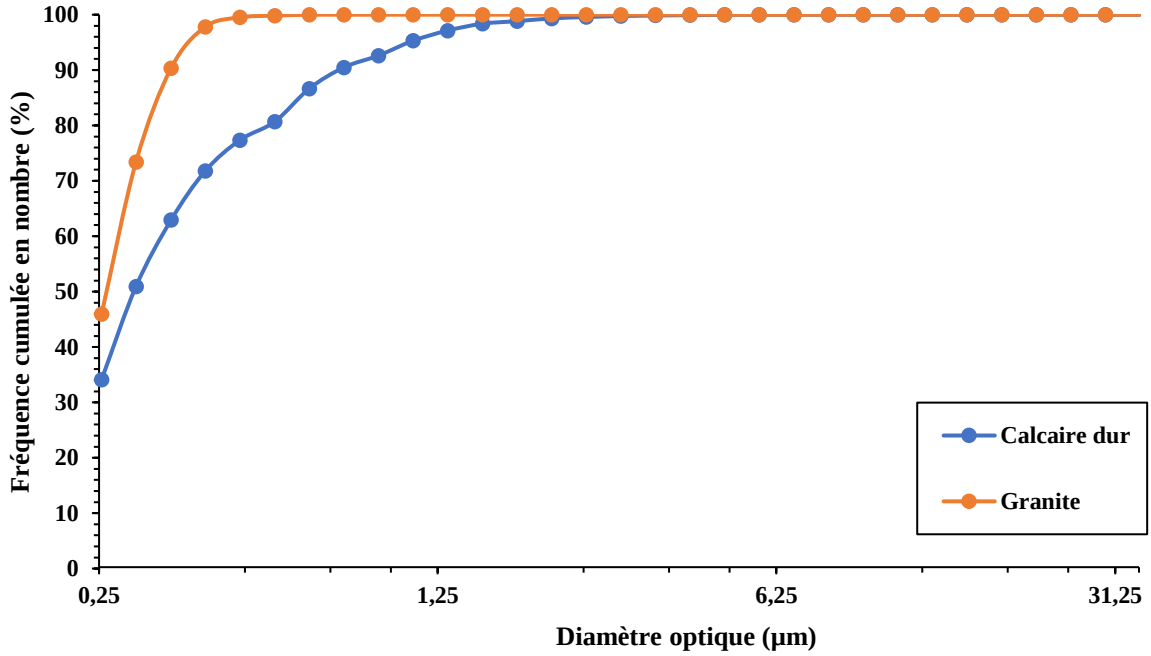


Figure 3-3 : Distribution granulométrique en fréquence cumulée en nombre des deux échantillons servant à l'étalonnage des capteurs SPS30

Tableau 3-2 : Diamètres caractéristiques (D10, D50, D90) des distributions granulométriques optiques obtenues par GRIMM pour le calcaire dur et le granite

Matériau	D10 (µm)	D50 (µm)	D90 (µm)
Calcaire dur	0.253	0.296	0.785
Granite	0.253	0.260	0.351

L'analyse du **tableau 3-2** montre que la majorité des particules se situe bien en dessous de 1 µm. Il est à noter que le D10 correspond à la limite basse de détection du GRIMM (0.253 µm), ce qui traduit la présence de particules non détectées dans les poussières industrielles collectées.

1.3.4 Protocole expérimental

L'étalonnage a été réalisé sur onze capteurs LCS SPS30. Comme la chambre d'essai ne pouvait accueillir que quatre capteurs simultanément, plusieurs séries d'expériences ont été réalisées. Lors de chaque série, les SPS30 étaient installés dans la canalisation, tandis que l'instrument de référence (GRIMM) était raccordé par un piquage isocinétique, garantissant une mesure représentative de la même

population d’aérosols. Une fois les instruments en place, le générateur de particules Addair VS-1000 [139] a été mis en fonctionnement. Après une phase de stabilisation d’environ cinq minutes, le débit d’air de dilution a été ajusté par paliers successifs de 80, 65, 50 et 35 Nl/min. Chaque palier a été maintenu pendant environ cinq minutes afin d’obtenir des mesures en régime stationnaire. Pour vérifier l’homogénéité de la concentration dans la canalisation et évaluer l’influence du positionnement spatial, les capteurs ont été déplacés à plusieurs reprises au sein de la chambre. Les données issues des SPS30 ont ensuite été synchronisées avec celles du GRIMM en utilisant un pas de six secondes, identique au cycle d’acquisition de l’instrument de référence. Les comparaisons ont porté sur cinq classes granulométriques : PM0.5, PM1.0, PM2.5.

1.4 Évaluation de la sensibilité à l'eau

Compte tenu de la prévalence des procédés en voie humide dans les ateliers de transformation de la pierre naturelle, il s'avère indispensable d'évaluer la sensibilité du capteur SPS30 à l'eau. En effet, les capteurs optiques sont susceptibles de confondre les gouttelettes d'eau avec des particules solides, ce qui peut entraîner une surestimation des concentrations mesurées [151,154–156] . Dans cette optique, deux protocoles expérimentaux ont été implémentés :

- Le premier protocole repose sur une pulvérisation d'eau au moyen d'un brumisateur manuel, reproduisant des éclaboussures ponctuelles. De l'eau distillée est projetée directement vers l'orifice d'entrée du capteur, tandis que les concentrations en nombre de particules sont enregistrées en temps réel, afin d'observer les pics induits par cette exposition.

- Le second protocole fait appel à un brumisateur à ultrasons, générant un brouillard continu composé de fines gouttelettes inférieures à 5 microns.

Ces expérimentations ont été conduites en utilisant de l'eau distillée, dans le but d'éviter toute contamination par des impuretés.

Ainsi, l’ensemble des hypothèses retenues, des caractéristiques instrumentales et du protocole d’étalonnage décrit en **section III.I.1.3** constitue le socle méthodologique nécessaire pour garantir la fiabilité des mesures en temps réel. Sur cette base, la section suivante présente les résultats obtenus, en mettant en évidence la réponse des capteurs SPS30 lors des campagnes d’étalonnage, leur sensibilité aux conditions environnementales, ainsi que le développement et l’évaluation du système portatif conçu pour l’estimation de la CIO en contexte industriel.

II. Résultats

2.1 Etalonnage des capteurs SPS30

Cette section présente les résultats obtenus à partir des comparaisons avec l'instrument de référence (GRIMM), en mettant en évidence la réponse des capteurs face à différentes conditions de dilution. Au vu des caractéristiques granulométriques des échantillons testés, les comparaisons entre ont été limitées aux classes PM0.5 et PM1.0 pour les deux matériaux, et à la classe PM2.5 uniquement pour le calcaire dur. Les classes PM4 et PM10 ne sont pas comparés. La **figure 3-4** illustre un exemple représentatif de l'évolution temporelle des concentrations en particules (particules/cm³) enregistrées au cours d'une expérience. Les paliers successifs correspondant aux différents débits d'air de dilution traduisent la stabilité des phases stationnaires et la reproductibilité du protocole.

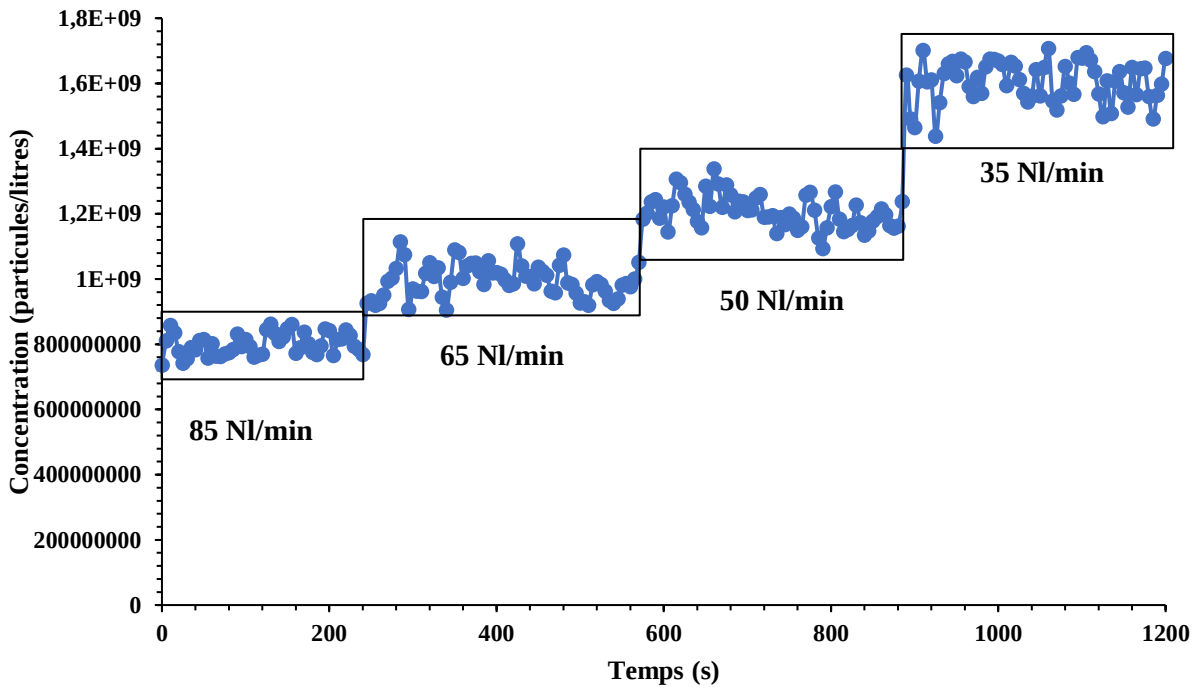


Figure 3-4 : Évolution de la concentration en fonction du débit de dilution dans la chambre du banc d'étalonnage mesuré par le GRIMM

Les écarts relatifs moyens par classes entre les mesures des SPS30 et celles du GRIMM sont présentés dans le **tableau 3-3**.

Tableau 3-3: Écarts relatifs (%) entre les concentrations mesurées par les capteurs SPS30 et l'instrument de référence GRIMM pour différents matériaux et classes granulométrique

Matériau	Classe granulométrique	Écart relatif moyen par classe (%)	Écart-type (%)
Calcaire dur	**PM0.5**	11%	5%
	PM1.0	26%	8%
	PM2.5	27%	8%
Granite	**PM0.5**	4%	1%
	PM1.0	11%	2%

Les résultats montrent une surestimation systématique des concentrations par les SPS30, plus marquée pour le calcaire dur avec des écarts compris entre 11 % et 26 % et une dispersion de 5 à 8 %, que pour le granite où les écarts varient de 4 % à 11 % avec une variabilité inférieure ou égale à 2 %. En moyenne par classe, tous matériaux confondus, l'écart atteint environ 7 % pour PM0.5 et 18 % pour PM1.0. Pour le calcaire dur, comme évoqué, la classe PM2.5 peut être discutée avec prudence car une petite partie de la distribution granulométrique est supérieure à 2.5 µm, ce qui permet d'alimenter partiellement cette classe.

Les coefficients de corrélation présentés dans le **tableau 3-4** confirment une concordance élevée avec le GRIMM pour les particules fines, avec un R^2 de 0.99 pour PM0.5 et de 0.95 pour PM1.0 dans le cas du calcaire dur, et respectivement de 0.99 et 0.97 pour le granite.

Tableau 3-4 : Coefficients de corrélation (R^2) entre les mesures des capteurs SPS30 et l'instrument de référence GRIMM par classe granulométrique

Matériau	PM0.5	PM1.0	PM2.5
Calcaire dur	0.99	0.95	0.81
Granite	0.99	0.97	-

La nature du matériau influence également la réponse des capteurs, comme l'ont montré Sousan et al. (2021) [152], les poussières minérales ne produisent donc pas les mêmes écarts que des aérosols hydrosolubles (NaCl) ou organiques (PAO-4). Afin de corriger la surestimation systématique observée, des coefficients de correction ont été établis par classe granulométrique, plutôt que par capteur individuel, afin d'assurer une harmonisation des résultats pour l'ensemble des SPS30. Ces coefficients ont été dérivés des écarts relatifs moyens calculés pour les deux matériaux testés, puis ajustés afin d'éviter une sur-correction et de garantir une cohérence inter-capteurs. Les valeurs retenues sont de 0.93

pour PM0.5, de 0.82 pour PM1.0 et de 0.81 pour PM2.5. L'application de ces coefficients permet d'aligner les mesures des SPS30 sur celles du GRIMM, en tenant compte de la tendance croissante à la surestimation avec l'augmentation du diamètre des particules. Enfin, bien que les classes PM4 et PM10 ne soient pas représentées dans les conditions expérimentales, un coefficient de correction de 0.80 a également été appliqué à ces classes afin de conserver une homogénéité dans le traitement des données. Il convient de rappeler que pour ces deux classes, les valeurs obtenues ne correspondent pas à des mesures directes mais à des extrapolations internes du capteur [160].

2.2 Sensibilité aux gouttelettes d'eau

Suite à l'étalonnage des capteurs SPS30 réalisé avec des poudres minérales sèches (granite et calcaire dur), des tests complémentaires ont été menés pour évaluer leur sensibilité aux gouttelettes d'eau. Cette étape est nécessaire, car dans les ateliers de transformation de la pierre naturelle, de nombreux procédés impliquent l'utilisation d'eau (par exemple, découpe à l'eau ou environnements humides), ce qui pourrait influencer les mesures. Les capteurs optiques comme le SPS30, basés sur la diffusion de la lumière, peuvent détecter les gouttelettes d'eau comme des particules solides, entraînant une surestimation des concentrations [151,154–156]. De plus, si des particules solides sont piégées dans des gouttelettes, cela peut modifier l'indice de réfraction et altérer la taille perçue des particules, impactant ainsi l'estimation des fractions respiratoires et, par conséquent, de la CIO [163].

Plusieurs travaux ont mis en évidence l'influence de l'humidité relative sur les performances des capteurs optiques bas coût. Wang et al. (2021) [164] ont étudié en laboratoire l'effet de l'humidité sur cinq capteurs, dont le SPS30, en utilisant des particules de compositions variées. Leurs résultats montrent que pour des particules hygroscopiques, une surestimation marquée des concentrations est observée dès que l'humidité relative dépasse le seuil de déliquescence du matériau, en raison de la croissance hygroscopique des particules qui augmente l'intensité de la lumière diffusée. Dans un contexte extérieur plus contraignant, Kumar et al. (2025) [165] ont évalué le SPS30 en conditions réelles à New Delhi, avec des concentrations en PM2.5 pouvant atteindre 611 µg/m³ et une humidité relative comprise entre 25 et 95%. Leurs résultats confirment que le SPS30 présente la meilleure précision parmi les capteurs testés, mais que celle-ci se dégrade notablement au-delà de 80% d'humidité relative, soulignant la nécessité de prendre en compte ce paramètre lors de l'interprétation des mesures, en particulier dans des environnements humides tels que les ateliers de transformation de la pierre en voie humide.

Deux scénarios ont été testés : une pulvérisation d'eau à l'aide d'un brumisateur et une génération de brouillard fin avec un générateur à ultrasons. Dans les deux cas, plusieurs capteurs SPS30, placés à environ 20 cm de la source, ont été exposés. Les résultats en **figure 3-5 et 3-6** montrent que tous les capteurs détectent les gouttelettes d'eau, avec une augmentation des concentrations lors de l'exposition

suivie d'une décroissance progressive une fois la source d'humidité arrêtée. La **Figure 3-5** illustre le scénario de pulvérisation : un pic marqué apparaît environ 20 secondes après la génération, traduisant une détection immédiate des gouttelettes. La **Figure 3-6** correspond au brouillard produit par ultrasons : la montée des concentrations est plus progressive, avec un maximum atteint après environ 90 secondes, reflétant la production continue de fines gouttelettes.

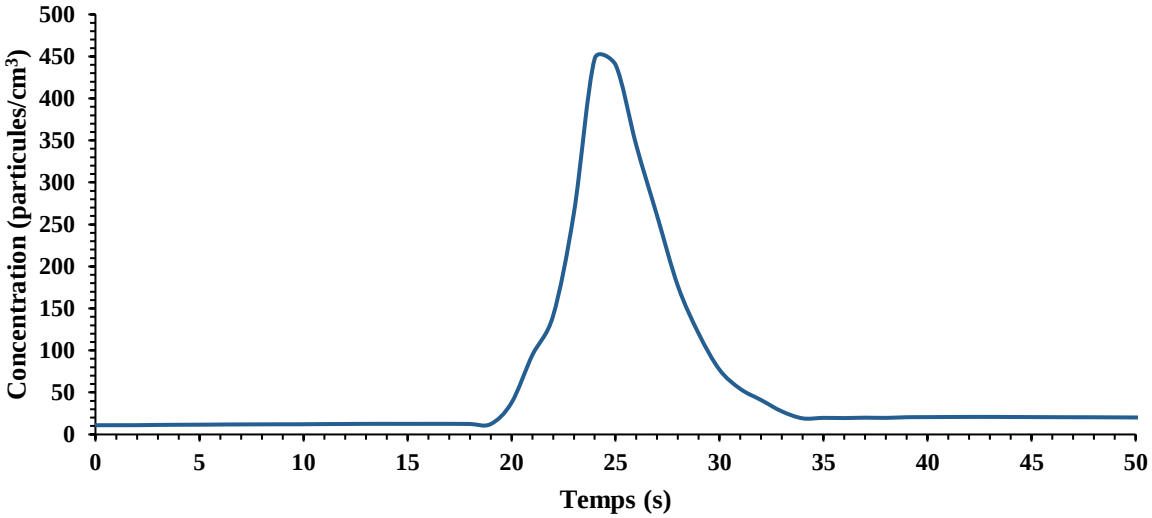


Figure 3-5 : Évolution de la concentration lors d'une pulvérisation d'eau

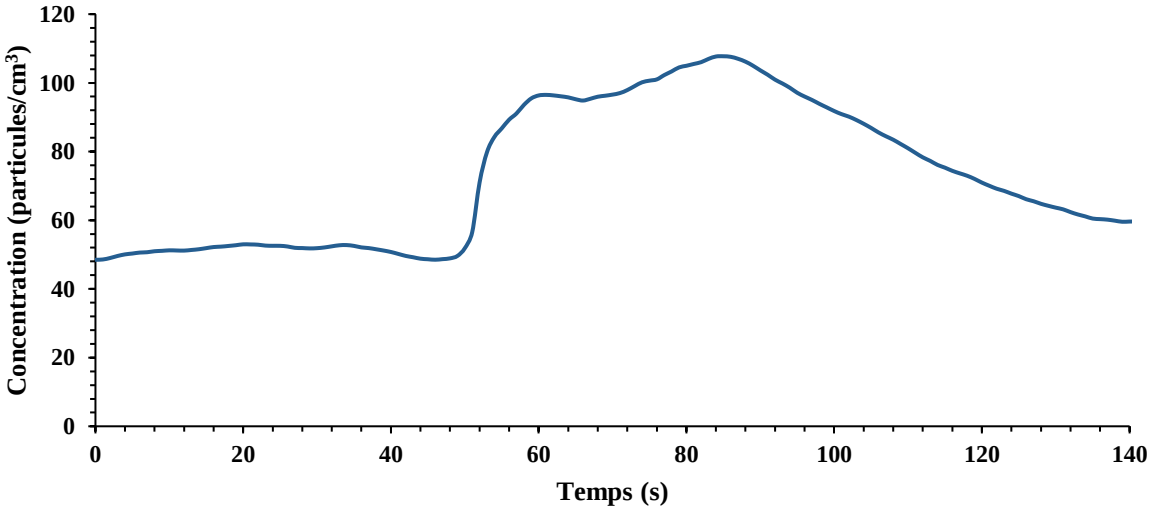


Figure 3- 6 : Évolution de la concentration lors d'une génération d'ultrasons

Ces observations soulignent la nécessité de prendre en compte cette sensibilité dans l'interprétation des mesures. Aucun facteur de correction n'est appliqué, mais il est essentiel d'être conscient que, en présence d'humidité, le SPS30 peut surestimer les concentrations, particulièrement dans des procédés humides, où les gouttelettes peuvent être interprétées comme des particules ou altérer

les propriétés optiques des poussières réelles, biaisant ainsi l'estimation de la concentration moyenne alvéolaire à ne pas dépasser. Ces résultats ont guidé le développement du système portatif, en intégrant des considérations pour minimiser les impacts de l'humidité lors de l'utilisation sur le terrain.

2.3 Développement du système portatif

Fort de ces évaluations d'étalonnage et de sensibilité, qui ont permis d'identifier les forces et limites du SPS30, l'attention se porte désormais sur le développement d'un système portatif. Celui-ci est conçu pour être porté directement par l'opérateur, tout en restant aussi peu encombrant que les dispositifs standard existants tels que le CIP-10. L'objectif est de fournir un suivi dynamique des expositions en temps réel, en complément des mesures réglementaires, et de tenir compte des biais potentiels afin d'assurer une estimation fiable de la concentration moyenne alvéolaire à ne pas dépasser sur 8 heures dans les ateliers de transformation de la pierre naturelle.

2.3.1 Description du boîtier d'acquisition

Le système portatif développé dans cette recherche constitue une solution innovante pour estimer, en temps réel, la concentration en aérosol à laquelle est directement exposé l'opérateur, en complément des dispositifs réglementaires tels que le CIP10. Ce dispositif repose sur l'assemblage d'une carte Arduino, intégrant un capteur SPS30 pour la détection des poussières, et une carte Wi-Fi permettant la création d'un réseau local. Cette configuration facilite une collecte de données en direct par connexion sans fil. Le système portatif est illustré en **figure 3-7.**

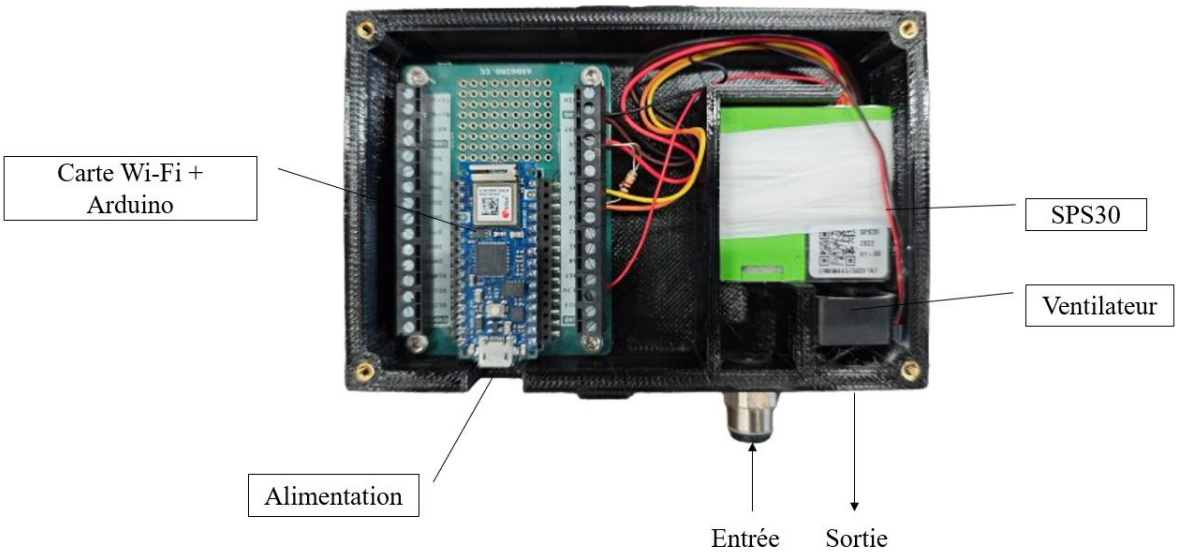


Figure 3-7 : Composition du système portatif SPS30

Pour pallier l'insuffisance initiale de l'aspiration des particules, un ventilateur a été ajouté à la sortie du dispositif. Activé en continu, il améliore la circulation de l'air et permet une meilleure aspiration des poussières, le capteur étant enfermé dans un contenant qui limite l'aspiration si l'on se base uniquement sur son débit interne. Des mesures comparatives ont été réalisées avant et après l'ajout du ventilateur, en parallèle avec un capteur SPS30 standard placé en condition libre. Les résultats obtenus se sont révélés identiques à 1.5 % près, différence probablement imputable au placement relatif des capteurs. La carte Arduino, configurée comme microcontrôleur, orchestre la gestion des données issues du SPS30 et leur transmission via une carte Wi-Fi, qui crée un réseau local accessible depuis tout dispositif connecté. Cette connectivité permet une visualisation et une analyse en temps réel des concentrations. L'alimentation est assurée par une batterie externe d'environ 300 grammes. L'ensemble est conçu pour être compact et portable (13 cm de long, 7.5 cm de large, 2.5 cm de haut) et peut être porté par l'opérateur lors des tâches de travail. Les données classiques du Sensirion SPS30, incluant les concentrations massiques et numériques, sont transmises en continu via le réseau local, où elles peuvent être exploitées pour estimer la concentration inhalée par l'opérateur sur des périodes définies.

2.3.2 Interface associée au système portatif

Une interface spécifique au système portatif, présentée en **figure 3-8**, a été développée afin d'offrir plusieurs fonctionnalités avancées pour une évaluation précise et personnalisée de l'exposition aux poussières et à la silice cristalline. Elle permet non seulement la visualisation en temps réel de la concentration inhalée par l'opérateur (CIO), mais aussi l'intégration de paramètres d'entrée nécessaires au calcul de cette concentration et à sa mise en relation avec les valeurs limites réglementaires. Parmi ces paramètres, l'utilisateur renseigne la masse volumique du matériau travaillé, indispensable pour convertir les concentrations en nombre en concentrations massiques. Il peut également spécifier la teneur en silice cristalline du matériau, afin d'estimer la part de poussières réellement silicogènes dans l'exposition. Enfin, l'interface intègre la sélection d'un moyen de protection individuelle (EPI), permettant de prendre en compte l'efficacité des dispositifs de protection respiratoire dans l'évaluation finale.

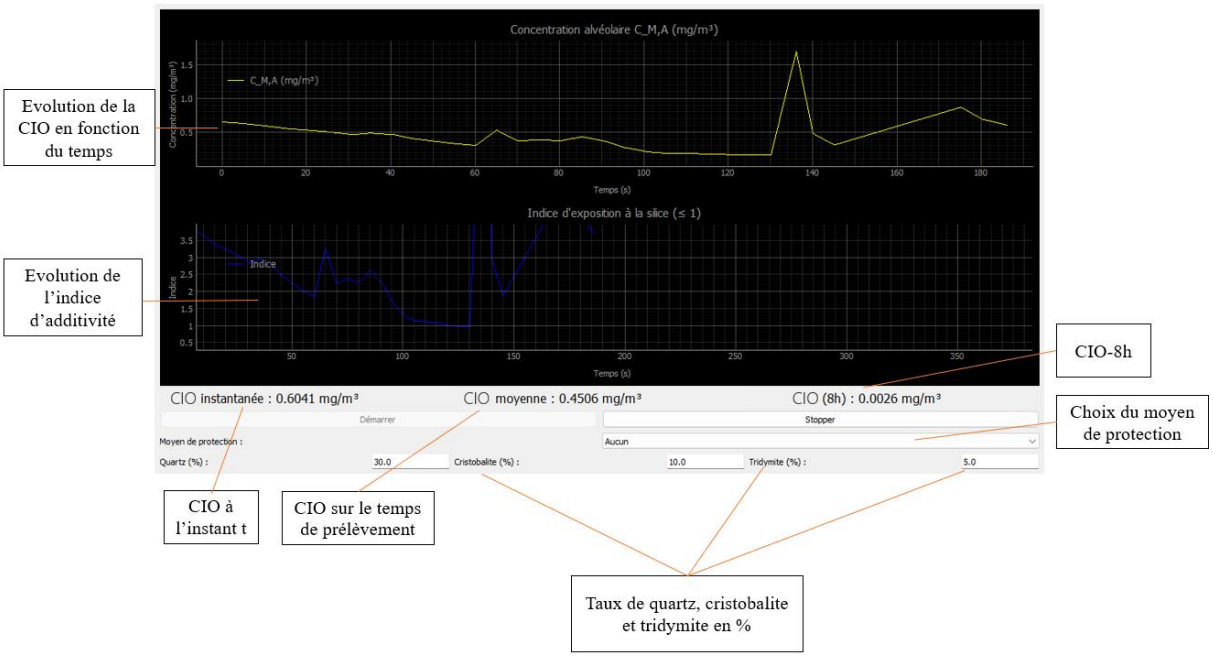


Figure 3-8 : Interface associée au système portatif

Dans un premier temps, le logiciel permet l'estimation de la CIO selon les principes décrits dans la **section II.I.1.2.1**. Trois types d'estimations sont disponibles : la CIO instantanée, calculée à partir des données mesurées en temps réel ; la CIO sur le temps de prélèvement, basée sur les concentrations enregistrées depuis le début de la mesure ; et la CIO extrapolée sur 8 heures (CIO-8h), calculée à partir d'une mesure continue afin d'assurer la représentativité au regard des exigences réglementaires. En cas de dépassement de la CIO sur le temps de prélèvement une alarme visuelle est déclenchée comme le montre la **figure 3-9**.

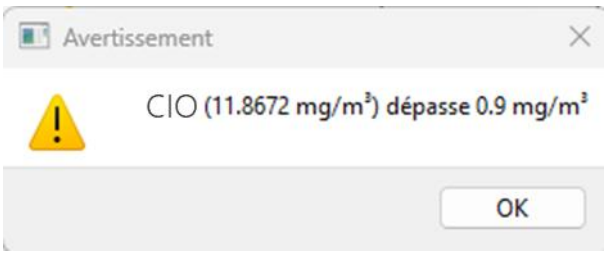


Figure 3-9 : Alarme de dépassement de la CIO sur le temps de prélèvement

Une autre fonctionnalité réside dans l'intégration de la formule d'additivité **(Eq. 1-2),** qui prend en compte la teneur en silice cristalline de chaque matériau. Pour cette approche, une hypothèse simplificatrice est formulée : toutes les particules sont supposées avoir une composition chimique identique. Bien que cette hypothèse ne reflète pas entièrement la variabilité réelle, la composition pouvant différer d'une particule à l'autre, elle permet d'obtenir une estimation indicative de l'exposition à la silice. Cette formule permet de calculer un indice d'exposition cumulé, tenant compte des

contributions relatives des différentes formes de silice cristalline (quartz, cristobalite et tridymite) ainsi que des poussières non siliceuses. L'utilisateur peut renseigner, via l'interface, la teneur de chaque composant selon le matériau travaillé. L'indice résultant doit rester inférieur ou égal à 1 ; Comme pour le dépassement de la CIO sur le temps de prélèvement, en cas de dépassement, une alarme visuelle est déclenchée comme visible sur la figure **3-10**.

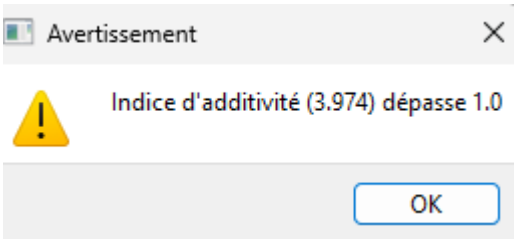


Figure 3-10 : Alarme de dépassement l'indice d'additivité

Pour une personnalisation avancée, le logiciel intègre plusieurs facteurs modificateurs, dont les équipements de protection individuelle (EPI) : un facteur de réduction est appliqué selon le type de protection respiratoire sélectionné dans une liste déroulante (demi-masque FFP1, FFP2, FFP3, masque complet P3 ou aucun). Chaque choix applique un coefficient multiplicatif aux concentrations mesurées (respectivement 0.22 ; 0.08 ; 0.02 ; 0.001 ; ou 1 selon les préconisations de l'INRS [141]). Les valeurs corrigées prenant en compte les EPI ne sont pas affichées en temps réel, mais elles sont enregistrées dans un fichier Excel de sortie, afin de permettre une analyse comparative post-mesure entre les concentrations brutes et celles corrigées. Le logiciel génère donc automatiquement un fichier Excel de sortie qui consigne l'ensemble des données enregistrées pendant la mesure. Pour chaque instant *t* mesuré, ce fichier fournit les concentrations en masse calculée et en nombre pour chaque classe de particules (PM0.5 à PM10), avec et sans prise en compte des EPI. Il inclut également l'indice d'additivité, les CIO (instantanées, sur le temps de mesure et extrapolées sur 8 heures), ainsi que les paramètres utilisateur tels que les fractions de silice et le type d'EPI sélectionné. Enfin, l'interface actualise toutes les données toutes les cinq secondes (par défaut) et présente des graphiques dynamiques illustrant l'évolution des concentrations alvéolaires et de l'indice d'exposition (**figure 3-8**), renforçant la réactivité et la précision du dispositif dans un contexte industriel.

Après avoir décrit le développement du système portatif SPS30 et son interface associée, capable d'estimer en temps réel la CIO en intégrant des facteurs comme les EPI et la composition minéralogique, il est essentiel d'évaluer ses performances en conditions réelles. La section suivante présente une comparaison avec des instruments de référence, tels que le granulomètre GRIMM et le CIP10, afin de valider la fiabilité du dispositif et d'identifier ses limites.

2.4 Évaluation du système portatif

2.4.1 Évaluation comparative des performances du système portatif-GRIMM-CIP10

Pour évaluer les performances du système portatif dans l'estimation des CIO, des essais ont été réalisés dans diverses conditions représentatives des environnements industriels de transformation de la pierre naturelle. Les mesures du SPS30 ont été comparées à celles d'instruments de référence : le granulomètre GRIMM et le CIP10-R. Les tests ont été conduits sur un banc de découpe de pierre (BDD, décrit en détail dans la **section II.IV.4.1.1**), ainsi que lors de campagnes de mesures en conditions industrielles sur différents sites, incluant une débiteuse à disque (DD), un flammage (F) et deux finitions manuelles (FM1 et FM2). Trois mesures ont été réalisées en environnement fixe, c'est-à-dire en plaçant les instruments directement à proximité du procédé étudié, côte à côte, en configuration stationnaire. Ces mesures concernent le banc de découpe (BDD), la débiteuse à disque (DD) et l'opération de flammage (F). En complément, deux mesures ont été effectuées sur opérateurs lors de finitions manuelles (FM1 et FM2), en utilisant uniquement le système portatif associé à un CIP10-R, le GRIMM n'étant pas adapté au port individuel.

Le calcul des concentrations de référence pour le GRIMM suit la même méthodologie que celle appliquée au système portatif, basée sur la formule générale décrite en **section III.I.1.2.1** et sur la conversion des données en concentrations massiques. Les résultats sur la durée de prélèvement ($CIO_{appareil}^{prélèvement}$) sont synthétisés dans le **tableau 3-5**, qui distingue les mesures en environnement fixe de celles réalisées directement sur les opérateurs.

Tableau 3-5 : Résultats des mesures simultanées de CIO avec le système portatif (ST), le GRIMM et le CIP10-R

Type de mesure	Procédé	Temps de prélèvement (min)	$CIO_{ST}^{prélèvement}$ (mg/m³)	$CIO_{GRIMM}^{prélèvement}$ (mg/m³)	$CIO_{CIP10-R}^{prélèvement}$ (mg/m³)
Mesure sur point fixe	BDD	100	5.80	4.66	4.38
	DD	128	3.98	3.27	2.74
	F	122	2.14	1.71	1.64
Mesure sur opérateur	FM1	145	0.51	-	0.45
	FM2	45	5.20	-	7.39

Les écarts relatifs (en %) sont calculés par rapport au CIP10-R et présentés dans le **tableau 3-6**.

Tableau 3- 6 : Écarts relatifs (%) des mesures du SPS30 et du GRIMM par rapport au CIP10-R pour les essais en environnement fixe et portatif

Procédé	Écart relatif SPS30 vs CIP10 (%)	Écart relatif GRIMM vs CIP10-R (%)
BDD	32.4	6.4
DD	45.3	19.3
F	30.5	4.3
FM1	13.3	-
FM2	-29.6	-
Moyenne des écarts relatifs (%)	30.2	10
Écart-type des écarts relatifs (%)	10.2	6.6

Les écarts relatifs observés entre le SPS30, le GRIMM et le CIP10-R varient selon les procédés et traduisent l'influence des conditions expérimentales. Le cas du procédé DD est particulièrement révélateur, avec un écart de 45.3 % pour le SPS30 contre 19.3 % pour le GRIMM. Cette différence plus marquée pour le SPS30 s'explique probablement par la présence d'eau dans l'environnement de mesure, l'humidité accentuant la diffusion optique et conduisant à une surestimation des concentrations. Le GRIMM, parvient à limiter cet effet et à se rapprocher davantage des valeurs de référence du CIP10-R. Pour l'ensemble des mesures fixes (BDD, DD, F), les résultats du GRIMM montrent une bonne concordance avec le CIP10-R et une variabilité faible, avec un écart type de 6.6 %. Le SPS30 présente en revanche une variabilité plus importante, de l'ordre de 10.2 %, traduisant une sensibilité accrue aux conditions de mesure. Lorsqu'il est porté directement, ses écarts sont moins marqués, mais sa performance peut être affectée par des facteurs externes. Dans le cas FM2, une perte de réseau Wi-Fi liée à la mobilité de l'opérateur explique ainsi l'écart négatif de 29.6 %. Au-delà de ces différences instrumentales, il convient de rappeler que les hypothèses simplificatrices utilisées (décrites en **section II.II.2.3**) pour le calcul de la CIO, telles que la sphéricité et la monodispersité des particules ou encore l'hypothèse d'une masse volumique uniforme, introduisent des incertitudes supplémentaires, particulièrement pour des poussières minérales polydispersées et de morphologie irrégulière. Enfin, contrairement aux capteurs optiques, le CIP10-R n'est pas sensible à l'humidité, ce qui en fait une référence robuste dans ce type de contexte.

Globalement, ces résultats valident le système portatif comme un complément dynamique au CIP10 pour un suivi en temps réel, mais soulignent la nécessité d'améliorations pour réduire la variabilité et les interférences hydriques, afin d'atteindre une meilleure précision. L'intégration de capteurs d'humidité ambiante ou d'algorithmes de correction pourrait atténuer les biais observés, tandis qu'une meilleure robustesse du signal Wi-Fi (via des protocoles comme Bluetooth ou LoRaWan [166]) limiterait les interruptions en contexte portatif.

L’étude du cas FM2 illustre concrètement l’impact d’une perte de signal sur l’estimation de l’exposition et met en évidence les contraintes spécifiques liées à l’utilisation du système portatif en conditions réelles.

2.4.2 Exemple d’étude de cas (FM2)

Cette étude de cas concerne une finition manuelle à sec sur du granite contenant 70 % de quartz. L’opérateur était équipé du système portatif et d’un CIP10-R, comme illustré à la **figure 3-11**. Il portait également un demi-masque FFP3, offrant un facteur de protection individuelle de 0,02 [141].

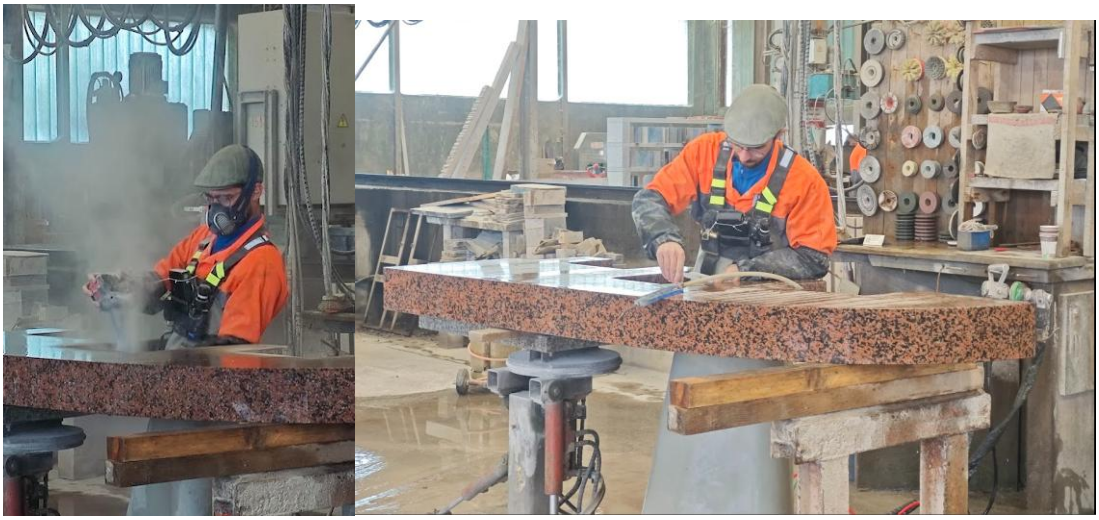


Figure 3-11 : Opérateur équipé du système portatif et d'un CIP10-R

La **figure 3-12** met en évidence les différentes phases d’activité : une opération humide de 0 à 180 secondes (carré bleu), suivie d’une première perte de signal entre 180 et 250 secondes (carré noir). La séquence se poursuit par une phase de finitions à sec de 200 à 900 secondes (carré vert), puis une seconde perte de signal entre 900 et 1500 secondes (carré noir), correspondant à l’absence de l’opérateur. Lors de son retour, le dispositif ne s’est pas reconnecté immédiatement, ce qui explique la durée prolongée de cette interruption. Enfin, les opérations de rabotage à sec reprennent de 1500 secondes jusqu’à la fin du travail de la pièce (carré vert). Il convient de noter que la CIO instantanée atteint des pics significatifs pendant les phases de rabotage à sec, avec des valeurs pouvant atteindre 50 mg/m³.

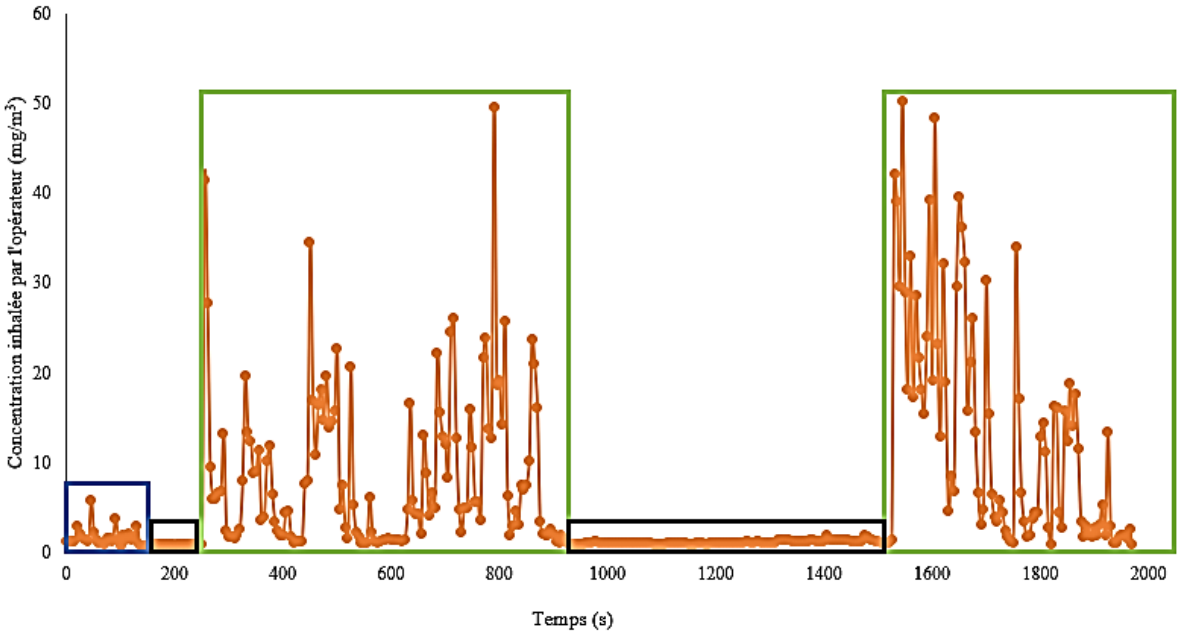


Figure 3- 12 : Évolution de la concentration mesurée par le système portatif

La CIO estimée sur le temps de prélèvement par le système portatif, indiquée dans le **tableau 3-5** est de 5.20 mg/m³ sur les 45 minutes de mesure, dépassant largement le seuil réglementaire de 0.9 mg/m³. Cependant, comme précisé auparavant, en raison de la perte de signal entre 900 et 1500 secondes, cette valeur est nécessairement sous-estimée par rapport à l'exposition réelle. Le CIP10-R indique quant à lui une CIO de 7.39 mg/m³ sur la même période. Avec le demi-masque FFP3, la concentration effective inhalée calculée par l'interface associée est réduite à 0.104 mg/m³. L'interface, en intégrant et en tenant compte des 70 % de quartz dans la pierre, indique un indice d'additivité à la fin de l'enregistrement de 36.7, ferait retentir ainsi l'alarme intégrée à plusieurs reprises lors des dépassements de l'indice et de la CIO. Une telle activité poursuivie sur une journée de travail-type fait donc craindre des dépassements tant au niveau de l'exposition à la silice, qu'au niveau de la concentration moyenne alvéolaire.

Ainsi, l'évaluation du système portatif, comparé aux instruments de référence comme le GRIMM et le CIP10-R, démontre sa capacité à fournir des estimations en temps réel des CIO dans des conditions industrielles variées, malgré une variabilité plus élevée (écart-type de 10.2 % par rapport au CIP10) due à des facteurs comme les interférences hydriques et les pertes de signal Wi-Fi. Les tests en environnement fixe et portatif soulignent son potentiel complémentaire aux méthodes gravimétriques traditionnelles, avec des sous-estimations occasionnelles liées à la mobilité (comme dans l'essai FM2), mais une réactivité accrue pour détecter les pics d'exposition. Globalement, ces résultats valident le dispositif comme un outil prometteur pour une surveillance dynamique, tout en identifiant des axes d'amélioration pour renforcer sa précision et sa robustesse en contexte réel.

Ces évaluations mettent en lumière les avancées réalisées dans le développement du système portatif connecté, tout en révélant des défis persistants liés à l'étalonnage, à la sensibilité environnementale et à l'intégration pratique. Dans la suite, la discussion et les perspectives synthétiseront ces éléments pour proposer une vision globale des contributions de ce travail et esquisser des pistes d'évolution future, afin d'optimiser cet outil pour une prévention plus efficace des risques d'exposition aux poussières en ateliers de transformation de la pierre naturelle.

III. Résumé et perspectives

Le développement du système portatif connecté présenté dans ce chapitre marque une étape importante vers la mise en place d'outils de surveillance en temps réel des expositions aux poussières alvéolaires dans les ateliers de transformation de la pierre naturelle. Basé sur le capteur optique LCS SPS30, le dispositif conçu permet d'estimer dynamiquement la CIO et de se situer par rapport à l'atteinte potentielle de la concentration moyenne alvéolaire à ne pas dépasser sur 8 heures (0.9 mg/m^3), tout en intégrant les fractions respiratoires et les facteurs de protection individuelle. Les essais menés, à la fois sur banc d'étalonnage et en conditions industrielles, ont permis de valider la capacité du système à suivre les variations temporelles des concentrations, à identifier les pics d'exposition et à fournir des estimations cohérentes avec les appareils de référence (GRIMM et CIP10-R).

L'étalonnage comparatif avec le GRIMM a mis en évidence une surestimation moyenne de l'ordre de 17 %, principalement liée à la plage granulométrique restreinte du SPS30 (0.3–10 µm) et à ses extrapolations internes pour les classes supérieures. Les coefficients de corrélation élevés ($R^2 > 0.95$ pour les fractions fines PM0.5 et PM1.0) confirment néanmoins la bonne reproductibilité du capteur et sa pertinence pour la surveillance des particules alvéolaires. Les tests de sensibilité à l'eau ont souligné la vulnérabilité du SPS30 à l'humidité.

L'évaluation du système portatif en conditions réelles montre des écarts relatifs moyens d'environ 30 % par rapport au CIP10-R, valeurs cohérentes avec les limites inhérentes aux capteurs optiques à faible coût. Le GRIMM, utilisé comme instrument de référence, présente quant à lui des écarts beaucoup plus faibles (en moyenne 10 % par rapport au CIP10-R), ce qui s'explique par sa résolution granulométrique nettement supérieure, avec plus de trente canaux contre cinq pour le SPS30, et par sa plage de mesure étendue, permettant une caractérisation plus fine des distributions de tailles de particules. Cette différence structurelle justifie une partie de l'écart observé entre le système portatif et les instruments de référence. En effet, le GRIMM peut distinguer les particules de tailles voisines et mieux corriger les effets de diffusion optique, tandis que le SPS30 extrapole les classes supérieures (PM4 et PM10) à partir des classes inférieures, ce qui peut induire une surestimation ou sous-estimation des concentrations pour les poussières grossières.

Malgré cette variabilité, le système portatif se distingue par sa réactivité, sa portabilité et sa capacité à offrir une visualisation en temps réel des CIO et des indices d'exposition, complétée par des alertes de dépassement et la prise en compte des équipements de protection respiratoire. L'étude de cas FM2 illustre ces atouts, tout en révélant les défis liés à la stabilité du signal Wi-Fi et à la mobilité de l'opérateur, susceptibles d'entraîner des pertes de données et des sous-estimations ponctuelles.

Les perspectives ouvertes par ce travail s'inscrivent dans une démarche d'amélioration continue, tant sur le plan métrologique que sur l'intégration technologique du dispositif. Une première voie d'évolution consiste à intégrer un pré-séparateur anti-brouillard ou un déshumidificateur en amont du capteur optique. Ces dispositifs éliminent physiquement les gouttelettes liquides avant la zone de détection, évitant ainsi la sur-estimation de concentration due à la détection de phases liquides par le principe optique du capteur.

Dans cette optique, il convient également de prévoir des campagnes régulières d'étalonnage, comme le soulignent plusieurs travaux récents [150,153], afin de garantir la stabilité des performances dans la durée et de tenir compte des conditions spécifiques aux environnements industriels. Sur le plan instrumental, une extension du domaine de mesure apparaît également nécessaire. Le remplacement ou la complémentarité du SPS30 avec des capteurs à résolution granulométrique élargie, comme l'Alphasense OPC-N3, permettrait de couvrir des plages de tailles de particules allant jusqu'à 40 µm. Une telle amélioration offrirait une estimation plus réaliste des fractions inhalable et thoracique, ce que ne peut pas faire le SPS30 à l'heure actuelle. Un autre axe de développement concerne la fiabilité de la transmission des données. Les pertes de signal observées lors des mesures portatives montrent la nécessité d'adopter des protocoles de communication plus robustes que le Wi-Fi, tels que le Bluetooth ou le LoRaWAN [166], mieux adaptés aux environnements industriels. Ces technologies permettraient d'assurer une continuité de la transmission, même lors des déplacements de l'opérateur.

Ainsi, les améliorations envisagées visent à renforcer la robustesse, la précision et l'autonomie du système, tout en élargissant ses capacités de détection et d'analyse. À terme, le système portatif connecté pourrait devenir un instrument clé de la prévention en milieu industriel, combinant accessibilité et fiabilité métrologique pour une évaluation dynamique et personnalisée des expositions professionnelles. Toutefois, conformément à l'article 4222-13 [167] du Code du Travail qui spécifie que « les installations de captage et de ventilation sont réalisées de telle sorte que les concentrations dans l'atmosphère ne soient dangereuses *en aucun point* pour la santé et la sécurité des travailleurs et qu'elles restent inférieures aux valeurs limites d'exposition ». Cette exigence conduit à dépasser la seule logique de mesure individuelle pour intégrer une approche élargie de cartographie et de suivi spatial des expositions. Dans le chapitre suivant, le développement métrologique d'un système de cartographie 3D

basé sur un réseau de capteur low-cost SPS30 est présenté. Cette approche permet non seulement d'identifier les zones d'exposition, mais aussi de relier les variations spatiales et temporelles des concentrations aux gestes opératoires et aux dispositifs de ventilation.

Chapitre 4 : Vers une cartographie des concentrations de poussières en milieu professionnel

Introduction

Pour optimiser la gestion des risques dans des environnements industriels complexes, il est indispensable de dépasser les limites des mesures ponctuelles. Bien qu'informatives, ces mesures ne permettent pas de saisir la dynamique spatiale et temporelle des particules, nécessaire pour comprendre leur dispersion dans les ateliers, leurs interactions avec les systèmes de ventilation ou de chauffage et leur impact sur les zones fréquentées par les opérateurs. La connaissance de la répartition spatiale des polluants dans les locaux à pollution spécifique est donc essentielle.

Les premières recherches sur la qualité de l'air intérieur ont établi les fondements méthodologiques de l'étude de ces dynamiques. Sandberg et Sjöberg (1983) [168] ont développé une méthode basée sur l'utilisation de gaz traceurs, tels que le dioxyde de carbone ou le protoxyde d'azote, pour caractériser les flux de ventilation dans des bâtiments. Par la suite, Roulet et al. (1991) [169] ont proposé plusieurs plans d'expérience optimisés pour cartographier la répartition de polluants gazeux en intérieur à l'aide d'un nombre limité de capteurs (i.e. 10 points de mesures). Leur approche repose sur une distribution tridimensionnelle de points de mesure permettant une représentation des gradients de concentration.

Avec le développement des capacités de calcul, la mécanique des fluides numérique (CFD) s'est imposée comme un outil de référence pour étudier la dispersion des polluants gazeux dans divers environnements. Zhao et al. (2005) [170] ont conçu un modèle tridimensionnel fondé sur le concept de flux de dérive (« drift-flux ») afin de simuler le transport de particules fines dans des salles blanches. Rencken et al. (2021) [171] ont utilisé la CFD pour analyser la propagation d'aérosols contenant du SARS-CoV-2 dans des salles de classe, tandis que Xia et al. (2023) [172] ont combiné des simulations numériques et des mesures expérimentales pour évaluer la dispersion de polluants dans des espaces clos. Ces études ont démontré que la distribution spatiale des concentrations dépend fortement de la configuration du système de ventilation, du taux de renouvellement d'air et de la position des sources d'émission.

Malgré leurs contributions scientifiques majeures, ces approches numériques présentent plusieurs limites dans le contexte industriel. Elles requièrent une quantité importante de données d'entrée (géométrie précise, conditions aux limites, propriétés des flux d'air et des particules) rarement disponibles dans des ateliers en fonctionnement. De plus, la représentation fidèle des phénomènes physiques complexes tels que la sédimentation, l'agglomération ou le dépôt des particules solides demeure difficile. Les simulations basées sur la CFD demandent également des ressources informatiques importantes et des temps de calcul élevés, ce qui rend leur utilisation peu adaptée aux besoins d'analyse et de décision en temps réel.

Il convient également de souligner que la majorité de ces travaux concerne la dispersion de gaz traceurs et non celle de particules solides. Ces dernières présentent un comportement plus complexe à modéliser, en raison de leur masse, leur forme, de leur inertie et de leurs interactions avec les parois, particules-particules ou les objets positionnés dans le volume de contrôle (e.g. machines, pierres). Cette différence limite l'applicabilité directe des modèles CFD classiques à la problématique de la dispersion des poussières dans les environnements industriels.

Face à ces contraintes, la présente étude propose une approche expérimentale innovante, combinant des mesures physiques et une modélisation spatiale simplifiée. Elle repose sur un réseau de capteurs compacts et low-cost SPS30 (décrit dans la **section III.I.1.1**), capables de mesurer en temps réel la concentration en PM2.5 en plusieurs points de l'espace, associé à un modèle de cartographie basé sur le plan expérimental 3Δ de Roulet et al. (1991) [169]. Bien que ce modèle ait été initialement conçu pour la dispersion de gaz traceurs, sa structure géométrique simple permet ainsi de reconstruire le champ de concentration à partir de seulement dix capteurs, réduisant considérablement la complexité et le coût expérimental. Contrairement aux approches de mécanique des fluides numériques, cette méthode s'appuie sur des données expérimentales, acquises en temps réel. Elle intègre ainsi naturellement l'ensemble des phénomènes physiques en jeu, tels que les turbulences, les recirculations, les dépôts ou les interactions avec les obstacles. Elle offre une représentation fidèle de la dynamique réelle des panaches de particules dans les environnements industriels, sans recourir à des hypothèses simplificatrices ni à des calculs intensifs.

Cependant, la force de ce modèle peut également devenir une contrainte : les données expérimentales permettant d'alimenter le modèle doivent être fiables et représentatives de l'activité considérée. Plusieurs campagnes expérimentales ont donc été menées pour valider cette approche. Dans un premier temps, une validation théorique du modèle 3Δ a été menée afin d'étudier son comportement dans un espace tridimensionnel et évaluer les possibilités d'amélioration. Ensuite des essais ont été réalisés en laboratoire, dans un environnement contrôlé en utilisant diverses sources d'aérosols. Puis, ces tests ont été pratiqués sur un banc de découpe (décrit dans la section **II.IV.4.1.1**) reproduisant les conditions typiques d'un atelier de transformation de la pierre avant d'être conduits, enfin, à l'échelle réelle dans un site industriel. Ces étapes ont permis d'évaluer la capacité du modèle à reproduire les gradients spatiaux et temporels de concentration en particules solides, ainsi que son adaptabilité à différentes configurations de ventilation.

Enfin, pour faciliter l'analyse et la compréhension des phénomènes observés, des visualisations dynamiques ont été réalisées à l'aide des bibliothèques Matplotlib [173] et Plotly [174]. Ces représentations, interactives ou statiques, permettent d'explorer les variations spatiales et temporelles des concentrations, d'identifier les zones de forte exposition et d'analyser l'évolution des panaches de

poussières dans le temps. *Les détails relatifs à ces outils de visualisation sont présentés en Annexe 3, qui permet l'accès à des interfaces interactives.*

I. Analyse conceptuelle et optimisation du modèle 3Δ

Cette section a pour objectif d'évaluer l'efficacité du modèle 3Δ de Roulet et al. (1991) [169] à travers une validation théorique. Il s'agit d'examiner la capacité du modèle à représenter de manière cohérente les gradients de concentration dans l'espace, sur la base de ses principes mathématiques et de ses hypothèses de fonctionnement. Cette analyse vise à vérifier la pertinence conceptuelle du modèle avant toute application expérimentale ou amélioration ultérieure.

1.1 Description du modèle 3Δ

Suivant le principe des plans d'expériences, le plan 3Δ positionne 10 points dans une zone expérimentale normalisée, où les coordonnées (x, y, z) varient de -1 à 1 [169]. Ces points forment trois triangles visibles sur la **figure 4-1** situes aux plans z = -1, z = 0 et z = 1, le triangle central étant orienté dans la direction opposée, avec un point supplémentaire au centre (0, 0, 0). Les coordonnées des points sont représentées sur la **figure 4-1** :

Point	X	Y	Z
1	-1	-1	-1
2	-1	1	-1
3	0	0	-1
4	-1	-1	1
5	-1	1	1
6	1	-1	1
7	1	1	0
8	1	-1	0
9	1	0	-1
10	0	0	0

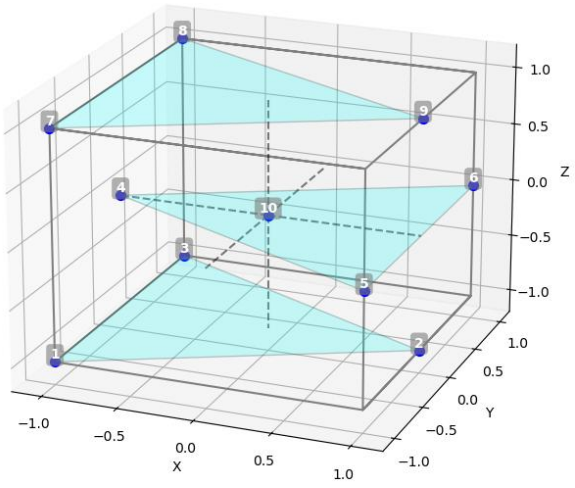


Figure 4-1 : Coordonnées et représentation 3D des points de mesures du modèle 3Δ

1.2 Résolution mathématique

Les concentrations instantanées en particules/cm^3 de particules sont mesurées simultanément par dix capteurs répartis dans l'espace d'étude. À chaque instant t, ces mesures sont regroupées dans le vecteur :

$$V = [V1, V2, V3 \dots V10] \qquad 4-1$$

Ces valeurs expérimentales sont reliées aux coefficients du modèle comprenant des termes quadratique et d'interaction :

$$W = [a, b_x, b_y, b_z, b_{xy}, b_{yz}, b_{xz}, b_{xx}, b_{yy}, b_{zz}] \qquad 4-2$$

Par une matrice de conception M de dimension 10×10, construite à partir des coordonnées spatiales (x_i, y_i, z_i) de chaque capteur. Chaque ligne de la matrice M correspond à un capteur et contient les termes associés au modèle quadratique, selon la relation suivante :

$$M = \begin{bmatrix} 1 & x_1 & y_1 & z_1 & x_1y_1 & y_1z_1 & x_1z_1 & x_1^2 & y_1^2 & z_1^2 \\ \vdots & \vdots & \vdots & \vdots & \vdots & \vdots & \vdots & \vdots & \vdots & \vdots \\ 1 & x_{10} & y_{10} & z_{10} & x_{10}y_{10} & y_{10}z_{10} & x_{10}z_{10} & x_{10}^2 & y_{10}^2 & z_{10}^2 \end{bmatrix}$$

Ainsi, la relation globale s'écrit sous la forme matricielle :

$$V = MW \qquad 4-3$$

Les coefficients A sont ensuite estimés par une approche d'ajustement des moindres carrés, permettant de minimiser l'erreur quadratique entre valeurs mesurées et prévues par le modèle [169] :

$$W = (M^T M)^{-1} M^T V \qquad 4-4$$

Une fois les coefficients déterminés, la concentration interpolée en tout point de l'espace (x, y, z) à l'instant t est obtenue par l'équation du modèle 3Δ :

$$C(x, y, z) = a + b_x x + b_y y + b_z z + b_{xy} xy + b_{yz} yz + b_{xz} xz + b_{xx} x^2 + b_{yy} y^2 + b_{zz} z^2 \qquad 4-5$$

Cette formulation permet de reconstruire la cartographie tridimensionnelle du champ de concentration à partir des seules données ponctuelles issues des dix capteurs, offrant ainsi une estimation continue des concentrations dans tout le volume étudié. La démonstration mathématique détaillée de la méthode, incluant la construction complète de la matrice M et la résolution des équations, est présentée en **Annexe 4**.

1.3 Validation théorique du modèle 3Δ

Afin d'évaluer la cohérence mathématique et la validité conceptuelle du modèle 3Δ, une validation théorique a été réalisée à partir d'une simulation numérique. Cette étape vise à vérifier la capacité du modèle à reconstruire correctement une distribution spatiale et temporelle de concentration

de particules à partir d'un jeu contrôlé de données synthétiques, avant toute application sur des données expérimentales réelles.

1.3.1 Scénario

Le scénario simulé représente une « explosion ponctuelle » (i.e. une expansion isotrope radiale à partir d'une source) localisée au centre du volume expérimental au point (0, 0, 0), correspondant à la position du capteur 10. Cette « explosion » est modélisée comme une émission impulsionnelle de particules (PM2.5), dont la concentration atteint un pic maximal instantané de 1000,0 particules/cm³ au centre à t = 10 s, avant de décroître progressivement à mesure que le nuage se dilate dans le volume. Dans ce scénario de validation théorique, les capteurs périphériques (points 1 à 9) enregistrent des concentrations issues de l'expansion, dépendantes de leur distance au centre. Trois groupes de rayons sont distingués en fonction de leurs coordonnées : r = 1 : capteur 4 ; r = √2 : capteurs 2, 5, 6, 9 ; r = √3 : capteurs 1, 3, 7, 8.

La concentration centrale ($r = 0$) suit une loi de dilution volumétrique en trois dimensions liées à l'expansion du nuage :

$$C(0,t) = C_0 \left(\frac{r_0}{r_0 + v(t - t_0)} \right)^3 \qquad 4-6$$

où C_0 est la concentration initiale maximale (fixée à 1000.0 particules/cm³), v la vitesse caractéristique d'expansion (fixée à 0.02 m/s pour une visualisation étendue et un gradient spatial marqué), σ_0 la largeur initiale de dispersion (0.10 m), et t_0 l'instant de l'impulsion (10 s). Le profil spatial est gaussien isotrope avec $\sigma(t) = \sigma_0 + v(t - t_0)$:

$$C(r,t) = C(0,t) \exp\left(-\frac{r^2}{2\sigma(t)^2} \right) \qquad 4-7$$

Cette formulation traduit la décroissance spatiale et temporelle des concentrations tout en respectant approximativement la conservation de la masse totale des particules émises, selon la relation $M \approx C_0 \cdot \frac{4}{3}\pi\sigma_0^3$. Le volume initial de dispersion est défini par $V_0 = \frac{4}{3}\pi\sigma_0^3$, soit environ 4189 cm³.

Les résultats simulés sont présentés dans le **tableau 4-1**, qui synthétise l'évolution temporelle des concentrations mesurées par les différents capteurs regroupés selon leur distance au centre, avec une résolution temporelle complète (échantillonnage à chaque seconde de 1 à 100 s). Les valeurs sont exprimées en particules/cm³, arrondies à une décimale pour plus de lisibilité ; les concentrations inférieures à 0.1 sont affichées à 0.0 afin de simuler un seuil de détection. L'impulsion se produit à t = 10 s avec une génération de 1000 particules/cm³ au centre, suivie d'une décroissance progressive. Les

capteurs périphériques enregistrent des concentrations correspondant à l'expansion isotrope du nuage, modulées par leur distance au centre. La vitesse d'expansion fixée à 0.02 m/s permet d'observer plus clairement la formation progressive de la sphère, avec un signal atteignant séquentiellement les capteurs en fonction de leur rayon (arrivée différée et pics locaux avant dilution), sur une échelle temporelle étendue jusqu'à 100 s.

Tableau 4- 1 : Données de simulations explosion pour validation théorique

Temps (s)	Centre (capteur 10)	r = 1 (capteur 4)	r = √2 (capteurs 2, 5, 6, 9)	r = √3 (capteurs 1, 3, 7, 8)
1	0	0	0	0
5	0	0	0	0
10	1000	0	0	0
15	125	0	0	0
20	37	0.1	0	0
25	15.6	0.7	0	0
30	8	1.1	0.1	0
35	4.6	1.2	0.3	0.1
40	2.9	1.1	0.4	0.1
45	2	0.9	0.4	0.2
50	1.4	0.7	0.4	0.2
55	1	0.6	0.4	0.2
60	0.8	0.5	0.3	0.2
65	0.6	0.4	0.3	0.2
70	0.5	0.3	0.3	0.2
75	0.4	0.3	0.2	0.2
80	0.3	0.2	0.2	0.2
85	0.2	0.2	0.2	0.1
90	0.2	0.2	0.1	0.1
95	0.2	0.1	0.1	0.1
100	0.1	0.1	0.1	0

Pour interpréter la répartition tridimensionnelle des concentrations simulées, trois plans de coupe principaux ont été utilisés modélisées sur la **figure 4-2** : les plans XY, YZ et XZ. Ces plans passent tous par le centre de la maille (0,0,0), correspondant à la position du capteur 10 point d'émission de l'explosion simulée. Cette approche permet d'observer la symétrie radiale du champ reconstruit et d'évaluer visuellement la capacité du modèle à reproduire une dispersion isotrope à partir du centre. Les coupes dans les trois directions offrent une vue complémentaire du comportement du modèle dans l'espace

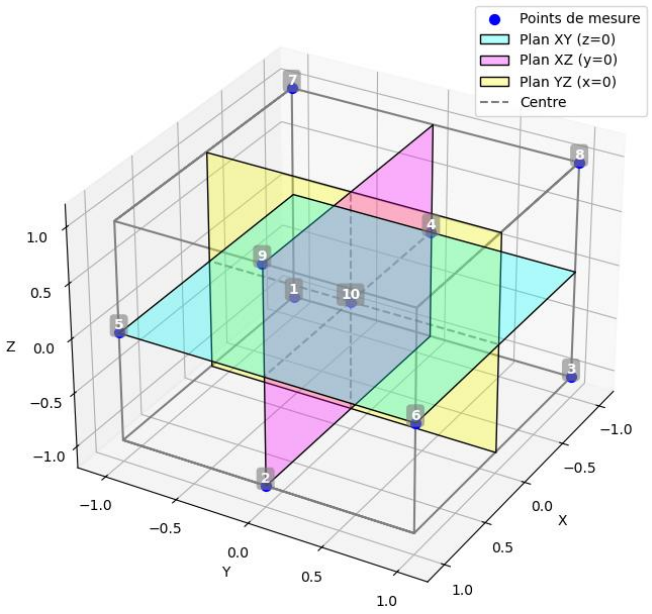


Figure 4-2: Représentations des plans de coupes XY, XZ et YZ

1.3.2 Résultats

L'analyse des résultats obtenus à partir de la simulation met en évidence plusieurs limites importantes du modèle 3Δ, tant sur le plan physique que numérique. Le premier constat concerne la géométrie du champ reconstruit : alors que la simulation théorique représentait une dispersion sphérique de particules se propageant uniformément à partir du centre, le modèle 3Δ simple ne parvient pas à restituer cette forme sphérique. Les représentations sur les plans XY et XZ (**figure 4-3**) montrent deux bandes verticales s'étendant le long de l'axe x, avec une transition de couleur allant du jaune (forte concentration) au violet (faibles concentrations). Le plan YZ présente une concentration élevée relativement uniforme, matérialisée par une large zone jaune continue couvrant l'ensemble du plan. Ces visualisations sont complétées par deux vues 3D : une à t = 10 s avec une iso-concentration minimale affichée de 500 particules/cm³ (Cela signifie que seuls les points dont la concentration est supérieure ou égale à ce seuil apparaissent) révélant une extension verticale ; et une seconde à t = 15 s avec une iso-concentration minimale de 50 particules/cm³, illustrant une extension verticale prononcée mais toujours contrainte en forme cylindrique plutôt que sphérique.

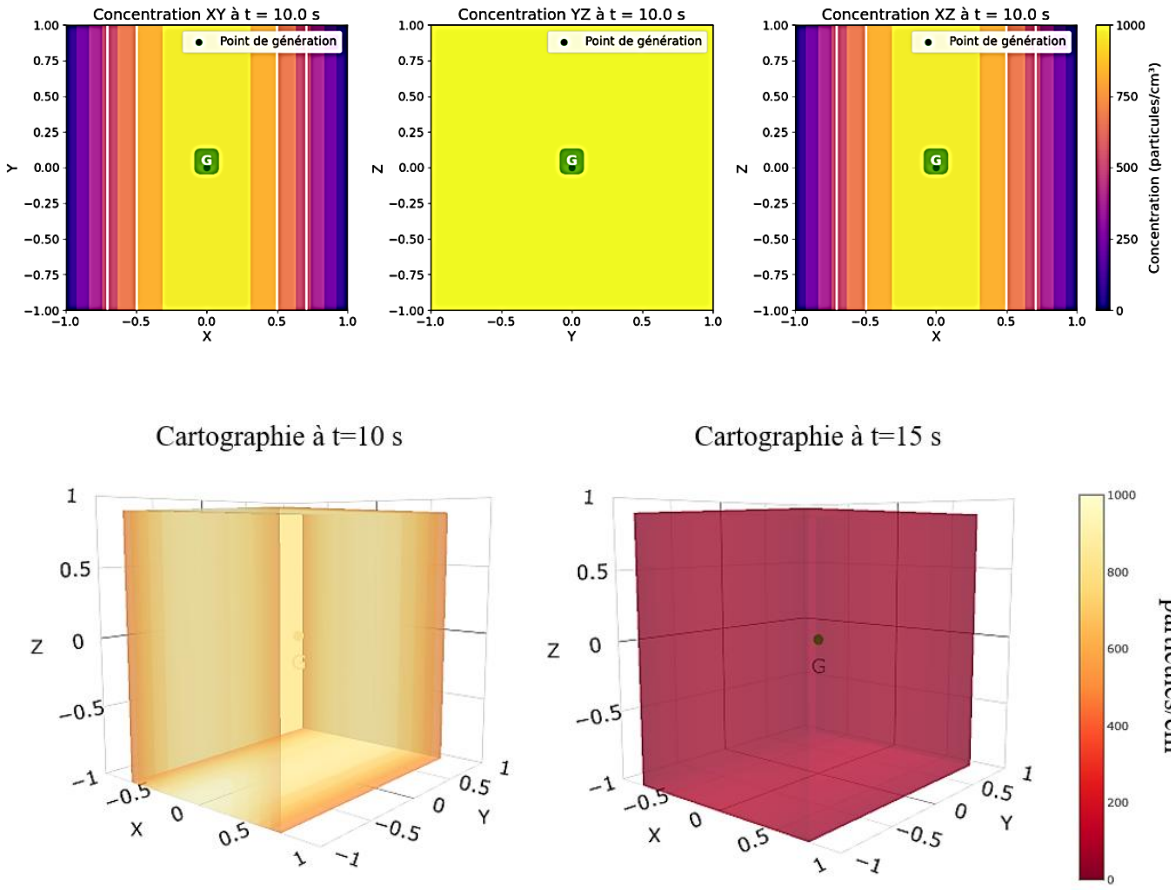


Figure 4-3 : Représentations des plans de coupes XY, XZ et YZ, et vues 3D à t = 10 s (iso concentrations ≥ 500 particules/cm³) et t = 15 s (iso concentrations ≥ 50 particules/cm³), pour la validation théorique du modèle 3Δ simple

Ces visualisations mettent en évidence que le modèle 3Δ tend à accentuer les gradients verticaux et à générer une dispersion en colonnes plutôt qu'une diffusion sphérique dans ce cas précis. La reconstruction spatiale demeure en effet contrainte par la géométrie du modèle, qui ne dispose que d'un seul capteur dans la maille (voir **figure 4-1**), ainsi que par la méthode d'interpolation propre au modèle. Le résultat est une dispersion qui apparaît planaire et homogène sur le plan YZ, traduisant une diffusion en colonnes verticales plutôt qu'une expansion radiale sphérique.

Un second problème notable est l'apparition de concentrations négatives (symbolisées par des traits blancs sur la **figure 4-3**) dans les résultats recalculés aux points de mesure à partir du modèle. Comme l'indique le **tableau 4-2** ci-dessous, à l'instant t = 10 s, plusieurs capteurs présentent des concentrations légèrement inférieures à zéro, par exemple pour C2, C4, C5, C7 et C8.

Tableau 4-2 : Concentrations recalculées aux points de mesure à t = 10 s pour la validation théorique du modèle 3Δ simple

Temps (s)	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7	C8	C9	C10
10	1.0E-12	-8.0E-13	1.4E-12	-3.4E-13	-3.1E-12	3.4E-13	-1.1E-12	-2.3E-13	2.3E-13	1000

Ces valeurs, bien que faibles en amplitude (de l'ordre de 10^{-14}), sont physiquement incohérentes, puisqu'une concentration de particules ne peut évidemment être négative. Elles traduisent une instabilité numérique liée à la méthode de résolution par moindres carrés appliquée à un jeu de données peu varié spatialement, et peuvent également résulter de variations brutes de concentrations qui accentuent ponctuellement les écarts de calcul.

1.3.3 Interprétation et limites

Ces écarts indiquent que le modèle 3Δ atteint ses limites lorsqu'il est appliqué à des phénomènes transitoires présentant des gradients marqués ou des comportements radiaux rapides. Le positionnement des capteurs et celui de la source influencent directement la représentation obtenue et peuvent accentuer certains biais géométriques. Le faible nombre de capteurs (10 points) amplifie par ailleurs l'effet de sur- ou sous-interpolation dans certaines zones du domaine, ce qui se traduit par la formation de zones d'extension linéaire et de distorsions locales dans la cartographie finale. L'exploration de pistes d'amélioration, telles que l'intégration d'une composante d'apprentissage non linéaire ou d'une pondération spatiale adaptative, a ainsi été entreprise afin d'améliorer la représentation des phénomènes de dispersion complexes et de garantir la cohérence physique des résultats interpolés, comme démontré dans des approches hybrides récentes combinant mesures expérimentales et intelligence artificielle. La section suivante présente ces différentes pistes d'amélioration, incluant les moyens d'extrapolation et les algorithmes hybrides retenus pour le modèle amélioré.

1.4 Amélioration du modèle

1.4.1 Algorithme d'apprentissage

Face à ces contraintes, l'approche retenue repose sur des méthodes hybrides associant mesures expérimentales et algorithmes d'apprentissage supervisé. Ces algorithmes sont particulièrement adaptés à la modélisation de dynamiques non linéaires et à l'extraction de relations complexes entre variables. Parmi les techniques explorées, des modèles tels que Random Forest ou Extreme Gradient Boosting (XGBoost) [175] se distinguent par leur robustesse et leur capacité à fournir des prédictions précises tout en restant interprétables.

À titre d'exemple, l'étude de Lee et al. (2025) [176] démontre que l'intégration de la simulation numérique CFD couplée avec des modèles d'apprentissage supervisé, notamment XGBoost, permet de prédire avec une précision de 91 à 95 % la dispersion des PM2.5 dans des environnements urbains denses. Cette approche a permis d'identifier des configurations morphologiques favorisant une meilleure ventilation, soulignant l'intérêt de l'intelligence artificielle.

Plusieurs algorithmes d'apprentissage supervisé sont décrits comme particulièrement adaptés à ce type de problématique. Leur sélection repose ici sur leurs caractéristiques théoriques et les résultats rapportés dans des études antérieures. Random Forest [177] est reconnu pour sa stabilité face aux données bruitées, mais peut être limité en présence de déséquilibres ou de corrélations temporelles. Support Vector Machines (SVM) [178] quant à lui offre une bonne précision sur des jeux de données compacts, mais sa mise en œuvre devient complexe lorsque le volume augmente ou que les données sont hétérogènes. Par ailleurs, les réseaux de neurones récurrents (RNN, LSTM) [179] sont puissants pour traiter des séries temporelles, mais exigent des volumes de données importants et des temps d'apprentissage longs. XGBoost [175,180], en revanche, se distingue par sa capacité à corriger progressivement les erreurs de prédiction, tout en intégrant des mécanismes de régularisation qui limitent le surajustement. Cet algorithme sera donc privilégié dans la suite de cette étude.

1.4.2 Interpolation spatiale

Une fois les prédictions temporelles obtenues à partir des algorithmes d'apprentissage supervisé, il est nécessaire de les étendre spatialement afin de produire une cartographie tridimensionnelle continue des concentrations particulaires. Cette étape est essentielle pour visualiser les gradients de pollution, identifier les zones critiques d'exposition et appuyer les décisions opérationnelles en matière de prévention. Plusieurs techniques d'interpolation spatiale sont décrites dans la littérature, chacune présentant des avantages et des limites selon la densité des points de mesure, la géométrie du domaine et la nature des données.

La méthode du plus proche voisin ou son extension des k-plus proches [181–183] est simple et robuste, mais elle tend à produire des zones uniformes sans transition, ce qui peut masquer les variations fines. Il existe également l'interpolation linéaire par triangulation [184,185] qui offre une bonne couverture spatiale et une continuité entre les points, mais qui peut générer des instabilités en bordure de domaine ou dans les zones peu couvertes. De même, la méthode de la distance inverse pondérée (Pondération Inverse à la Distance PID ou IDW en anglais) [184,185] permet de lisser les données en fonction de la proximité, mais elle est sensible à la densité des points et peut créer des artefacts dans les zones fortement irrégulières. Enfin, le krigeage [183], fondé sur la variabilité spatiale (e.g. minimisation de la variance) et les modèles géostatistiques (i.e. la représentation spatiale de données géoréférencées),

est réputé pour sa précision, mais il nécessite une paramétrisation complexe et une connaissance fine de la structure des données.

Pour transformer les prédictions ponctuelles issues des capteurs en une cartographie tridimensionnelle continue, plusieurs méthodes d'interpolation spatiale ont été envisagées. Les approches classiques (plus proches voisins, triangulation linéaire, pondération inverse à la distance, krigeage) présentent chacune des avantages et des limites selon la densité des points et la géométrie du domaine. Dans le cadre du modèle 3Δ, la disposition restreinte à dix capteurs impose de privilégier une méthode robuste, capable de restituer les gradients centraux tout en évitant les extrapolations instables aux frontières. L'option retenue est une approche hybride combinant triangulation de Delaunay et pondération inverse à la distance (IDW). Cette combinaison assure à la fois la continuité spatiale dans les zones bien couvertes et la cohérence physique dans les zones périphériques. La section suivante détaille le fonctionnement du modèle 3Δ amélioré, en expliquant étape par étape comment il traite les données acquises pour produire une cartographie des concentrations particulaires.

1.4.3 Fonctionnement du modèle 3Δ amélioré

1.4.3.1 Acquisition des données

L'acquisition des données consiste à collecter les mesures des concentrations de particules à l'aide de 10 capteurs SPS30, positionnés selon le plan d'expérience 3Δ dans un volume cubique normalisé (voir **figure 4-1**). La normalisation des coordonnées spatiales (x, y, z) dans l'intervalle $[-1,1]$ garantit une échelle uniforme, facilitant les calculs d'interpolation spatiale ultérieurs et évitant les biais liés à des échelles inégales. Chaque capteur mesure la concentration en particules/cm^3 à des intervalles temporels réguliers, typiquement une seconde, avec une synchronisation précise pour préserver la cohérence temporelle. Cette synchronisation est cruciale pour capturer les variations dynamiques des panaches de poussière dans des environnements où les concentrations peuvent fluctuer rapidement. À chaque instant t, les concentrations mesurées forment un vecteur :

$$\mathrm{C(t)} = [C_1(t), C_2(t), \dots, C_{10}(t)] \qquad 4-8$$

où $C_i(\mathrm{t})$ représente la concentration mesurée par le capteur i (1 à 10).

1.4.3.2 Prétraitement robuste des données

Les données brutes des capteurs peuvent être affectées par des perturbations, telles que des variations dues à des turbulences locales (bruit) ou des interruptions de capteurs entraînant des données manquantes. Le prétraitement automatique (e.g., via code Python) transforme ces données brutes en un ensemble fiable et robuste pour l'entraînement du modèle, en atténuant les effets de ces perturbations

tout en préservant l'information essentielle sur les dynamiques des concentrations. Les étapes suivantes sont appliquées séquentiellement pour garantir une qualité optimale des données.

a) Pour réduire les fluctuations à court terme susceptibles d'introduire du bruit parasite et de perturber l'entraînement, une fonction de moyennage temporel a été mise en place. Par défaut, les données sont agrégées sur une fenêtre de $m = 5$ secondes. Pour chaque capteur $i$et intervalle de temps, la concentration moyenne est calculée selon la relation :

$$C_i(\mathrm{t}) = \frac{1}{n_i} \sum_{k=1}^{n_i} C_i(t_k) \qquad 4-9$$

où $C_i(t_k)$ est la k-ème mesure du capteur dans l'intervalle, et n_i est le nombre d'observations dans cet intervalle. Cette agrégation lisse les variations transitoires, comme les pics temporaires, tout en préservant les tendances principales des concentrations. Ce choix permet de capturer les tendances significatives tout en réduisant l'impact des variations erratiques, même si elle peut induire une perte de données. Une extension de cette approche pourrait consister à rendre le moyennage temporel ajustable en fonction des phénomènes enregistrés. Par exemple, il serait possible d'appliquer une fenêtre de 5 seconds avants et de 30 secondes après un événement discret, ou encore d'augmenter la fréquence d'acquisition et de réduire la fenêtre de moyennage à 1 seconde, voire 0,5 seconde. Une telle adaptation nécessiterait toutefois de coupler les mesures des capteurs avec un système de caméra, afin de synchroniser précisément les événements observés et les données de concentration.

b) Pour suivre les tendances, un calcul de différences temporelles est effectué. Les différences entre mesures consécutives sont calculées pour chaque capteur :

$$\Delta C_i(\mathrm{t}) = C_i(\mathrm{t}) - C_i(t-1), \qquad \Delta C_i(t_0) = 0 \qquad 4-10$$

Ces différences capturent les variations dynamiques, telles que les augmentations soudaines des concentrations dues à une source de poussière, et fournissent une mesure de la vitesse de changement, essentielle pour modéliser les panaches évolutifs. Cette étape a été ajoutée afin d'enrichir les caractéristiques temporelles en mettant en évidence les transitions rapides, en partant du constat de base que le modèle 3Δ ne tenait pas compte de l'évolution temporelle des valeurs fournies.

c) En cas de dysfonctionnement ou de saturation des capteurs, les lignes contenant des valeurs manquantes dans les colonnes des capteurs sont supprimées afin de garantir la complétude des données utilisées pour l'entraînement. Cette approche simplifie le traitement tout en exploitant la fiabilité des capteurs SPS30, qui produisent rarement des données manquantes. En éliminant les observations incomplètes, le modèle se concentre sur des données robustes, réduisant ainsi le risque d'erreurs dans les prédictions. Il convient de noter qu'il serait théoriquement possible d'ajouter une option permettant

soit d'interpoler linéairement les valeurs manquantes entre deux données disponibles, soit de recalculer ces valeurs à l'aide de XGBoost. Néanmoins, cette alternative n'a pas été mise en œuvre dans le cadre de la présente étude, aucun cas de saturation ou de valeurs manquantes n'ayant été rencontré.

1.4.3.3 Validation des données prétraitées

La validation automatique (e.g., via code Python) des données prétraitées, garantissant que l'ensemble de données est complet et utilisable pour l'entraînement. Cette étape assure la robustesse des données en éliminant les observations incomplètes, réduisant ainsi le risque d'erreurs dans les prédictions.

1.4.3.4 Extraction des caractéristiques

Pour capturer les variations temporelles des concentrations, un vecteur de caractéristiques est construit pour chaque instant t. Les caractéristiques se concentrent sur les aspects temporels, les variations spatiales étant gérées par l'interpolation spatiale ultérieure, ce qui réduit la complexité du processus d'entraînement du modèle tout en maintenant la précision et en facilitant l'interprétation des dynamiques des particules. Les caractéristiques temporelles incluent les concentrations moyennées actuelles et leurs différences temporelles pour chaque point de mesure i :

$$\mathrm{F(t)} = [C_1(t), \Delta C_1(t), C_2(t), \Delta C_2(t), \dots, C_{10}(t), \Delta C_{10}(t)] \qquad 4-11$$

Ce vecteur, de dimension 20, fournit une représentation concise mais complète des dynamiques temporelles, permettant au modèle de prédire les concentrations futures avec précision en intégrant l'historique récent et les changements instantanés. Cette approche minimise la dimensionnalité des caractéristiques, optimisant l'efficacité computationnelle tout en capturant les informations essentielles pour la cartographie des panaches dans un environnement industriel.

1.4.3.5 Entraînement du modèle et calcul de la concentration

L'algorithme XGBoost [175] construit un ensemble d'arbres de décision pour chaque capteur, où chaque feuille correspond à une valeur d'une variable cible et chaque nœud représente un choix lié à une variable d'entrée. Dans le cadre de cette étude, l'algorithme a été entraîné sur plusieurs jeux de données issus des capteurs, ce qui a permis de sélectionner les paramètres les plus adaptés afin de rapprocher les prédictions des valeurs réellement observées. Un exemple d'arbre de décision illustratif de ce cas est présenté en **figure 4-4**. La structuration de l'arbre est basée sur la minimisation d'une fonction de perte ou de coût basée sur l'erreur quadratique (i.e. moindres carrés) :

$$L = \sum_{i=1}^{10} \left(C_i(\mathrm{t}) - \hat{C}_i(t) \right)^2 \qquad 4-12$$

où $\hat{C}_i(t)$ est la prédiction pour le point de mesure i.

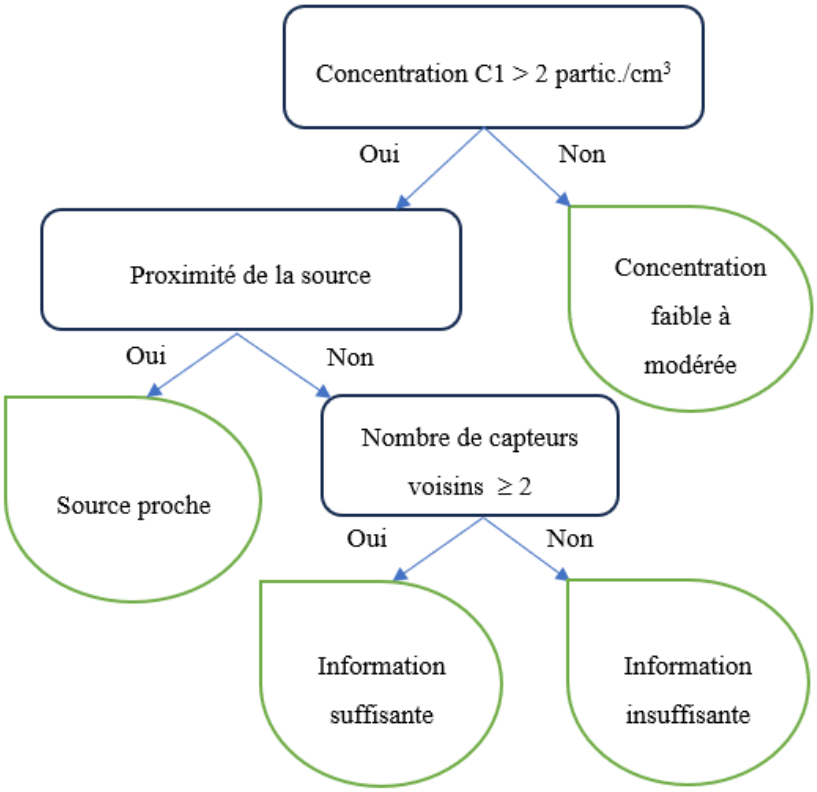


Figure 4-4 : Illustration d'un arbre de décision à trois nœuds et quatre feuilles

XGBoost repose sur un processus itératif de 'boosting' ou amplification de gradient, où chaque arbre est construit pour corriger les résidus (erreurs) des arbres précédents. À chaque itération k, un nouvel arbre est ajouté en optimisant les gradients et les hessiens (i.e. dérivées partielles secondes) de l'erreur quadratique. Ce processus permet à XGBoost de capturer des relations non linéaires complexes, comme les variations rapides des concentrations dues à des sources de poussière ou les tendances graduelles. Des termes de régularisation L^1 (fonction de coût pénalisant le nombre de feuilles) et L^2 (fonction de coût quadratique pénalisant le poids des feuilles) sont intégrés pour limiter la complexité des arbres, réduisant ainsi le risque de surapprentissage et améliorant la généralisation du modèle sur de nouveaux ensembles de données. Les hyperparamètres (liés à la méthode de machine learning), incluant le nombre d'arbres (200), le taux d'apprentissage (0.15), la profondeur maximale des arbres (4), le poids minimum des nœuds enfants (1), le sous-échantillonnage des données (0.9), et la proportion de caractéristiques (0.9) utilisées par arbre, ont été optimisés expérimentalement pour équilibrer précision et robustesse, s'adaptant aux dynamiques spécifiques des panaches de poussière observés lors des essais en laboratoire.

À chaque instant t, un vecteur de caractéristiques f_t de dimension 60 est formé à partir des trois instants précédents. Ce vecteur concatène, pour chaque instant antérieur, les 10 concentrations mesurées

et leurs 10 différences temporelles (soit 20 valeurs par instant, pour un total de 60 caractéristiques). Le modèle XGBoost, encapsulé dans une architecture de régression multi-sorties pour prédire simultanément les concentrations aux dix points de mesure, est entraîné de manière itérative. Internement, pour chaque capteur j (de 1 à 10), la prédiction $\hat{C}_{t,j}$ résulte de la somme des contributions des K arbres :

$$\hat{C}_{i,j} = \sum_{k=1}^{K} f_k^{(j)}(\mathrm{f}_i) \cdot \eta + b \qquad 4-13$$

Où $f_k^{(j)}$ est la fonction de prédiction de l'arbre k pour la sortie j (capteur j), η est le taux d'apprentissage (valeur de 0.15), et b est un biais initial (généralement 0.5 pour les régressions XGBoost). Cette somme capture les dynamiques non linéaires temporelles en pondérant les erreurs résiduelles des arbres précédents. Ces 10 prédictions $\hat{C}_{i,1}, \ldots, \hat{C}_{i,10}$ (une par capteur) alimentent ensuite l'étape d'interpolation spatiale, qui étend les résultats à l'ensemble du volume pour produire une cartographie continue des concentrations.

1.4.3.6 Interpolation spatiale

Les concentrations prédites aux positions des dix capteurs sont transformées en une cartographie tridimensionnelle continue dans le volume normalisé $[-1,1]^3$. À l'intérieur de l'enveloppe convexe définie par la disposition 3Δ, une interpolation linéaire est appliquée via une triangulation de Delaunay. L'espace est ainsi partitionné en tétraèdres simpliciaux (quatre sommets, nombre minimal pour une interpolation linéaire en 3D), et la concentration en un point r est estimée par combinaison barycentrique des valeurs aux sommets du tétraèdre :

$$C(\mathrm{r}) = \sum_{j=1}^{4} \lambda_j C_j \qquad 4-14$$

où les C_j sont les concentrations aux points de mesure, et les λ_j sont les poids barycentriques (sommant à 1) déterminés par une triangulation de Delaunay qui divise l'espace en tétraèdres simpliciaux (chacun formé par 4 sommets, correspondant au nombre minimal de points pour une interpolation linéaire en 3D) assurant une continuité fluide et une robustesse aux gradients locaux dans les zones bien échantillonnées.

En périphérie du domaine, lorsque la triangulation n'est pas définie (coins et faces externes du cube $[-1,1]^3$), une interpolation par distance inverse pondérée (IDW) prend le relais. Elle s'appuie exclusivement sur les dix points de mesure réels afin d'éviter les biais liés à des points fictifs. La concentration en un point $r$est alors donnée par :

$$C(\mathrm{r}) = \frac{\sum_{j=1}^{10} \frac{C_j}{d(\mathrm{r},\mathrm{r}_j)^p}}{\sum_{j=1}^{10} \frac{1}{d(\mathrm{r},\mathrm{r}_j)^p}} \qquad 4-15$$

où $d(\mathrm{r},\mathrm{r}_j)$ est la distance euclidienne entre le point cible r et le point de mesure j, et $p = 2$ l'exposant de pondération (favorisant les contributions locales ; des valeurs $p > 2$ accentueraient davantage cette proximité). En pratique, les k=6 voisins les plus proches sont priorisés dans l'IDW pour une pondération plus locale (limitant l'influence des points éloignés), améliorant l'efficacité computationnelle et la robustesse aux gradients sans artefacts de lissage excessif.

L'interpolation linéaire est particulièrement efficace dans les zones centrales et bien couvertes par les capteurs, car elle restitue fidèlement les gradients de concentration. Toutefois, avec seulement dix capteurs disposés selon le plan 3Δ, l'enveloppe convexe ne recouvre pas l'ensemble du cube normalisé $[-1,1]^3$. Aux coins et sur les faces externes, l'absence de tétraèdres adjacents génère des valeurs indéfinies. Cette limitation est intentionnelle : elle évite les extrapolations instables, qui pourraient produire des artefacts comme des oscillations ou des concentrations négatives, physiquement incohérentes. L'IDW comble alors ces lacunes en extrapolant de manière pondérée, offrant une extension douce et cohérente sans discontinuités. La **figure 4-5**, montre la complémentarité entre les zones couvertes par la triangulation et celles où l'IDW prend le relais.

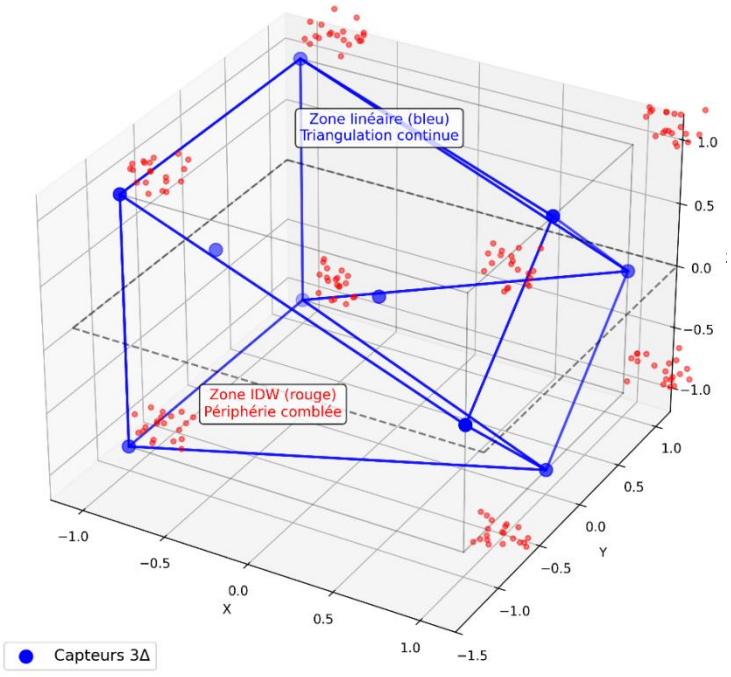


Figure 4-5 : Illustration des zones d'interpolation hybride dans le cube 3Δ

Au final, cette approche hybride produit une cartographie continue dans le volume normalisé $[-1,1]^3$. Elle limite les artefacts d'extrapolation (oscillations, valeurs négatives) tout en préservant la résolution des gradients observés. La résolution mathématique détaillée de la méthode, incluant le calcul des poids barycentriques et la sélection locale des voisins, est présentée en **Annexe 5** avec un exemple chiffré. Afin de valider les améliorations apportées et d'assurer une comparaison directe avec la version simple, le modèle 3Δ amélioré est maintenant testé sur le même jeu de données synthétiques, reproduisant le scénario de dispersion isotrope précédemment analysé.

1.4.4 Validation théorique du modèle 3Δ amélioré

Afin d'évaluer la cohérence mathématique et la validité conceptuelle du modèle 3Δ amélioré par machine learning, une validation théorique a été menée sur la même simulation numérique que pour le modèle simple (**section IV.I.1.3.1**). Cette étape vérifie si l'intégration de XGBoost pour les prédictions temporelles et d'une interpolation spatiale hybride (linéaire et IDW) permet de reconstruire fidèlement une distribution sphérique transitoire, en corrigeant les distorsions observées précédemment.

1.4.4.1 Résultats de la simulation

Les concentrations mesurées aux 10 points servent à entraîner XGBoost, qui prédit les valeurs futures pour chaque capteur. Ces prédictions sont ensuite interpolées pour générer une cartographie 3D. Les plans de coupe principaux XY (z = 0), YZ (x = 0) et XZ (y = 0), centrés sur le point d'émission (capteur 10), mettent en évidence une symétrie radiale cohérente (**figure 4-6**). Plus précisément, à l'instant t = 10 s, caractérisé par une concentration maximale de 1 000 particules/cm³ au centre et nulle aux capteurs périphériques, le modèle amélioré reconstruit une distribution centrée présentant des contours approximativement sphériques. Sur ces plans de coupe, les lignes d'iso-concentration délimitent une zone jaune centrale (hautes concentrations) autour du point (0, 0, 0), évoluant vers des régions violettes périphériques (faibles concentrations) via une transition graduelle. Cette configuration contraste nettement avec les bandes verticales observées dans le modèle simple (voir **figure 4-3**). La même (**figure 4-6**) inclut deux vues tridimensionnelles iso-concentrations : l'une à t = 10 s, où une sphère compacte d'environ 10 cm de rayon émerge isolément avec une iso minimale de 500 particules/cm³, soulignant un pic central sans extension significative en périphérie ; et l'autre à t = 15 s, où les capteurs périphériques enregistrent encore 0 particule/cm³ tandis que le centre atteint 125 particules/cm³, illustrant une expansion isotrope du nuage via une iso-concentration minimale de 50 particules/cm³ et des gradients radiaux préservés. Les prédictions aux points de mesure reproduisent fidèlement les données simulées, sans apparition de valeurs négatives.

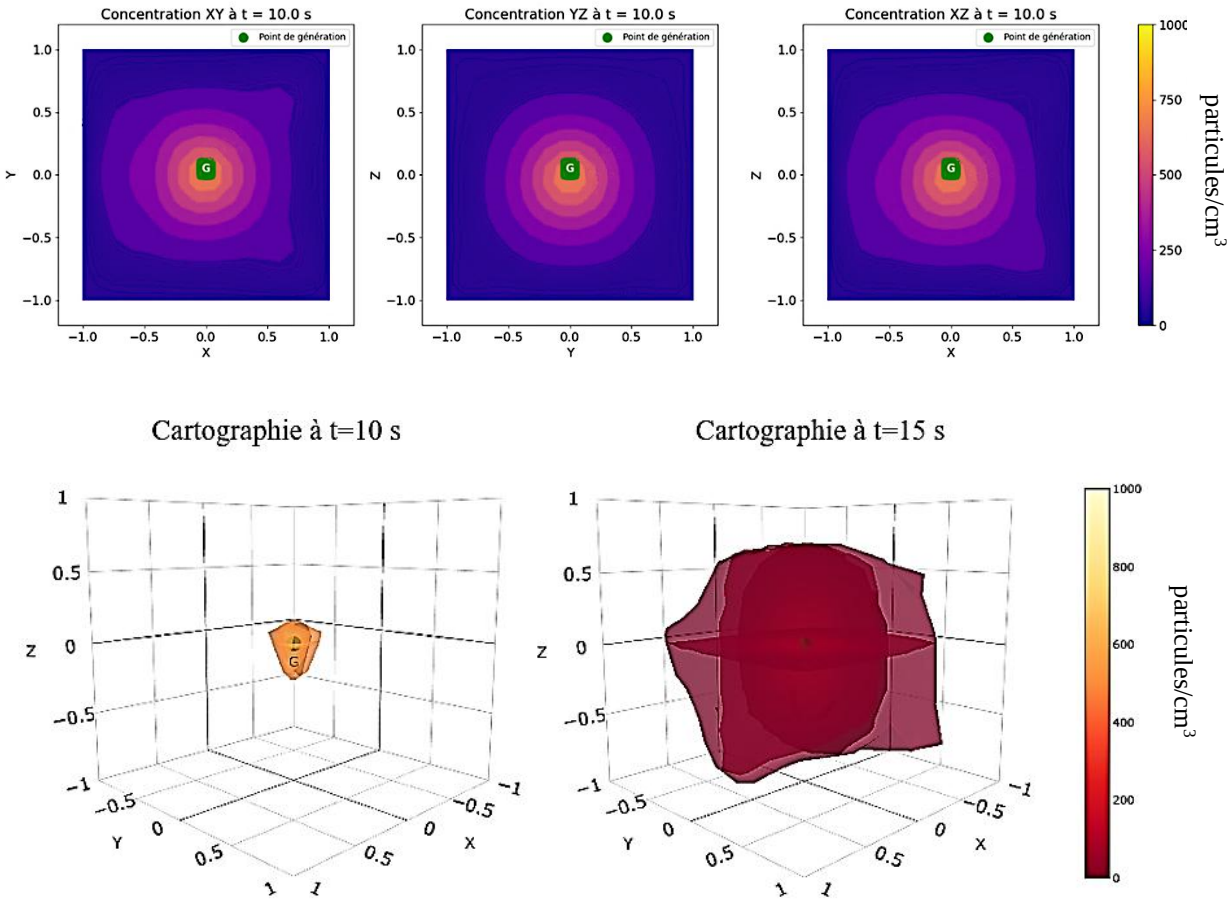


Figure 4-6 : Représentations des plans de coupes XY, XZ et YZ, et vues 3D à t = 10 s (iso concentrations ≥ 500 particules/cm³) et t = 15 s (iso concentrations ≥ 50 particules/cm³), pour la validation théorique du modèle 3Δ amélioré

1.4.4.4 Interprétation et limites

Les résultats de la validation théorique confirment la supériorité du modèle 3Δ amélioré pour restituer une dispersion isotrope. L'intégration de XGBoost permet de capturer les dynamiques temporelles, tandis que l'interpolation hybride (linéaire et par distance inverse pondérée, IDW) enrichie par l'ajout de points fictifs assure une continuité spatiale et évite l'apparition d'artefacts numériques. Cette combinaison produit des champs cohérents, exempts de valeurs négatives, et restitue fidèlement les gradients radiaux caractéristiques des phénomènes transitoires. Des limites persistent néanmoins : le nombre restreint de points peut causer une sous-interpolation en périphérie, particulièrement lors de dispersions rapides. L'utilisation de l'IDW implique un risque de lissage excessif des variations locales pour les cas complexes. Limitée à un scénario isotrope simplifié, cette validation suggère des ajustements pour des environnements réels.

Pour tester les deux modèles (3Δ et 3Δ amélioré) dans des conditions plus réalistes, des essais en laboratoire ont comparé leurs performances sur deux protocoles : l'un avec un générateur d'aérosols PALAS AGK 2000 [186] pour simuler une émission particulaire continue, et l'autre par pulsation d'air comprimé pour simuler une émission ponctuelle (type Dirac).

II. Comparaison du modèles 3Δ simple et du modèle 3Δ amélioré en conditions de génération contrôlées

2.1 Évaluation des performances des modèles

Afin d'évaluer la précision des modèles 3Δ, qu'il s'agisse de la version simple ou de la version enrichie, deux indicateurs statistiques sont mobilisés. Ces métriques sont calculées en comparant les concentrations prédites par les modèles aux mesures réelles obtenues sur des points de référence indépendants, c'est-à-dire des positions qui ne participent pas directement à la construction du modèle. Cette démarche permet de tester la capacité des modèles à généraliser au-delà de leur domaine d'ajustement. Le premier indicateur est le coefficient de détermination (R^2), qui mesure la part de variance expliquée par le modèle par rapport aux observations. Une valeur proche de 1 traduit une forte cohérence entre prédictions et mesures, tandis qu'une valeur faible signale des écarts importants. Le second indicateur est l'erreur absolue moyenne en pourcentage (MAPE), qui exprime l'écart relatif moyen entre les valeurs prédites et observées. Cet indicateur est particulièrement utile pour apprécier la précision des modèles dans des environnements où les concentrations peuvent varier fortement. L'utilisation conjointe de ces deux métriques offre une vision complémentaire : le R^2 renseigne sur la fidélité globale de la tendance, tandis que le MAPE quantifie l'erreur pratique de prédiction. Ensemble, ils permettent de juger de l'efficacité des modèles 3Δ dans la reproduction des concentrations de particules et d'identifier leurs limites éventuelles selon les conditions expérimentales.

2.2.1 Coefficient de détermination

Cette métrique évalue dans quelle mesure le modèle explique la variabilité des concentrations mesurées :

$$R^2 = 1 - \frac{\sum(y_i - \hat{y_i})^2}{\sum(y_i - \overline{y})^2} \qquad 4-16$$

où y_i est la concentration mesurée, $\hat{y_i}$ la concentration prédite, et $\overline{y}$ la moyenne des concentrations mesurées.

Le coefficient de détermination R^2 présente l'avantage d'offrir une interprétation intuitive puisqu'il exprime directement la proportion de variance expliquée par le modèle, ce qui en fait un

indicateur largement utilisé en régression linéaire. Toutefois, il présente également des limites, car il n'impose aucune pénalité lors de l'ajout de variables non pertinentes et il n'est pas adapté à l'évaluation de modèles non linéaires, ce qui peut conduire à une interprétation biaisée de la qualité prédictive [187].

2.2.2 Erreur absolue moyenne en pourcentage (MAPE)

Cette métrique également nommée MAPE (Mean Absolute Percentage Error) exprime l'erreur relative moyenne sous forme de pourcentage :

$$MAPE = \frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}\frac{|y_i - \widehat{y_i}|}{y_i}.100 \qquad 4-17$$

Le MAPE présente l'avantage d'être exprimé en pourcentage, ce qui facilite son interprétation et permet une comparaison directe entre différents ensembles de données. Il fournit en outre une mesure relative de l'erreur, ce qui le rend particulièrement utile lorsque l'échelle des données varie considérablement. En revanche, il est sensible aux très petites valeurs réelles, qui peuvent fortement amplifier le pourcentage d'erreur, et il devient indéfini lorsque les valeurs observées sont nulles, ce qui limite son applicabilité dans certains contextes [187].

Ces métriques ont été appliquées aux résultats des deux protocoles expérimentaux, en commençant par celui simulant une émission stable via génération continue.

2.3 Génération continue

2.3.1 Configuration expérimentale

Le banc d'essai, installé sous hotte d'aspiration et équipé d'un générateur d'aérosols PALAS AGK 2000 [186], permet de disperser des particules solides dans un volume cubique normalisé de 50 cm de côté. Dix capteurs fixes SPS30, disposés selon le plan 3Δ, assurent la résolution mathématique du modèle 3Δ simple et du modèle 3Δ amélioré. Deux capteurs mobiles (A en [0, −0.7, −0.5] et B en [0, 0.7, 0.5]) sont placés hors du réseau fixe afin de tester la précision des extrapolations dans des zones intermédiaires ou périphériques. Un schéma présentant la configuration expérimentale est disponible en **figure 4-7**.

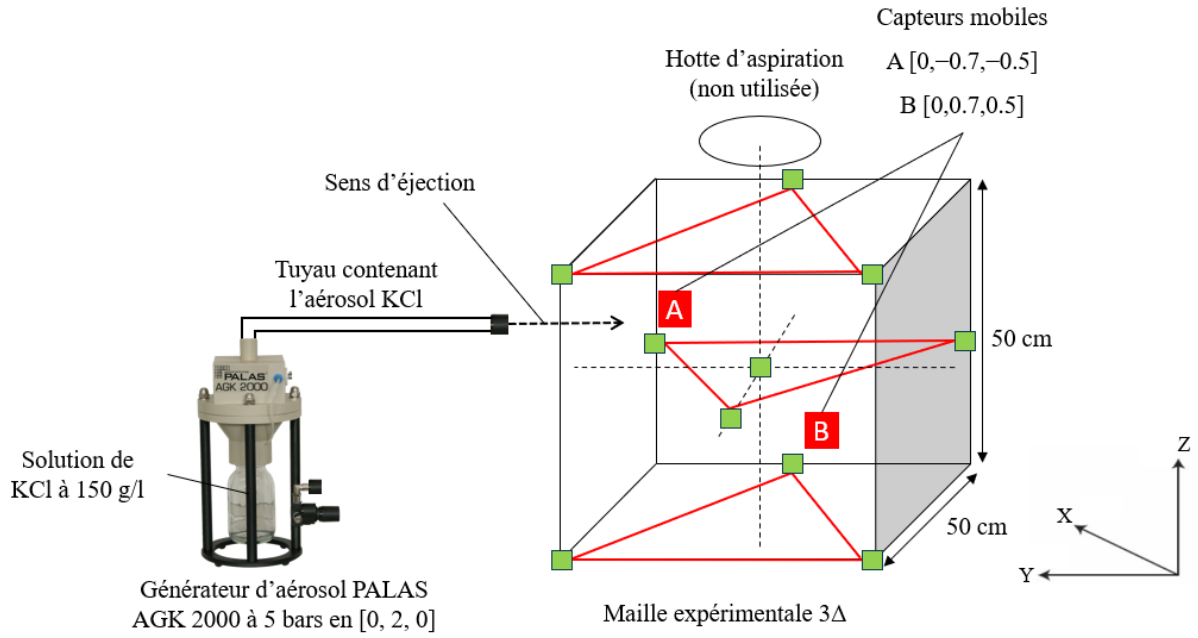


Figure 4-7 : Schéma du banc expérimental pour la génération continue

2.3.2 Protocole expérimental

Le protocole vise à évaluer la capacité des modèles 3Δ à cartographier les gradients spatiaux des concentrations de PM2.5 dans des conditions quasi-stables. À cette fin, un générateur d'aérosols PALAS AGK 2000 [186] est employé pour produire des particules fines en suspension allant de 0.005 à 15 µm.

Pour la génération, le réservoir du générateur est rempli d'une solution saline de chlorure de sodium (NaCl) à 150 g/L. La pression de génération est fixée à 5 bars et la durée de génération est d'une minute. La buse d'injection est positionnée hors de la maille 3Δ à environ 30 cm et orientée vers le centre face au plan YZ. Afin d'assurer la cohérence des mesures et l'entraînement du modèle, chaque capteur est orienté vers la source de génération. L'aspiration de la hotte est à l'arrêt et la porte coulissante est fermée pour minimiser les perturbations extérieures.

La procédure se déroule de manière séquentielle : i) lancement de l'enregistrement des données via le logiciel ControlCenter, ii) attente de 20 secondes pour stabiliser les signaux initiaux des capteurs et obtenir une ligne de base, iii) génération continue des particules NaCl pendant une minute, puis iv) arrêt de la génération, suivi d'un enregistrement supplémentaire d'une autre minute pour capturer la décroissance des concentrations. L'échantillon généré présente un D10 de 0.629 µm, un D50 de 1.004 µm et un D90 de 1.589 µm, comme indiqué dans la **figure 4-8** qui présente la distribution granulométrique cumulée en nombre du NaCl.

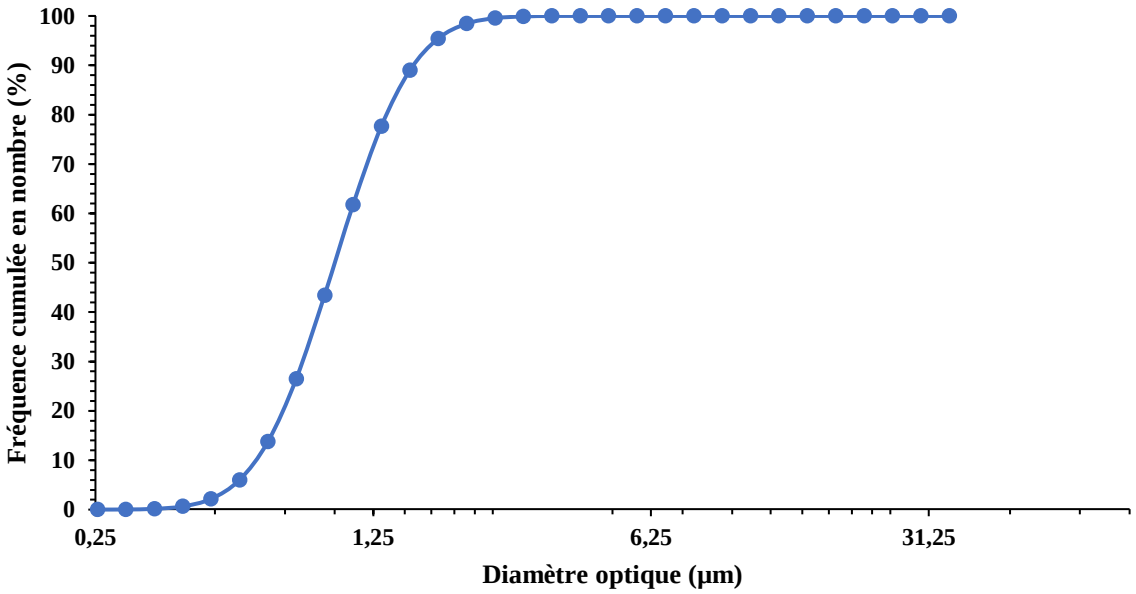


Figure 4-8 : Distribution granulométrique cumulée en nombre des particules de NaCl générées

2.3.3 Résultats

Les indicateurs de performance, regroupés dans le **tableau 4-3**, permettent d'évaluer la capacité des modèles 3Δ à reproduire les concentrations mesurées dans les cinq essais (E1-C à E5-C) aux points A et B.

Tableau 4-3 : Métriques de performance des modèles 3Δ pour les essais de génération continue (E1C à E5C) aux points A et B

Essai	Modèle 3Δ simple		Modèle 3Δ amélioré	
	R^2	MAPE (%)	R^2	MAPE (%)
E1-C-A	0.32	66.9	0.80	21.4
E2-C-A	0.22	204.8	0.69	26.6
E3-C-A	0.88	40.9	0.95	23.4
E4-C-A	0.65	188.1	0.82	23.2
E5-C-A	-0.51	61.5	0.55	35.9
E1-C-B	0.73	23.1	0.55	21.1
E2-C-B	0.29	34.4	0.75	21.0
E3-C-B	0.85	18.1	0.77	14.9
E4-C-B	0.69	24.5	0.76	18.8
E5-C-B	0.93	30.7	0.76	33.0

Les résultats mettent en évidence des performances contrastées selon les essais. Le modèle simple présente un coefficient de détermination (R^2) variant de –0.51 (E5-C-A) à 0.88 (E3-C-A), traduisant une

capacité à capturer les tendances allant d'une corrélation faible, voire inverse (i.e. r^2 négatif, ce qui correspond à une estimation moins performante que la simple moyenne), à une forte robustesse. Le modèle amélioré affiche des valeurs comprises entre 0.55 (E5-C-B) et 0.95 (E3-C-A), suggérant une meilleure robustesse dans plusieurs cas, sans toutefois surpasser systématiquement le modèle simple. L'analyse des erreurs absolues moyennes en pourcentage (MAPE) révèle des écarts particulièrement marqués dans les essais E2-C-A et E4-C-A : le modèle simple atteint respectivement 204.8 % et 188.1 %, alors que le modèle amélioré réduit ces erreurs à 26.6 % et 23.2 %. Ces différences traduisent une nette amélioration de la précision et une meilleure capacité du modèle amélioré à prédire les concentrations.

Les diagrammes de parité présentés en **figure 4-9** illustrent la relation entre les concentrations mesurées et extrapolées pour l'ensemble des essais, aux points A et B, selon les deux modèles. La figure est organisée de la manière suivante : (a) Modèle 3Δ Simple (MS) au point A, (b) Modèle 3Δ Amélioré (MA) au point A, (c) MS au point B et (d) MA au point B. La droite idéale ou de parité (y = x) et la bande de tolérance de ±20 % servent de référence pour apprécier la robustesse des prédictions.

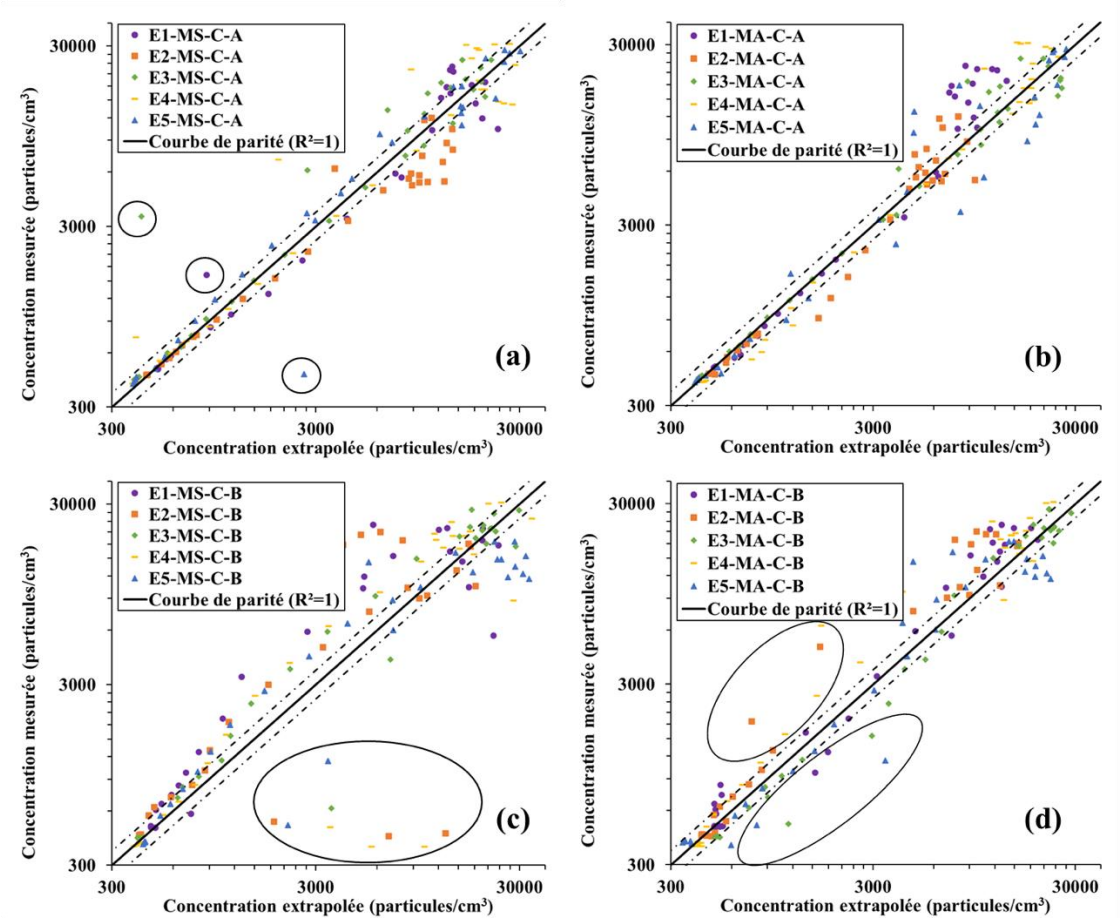


Figure 4-9 : Diagrammes de parité des concentrations mesurées vs extrapolées pour les modèles simple (MS) et amélioré (MA) aux points A et B (essais E1-C à E5-C). (a) Modèle simple au point A ; (b) Modèle amélioré au point A ; (c) Modèle simple au point B ; (d) Mo

De manière générale, les faibles concentrations sont correctement reproduites, avec un nuage de points resserré autour de la diagonale. Lorsque les concentrations dépassent environ 3 000 à 4 000 particules/cm³, une dispersion accrue apparaît, particulièrement visible sur les graphiques (a) et (b), où les écarts deviennent importants. À l'inverse, pour des concentrations inférieures à 3 000 particules/cm³, certains points très éloignés de la diagonale apparaissent dans le modèle simple (graphique (a)). Ces écarts proviennent de la génération de valeurs négatives lors de variations soudaines, le modèle prédit transitoirement des concentrations inférieures à zéro avant de se réaligner sur la tendance générale. Le modèle amélioré ne présente pas ce type d'incohérence numérique. Un exemple de ce phénomène est illustré par les prédictions de E1-C-A en **figure 4-10**.

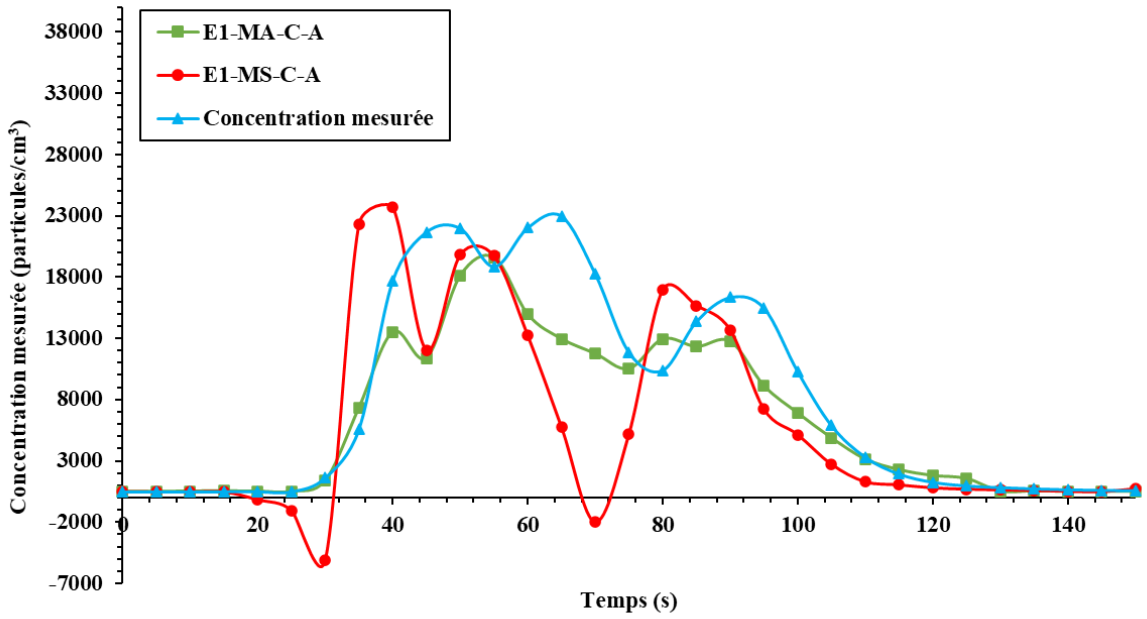


Figure 4- 10 : Exemple d'incohérence numérique dans le modèle simple (MS) (prédictions de concentrations négatives lors de variations soudaines) et de prédictions du modèle amélioré (MA) (essai E1-C-A au point A).

Au point B, la dispersion est encore plus marquée que celle observée au point A, en particulier pour les concentrations inférieures à 3 000 particules/cm³. Les nuages de points s'éloignent davantage de la droite de parité, traduisant une variabilité accrue des prédictions pour les deux modèles (graphique (c) et (d) – **figure 4-9**). Le modèle amélioré conserve néanmoins un comportement plus robuste, avec des points globalement moins éloignés de la courbe de parité que ceux du modèle simple, bien que des écarts significatifs persistent aux fortes concentrations.

En résumé, les diagrammes de parité mettent en évidence deux tendances majeures : une dispersion accrue aux fortes concentrations, et des incohérences numériques propres au modèle simple lors de changement soudain de concentration.

L'analyse de la dispersion spatiale et temporelle des concentrations de PM2.5 a été réalisée à l'aide de l'interface interactive présentée en **Annexe 3**. Au vu des performances exprimées dans le **tableau 4-3**, l'essai E3-C a été retenu comme cas représentatif. Le point de génération, correspondant au générateur PALAS AGK 2000, est positionné aux coordonnées [0, 2, 0]. L'animation couvre trois phases distinctes : la stabilisation initiale (0–20 s), la génération active (20–80 s) et la décroissance (80–150 s). Un seuil minimal de 1000 particules/cm³ a été retenu pour l'affichage des iso-concentrations.

Pour le modèle simple, les premières concentrations apparaissent dès t = 28 s, avec une distribution initialement centrée qui s'étend rapidement vers l'extérieur **(figure 4-11)**. Durant la phase de génération active, le panache se développe de manière instable : les zones de forte concentration apparaissent et disparaissent sans lien clair avec la source, traduisant un comportement numérique erratique. À ce stade, seul deux capteurs perçoivent le flux de particules, ce qui induit des gradients de concentration extrapolés très élevés. À t = 40 s, les cartes 3D et les coupes XY/YZ mettent en évidence une expansion significative, mais la dynamique reste fluctuante et difficile à interpréter, les flux modélisés ne respectant pas nécessairement les directions d'expansion observées expérimentalement.

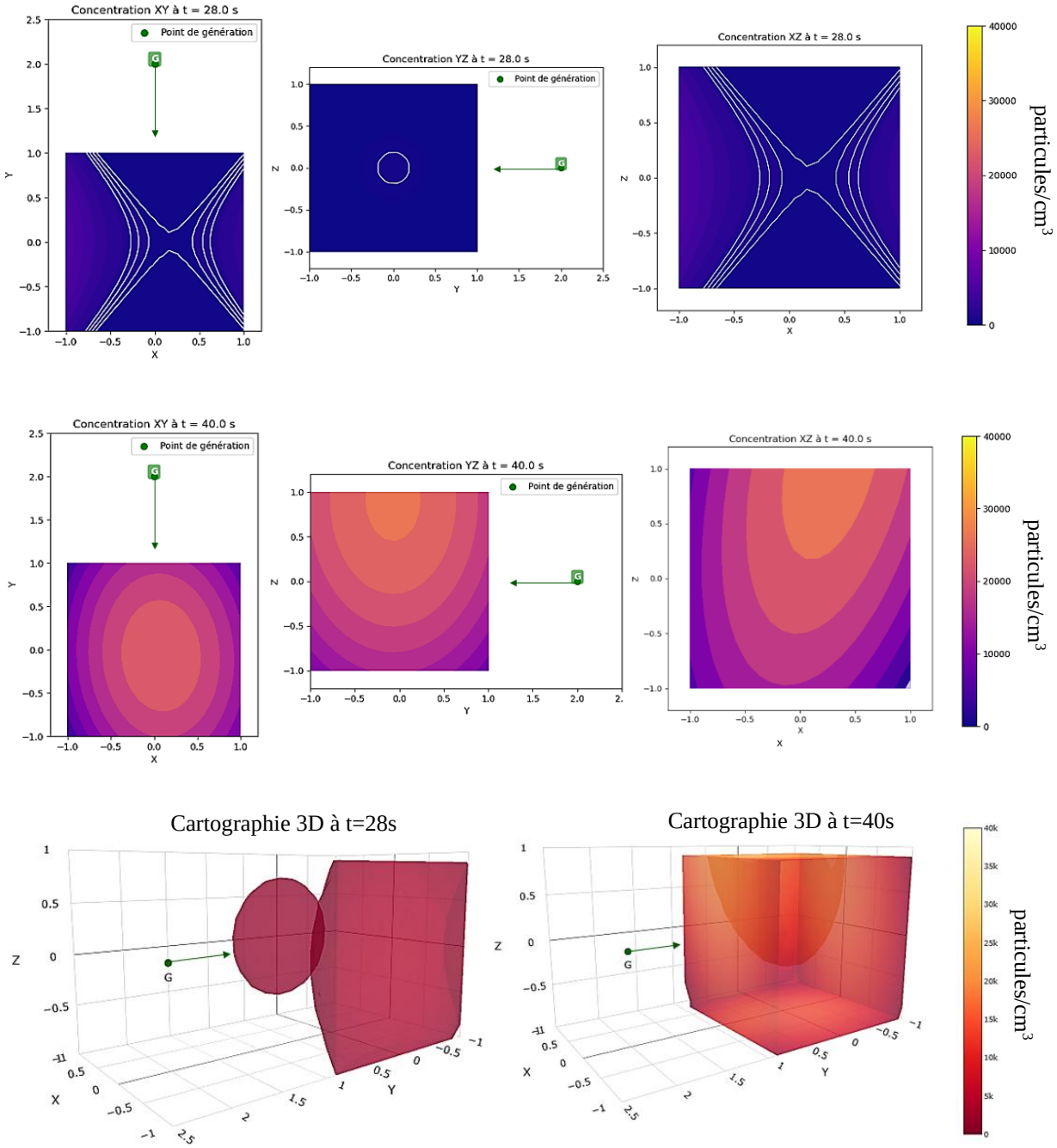


Figure 4-11 : Distribution spatiale des concentrations de PM2.5 pour le modèle simple lors de la génération continue (essai E3-C) (iso concentrations ≥ 1000 particules/cm³)

Le modèle amélioré restitue également les premières particules perçues à t = 28 s (**figure 4-12**), mais avec une propagation plus cohérente depuis la source G. Entre 20 et 80 s, le panache se diffuse de manière homogène dans le volume, et les iso-concentrations s'étendent progressivement vers les bords. À t = 40 s, la distribution apparaît plus régulière et centrée, traduisant une meilleure stabilité numérique. En phase de décroissance (t ≈ 149 s), le nuage disparaît progressivement, conformément à la dynamique physique attendue.

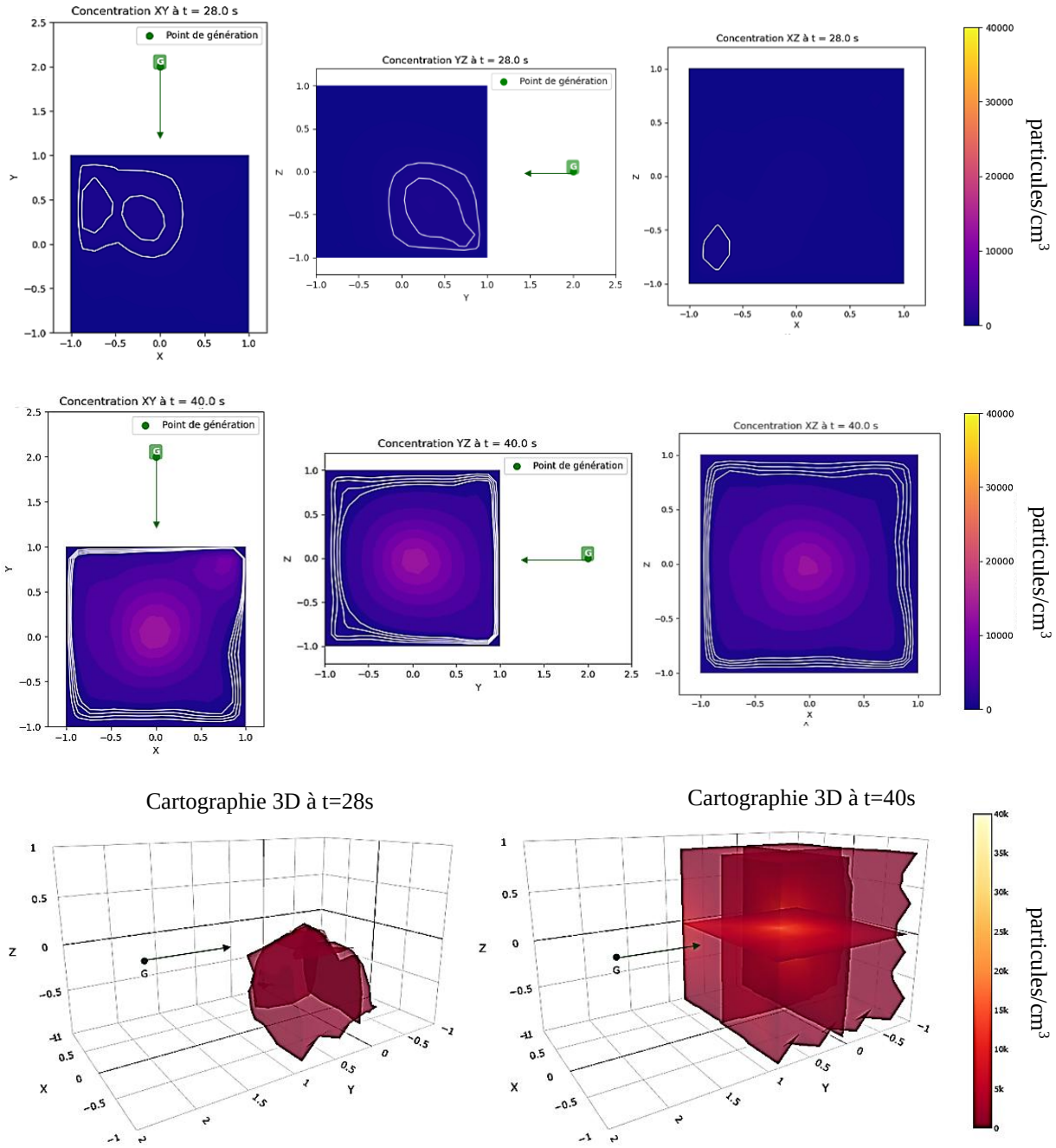


Figure 4-12 : Distribution spatiale des concentrations de PM2.5 pour le modèle amélioré lors de la génération continue (essai E3-C) (iso concentrations ≥ 1000 particules/cm³)

Dans l'ensemble, la représentation 3D met en évidence les limites du modèle 3Δ simple, marqué par une instabilité temporelle et spatiale, et la meilleure robustesse du modèle 3Δ amélioré, capable de reproduire de manière plus réaliste la propagation et la dissipation du nuage de particules.

2.3.4 Conclusion sur les essais de génération continue

L’ensemble des analyses menées sur la génération continue met en évidence les limites et les atouts respectifs des deux approches de modélisation. Comme évoque précédemment, le modèle 3Δ simple présente des instabilités numériques et une difficulté à restituer fidèlement les gradients abrupts. Le modèle 3Δ amélioré, en revanche, se distingue par une meilleure robustesse et une plus grande cohérence temporelle et spatiale, notamment dans la restitution des faibles concentrations et la gestion des phases transitoires (i.e. génération et décroissance). Les représentations tridimensionnelles confirment ces tendances, en soulignant la capacité accrue du modèle amélioré à reproduire la dynamique globale du panache de particules.

Ces résultats apportent une première validation des modèles dans le cadre d’une génération continue, caractérisée par un flux soutenu et relativement régulier. Toutefois, ce type de configuration ne reflète pas l’ensemble des situations rencontrées en conditions réelles, où les émissions peuvent être plus soudaines, discontinues et marquées par des variations rapides d’intensité (e.g. lors de phases de finitions manuelles). Dans la suite de cette section, l’analyse portera donc sur un autre type de génération, plus brusque et de durée limitée, afin d’évaluer la performance des modèles dans des scénarios dynamiques plus exigeants que la génération continue sans interruption.

2.4 Génération impulsionnelle : Distribution de Dirac

2.4.1 Configuration expérimentale

Afin d’évaluer la capacité des modèles 3Δ dans un scénario dynamique, un protocole de génération impulsionnelle de type Dirac a été mis en place. La configuration repose sur le même banc d’essai que celui utilisé pour la génération continue, intégrant un réseau fixe de dix capteurs SPS30 et deux capteurs mobiles (A et B) positionnés hors du plan 3Δ afin de valider l’extrapolation des concentrations. Contrairement au protocole de génération continue, où la source était placée à l’extérieur du volume de contrôle, la source impulsionnelle est ici localisée en [0, 0.3, –1], c’est-à-dire à l’intérieur de la maille expérimentale. Ce choix repose à la fois sur des contraintes pratiques liées à l’encombrement du dispositif de génération, et sur des considérations méthodologiques : dans le cas d’une émission brève et localisée, il est essentiel que la source soit incluse dans le domaine couvert par les capteurs afin de garantir une reconstruction cohérente de la dynamique du panache. Les capteurs mobiles placés en [0, –1, –0.5] et [0, 1, 0.5], complètent le réseau fixe afin de tester la précision des extrapolations hors du plan 3Δ. Les échantillons testés sont constitués de granite et de calcaire dur, déjà employés pour l’étalonnage des capteurs SPS30 (**section III.I.1.3**). Le schéma de la configuration et du positionnement des capteurs est présenté en **figure 4-13**.

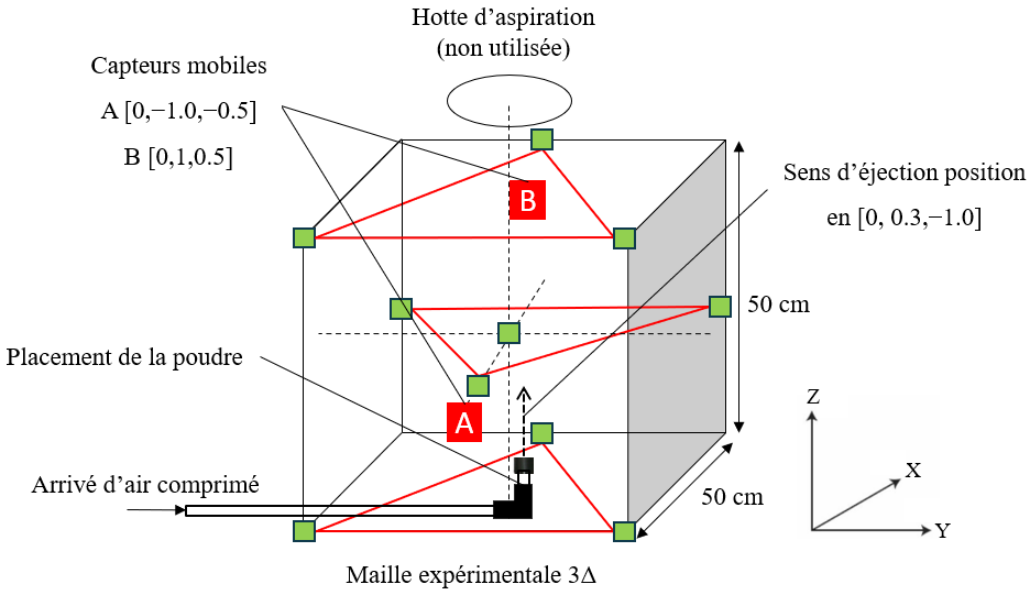


Figure 4-13 : Schéma du banc d'essai pour la génération de Dirac

2.4.2 Protocole expérimental

Le protocole a pour objectif d'évaluer la réponse des modèles 3Δ face à une émission impulsionnelle de particules PM2.5. La génération est assurée par une injection rapide de poudre (granite ou calcaire dur) à l'aide d'air comprimé réglé à 1 bar. La séquence expérimentale se déroule en trois étapes : i) stabilisation initiale de 20 secondes pour définir la ligne de base, ii) ouverture de la vanne pendant 5 secondes pour générer l'impulsion, iii) puis enregistrement prolongé durant 60 secondes afin de suivre la décroissance et la sédimentation des particules.

2.4.3 Résultats

Les indicateurs de performance obtenus pour les essais E1-D à E5-D aux points A et B sont regroupés dans le **tableau 4-4**. Ils permettent d'évaluer la capacité du modèles 3Δ simple (MS) et du modèle 3Δ amélioré (MA) à restituer la dynamique impulsionnelle caractéristique d'une distribution de Dirac.

Tableau 4-4 : Métriques de performance des modèles 3Δ pour les essais de génération de Dirac (E1-D à E5-D) aux points A et B

Essai	Modèle 3Δ simple		Modèle 3Δ amélioré	
	R^2	MAPE (%)	R^2	MAPE (%)
E1-D-A	-0.70	62.0	-0.30	65.6
E2-D-A	0.82	103.0	0.95	24.0
E3-D-A	0.62	56.1	0.86	38.8
E4-D-A	0.41	132.0	0.86	30.1
E5-D-A	0.56	86.9	0.89	48.3
E1-D-B	-0.55	83.4	0.79	30.8
E2-D-B	0.76	33.6	0.95	12.9
E3-D-B	0.87	167.5	0.90	33.7
E4-D-B	0.93	18.9	0.97	32.0
E5-D-B	0.96	16.0	0.97	31.1

Les résultats mettent en évidence des comportements contrastés. Au point A, le modèle simple présente des performances très hétérogènes, avec des R^2 parfois faibles, voire négatifs (E1-D-A) lorsque que le modèle est moins performant que la seule concentration moyenne, et des erreurs importantes (MAPE > 100 % dans E2-D-A et E4-D-A). Le modèle amélioré montre une nette progression dans ces mêmes essais, avec des R^2 supérieurs à 0.85 et des MAPE réduits à environ 24–30 %, traduisant une meilleure capacité à suivre la dynamique rapide de l'impulsion. Dans le cadre de l'essai E1-D-A toutefois, les deux modèles peinent à restituer correctement les concentrations mesurées, en raison d'une surestimation systématique des valeurs extrapolées, comme l'illustre la **figure 4-14**. Bien que les données soient parfaitement alignées temporellement, l'écart observé semble lié à une limitation structurelle du modèle dans les zones périphériques peu couvertes par le réseau de capteurs. En effet, le point A étant situé hors du plan 3Δ, la reconstruction repose exclusivement sur l'extrapolation. Or, les capteurs internes au plan 3Δ enregistrent une impulsion brève et marquée, traduisant une montée rapide de concentration. À l'inverse, le point A présente une évolution plus lente et plus étalée dans le temps. Cette discordance de dynamique induit un biais dans l'extrapolation : le modèle, s'appuyant sur des capteurs réagissant fortement à l'impulsion, tend à projeter une montée abrupte là où la réalité est plus diffuse, entraînant une surestimation du signal simulé.

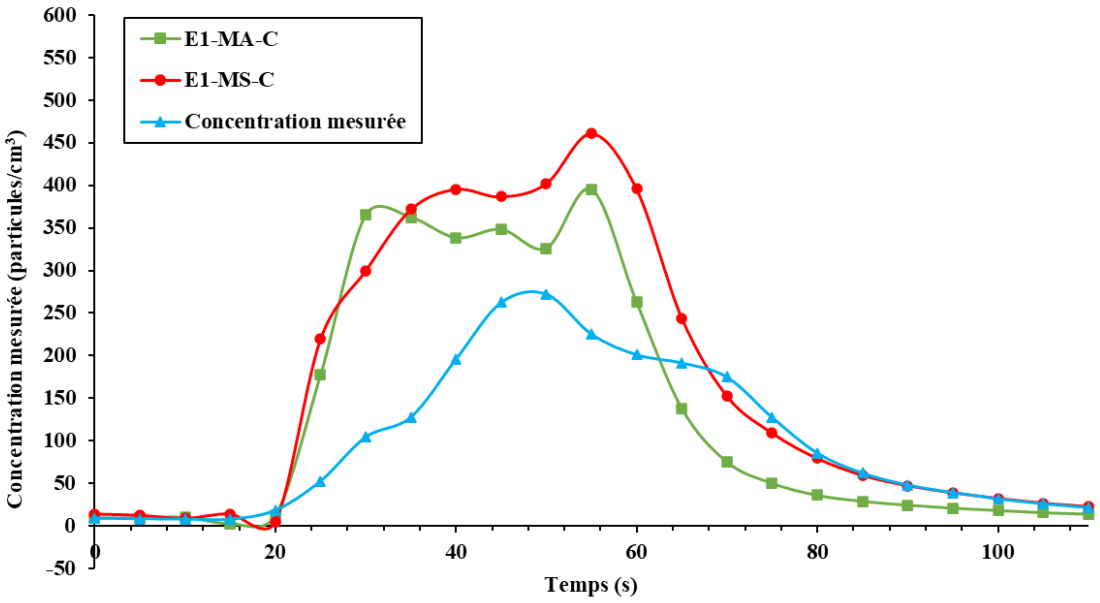


Figure 4-14 : Exemple d'incohérence numérique dans le modèle 3Δ simple (MS) et 3Δ amélioré (MA) : surestimation des concentrations extrapolées (essai E1-D-A au point A).

Au point B, la tendance est comparable. Le modèle simple demeure instable, avec un R^2 négatif dans E1-D-B et des erreurs supérieures à 80 %. Le modèle amélioré améliore significativement la robustesse des prédictions, en particulier dans E2-D-B où le R^2 atteint 0.95 et le MAPE chute à 12.9 %. Dans les autres essais, il conserve un avantage global, avec des écarts réduits et une meilleure cohérence des dynamiques simulées.

Les diagrammes de parité présentés en **figure 4-15** comparent les concentrations mesurées et extrapolées pour les essais E1-D à E5-D, aux points A et B, selon les modèles 3Δ simple (MS) et 3Δ amélioré (MA). La figure est organisée de la manière suivante : (a) MS au point A, (b) MA au point A, (c) MS au point B et (d) MA au point B. La droite de parité (y = x) et la bande de tolérance de ±20 % servent de référence pour apprécier la robustesse des prédictions.

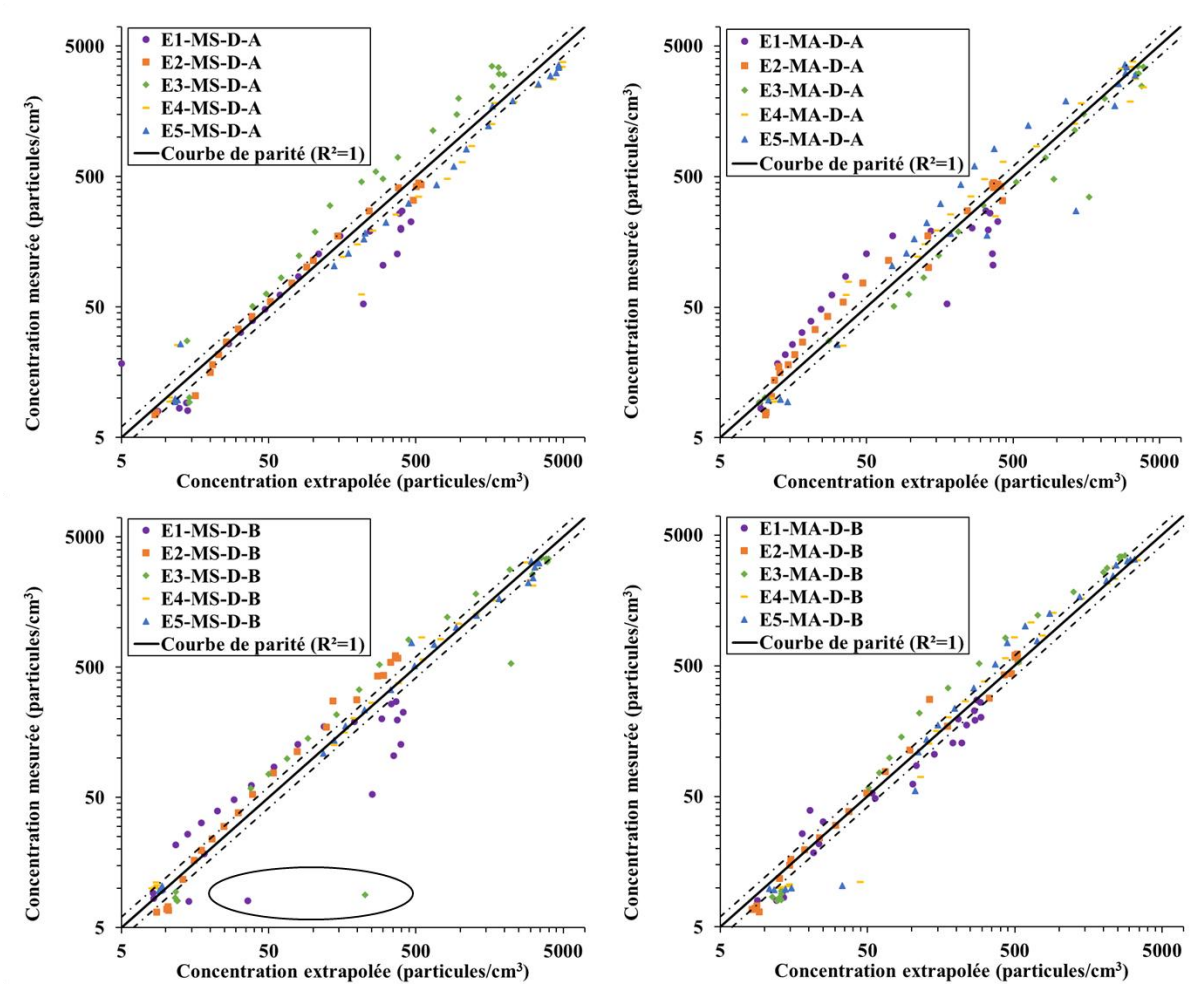


Figure 4-15 : Distribution spatiale des concentrations de PM2.5 pour le modèle simple lors de la génération de Dirac (essai E3-C). (a) Modèle 3Δ simple au point A ; (b) Modèle 3Δ amélioré au point A ; (c) Modèle 3Δ simple au point B ; (d) Modèle 3Δ amélioré au poin

L'analyse globale montre que le modèle amélioré tend à concentrer les points plus près de la diagonale, traduisant une meilleure cohérence des prédictions. Le modèle 3Δ simple, en revanche, génère un nuage plus dispersé, avec des écarts marqués aussi bien aux faibles qu'aux fortes concentrations. Au point A, la dispersion est particulièrement visible pour le modèle simple, avec plusieurs valeurs éloignées de la zone de tolérance. Le modèle amélioré réduit ces écarts et restitue plus fidèlement la dynamique impulsionnelle, même si des dispersions subsistent lors des pics de concentration. Au point B, la dispersion est plus marquée pour le modèle simple, avec des écarts parfois très importants. Le modèle amélioré conserve un alignement satisfaisant, confirmant sa robustesse et sa capacité à restituer la dynamique impulsionnelle.

En définitive, les diagrammes de parité confirment que le modèle amélioré offre une restitution nettement plus cohérente et stable que le modèle 3Δ simple, avec une dispersion réduite et une meilleure robustesse aux mesures expérimentales.

La cartographie tridimensionnelle dynamique, réalisée à l'aide de l'interface interactive (**Annexe 3**), permet de représenter la dispersion des particules dans un volume cubique normalisé de 50 cm de côté ($x, y, z \in [-1 ; 1]$). L'essai E2-D a été retenu afin d'évaluer la capacité des modèles 3Δ à restituer les phénomènes caractéristiques d'une génération impulsionnelle, définie par une émission brève et intense suivie d'une dissipation rapide. Pour rappel, la source est localisée en [0, 0.5, −1] et trois phases sont distinguées : la stabilisation initiale (0–20 s), l'impulsion active (20–25 s) et la décroissance (59–90 s). Les concentrations observées étant plus faibles que dans le cas de la génération continue, les iso-concentrations sont désormais représentées pour un seuil minimal de 500 particules/cm³.

Dans le cas du modèle 3Δ simple, les premières concentrations apparaissent à t = 28 s sous forme d'un panache en forme de sablier centré sur le plan XY, tandis que le plan YZ reste vide (**figure 4-16**). À t = 40 s, l'expansion révèle des gradients diffus et une source mal localisée (**figure 4-16**). La phase de décroissance (59–90 s) montre une dissipation progressive du nuage, mais la dynamique demeure irrégulière.

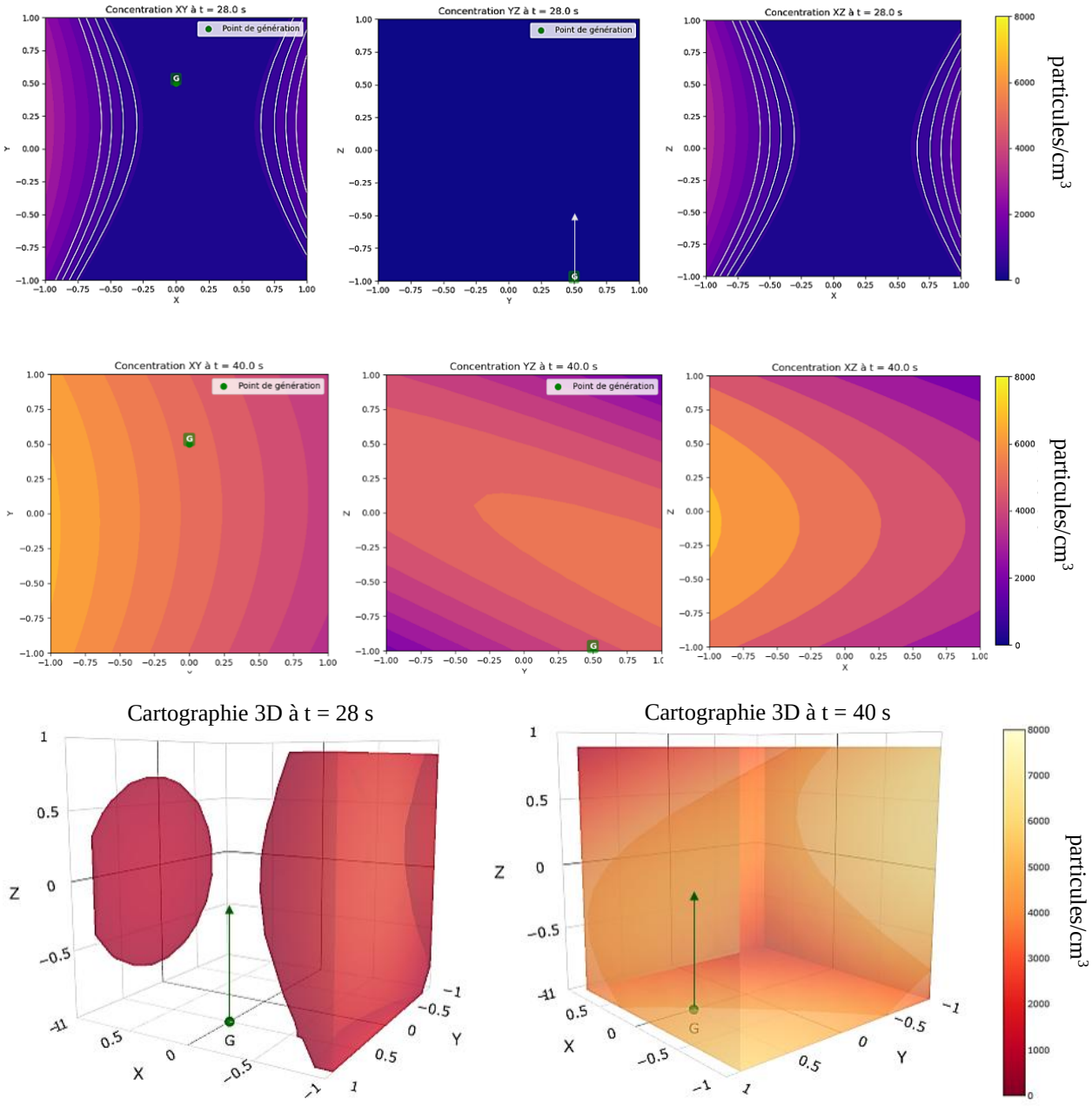
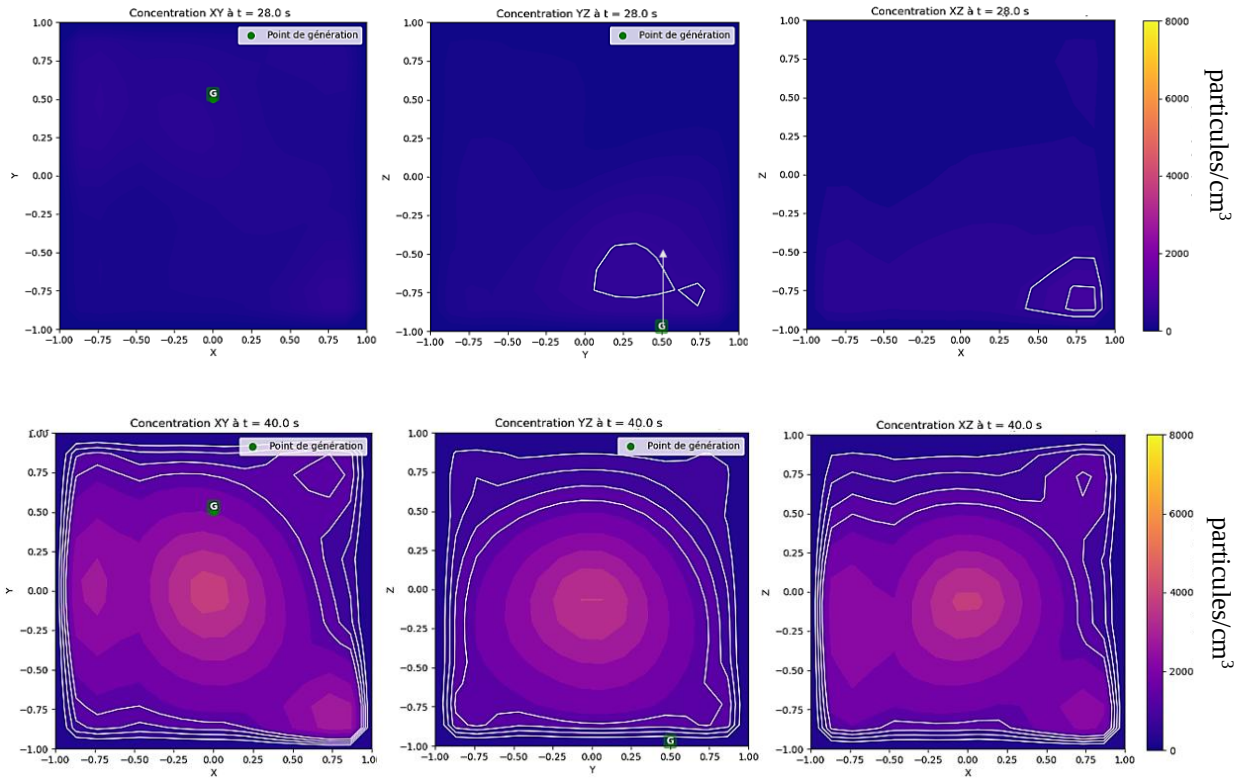


Figure 4-16 : Distribution spatiale des concentrations de PM2.5 pour le modèle 3Δ simple lors de la génération de Dirac (essai E2-D) (iso concentrations ≥ 500 particules/cm³)

Le modèle 3Δ amélioré restitue plus fidèlement la dynamique impulsionnelle. À t = 28 s, les iso-concentrations émergent directement au-dessus de la source, en cohérence avec le panache attendu, et le plan YZ illustre une remontée progressive du nuage (**figure 4-17**). À t = 40 s, la répartition s'étend à l'ensemble de la maille, avec des concentrations homogènes et des iso-concentrations atteignant les bords (**figure 4-17**). La phase de décroissance est reproduite de manière stable, le nuage disparaissant progressivement.



Cartographie 3D à t = 28 s

Cartographie 3D à t = 40 s

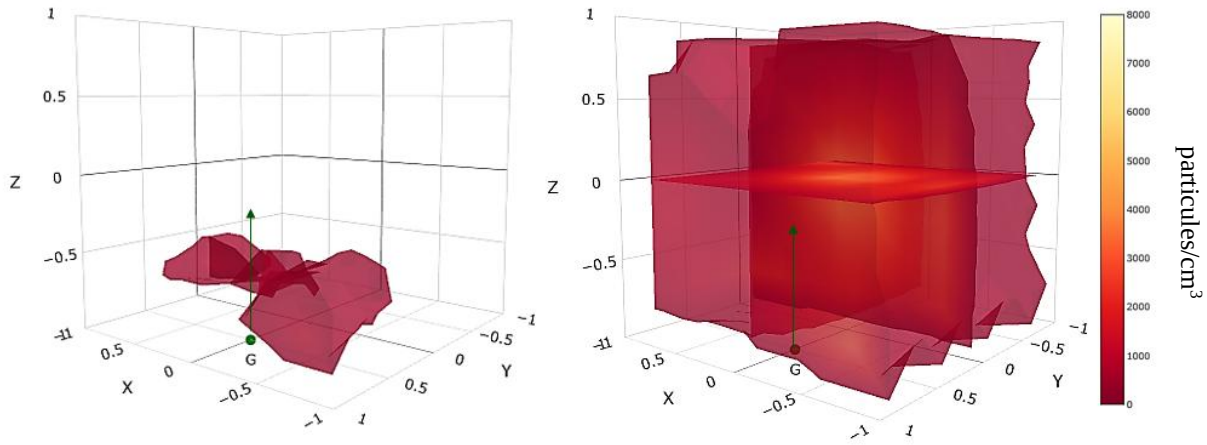


Figure 4-17 : Distribution spatiale des concentrations de PM2.5 pour le modèle simple lors de la génération de Dirac (essai E2-D) (iso concentrations ≥ 500 particules/cm³)

2.5 Comparaison des deux modèles

L'évaluation conjointe des scénarios de génération continue et impulsionnelle met en évidence les limites structurelles du modèle 3Δ simple face à la complexité des dynamiques de dispersion. Dans les deux configurations, ce modèle présente une variabilité importante, avec des coefficients de régression R^2 parfois faibles ou négatifs et des erreurs relatives élevées. Les diagrammes de parité confirment cette instabilité par une dispersion marquée des points autour de la diagonale, tandis que les cartographies révèlent des panaches souvent mal localisés et des phases de décroissance irrégulières. De

plus, le modèle simple génère ponctuellement des concentrations négatives, traduisant des incohérences numériques qui limitent sa fiabilité.

À l'inverse, le modèle 3Δ amélioré se démarque nettement. Dans le cas de la génération continue, il restitue plus fidèlement les faibles concentrations et assure une meilleure stabilité numérique. Pour la génération impulsionnelle, il parvient à reproduire la dynamique rapide de l'émission et la dissipation du nuage, avec des R^2 élevés, des MAPE réduits et une dispersion nettement moindre autour de la diagonale de parité. Les cartographies confirment cette supériorité, en montrant une représentation plus réaliste du panache et une évolution temporelle conforme aux observations expérimentales.

Il convient toutefois de souligner un écart de performance entre les deux expériences, même pour le modèle amélioré. Les essais impulsionnels conduisent à des R^2 globalement plus élevés que ceux obtenus en régime continu, ce qui traduit une meilleure corrélation temporelle avec les mesures. En revanche, les MAPE sont également plus élevés dans le cas impulsionnel, ce qui peut sembler paradoxal. Cette divergence peut s'expliquer par plusieurs facteurs. D'une part, les concentrations moyennes observées lors des impulsions sont nettement plus faibles que celles du régime continu, ce qui amplifie mécaniquement le pourcentage d'erreur pour une déviation donnée. D'autre part, le positionnement de la source à l'intérieur du volume, combiné à une dynamique très localisée, peut accentuer les écarts entre les capteurs internes et les points extrapolés. Par ailleurs, une augmentation de la dispersion est observée au-delà de 3 000–4 000 particules/cm³ dans les diagrammes de parité. Cette détérioration de l'alignement peut s'expliquer par une limitation instrumentale du capteur SPS30 autour d'environ 3 000 particules/cm³ : au-delà de cette plage, le capteur continue de fournir des valeurs mais leur fiabilité décroît [160], ce qui accroît la variabilité apparente et peut amplifier les écarts entre concentrations mesurées et extrapolées. Cette contrainte instrumentale affecte les deux modèles.

Ces résultats confirment que le modèle 3Δ amélioré constitue l'approche la plus adaptée pour la suite de l'étude. Sa capacité à restituer avec précision aussi bien des émissions continues que des impulsions brèves justifie son adoption comme référence. Dans la continuité, ce modèle sera appliqué à des échelles plus représentatives, d'abord sur le banc de découpe du laboratoire, avec et sans ventilation, afin d'évaluer sa capacité à restituer les conditions de captage, puis à l'échelle industrielle pour tester sa robustesse en conditions réelles.

III. Validation du modèle 3Δ amélioré sur le banc de découpe : Effet de la ventilation sur la dispersion des poussières

3.1 Configuration expérimentale

Pour évaluer les performances du modèle 3Δ amélioré dans des conditions simulant des opérations industrielles réalistes, le banc de découpe décrit dans la **section II.IV.4.1.1** a été mobilisé. Conçu pour reproduire les processus de transformation de la pierre naturelle, ce dispositif permet de générer des poussières dans des conditions stables et reproductibles, tout en étudiant l'impact de la ventilation sur leur dispersion.

Comme illustré à la **figure 4-18**, les capteurs SPS30 sont disposés selon la configuration du modèle 3Δ dans un volume cubique normalisé de 100 cm de côté. Le système est équipé d'une hotte d'aspiration réglée à un débit de 735 m³/h, pouvant être activée ou désactivée selon le protocole afin d'analyser son effet sur la dynamique de l'aspiration. Deux capteurs mobiles supplémentaires, placés hors du réseau fixe aux coordonnées [0.30, 0.30, 0.25] et [0.30, −0.25, −0.25], permettent de valider les extrapolations du modèle, comme cela avait été réalisé lors des essais en laboratoire. Leur positionnement a été déterminé en fonction des contraintes matérielles et de l'accessibilité dans l'environnement expérimental, tout en veillant à couvrir des zones périphériques non incluses dans l'enveloppe convexe du plan 3Δ. La **figure 4-18** illustre ainsi la disposition spatiale des capteurs fixes et mobiles, du point de génération des poussières (zone de découpe de coordonnées [−0.5, 0, −0.5]) et de la hotte d'aspiration dans la maille expérimentale.

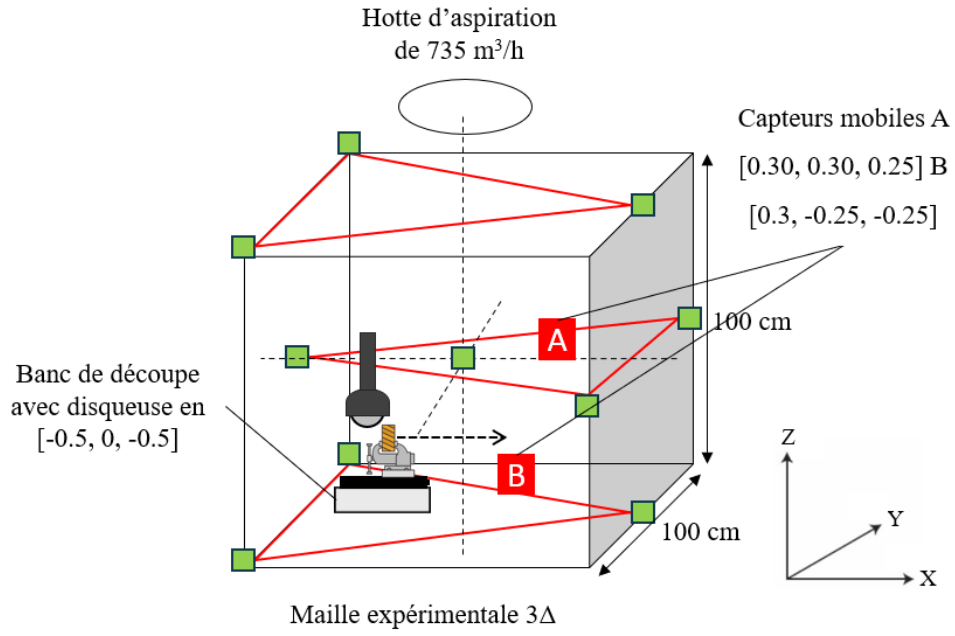


Figure 4-18 : Schéma du banc de découpe avec le maillage de capteurs 3Δ

La **figure 4-19** présente une photographie du banc de découpe, incluant les potences métalliques et la zone de génération, mettant en évidence la configuration physique du dispositif et l'implantation des 12 capteurs SPS30.

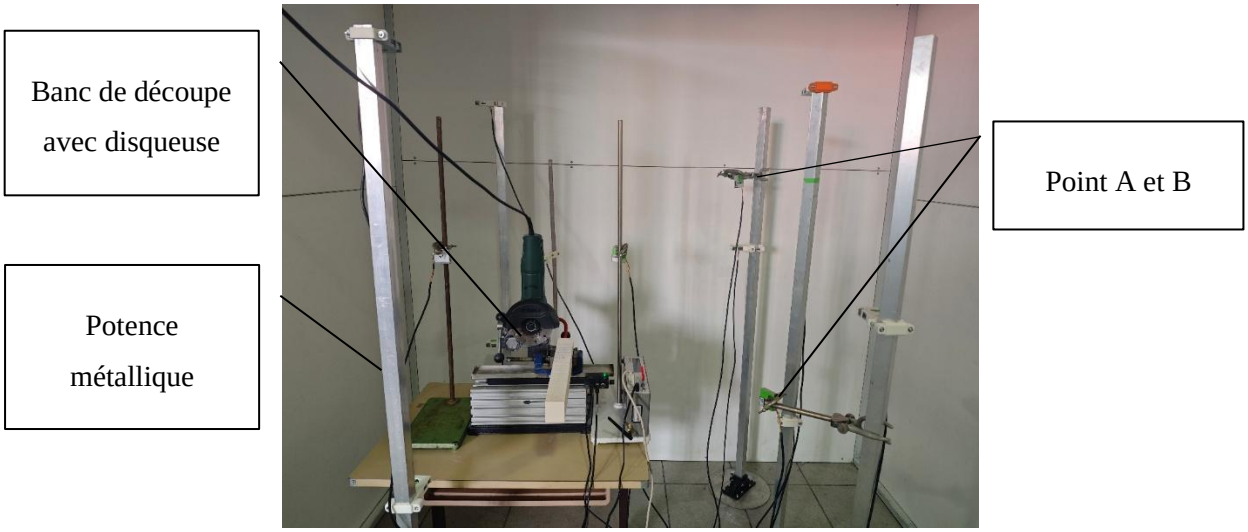


Figure 4-19 : Photographie du banc de découpe avec les potences métalliques et les 12 capteurs SPS30

3.2 Protocole expérimental

Le protocole vise à simuler des opérations de découpe répétitives en voie sèche, de manière à maximiser la production de particules fines (PM2.5) et à générer des pics d'exposition représentatifs des conditions réelles. Les paramètres de coupe sont fixés à une vitesse d'avance du disque de 3 mm/s et une profondeur de passe de 1 cm, appliqués sur un bloc calcaire de 5 cm de largeur. Chaque essai correspond à une passe unique, le point de génération des poussières étant localisé en [−0.5, 0, −0.5] dans la maille expérimentale normalisée, soit à la zone de contact entre l'outil et le matériau.

Deux configurations expérimentales sont considérées afin d'évaluer l'effet du captage :

- Sans aspiration : la hotte est désactivée, permettant une dispersion libre des particules.
- Avec aspiration : la hotte est activée à un débit de 735 m³/h, bien avant le début de la coupe.

Chaque configuration est répétée deux fois (E1-I et E2-I sans aspiration (SA), E3-I et E4-I avec aspiration (AA)). Comme dans les essais précédents, l'acquisition des données débute 20 secondes avant la découpe pour stabiliser les signaux, puis se poursuit pendant et après la passe, sur une durée totale d'une minute par essai. Les concentrations sont mesurées en continu par dix capteurs fixes et deux capteurs mobiles, permettant de capturer à la fois les pics d'émission et la phase de sédimentation. Les

résultats sont exploités à l'aide de l'interface interactive (**Annexe 3**), offrant une visualisation spatio-temporelle des concentrations des PM2.5.

3.4 Résultats

Les indicateurs de performance (R^2 et MAPE moyen) sont regroupés dans le **tableau 4-5.**

Tableau 4-5 : Métriques de performance du modèle 3Δ amélioré pour les essais sur le banc de découpe avec aspiration (AA) et sans aspiration (SA) (E1C à E5C) aux points A et B

Conditions	Essai	R^2	MAPE moyen (%)
Sans aspiration (SA)	**E1-I-A-SA**	0.92	12.3
	E2-I-A-SA	0.93	13.9
	E2-I-B-SA	-0.51	41.5
	E2-I-B-SA	0.41	28.7
Sans aspiration (SA)	**E3-I-A-AA**	0.99	6.1
	E4-I-A-AA	0.97	8.6
	E3-I-B-AA	0.99	4.9
	E4-I-B-AA	0.88	13.9

En l'absence d'aspiration, les essais réalisés au point A (E1-I-A et E2-I-A) montrent une bonne cohérence entre concentrations mesurées et extrapolées, avec des R^2 supérieurs à 0.92 et des MAPE moyens compris entre 12 et 14 %. Ces résultats traduisent une capacité satisfaisante du modèle amélioré à restituer les gradients de concentration dans des conditions de dispersion libre. En revanche, au point B, les performances apparaissent plus contrastées. L'essai E2-I-B présente un R^2 négatif (-0.51) et un MAPE élevé (41.5 %), traduisant une forte instabilité et une mauvaise corrélation entre mesures et prédictions. Cette dégradation peut être attribuée à la variabilité locale des flux de particules et à la sensibilité accrue du modèle dans les zones périphériques. Les performances au point B obtenues pour le second essai réalisé sans aspiration ($R^2 = 0.41$, MAPE = 28.7 %) montrent une amélioration relative, mais reste en deçà des performances observées au point A.

Aux points A (E3-I-A et E4-I-A), les coefficients de détermination atteignent respectivement 0.99 et 0.88, avec des MAPE moyens de 4.9 % et 13.9 %. Le modèle restitue ainsi correctement la dynamique des concentrations, même si une légère variabilité subsiste lors de l'essai E4-I-A. Aux points B (E3-I-B et E4-I-B), les performances sont également très satisfaisantes, avec des R^2 supérieurs à 0.96 et des MAPE inférieurs à 9 %. Les diagrammes de parité présentés en **figure 4-20** illustrent ces tendances : sans aspiration, la dispersion est modérée au point A (a) mais plus marquée au point B (b), avec plusieurs

valeurs hors de la bande de tolérance ±20 %. En présence d'aspiration, la majorité des points se concentre autour de la diagonale (c) et (d), traduisant une restitution fidèle des concentrations.

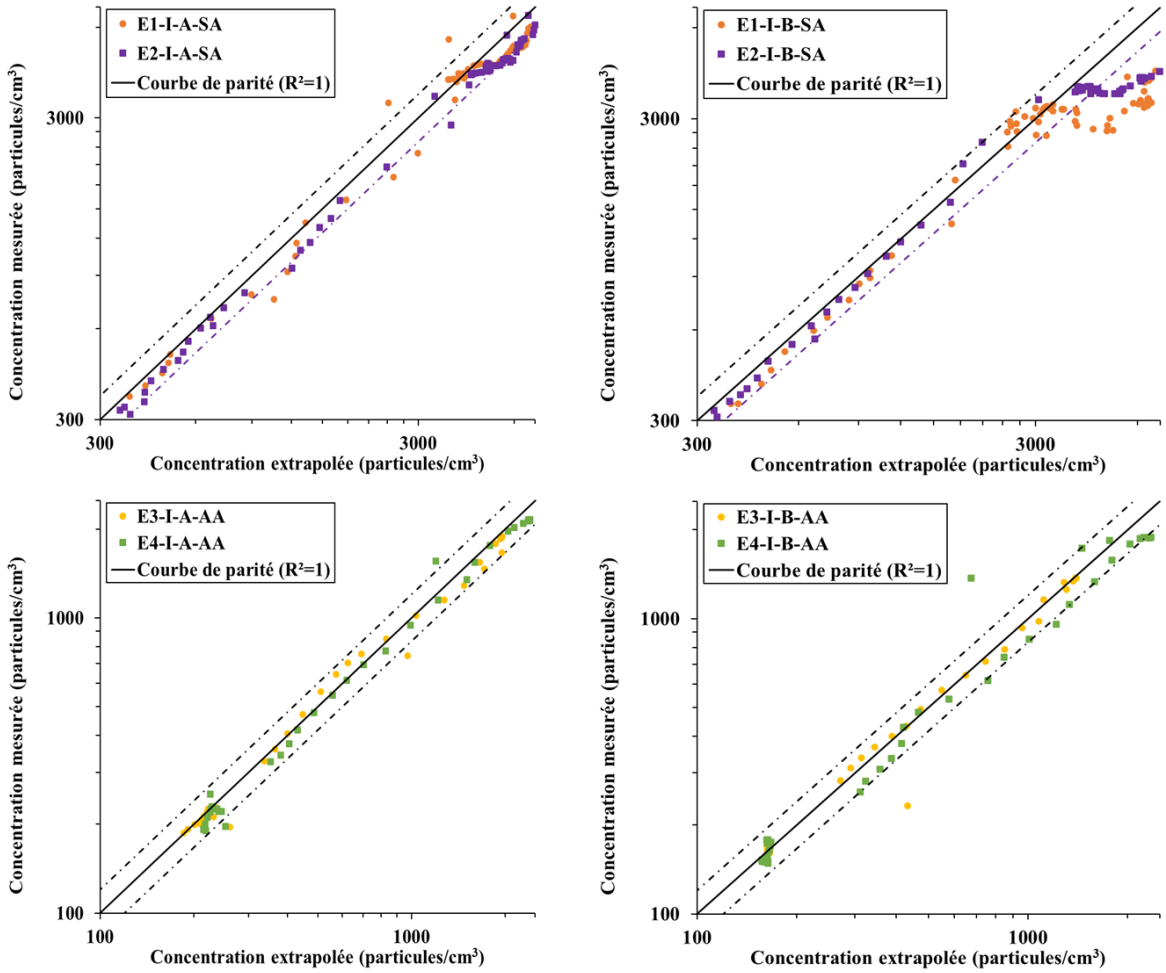


Figure 4-20 : Distribution spatiale des concentrations de PM2.5 pour le modèle 3Δ amélioré lors de la génération avec le banc de découpe. (a) Modèle 3Δ amélioré au point A sans aspiration ; (b) Modèle 3Δ amélioré au point B sans aspiration ; (c) Modèle 3Δ amélioré au point B avec aspiration ; (d) Modèle 3Δ amélioré au point B avec aspiration (Références : droite y = x et bande de tolérance ±20 %).

L'amélioration observée ne provient pas directement du débit d'aspiration mais du fait que les concentrations maximales atteintes restent plus faibles. Dans cette configuration, les valeurs demeurent en-deçà de la plage où la fiabilité du capteur SPS30 est incertaine. Pour des concentrations inférieures à 3 000–4 000 particules/cm³, l'écart entre mesures et prédictions reste inférieur à 20 %, indépendamment de la présence ou non d'aspiration. Au-delà de ce seuil, les écarts augmentent, en particulier sans aspiration, car les données fournies par le capteur deviennent moins fiables et peuvent sous-estimer les concentrations réelles. Comme pour les essais en laboratoire, la dérive observée au-delà de 3 000–4 000 particules/cm³ doit donc être interprétée comme une limite instrumentale liée à l'incertitude des mesures

du SPS30, et non comme une faiblesse intrinsèque du modèle. Cette incertitude peut générer des valeurs biaisées qui, lorsqu'elles sont utilisées pour l'extrapolation, induisent des cartographies erronées. L'analyse et les conclusions doivent intégrer cette contrainte dès le départ afin de distinguer clairement les limites du modèle de celles de l'instrumentation.

3.5 Cartographie 3D

Les essais de découpe ont été représentés sous forme de cartographies 3D afin d'analyser la dynamique de dispersion des poussières dans la maille expérimentale. Deux configurations contrastées sont présentées : E1-I-SA (sans aspiration) et E3-I-AA (avec aspiration).

Lors de l'essai E1-I-SA, le nuage apparaît dès le début de la passe et s'étend rapidement derrière la source, puis vers le haut et latéralement. La **figure 4-21** illustre la distribution spatiale des concentrations à t = 173 s, soit au début de la phase de coupe. Les coupes XY, YZ et XZ montrent une extension marquée du panache, avec des concentrations maximales localisées au voisinage immédiat de la source et une diffusion progressive vers l'ensemble du volume. Deux vues 3D complémentaires sont également présentées : à t = 173 s, elles confirment la dispersion initiale du nuage dans la maille, tandis qu'à t = 200 s, elles mettent en évidence que le panache occupe désormais l'ensemble du volume expérimental. Les iso-concentrations représentées correspondent à un seuil minimal de 500 particules/cm³ : chaque ligne ou surface matérialise la frontière de la zone où la concentration est supérieure ou égale à ce seuil. Plusieurs lignes apparaissent car elles délimitent ces zones dans les différents plans de coupe. À ce niveau, le nuage reste diffus et étendu, ce qui est confirmé par les cartographies dynamiques.

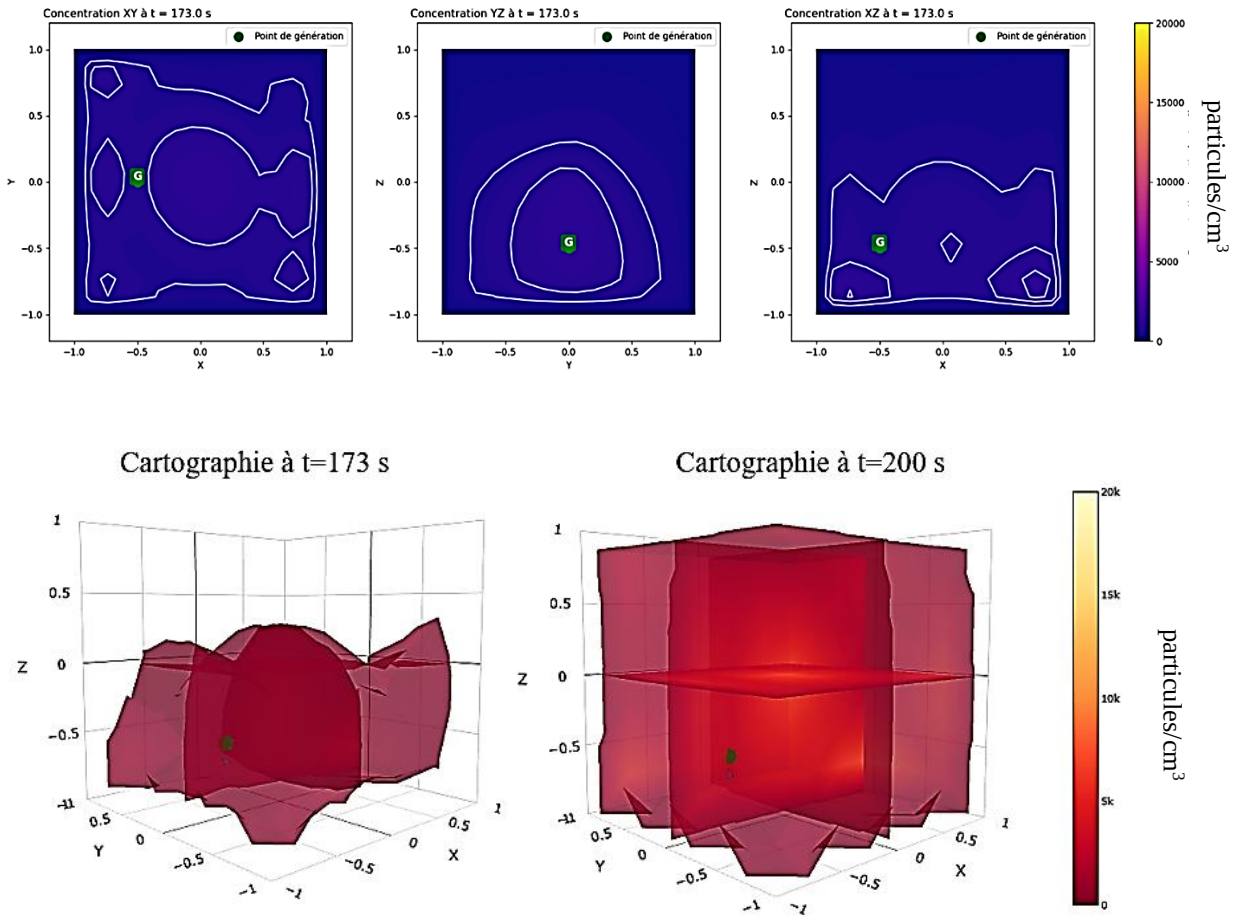


Figure 4-21 : Coupes transversales des plans XY, YZ et XZ à t = 173 s et vues 3D à t = 173 s et t = 200 s pour l'essai E1 I SA (sans aspiration) sur le banc de découpe (iso concentrations ≥ 500 particules/cm³)

L'essai E3-I-AA met en évidence l'effet du captage. Le nuage se forme de manière plus localisée devant la source, avec une extension nettement réduite vers l'arrière. Sur les plans XY et XZ, la dispersion initiale est orientée vers l'avant, tandis que sur le plan YZ, elle reste principalement verticale (**figure 4-22**). Les concentrations maximales atteintes sont significativement plus faibles qu'en configuration sans aspiration. Deux vues 3D complémentaires à t = 218 s et t = 230 s montrent que le nuage occupe alors l'ensemble du volume expérimental, confirmant la diffusion généralisée du panache malgré l'aspiration. La dissipation est néanmoins plus rapide : les iso-concentrations à 500 particules/cm³ ne sont plus visibles au-delà de t = 330 s, en raison de la dilution progressive du panache.

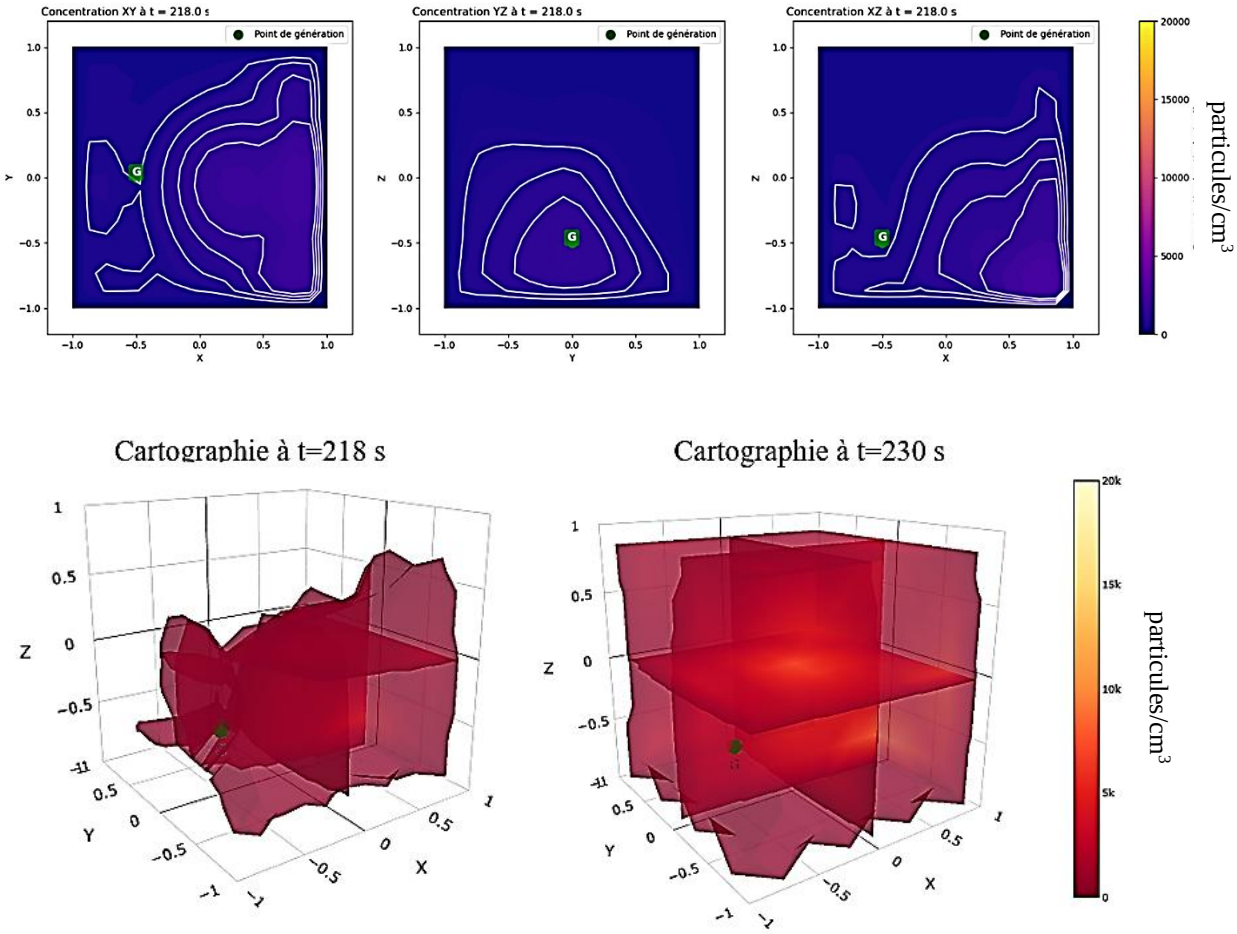


Figure 4-22 : Coupes transversales des plans XY, YZ et XZ à t = 218 s et vues 3D à t = 218 s et t = 230 s pour l'essai E3 I AA (avec aspiration) sur le banc de découpe (iso concentrations ≥ 500 particules/cm³)

3.6 Conclusion

L'ensemble des résultats obtenus sur le banc de découpe met en évidence la capacité du modèle 3Δ amélioré à restituer de manière cohérente la dynamique de dispersion des poussières générées lors d'une passe de sciage. Les indicateurs statistiques montrent une bonne corrélation entre concentrations mesurées et extrapolées, avec des R^2 élevés et des MAPE réduits, en particulier en présence d'aspiration. Les diagrammes de parité confirment cette tendance : sans aspiration, la dispersion des points est plus marquée, notamment au point B, tandis qu'avec aspiration, la majorité des valeurs se concentre dans la bande de tolérance ±20 %. Cette amélioration peut s'expliquer par une dynamique de dispersion plus contenue en présence d'aspiration, qui réduit l'intensité et l'extension du panache. Comme observé lors des essais impulsionnels en laboratoire, les configurations générant des concentrations plus faibles tendent à produire des prédictions plus fiables, avec des coefficients de corrélation R^2 plus élevés. Pour rappel, l'essai sous hotte reste également dans la plage de fonctionnement optimal du capteur Sensirion

SPS30 (0–3 000 particules/cm³), ce qui contribue à améliorer la précision des mesures et, par conséquent, la qualité des extrapolations produites par le modèle. Les cartographies 3D renforcent ces observations. En configuration sans aspiration, le nuage se développe largement dans le volume expérimental et persiste longtemps après la fin de la passe. En revanche, avec aspiration, les concentrations maximales sont nettement plus faibles, l'extension spatiale est limitée et la dissipation accélérée. La représentation 3D du moment de génération illustre clairement la poussée initiale du panache vers l'avant, suivie d'une diffusion progressive, dynamique que le modèle parvient à reproduire avec robustesse. La validation obtenue sur le banc de découpe en conditions contrôlées constitue une étape préalable essentielle avant l'application du modèle à des situations plus complexes. La section suivante s'attache ainsi à évaluer les performances du modèle 3Δ amélioré à l'échelle industrielle, où la variabilité des procédés, l'hétérogénéité des environnements, la présence d'un opérateur et la complexité des flux d'air imposent une mise à l'épreuve plus exigeante de sa robustesse et de sa capacité de généralisation.

IV. Application à l'échelle industrielle : Cartographie des panaches de poussières lors d'une opération de finition manuelle

Dans le cadre d'une preuve de concept, un essai a été conduit dans un atelier réel de transformation de la pierre naturelle afin de cartographier les concentrations de poussières générées lors d'un procédé de finition. L'objectif est de valider l'applicabilité du modèle 3Δ amélioré dans un environnement industriel, caractérisé par des volumes plus importants, des sources multiples de poussières, la présence d'un ou plusieurs opérateurs et des perturbations environnementales imprévisibles (passage de chariots, engins, ouverture de portes, mise en route de système de chauffage…).

4.1 Configuration expérimentale

L'essai a été conduit dans une graniterie lors d'une opération de finition manuelle sur une pièce de granite en forme de cœur (i.e. un monument funéraire). L'opérateur utilisait une disqueuse en voie sèche ; condition choisie afin de maximiser la génération de poussières et correspondant aux pratiques utilisées habituellement pour ce type de finition.

En raison des contraintes propres au site industriel (présence de câbles, environnement de travail de l'opérateur, mobilier), la maille n'a pas pu être reproduite sous une forme parfaitement carrée comme dans le plan 3Δ de référence. Le domaine expérimental présentait des dimensions réelles de 2.0 m de long, 1.80 m de large et 1.40 m de haut. Dix capteurs SPS30 ont été installés selon le plan d'expérience 3Δ, fixés sur des potences métalliques. Le niveau 0 de la maille est placé à environ 50 cm au-dessus du sol. Pour permettre un traitement homogène des données malgré la géométrie non cubique, les

coordonnées ont été normalisées dans un espace de référence compris entre [-1, 1] pour les axes X, Y et Z, puis ramenées à l'échelle réelle.

La disposition des capteurs était la suivante :

- Triangle inférieur (z = -1) : hauteur 0.60 m, points 1 ([-1, -1, -1]), 2 ([1, 0, -1]), 3 ([-1, 1, -1]),
- Triangle médian (z = 0) : hauteur 1.05 m, points 4 ([-1, 0, 0]), 5 ([1, -1, 0]), 6 ([1, 1, 0]),
- Triangle supérieur (z = 1) : hauteur 1.0 m, points 7 ([-1, -1, 1]), 8 ([-1, 1, 1]), 9 ([1, 0, 1]),
- Capteur central (point 10) : ([-0.1, 0, 0]), à 1.05 m de hauteur, légèrement décalé du centre géométrique en raison de contraintes d'installation.

Le point de génération des poussières, correspondant à l'emplacement moyen de la disqueuse, a été approximativement localisé en [0.25, 0, 0], soit environ 1.31 m (X), 0.90 m (Y) et 1.05 m (Z). Ce point n'était pas fixe, l'opérateur se déplaçant nécessairement dans l'espace de travail.

La **figure 4-23** présente le schéma de la zone expérimentale et la disposition spatiale des dix capteurs selon le plan 3Δ. Elle permet de visualiser la maille de référence et l'organisation des capteurs dans le volume de travail. La **figure 4-24** montre une photographie de la zone expérimentale dans l'environnement réel, ce qui permet de relier le schéma théorique aux conditions pratiques de l'essai.

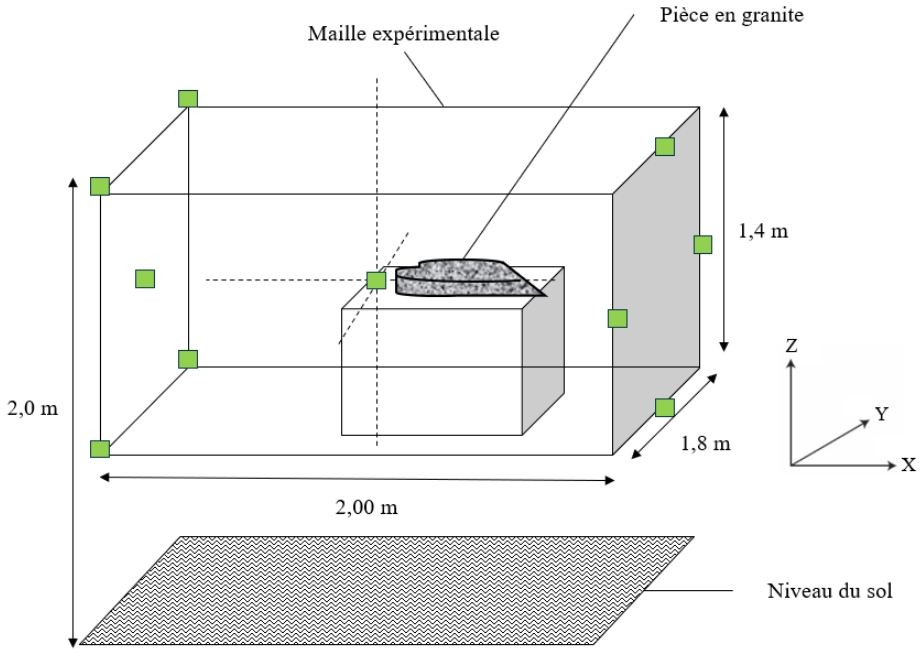


Figure 4-23 : Schéma de la zone expérimentale et disposition spatiale des 10 capteurs SPS30 selon le plan 3Δ (dimensions 2.10 m × 1.80 m × 1.50 m)



Figure 4-24 : Photographie de la zone expérimentale avec localisation du point de génération des poussières.

4.2 Tâches effectuées par l'opérateur

Au cours de l'essai industriel, l'opérateur a réalisé une série d'opérations de finition manuelle sur une pièce de granite en forme de cœur. Son intervention s'est concentrée sur les arêtes inférieures de la pièce, qu'il a travaillées successivement sur le côté droit puis sur le côté gauche. Pour affiner ces arêtes, l'opérateur a utilisé une disqueuse en effectuant des mouvements d'aller-retour. Ces gestes ont généré des nuages de poussières dont la dispersion variait selon l'orientation de l'outil et la position adoptée. Les projections pouvaient ainsi être dirigées vers l'avant ou vers l'arrière, créant des trajectoires distinctes de dispersion. Au total, l'opérateur a effectué 13 passes sur chaque côté du cœur, en changeant d'outillage à deux reprises afin d'adapter la finesse du travail. Ces changements ont structuré l'essai en trois phases distinctes, correspondant aux séquences d'utilisation des différents outils.

La **figure 4-25** illustre ces directions de dispersion à partir d'une photographie de la pièce, où des flèches indiquent les principales trajectoires associées aux mouvements de l'opérateur.

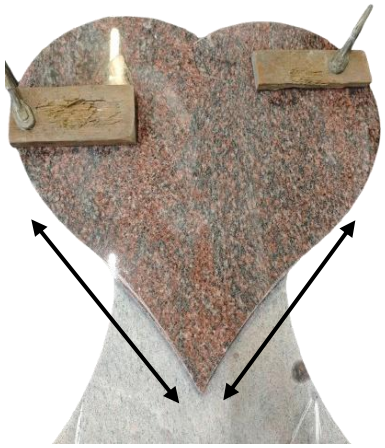


Figure 4-25 : Photographie de la pièce en forme de cœur avec les directions de dispersion des poussières (flèches indiquant les trajectoires principales)

L'évolution temporelle moyenne des concentrations PM2.5 mesurées par les dix capteurs SPS30 met en évidence trois séquences principales, identifiées sur la **figure 4-26** par les encadrés noirs (a), (b) et (c). Ces phases correspondent aux changements d'outillage et aux étapes successives de finition réalisées par l'opérateur sur les arêtes inférieures de la pièce en granite. Ces variations se traduisent par des pics synchronisés avec les mouvements d'aller-retour de la disqueuse, suivis de décroissances progressives dues à la dispersion et à la sédimentation des particules dans l'espace de travail. Les grains de l'outil utilisé présentent des grains de plus en plus fins, afin de permettre un ponçage de plus en plus précis. Cette évolution se traduit par des pics de concentration PM2.5 de plus en plus marqués, en cohérence avec la production accrue de particules fines lors des étapes de finition.

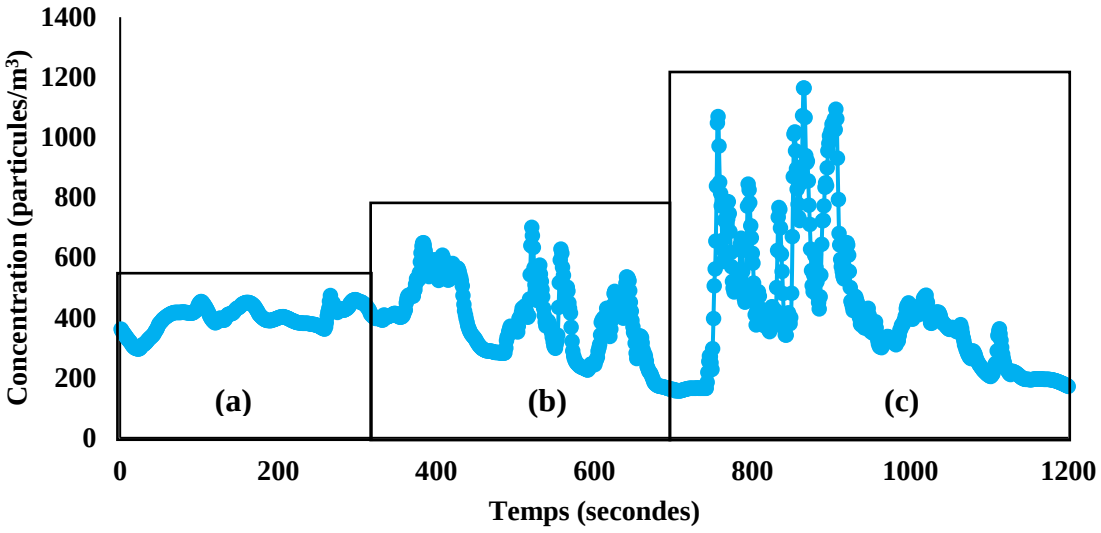


Figure 4-26 : Évolution temporelle moyenne des concentrations PM2.5 mesurées par les dix capteurs SPS30 lors des séquences de finition de granite : pics d'émission synchronisés avec les phases opératoires (a, b, c) et décroissances par dispersion/sédimentation.

4.3 Cartographie

La cartographie tridimensionnelle permet de représenter la dispersion des poussières dans l'espace de travail et d'identifier les zones de concentration les plus marquées. Les iso-concentrations ont été construites à partir des mesures des capteurs SPS30, avec un seuil minimal fixé à 500 particules/cm³, afin de mettre en évidence les gradients significatifs.

Un instant représentatif à t = 865 s illustre particulièrement bien la dynamique observée. À ce moment, l'opérateur, travaillant sur les arêtes inférieures de la pièce en forme de cœur, projette les poussières vers l'arrière. La **figure 4-27** présente une photographie de cette opération, permettant de relier visuellement le geste à la dispersion constatée.



Figure 4-27 : Photographie de l'opérateur effectuant la finition sur la pièce de granite en forme de cœur à t = 865 s

La cartographie 3D révèle alors un nuage distinct situé derrière point dit de génération G, avec un gradient marqué vers l'extérieur du volume d'échantillonnage. Pour préciser cette observation, des coupes orthogonales centrées sur l'origine du repère [0,0,0] ont été analysées (**figure 4-28**). Elles mettent en évidence une dispersion latérale asymétrique sur le plan XY (z = 0), plus marquée du côté gauche de l'opérateur. Une propagation verticale limitée sur le plan YZ (x = 0), les particules restant concentrées derrière l'opérateur. Une dispersion préférentielle vers l'arrière sur le plan XZ (y = 0), avec un gradient dépassant le seuil de 500 particules/cm³.

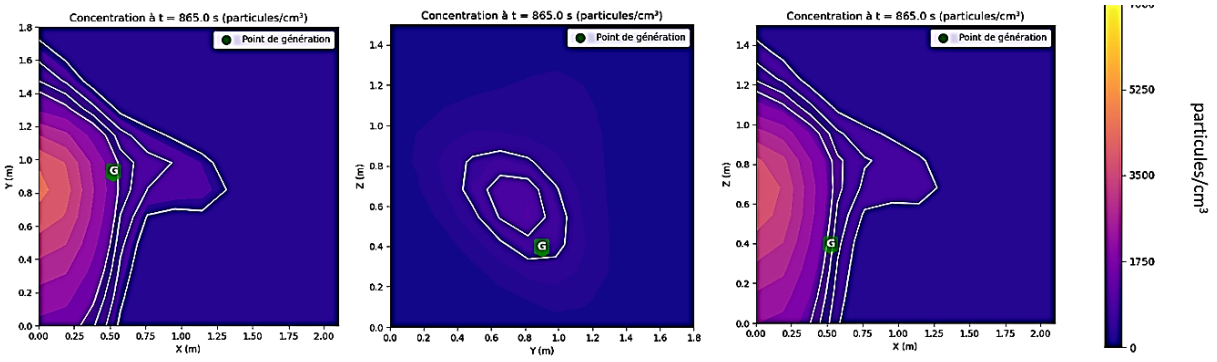


Figure 4-28 : Coupes orthogonales (XY, YZ, XZ) à t = 865 s – iso concentrations à 500 particules/cm³

Ces coupes complètent la représentation tridimensionnelle en **figure 4-29**, en offrant une lecture plus fine des gradients et en confirmant la capacité du modèle 3Δ amélioré à restituer les variations spatiales dans un environnement industriel réel.

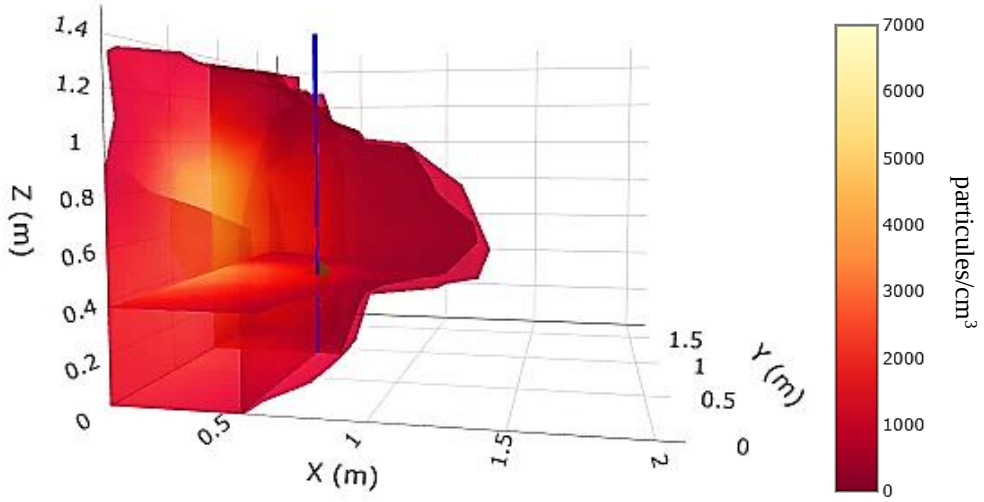


Figure 4-29 : Cartographie 3D à t = 865 s – iso-concentrations minimale fixée à 500 particules/cm³.

Finalement, l'essai industriel a pleinement confirmé la capacité du modèle 3Δ amélioré à restituer la dynamique de dispersion des poussières dans un environnement de travail réel, marqué par des conditions complexes et non contrôlées. La cartographie 3D, enrichie par l'analyse des coupes orthogonales, a permis de caractériser la formation et l'évolution des nuages de particules, en mettant en évidence des trajectoires préférentielles liées aux gestes de l'opérateur et laissant entrevoir des applications concrètes en termes d'implémentation de moyens de protection collectif.

Certaines limites doivent toutefois être prises en compte : les déplacements de l'opérateur ou son positionnement devant un capteur peuvent perturber localement les mesures et réduire ponctuellement la représentativité du modèle. Malgré ces contraintes, l'approche confirme son intérêt pour l'étude des

expositions professionnelles et constitue une étape essentielle vers l'application du modèle à des environnements industriels plus variés.

V. Synthèse des résultats et perspectives

Les résultats obtenus dans ce chapitre confirment la robustesse et l'efficacité de la méthodologie développée pour la cartographie tridimensionnelle des concentrations de poussières alvéolaires dans les environnements industriels. L'association d'un plan expérimental optimisé (3Δ), d'un réseau multi-capteurs SPS30 et d'un modèle d'apprentissage automatique (XGBoost – machine learning) a permis de capturer les dynamiques spatio-temporelles des panaches de particules, aussi bien dans des environnements contrôlés (laboratoire, banc de découpe) qu'en conditions réelles.

Comparée aux approches traditionnelles reposant sur les gaz traceurs, la méthode proposée offre une représentation directe des particules solides, intégrant de manière implicite leurs phénomènes de transport complexes (inertie, sédimentation, recirculation). Elle se distingue également des approches de mécanique des fluides numériques (CFD), précises mais lourdes en termes de données d'entrée et de calcul, en proposant une alternative expérimentale rapide, flexible et adaptée à l'observation en temps réel. L'évaluation des performances du modèle 3Δ amélioré montre qu'il surpasse significativement la version de base (i.e. modèle 3Δ simple), notamment dans la capture des relations non linéaires et la restitution des gradients de concentration. Les coefficients de détermination (R^2) élevés et les erreurs absolues moyennes (MAPE) faibles témoignent de sa capacité à modéliser correctement la dynamique des poussières, tant dans les configurations stationnaires (i.e. génération continue) que transitoires (e.g. génération impulsionnelle, finitions manuelles).

Cependant, certaines limites instrumentales ont été identifiées. À partir d'environ 3 000 particules/cm³ (concentration maximale indiquée par les spécifications de Sensirion [160]), les capteurs SPS30 présentent une perte progressive de précision, entraînant une dispersion accrue des valeurs et une fiabilité réduite des prédictions au-delà de cette plage. Ce comportement a été observé lors des essais en laboratoire, et sur banc de découpe. Bien que le modèle conserve une cohérence globale, cette limite influe directement sur la qualité des extrapolations. Une évolution du dispositif de mesure pourrait ainsi être envisagée. Le remplacement du SPS30 par un capteur à plage étendue (par exemple les capteurs de la gamme Alphasense ou TSI) permettrait de maintenir la précision à des concentrations supérieures à 10 000 particules/cm³ et d'améliorer la robustesse du système en conditions industrielles extrêmes. Une telle adaptation renforcerait la validité du modèle sans remettre en cause son architecture ni son principe de fonctionnement.

D'un point de vue global, le modèle 3Δ amélioré a démontré une excellente capacité à restituer la dynamique réelle des émissions de poussières, même dans des configurations complexes. Sa flexibilité,

sa simplicité de mise en œuvre et sa compatibilité avec les systèmes de mesure en temps réel en font un outil prometteur pour la gestion proactive des risques respiratoires dans les ateliers de production.

Plusieurs pistes d'évolution et d'enrichissement peuvent être envisagées :

- Cartographie en masse (mg/m^3) : convertir la cartographie en nombre de particules en cartographie massique pour un alignement direct avec les seuils réglementaires de VLEP et la détection des zones critiques d'exposition.
- Capteur mobile embarqué : coupler le modèle au système portatif pour reconstituer dynamiquement les panaches en fonction de la position et de la tâche effectuée.
- Plans d'expérience enrichis : tester des conceptions expérimentales plus denses (type Box–Behnken ou Doehlert) pour affiner la résolution spatiale et réduire l'incertitude dans les zones périphériques.
- Couplage de données contextuelles : intégrer les paramètres de ventilation, les trajectoires opérateur et les données environnementales (température, humidité, vitesse d'air) afin d'étendre la cartographie vers une approche prédictive.
- Validation intersectorielle : appliquer la méthodologie à d'autres filières industrielles (bois, métal, agroalimentaire, céramique) pour en confirmer la robustesse et la transférabilité.

En conclusion, la combinaison d'un plan expérimental optimisé, de capteurs multi-points et d'un modèle hybride d'apprentissage automatique représente une avancée majeure pour la compréhension et la maîtrise de la dispersion des poussières en milieu industriel. Au-delà de la validation expérimentale, cette méthodologie constitue une base solide pour le développement d'outils de surveillance intelligents, capables d'associer précision scientifique et réactivité opérationnelle, ouvrant la voie à une gestion intégrée de la qualité de l'air dans les environnements de production.

Conclusion et perspectives

Cette thèse a permis une caractérisation approfondie des expositions professionnelles aux poussières de pierre naturelle et à la silice cristalline dans la filière des Roches Ornementales et de Construction (ROC). En combinant une analyse historique et réglementaire à des approches expérimentales et innovantes, elle met en évidence à la fois les progrès accomplis et les faiblesses persistantes des stratégies de prévention actuelles, face à des dépassements réguliers des valeurs limites d'exposition renforcées depuis 2023 (i.e. 4 mg/m³ pour la fraction inhalable et 0,9 mg/m³ pour la fraction alvéolaire).

Le chapitre 1, dédié à l'état de l'art, retrace l'évolution technique de la filière depuis l'Antiquité jusqu'à l'ère numérique, en parallèle d'une prise de conscience tardive et progressive des risques respiratoires. Il détaille les pathologies graves associées : silicose, cancers pulmonaires, maladies obstructives et expose le cadre réglementaire actuel. Néanmoins, il révèle une faiblesse structurelle : les outils métrologiques classiques (CIP10, cyclones, spectromètres optiques) et les mesures de prévention traditionnelles (ventilation générale, équipements de protection respiratoire) peinent à s'adapter à la diversité des procédés et des environnements de travail, particulièrement dans les PME.

Le chapitre 2 constitue le socle expérimental, avec des campagnes de mesures individuelles et d'ambiance menées dans plusieurs entreprises françaises. Les analyses statistiques (approches probabilistes, ANOVA) identifient les déterminants majeurs des expositions, à savoir, le mode opératoire (voie sèche versus humide), le matériau, et l'efficacité des équipements de protections collectives. Les résultats confirment la nécessité de déterminer et prendre en compte la teneur en silice de chaque matériau. Ils révèlent également des niveaux élevés, notamment lors des opérations de finition à sec, mais soulignent une limite majeure des méthodes gravimétriques standard : leur incapacité à saisir les variations temporelles et les pics d'exposition dynamiques.

Le chapitre 3 répond directement à cette lacune en développant et validant un dispositif portatif connecté basé sur des capteurs optiques low-cost (SPS30). Comparé à des instruments de référence, il permet une estimation en temps réel des concentrations inhalées et la détection des pics. S'il offre une solution flexible, économiquement accessible et facilement adaptable aux différentes situations industrielles, il présente toutefois quelques faiblesses liées à la couverture granulométrique limitée et à la saturation possible lors d'expositions extrêmes.

Le chapitre 4 étend l'analyse à la dimension spatiale, en proposant une cartographie des concentrations à partir d'un réseau de capteurs compacts, couplé à des algorithmes d'apprentissage automatique (i.e. machine learning, XGBoost) et une interpolation hybride (linéaire et pondération inverse à la distance, IDW). Validée en conditions contrôlées, sur banc de découpe et en atelier

industriel, cette approche capture la dispersion des panaches de poussières et identifie les zones critiques. Elle met cependant en évidence des limites liées au nombre et au positionnement des capteurs, ainsi qu'à la nécessité d'envisager d'autres technologies pour une résolution plus fine pour une représentation fiable.

Au global, ces travaux caractérisent avec précision les expositions dans la filière des Roches Ornementales et de Construction, identifient les insuffisances des outils classiques et proposent des solutions innovantes en métrologie portative et cartographie spatiale. Ils confirment néanmoins la persistance de dépassements réglementaires, imposant une stratégie intégrée et multifacette de maîtrise des risques.

Une stratégie à dimensions multiples

Cette stratégie s'articule autour de plusieurs dimensions complémentaires. La première repose sur l'optimisation des procédés par l'usage de l'eau. Les résultats montrent que l'arrosage continu réduit les émissions de 30 à 95 % selon la roche, tandis que l'immersion préalable (pré-humidification) atteint jusqu'à 99 % d'abattement sur les pierres poreuses. Ces pratiques, déjà courantes sur le grès ou le granite, gagneraient à être généralisées aux calcaires durs traditionnellement travaillés à sec. Elles doivent cependant être accompagnées d'une réflexion sur la gestion de l'eau et son recyclage, afin d'éviter la réémission secondaire de particules.

La deuxième dimension concerne l'organisation du travail : la rotation planifiée des tâches permet de réduire significativement l'exposition cumulée. Par exemple, alterner une matinée de finition à sec sur calcaire dur (jusqu'à 165 mg/m³ pour la fraction inhalable) avec un après-midi de sciage à disque (environ 2 mg/m³) abaisse la moyenne journalière à près de 82 mg/m³. L'ajout systématique d'un masque FFP3 lors des opérations à risque divise encore cette valeur par un facteur important, réduisant la concentration inhalée à 2.5 mg/m³ sur la journée, valeur qui reste bien en dessous des seuils réglementaires.

La troisième dimension exploite les capteurs low-cost selon deux modalités complémentaires : un réseau fixe pour un suivi continu des ateliers, permettant d'identifier les sources de pics (nettoyage à la soufflette, passages d'engins) ; et un dispositif portatif équipé sur l'opérateur pour une évaluation personnalisée en temps réel des doses inhalées et des gestes à risque.

La quatrième dimension, la cartographie spatiale, offre une vision globale de la dispersion des poussières. Elle facilite l'optimisation des systèmes d'aspiration localisée, la vérification de la conformité en tout point de l'espace de travail et l'analyse de l'efficacité de la ventilation. En mode continu ou ponctuel, elle peut être couplée aux dispositifs portatifs pour relier expositions individuelles et dynamiques collectives.

Illustrations pratiques/études de cas

En définitive, cette thèse démontre que la maîtrise des expositions dans la filière ROC ne saurait se limiter à une conformité réglementaire ponctuelle. Elle exige une approche intégrée alliant mesures organisationnelles, optimisation technique des procédés (notamment par l'eau), protections individuelles efficaces et déploiement de technologies de surveillance innovantes (capteurs portatifs et cartographie spatiale). C'est à cette condition que la filière pourra concilier productivité et sécurité sanitaire, et s'engager résolument vers un modèle plus responsable et plus sûr.

Pour illustrer concrètement l'application des outils et stratégies développés dans cette thèse, considérons un scénario réaliste inspiré des données expérimentales collectées. Cette étude de cas porte sur une PME de la filière ROC spécialisée dans la transformation de granite (riche en quartz, avec 40 % de silice cristalline). L'atelier de 500 m² combine machines semi-automatisées et postes manuels, avec des opérations telles que le sciage primaire (voie humide), le débitage secondaire à disque et les finitions manuelles (découpe, ponçage, alternant voie sèche et humide pour des raisons de précision).

L'entreprise emploie 15 opérateurs. L'un d'eux, tailleur de pierre expérimenté, réalise des finitions manuelles sur du granite destiné à des éléments funéraires. Les mesures gravimétriques antérieures, effectuées sans prise en compte du port d'un masque FFP3, indiquent une exposition moyenne de 120 mg/m³ pour la fraction inhalable et 10 mg/m³ pour la fraction alvéolaire, dont environ 40 % de silice cristalline (soit 4 mg/m³ de silice). Lors des opérations de découpe et de ponçage en voie sèche, des pics ont été relevés à 250 mg/m³ (inhalable) et 1.5 mg/m³ (alvéolaire). Ces niveaux dépassent significativement les seuils réglementaires fixés à 4 mg/m³ pour la fraction inhalable, 0.9 mg/m³ pour la fraction alvéolaire et 0.1 mg/m³ pour la silice respirable.

L'objectif est de maintenir l'exposition journalière moyenne de l'opérateur en dessous de ces seuils sur 8 heures, grâce à une rotation des tâches, l'utilisation de l'eau et une surveillance en temps réel par capteurs low-cost. Une alerte est programmée dès que l'exposition atteint 80 % du seuil réglementaire de 0.9 mg/m³ (soit 0.72 mg/m³). Le port d'un masque FFP3 est rendu obligatoire lors des travaux en voie sèche, réduisant les concentrations inhalées par un facteur de 0.02.

Des capteurs low-cost sont déployés selon deux modalités (**figure C-1**) :

- Réseau fixe : six capteurs disposés autour du poste de finition, mesurent en continu les fractions inhalable et alvéolaire et permettent d'identifier les pics d'exposition.
- Dispositif portatif : un capteur fixé à la poitrine de l'opérateur qui calcule l'exposition cumulée (fraction alvéolaire) sur le temps de travail.

- Prévention complémentaire : arrosage constant sur les opérations humides, masque FFP3 systématique en voie sèche, aspiration localisée optimisée grâce à une cartographie antérieure du poste de travail.

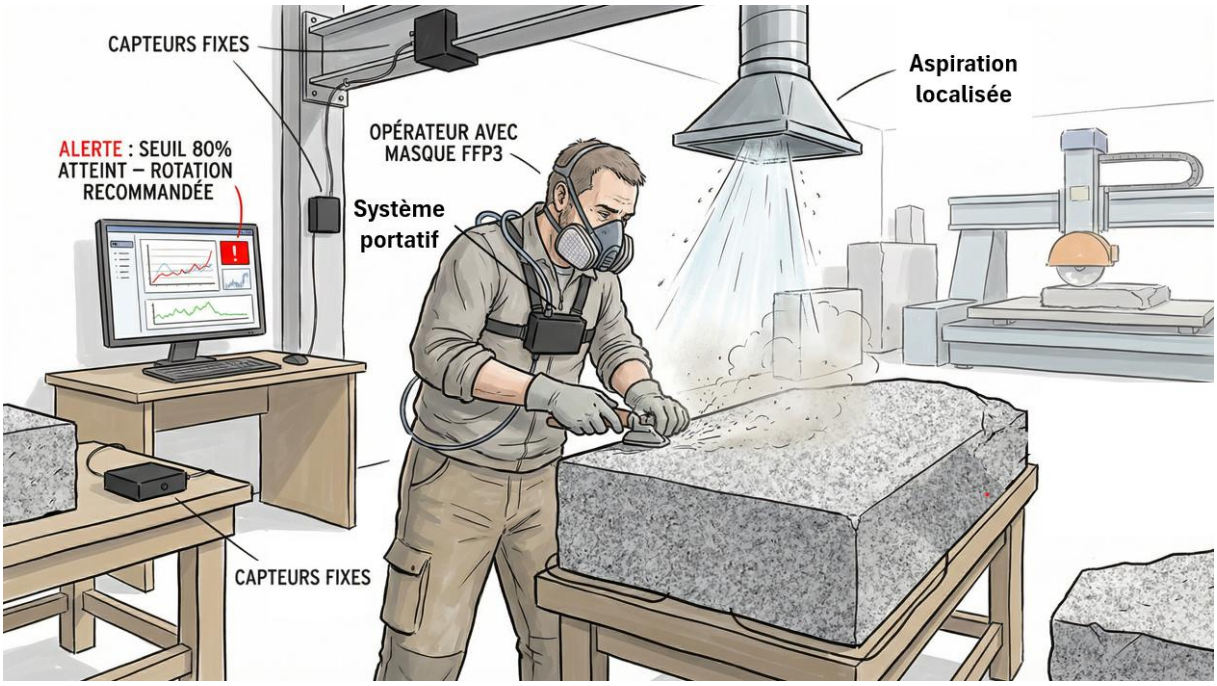


Figure C-1 : Poste de travail de l'opérateur équipé de capteur LCS (Image générée par IA : Artlist [188])

La journée de l'opérateur se déroule de la manière suivante :

- Phase 1 (8 h – 9 h) : Découpe en voie sèche avec port du masque FFP3. Les concentrations brutes atteignent 150 mg/m³ (inhalable) et 0.9 mg/m³ (alvéolaire, soit 0.36 mg/m³ de silice). Après application du facteur FFP3 (× 0.02), l'exposition réelle décroît à 3 mg/m³ (inhalable) et 0.018 mg/m³ (alvéolaire, soit 0.007 mg/m³ de silice). Les pics bruts à 220 mg/m³ inhalable et 1.4 mg/m³ alvéolaire sont réduits à 4.4 mg/m³ et 0.028 mg/m³ respectivement. L'opérateur passe ensuite au ponçage en voie humide : les concentrations chutent à 45 mg/m³ inhalable et 0.25 mg/m³ alvéolaire (soit 0,1 mg/m³ de silice), valeurs brutes déjà bien inférieures.
- Phase 2 (9 h – 11 h) : Alternance entre travail en voie sèche et en voie humide. En voie sèche, les concentrations brutes se stabilisent entre 50 et 60 mg/m³ pour la fraction inhalable, et 0.3 à 0.4 mg/m³ pour la fraction alvéolaire (soit 0.12 à 0.16 mg/m³ de silice). Avec un FFP3, elles chutent respectivement à 1–1.2 mg/m³ (inhalable) et 0.006–0.008 mg/m³ (alvéolaire), soit 0.002–0.003 mg/m³ de silice. En voie humide, les valeurs brutes descendent à 40 mg/m³ pour l'inhalable et 0.2 mg/m³ pour l'alvéolaire (0.08 mg/m³ de silice). À 11 h, l'exposition cumulée reste maîtrisée, mais le capteur portatif déclenche une alerte préventive (« seuil 80 % atteint – rotation recommandée »), invitant à changer de tâche.

- Phase 3 (11 h – 17 h) : Rotation vers la débiteuse à disque en voie humide. Les concentrations sont très faibles : < 3 mg/m³ inhalable et < 0.05 mg/m³ alvéolaire. À la fin de la journée, la moyenne pondérée sur 8 heures est de 3.1 mg/m³ inhalable, 0.4 mg/m³ alvéolaire et 0.07 mg/m³ pour la silice toutes conformes aux valeurs limites.

Cette étude de cas illustre de manière ludique et concrète qu'une combinaison de mesures organisationnelles, techniques et individuelles peut transformer un poste à haut risque en une situation maîtrisée, transposable à d'autres ateliers de la filière des Roches Ornementales et de Construction.

Cette stratégie réduit l'exposition d'environ 55 % par rapport à une journée sans rotation, tout en maintenant la productivité. Le masque FFP3 en voie sèche transforme des dépassements massifs en valeurs conformes, l'arrosage constant abaisse efficacement les concentrations sur granite, et les capteurs low-cost (coût total d'environ 500 €) fournissent des données exploitables pour ajuster les pratiques en temps réel. Le réseau fixe identifie les pics invisibles avec les méthodes classiques, tandis que le capteur portatif permet d'identifier les pics et relier les gestes de l'opérateur aux variations d'exposition.

Perspectives

Les perspectives de cette thèse sont multiples. Sur le plan méthodologique, il convient de perfectionner les capteurs optiques afin d'élargir leur gamme de détection et d'améliorer leur robustesse face aux pics extrêmes. Sur le plan organisationnel, la généralisation de protocoles combinant mesures en temps réel et analyse des causes racines des dépassements apparaît nécessaire. Sur le plan technologique, l'intégration de modèles prédictifs plus avancés, avec un maillage dense de capteurs, ouvre la voie à des diagnostics dynamiques. Enfin, l'élaboration de guides méthodologiques sectoriels adaptés aux contraintes des petites et moyennes entreprises reste indispensable pour démocratiser ces outils et assurer une prévention durable.

Références

[1] Décret n° 2021-1763 du 23 décembre 2021 portant modification des concentrations moyennes en poussières totales et alvéolaires dans les locaux à pollution spécifique. Légifrance ; 2021. https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000044554086 (consulté le 30 janvier 2025).

[2] Prost D. Questions sur la persistance d'outils en silex à l'âge du Fer : exemples de cas normands. Rev Archéologique Ouest 2022. https://doi.org/10.4000/rao.8178.

[3] Per S. Ancient Egyptian quarries – an illustrated overview. QuarryScapes: Ancient Stone Quarry Landscapes in the Eastern Mediterranean. 2009.

[4] Nicholson PT, Shaw I, éditeurs. Ancient Egyptian Materials and Technology. Cambridge : University Press ; 2006.

[5] Sanidas GM, Bassiakos Y, Georgakopoulou M, Filippaki E, Jagou B, Nerantzis N. Polykmetos Sideros : à propos du fer en Grèce antique. Rev Archéologique 2016;62:279–301. https://doi.org/10.3917/arch.162.0279.

[6] Russell B. Stone quarrying in Greece: ten years of research. Archaeol Rep 2017;63:77–88. https://doi.org/10.1017/S0570608418000078.

[7] Bessac J-C, Sablayrolles R, éditeurs. Carrières antiques de la Gaule : une recherche polymorphe. Gallia 59. Paris : CNRS Éditions ; 2002. ISBN : 978-2-271-06063-1. https://gallia.cnrs.fr/publications/gallia/59-1/

[8] Seigne J. Note sur le sciage des pierres dures à l'époque romaine. Rev Archéologique Cent Fr 2000;39:223–34. https://doi.org/10.3406/racf.2000.2854.

[9] Brayton. Occupational Hazard: The History of Silicosis. Stone Silicosis Center 2024. https://stonesilicosis.com/blog/2024/04/18/occupational-hazard-the-history-of-silicosis/.

[10] Sakarovitch J. La stéréotomie ou l'histoire de la construction en chantier. In : Liber amicorum Jean Dhombres. Louvain-la-Neuve : CRHS ; 2008. p. 499–517. ⟨hal-00263480⟩ https://hal.science/hal-00263480v1

[11] Morel D. Tailleurs de pierre, sculpteurs et maîtres d'œuvre dans le Massif Central : le monument et le chantier médiéval dans l'ancien diocèse de Clermont et les diocèses limitrophes (XIe–XVe siècles) [Thèse de doctorat]. Université Clermont-Ferrand II ; 2009. https://www.theses.fr/2009CLF20008

[12] Phalip B. Marteau-taillant et bretture, taille de pierre, forces productives et moyens de production dans les diocèses centraux de la France capétienne (Limoges, le Puy, Clermont et Nevers ; fin Xe – début XIIIe siècle). In : Bizri M, Charbonnel M, Foulquier L, Chevalier P, éditeurs. Bruno Phalip : loin des chantiers battus. Dijon : ARTEHIS Éditions ; 2023. https://doi.org/10.4000/books.artehis.32668.

[13] Jenzer M. La boucharde : un outil de la fin du Moyen Âge ? L'exemple de l'ancienne église abbatiale de Saint-Claude. Bull Monum 1998;156:341–53. https://doi.org/10.3406/bulmo.1998.1834000.

[14] Reyna D, Portillo C. Workplace safety : evolution and revolution. TriteniAG n.d. https://www.triteniag.com/blog/workplace-safety-evolution-and-revolution (consulté le 18 novembre 2024).

[15] Gély J-P. Changements remarquables de pierre d'appareil dans les édifices religieux de la France du nord et de la Catalogne française au passage du Moyen Âge à la Renaissance. Paris : CTHS ; 2005. http://cths.fr/ed/edition.php?id=4196

[16] La SIM. Le tuffeau, pierre de renaissance en Val de Loire. Société Ind Minérale n.d. https://lasim.org/122-articles/342-le-tuffeau-pierre-de-renaissance-en-val-de-loire.html (consulté le 18 novembre 2024).

[17] Chauvel A. Étude sur la taille des pierres au Moyen Âge. Bull Monum 1934. https://doi.org/10.3406/bulmo.1934.10020.

[18] Engins de levage pour blocs de pierre à la Renaissance. Passerelles 1590. https://passerelles.essentiels.bnf.fr/fr/image/ee6f9ba4-20c4-4b71-ac3f-7f01319ad160-engins-levage-pour-blocs-pierre-la-renaissance.

[19] Sverre L. Georgius Agricola, a Pioneer in the Toxic Hazards of Mining, and His Influence. In : Toxicology in the Middle Ages and Renaissance. Academic Press ; 2017. p. 83–90. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-809554-6.00008-1.

[20] Bernardino Ramazzini fonde la médecine du travail et l'ergonomie. Histoire de l'information 1700. https://www.historyofinformation.com/detail.php?entryid=3681.

[21] Perrin C. Ce que l'industrialisation a fait aux artisans d'Europe occidentale, années 1830 – années 1930. Artefact Tech Hist Sci Hum 2021:317–34. https://doi.org/10.4000/artefact.6862.

[22] Ballesteros D, Nehme C, Roussel B, Delisle F, Pons-Branchu E, Mouralis D. Historical underground quarrying: a multidisciplinary research in the Caumont quarry (c. 13th–19th centuries), France. Archaeometry 2022;64:849–65. https://doi.org/10.1111/arcm.12758.

[23] Thébert Y. Compte rendu de : Bessac J-C. L'outillage traditionnel du tailleur de pierre de l'Antiquité à nos jours. Rev Archéologique Narbonnaise, suppl. 14. Paris : CNRS ; 1987. Rev Archéologique 1991.

[24] Laraqui O, Manar N, Laraqui S, Chahboun A, Benamor J, Deschamps F, et al. Qualité de vie des anciens mineurs silicotiques. Rev Mal Respir 2021;38:346–56. https://doi.org/10.1016/j.rmr.2021.01.015.

[25] Tönshoff HK, Hillmann-Apmann H, Asche J. Diamond tools in stone and civil engineering industry: cutting principles, wear and applications. Diam Relat Mater 2002;11:736–41. https://doi.org/10.1016/S0925-9635(01)00561-1.

[26] Engels J, Wright D. The environmental and cost benefits of using diamond wire for quarrying and processing of natural stone. Ind Diam Rev 2003.

[27] Konstanty JS. The mechanics of sawing granite with diamond wire. Int J Adv Manuf Technol 2021;116:2591–7. https://doi.org/10.1007/s00170-021-07577-3.

[28] Méry B. Machines à commande numérique. Paris : Hermès Science ; 1997. ISBN : 978-2-86601-583-4.

[29] Tawde PP, Choudhari SG, Gaidhane A. Alice Hamilton: a legacy of advancing occupational health and safety standards. Cureus 2024;16:e70218. https://doi.org/10.7759/cureus.70218.

[30] Dessandier D, Sayagh S, Bromlet P, Leroux L. La pierre de construction, matériau du développement durable. Géosciences 2009;10:8–15. ⟨hal-00640971⟩ https://hal.science/hal-00640971

[31] Abu Hanieh A, Hasan AA, Abdelall S, Alhanjouri MA. Investigating artificial intelligence and modern technologies enhancement in stone and marble cutting in Palestine. Jordan J Mech Ind Eng 2024;18. https://doi.org/10.59038/jjmie/180116.

[32] ISO 14001:2004. Systèmes de management environnemental — Exigences et lignes directrices pour son utilisation. Genève : ISO ; 2004. https://www.iso.org/fr/standard/31807.html

[33] IARC. Silica, Some Silicates, Coal Dust and para-Aramid Fibrils. IARC Monographs vol. 68. Lyon : IARC Press ; 1997. https://publications.iarc.fr/Book-And-Report-Series/Iarc-Monographs-On-The-Identification-Of-Carcinogenic-Hazards-To-Humans/Silica-Some-Silicates-Coal-Dust-And-Em-Para-Em--Aramid-Fibrils-1997.

[34] INRS. Poussières – prévenir les risques liés aux poussières. n.d. https://www.inrs.fr/risques/poussieres/ce-qu-il-faut-retenir.html (consulté le 18 novembre 2024).

[35] ANSES. Exposition à la silice cristalline : des risques élevés pour la santé des travailleurs. n.d. https://www.anses.fr/fr/content/exposition-la-silice-cristalline-des-risques-eleves-pour-la-sante-des-travailleurs (consulté le 18 novembre 2024).

[36] Dessandier D, Benharrous J, Michel F, Pallix D. Mémento sur l'industrie française des roches ornementales et de construction. 2014.

[37] SNROC. Bassins d'extraction de pierre naturelle. n.d. https://www.snroc.fr/fr/bassins-d-extraction_51.html (consulté le 18 novembre 2024).

[38] SNROC. Les chiffres clés de la filière pierre naturelle. n.d. https://www.snroc.fr/fr/chiffres-cles-de-la-filiere_24.html (consulté le 18 novembre 2024).

[39] ReportLinker. European marble, granite, sandstone, porphyry and basalt imports by country, 2023. n.d. https://www.reportlinker.com/dataset/2b222d24b608d51a365064f7f0a2dac328f5a386 (consulté le 18 novembre 2024).

[40] Global Trade Magazine. While China still dominates global granite, sandstone, and other building stone market, Russia emerges as the fastest growing consumer. n.d. https://www.globaltrademag.com/while-china-still-dominates-global-granite-sandstone-and-other-building-stone-market-russia-emerges-as-the-fastest-growing-consumer/ (consulté le 18 novembre 2024).

[41] IndexBox. Europe's marble building stone market set for steady growth with a 1.6% CAGR in value. 2024. https://www.indexbox.io/blog/marble-building-stone-europe-market-overview-2024-2/ (consulté le 18 novembre 2024).

[42] SNROC. Extraction en carrière. n.d. https://www.snroc.fr/fr/extraction-en-carriere_54.html (consulté le 18 novembre 2024).

[43] Pestre T. La pierre naturelle dans un contexte d'évolution réglementaire environnementale de la construction, étude des transferts hygrothermiques au sein de composants d'enveloppes de bâtiments [Thèse de doctorat]. Université d'Artois ; 2021. https://www.theses.fr/2021ARTO0004

[44] Pierres-Info. Accueil. n.d. https://pierres-info.fr/accueil/index.html (consulté le 6 octobre 2025).

[45] SNROC. La transformation industrielle. n.d. https://www.snroc.fr/fr/transformation-industrielle_55.html (consulté le 18 novembre 2024).

[46] HSE. HSG201 : Controlling Exposure to Stone Dust. n.d. https://www.hse.gov.uk/pubns/books/hsg201.htm (consulté le 18 novembre 2024).

[47] Soo J-C, Houlroyd J, Warren H, Philpot BJ, Castillo S. Respirable dust and respirable crystalline silica exposures among workers at stone countertop fabrication shops in Georgia from 2017 through 2023. Ann Work Expo Health 2025;69:473–85. https://doi.org/10.1093/annweh/wxaf014.

[48] Emotions Pierres. Bouchardage d'un sol en pierre naturelle. n.d. https://www.emotionpierres.com/fr/techniques/bouchardage (consulté le 26 novembre 2025).

[49] Emotions Pierres. Flammage d'un sol en pierre naturelle. n.d. https://www.emotionpierres.com/fr/techniques/flammage (consulté le 26 novembre 2025).

[50] Seaton A, MacNee W, Donaldson K, Godden D. Particulate air pollution and acute health effects. Lancet 1995;345:176–8. https://doi.org/10.1016/s0140-6736(95)90173-6.

[51] Hinds WC. Aerosol Technology: Properties, Behavior, and Measurement of Airborne Particles. New York : John Wiley & Sons ; 1999.

[52] ANSES. Fractions granulométriques des aérosols : pertinence des valeurs limites d'exposition professionnelle (VLEP). Maisons-Alfort : ANSES ; 2018. https://www.anses.fr/fr/content/fractions-granulom%C3%A9triques-des-a%C3%A9rosols-pertinence-des-vlep

[53] HSE. Dust in the Workplace: General Principles of Protection. EH44. Sudbury : HSE Books ; 2013. https://www.hse.gov.uk/pubns/books/eh44.htm

[54] Centre international de recherche sur le cancer, éditeur. Chemical Agents and Related Occupations. IARC Monographs vol. 100F. Lyon : IARC ; 2012. https://publications.iarc.fr/Book-And-Report-Series/Iarc-Monographs-On-The-Identification-Of-Carcinogenic-Hazards-To-Humans/Chemical-Agents-And-Related-Occupations-2012

[55] Oberdörster G, Oberdörster E, Oberdörster J. Nanotoxicology: an emerging discipline evolving from studies of ultrafine particles. Environ Health Perspect 2005;113:823–39. https://doi.org/10.1289/ehp.7339.

[56] Boulbair A. Étude numérique de la remise en suspension de particules déposées sur le sol des ambiances habitables [Thèse de doctorat]. 2022. https://theses.hal.science/tel-04028650v1

[57] Sellegri K. Formation et propriétés des particules d'aérosols dans la troposphère. HDR. Université Blaise Pascal – Clermont-Ferrand II ; 2012. https://wwwobs.univ-bpclermont.fr/atmos/fr/Theses/HDR_Sellegri.pdf

[58] Zhu S. Modélisation du mélange des particules dans l'atmosphère [Thèse de doctorat]. Université Paris Est ; 2015. https://theses.fr/2015PESC1156

[59] Zhao B, Wu J. Deposition of aerosol particles on rough surfaces inside a test chamber. Build Environ 2009;44:2056–63. https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2009.02.009.

[60] Hidy GM, Brock JR, éditeurs. Topics in Current Aerosol Research. Oxford : Pergamon Press ; 1972. https://www.sciencedirect.com/book/edited-volume/9780080168098/topics-in-current-aerosol-research (consulté le 18 novembre 2024).

[61] Lai ACK, Nazaroff WW. Modeling indoor particle deposition from turbulent flow onto smooth surfaces. J Aerosol Sci 2000;31:463–76. https://doi.org/10.1016/S0021-8502(99)00536-4.

[62] Boucher O. Aérosols et climat. Le Climat en Questions n.d. https://www.climat-en-questions.fr/reponse/aerosols-et-climat-par-olivier-boucher/ (consulté le 18 novembre 2024).

[63] Eriksen E, Afanou AK, Madsen AM, Straumfors A, Graff P. An assessment of occupational exposure to bioaerosols in automated versus manual waste sorting plants. Environ Res 2023;218:115040. https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.115040.

[64] ISO 7708:1995. Qualité de l'air — Définitions des fractions de taille des particules pour l'échantillonnage lié aux problèmes de santé. Genève : ISO ; 1995. https://www.iso.org/fr/standard/14534.html

[65] ACGIH. TLVs® and BEIs® : Based on the Documentation of the Threshold Limit Values for Chemical Substances and Physical Agents & Biological Exposure Indices. Cincinnati : ACGIH ; 2022. https://www.acgih.org/tlv-bei-guidelines/

[66] Obera. La filtration de poussière et les VLEP : la réglementation en détail. n.d. https://obera.fr/conseils/vlep-filtration-de-poussiere-reglementation/ (consulté le 2 décembre 2025).

[67] NF EN 481. Atmosphères des lieux de travail — Définition des fractions de taille pour le mesurage des particules en suspension dans l'air. Paris : AFNOR ; 1993. https://www.boutique.afnor.org/fr-fr/norme/nf-en-481/atmospheres-des-lieux-de-travail-definition-des-fractions-de-taille-pour-le/fa044861/1862

[68] Mineralogy Database. The quartz page: the silica group. n.d. http://www.quartzpage.de/gen_mod.html (consulté le 18 novembre 2024).

[69] MSD Manuals. Silicose. Manuel MSD — Édition professionnelle. n.d. https://www.msdmanuals.com/fr/professional/troubles-pulmonaires/maladies-pulmonaires-liées-à-l-environnement-et-au-travail/silicose (consulté le 18 novembre 2024).

[70] Möhner M, Pohrt A, Gellissen J. Occupational exposure to respirable crystalline silica and chronic non-malignant renal disease: systematic review and meta-analysis. Int Arch Occup Environ Health 2017;90:555–74. https://doi.org/10.1007/s00420-017-1219-x.

[71] Directive (UE) 2017/2398 du Parlement européen et du Conseil du 12 décembre 2017 modifiant la directive 2004/37/CE relative à la protection des travailleurs caontre les risques liés à l'exposition à des agents cancérogènes ou mutagènes au travail. Journal officiel de l'Union européenne L 345 ; 2017. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=CELEX:32017L2398

[72] Directive 2004/37/CE du Parlement européen et du Conseil du 29 avril 2004 concernant la protection des travailleurs contre les risques liés à l'exposition à des agents cancérigènes ou mutagènes au travail (version codifiée). Journal officiel de l'Union européenne L 158 ; 2004. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=CELEX:32004L0037

[73] Article L4121-2 du Code du travail. Légifrance. n.d. https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000033019913

[74] Section 3 : Locaux à pollution spécifique (Articles R4222-10 à R4222-17). Légifrance. n.d. https://www.legifrance.gouv.fr/codes/section_lc/LEGITEXT000006072050/LEGISCTA000018532342/

[75] Section 2 : Locaux à pollution non spécifique (Articles R4222-4 à R4222-9). Légifrance. n.d. https://www.legifrance.gouv.fr/codes/section_lc/LEGITEXT000006072050/LEGISCTA000018532316/

[76] INRS. Aide au diagnostic dépassement/non-dépassement de la VLEP dans l'évaluation de l'exposition professionnelle. ND 2229. Paris : INRS ; 2008. https://www.inrs.fr/media.html?refINRS=ND+2229

[77] Décret n° 2013-797 du 30 août 2013 fixant certains compléments et adaptations spécifiques au code du travail pour les mines et carrières en matière de poussières alvéolaires. Journal officiel de la République française ; 2013. https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000027895022

[78] Article R4222-6 du Code du travail. Légifrance. n.d. https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000018532328 (consulté le 6 octobre 2025).

[79] NF EN 689+AC. Exposition sur les lieux de travail — Mesurage de l'exposition par inhalation d'agents chimiques — Stratégie pour vérifier la conformité à des valeurs limites d'exposition

professionnelle. Paris : AFNOR ; 2019. https://www.boutique.afnor.org/fr-fr/norme/nf-en-689ac/exposition-sur-les-lieux-de-travail-mesurage-de-lexposition-par-inhalation/fa188021/74007

[80] Arrêté du 26 octobre 2020 fixant la liste des substances, mélanges et procédés cancérogènes au sens du code du travail. Journal officiel de la République française ; 2020. https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000042475438

[81] Article R4412-149 du Code du travail. Légifrance. n.d. https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000042920022

[82] Article R4412-154 du Code du travail. Légifrance. n.d. https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000018533646

[83] Décret n° 2022-696 du 26 avril 2022 relatif à la surveillance médicale post-professionnelle des salariés ayant été exposés à certains facteurs de risques professionnels. Journal officiel de la République française ; 2022. https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000045700952

[84] EU-OSHA. Respirable crystalline silica. OSHwiki n.d. https://oshwiki.osha.europa.eu/en/themes/respirable-crystalline-silica (consulté le 28 novembre 2025).

[85] Directive (UE) 2022/431 du Parlement européen et du Conseil du 9 mars 2022 modifiant la directive 2004/37/CE concernant la protection des travailleurs contre les risques liés à l'exposition à des agents cancérigènes ou mutagènes au travail. Journal officiel de l'Union européenne L 88 ; 2022. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=CELEX:32022L0431

[86] IFA. ILV – valeurs limites d'exposition professionnelle. n.d. https://ilv.ifa.dguv.de/limitvalues/54260 (consulté le 28 novembre 2025).

[87] Tijssen-Caan W, Visser M. Overview of national occupational exposure limits for substances without a European occupational exposure limit. RIVM ; 2022. https://doi.org/10.21945/RIVM-2022-0123.

[88] ANSES. Note d'appui scientifique et technique relative à l'analyse critique des recommandations de valeurs limites d'exposition professionnelle pour la silice cristalline alvéolaire effectuées par le comité d'experts du Conseil de santé des Pays-Bas. Maisons-Alfort : ANSES ; 2025. https://www.anses.fr/fr/content/vlep-silice-cristalline-note-appui-scientifique

[89] Courbon P, Fabries J-F. New individual respirable dust sampler: the CIP 10. Ann Occup Hyg 1988;32:129–43. https://doi.org/10.1093/annhyg/32.1.129.

[90] NF X43-257. Qualité de l'air — Air des lieux de travail — Prélèvement d'aérosol à l'aide d'une cassette (orifice 4 mm). Paris : AFNOR ; 2016. https://www.boutique.afnor.org/fr-fr/norme/nf-x43-257/qualite-de-lair-air-des-lieux-de-travail-prelevement-daerosol-a-laide-dune/fa183662/60619

[91] INRS. Prélèvement des aérosols par cyclone. Paris : INRS ; 2025. https://www.inrs.fr/publications/bdd/metropol/fiche.html?refINRS=METROPOL_166

[92] TSI. Compteur de noyaux de condensation 3007. n.d. https://tsi.com/fr/categories-de-produits/compteurs-de-particules-et-detecteurs/compteurs-de-noyaux-de-condensation/compteur-de-noyaux-de-condensation-3007 (consulté le 18 novembre 2024).

[93] TSI. Spectromètre de mobilité électrique (SMPS) 3938. n.d. https://tsi.com/fr/categories-de-produits/granulometres/spectrometres-de-mobilite-electrique/spectrometre-de-mobilite-electrique-(smps)-3938 (consulté le 18 novembre 2024).

[94] TSI. Instrument de prélèvement d'aérosols DustTrak II 8532. n.d. https://tsi.com/fr/categories-de-produits/instruments-de-prelevement-d-aerosols/instruments-de-prelevement-d-aerosols-de-zone/instrument-de-prelevement-d-aerosols-dusttrak-ii-8532 (consulté le 6 octobre 2025).

[95] TSI. Spectromètre laser d'aérosol (LAS) 3340A. n.d. https://tsi.com/fr/categories-de-produits/granulometres/spectrometres-de-mesure-de-taille-de-particules-su/spectrometre-laser-d-aerosol-(las)-3340a (consulté le 18 novembre 2024).

[96] TSI. Instrument de prélèvement d'aérosols DustTrak DRX 8533. n.d. https://tsi.com/fr/categories-de-produits/instruments-de-prelevement-d-aerosols/instruments-de-prelevement-d-aerosols-de-zone/instrument-de-prelevement-d-aerosols-dusttrak-drx-8533 (consulté le 6 octobre 2025).

[97] UNICEM. Prévention des risques liés à l'exposition aux poussières. Paris : UNICEM ; 2014.

[98] Courtois B. Principes généraux de ventilation. ED 695. Paris : INRS ; 2022. https://www.inrs.fr/media.html?refINRS=ED%20695

[99] Régnier R, Subre I, Bemer D, Leclerc M-T, Dessagne J-M. Cabines ouvertes ventilées : flux vertical ou horizontal ? ND 2212. Paris : INRS ; 2004. https://www.inrs.fr/media.html?refINRS=ND%202212

[100] INRS. Les appareils de protection respiratoire. ED 6106. Paris : INRS ; 2019. https://www.inrs.fr/media.html?refINRS=ED%206106

[101] NF EN 149+A1. Appareils de protection respiratoire — Demi-masques filtrants contre les particules — Exigences, essais, marquage. Paris : AFNOR ; 2009.

[102] Bahloul A, Djebara A, Saidi MN, Songmene V, Vanterpool Jorge RF, Kouam J, et al. Transformation du granit — Caractérisation et contrôle de la poussière de silice émise par le polissage. R-1034. Montréal : IRSST ; 2019. https://www.irsst.qc.ca/publications-et-outils/publication/i/101127/n/transformation-granit-poussiere-silice-polissage

[103] Baldwin PEJ, Yates T, Beattie H, Keen C, Warren N. Exposure to respirable crystalline silica in the GB brick manufacturing and stone working industries. Ann Work Expo Health 2019;63:184–96. https://doi.org/10.1093/annweh/wxy103.

[104] Ronsmans S, Goeminne P, Jerjir N, Nowé V, Vandebroek E, Keirsbilck S, et al. Outbreak of silicosis in workers producing artificial stone skirting boards: a novel application of silica-based composites. Chest 2022;162:406–9. https://doi.org/10.1016/j.chest.2022.03.039.

[105] Wu N, Xue C, Yu S, Ye Q. Artificial stone-associated silicosis in China: a prospective comparison with natural stone-associated silicosis. Respirology 2020;25:518–24. https://doi.org/10.1111/resp.13744.

[106] Weller M, Clemence D, Lau A, Rawlings M, Robertson A, Sankaran B. An assessment of worker exposure to respirable dust and crystalline silica in workshops fabricating engineered stone. Ann Work Expo Health 2024;68:170–9. https://doi.org/10.1093/annweh/wxad072.

[107] Requena-Mullor M, Alarcón-Rodríguez R, Parrón-Carreño T, Martínez-López JJ, Lozano-Paniagua D, Hernández AF. Association between crystalline silica dust exposure and silicosis development in artificial stone workers. Int J Environ Res Public Health 2021;18:5625. https://doi.org/10.3390/ijerph18115625.

[108] Seneviratne M, Shankar K, Cantrell P, Nand A. Respirable silica dust exposure of migrant workers informing regulatory intervention in engineered stone fabrication. Saf Health Work 2024;15:96–101. https://doi.org/10.1016/j.shaw.2024.01.003.

[109] Bouchard M, Buitrago-Cortes J, El Majidi N, Côté J, Dieme D, Sarazin P, et al. Évaluation et caractérisation de l'exposition aux fumées de soudage et leurs composantes métalliques lors d'activités de soudage au Québec. IRSST ; 2025. https://doi.org/10.70010/SWBK9077.

[110] Mérat-Tagnard F, Poivey-Bellagamba A, Michiels F. Nanoparticules : un enjeu pour la prévention. ED 5048. Paris : INRS ; 2008. https://www.inrs.fr/media.html?refINRS=ED%205048

[111] Belabed A, Belhadj Z, Ghomari O, Kandouci AB, Fanello S. Évaluation des niveaux d'exposition et des effets sur la santé des travailleurs exposés aux poussières de bois dans la région de Sidi-Bel-Abbès en Algérie. Arch Mal Prof Environ 2009;70:405–11. https://doi.org/10.1016/j.admp.2009.05.002.

[112] INRS. Prélèvement des aérosols par le dispositif CIP10. Paris : INRS ; 2022. https://www.inrs.fr/publications/bdd/metropol/fiche.html?refINRS=METROPOL_011

[113] Görner P, Wrobel R, Simon X. High efficiency CIP 10-I personal inhalable aerosol sampler. J Phys Conf Ser 2009;151:012061. https://doi.org/10.1088/1742-6596/151/1/012061.

[114] NF EN 13205-6. Exposition sur les lieux de travail — Évaluation des performances des dispositifs de prélèvement des agents chimiques. AFNOR n.d. https://www.boutique.afnor.org/fr-fr/norme/nf-en-132056/exposition-sur-les-lieux-de-travail-evaluation-des-performances-des-disposi/fa174827/43652 (consulté le 10 novembre 2025).

[115] Lee T, Kim SW, Chisholm W, Slaven JE, Harper M. Performance of high flow rate samplers for respirable particle collection. Ann Occup Hyg 2010;54:697–709. https://doi.org/10.1093/annhyg/meq050.

[116] INRS. Prélèvement des aérosols par cassette fermée. Paris : INRS ; n.d. https://www.inrs.fr/publications/bdd/metropol/fiche.html?refINRS=METROPOL_168

[117] Stacey P, Thorpe A, Echt A. Performance of high flow rate personal respirable samplers when challenged with mineral aerosols of different particle size distributions. Ann Occup Hyg 2016;60:479–92. https://doi.org/10.1093/annhyg/mev097.

[118] IRSST. L'impacteur parallèle (PPI) 2 L/min : nouveau dispositif de prélèvement pour les particules et les métaux de fraction respirable. n.d. https://www.irsst.qc.ca/laboratoires/infolabo/id/3087/limpacteur-parallele-ppi-2-lmin-nouveau-dispositif-de-prelevement-pour-les-particules-et-les-metaux-de-fraction-respirable (consulté le 2 décembre 2025).

[119] Simon X, Boivin A, Bau S. Efficacités d'échantillonnage des cyclones GK2.69, GK4.162 et IFA-FSP pour le prélèvement des fractions thoracique et alvéolaire. CFA ; 2018. https://doi.org/10.25576/ASFERA-CFA2018-12584.

[120] TSI. Aerodynamic Particle Sizer® Spectrometer Model 3321. Shoreview : TSI Inc. ; n.d. https://tsi.com/products/particle-size-instruments/aerodynamic-particle-sizer/aerodynamic-particle-sizer-3321/

[121] DURAG Group. GRIMM DustDecoder 11-D — Granulomètre par diffraction laser. n.d. https://www.directindustry.fr/prod/durag-group/product-9067-2484263.html (consulté le 18 novembre 2024).

[122] DURAG Group. Portable Laser Aerosol Spectrometer and Dust Monitor GRIMM 11-D. n.d. https://www.durag.com/en/products/dust-measurement/aerosol-spectrometer-dust-monitor

[123] NF ISO 15767. Atmosphères des lieux de travail — Maîtrise et caractérisation de l'incertitude de pesée des aérosols collectés. Paris : AFNOR ; 2009. https://www.boutique.afnor.org/fr-fr/norme/nf-iso-15767/atmospheres-des-lieux-de-travail-maitrise-et-caracterisation-de-lincertitud/fa162170/45093

[124] NF X43-296. Air des lieux de travail — Détermination par rayons X de la fraction conventionnelle alvéolaire de la silice cristalline — Échantillonnage sur membrane filtrante. Paris : AFNOR ; n.d. https://www.boutique.afnor.org/fr-fr/norme/nf-x43-296/air-des-lieux-de-travail-determination-par-rayons-x-de-la-fraction-conventi/fa044808/1814

[125] INRS. Analyse gravimétrique des aérosols. Paris : INRS ; n.d. https://www.inrs.fr/publications/bdd/metropol/fiche.html?refINRS=METROPOL_005

[126] Thermo Fisher Scientific. XRD Academy. n.d. https://www.thermofisher.com/fr/fr/home/industrial/spectroscopy-elemental-isotope-analysis/spectroscopy-elemental-isotope-analysis-learning-center/elemental-structural-analysis-information/xrd-academy.html (consulté le 4 décembre 2025).

[127] INRS. Exposition aux agents chimiques et biologiques par situation de travail. n.d. https://outil-expo-rch-rb.inrs.fr/Outil110/Evaluation?mode=search&src=graph&metcode=H28 (consulté le 10 décembre 2025).

[128] SARL GRACIA. Machines spéciales pour l'industrie de la pierre, du marbre et du granit. n.d. https://sarl-gracia.com/debiteuses_grandes.html (consulté le 26 novembre 2025).

[129] Carrières de Thénac et de Saintonge – CTS 17. Produits en pierre. n.d. https://www.carrieresdethenac.com/produit-thenac.php (consulté le 26 novembre 2025).

[130] Duramica. Explorer la beauté des surfaces de pierre flambée. 2024. https://www.duramica.com/fr/post/pierre-flambée (consulté le 26 novembre 2025).

[131] GESTRA. Ligne de fendage de pavés – SLG+. n.d. https://gestracz.com/stone/paving-stone-splitting-line (consulté le 26 novembre 2025).

[132] Pierre et Sol. Pavé en pierre naturelle. n.d. https://www.pierreetsol.com/Pages/presentation/presentation-produit (consulté le 26 novembre 2025).

[133] Granit du Moulin. Société. n.d. https://granitdumoulin.com/societe/ (consulté le 26 novembre 2025).

[134] Status Polish and Seal. Polishing pads & sealant supplier. n.d. https://statuspp.co.za/ (consulté le 26 novembre 2025).

[135] Drolet D, Goyer N, Roberge B, Lavoué J, Coulombe M, Dufresne A. Stratégies de diagnostic de l'exposition des travailleurs aux substances chimiques. Montréal : IRSST ; 2010.

[136] Waters M, McKernan L, Maier A, Jayjock M, Schaeffer V, Brosseau L. Exposure estimation and interpretation of occupational risk: enhanced information for the occupational risk manager. J Occup Environ Hyg 2015;12:S99–111. https://doi.org/10.1080/15459624.2015.1084421.

[137] Rakotomalala R. ANOVA à 1 et 2 facteurs : analyse de variance. Université Lumière Lyon 2 ; n.d. http://eric.univ-lyon2.fr/~ricco/cours/cours/Cours_ANOVA.pdf

[138] NF EN 482. Exposition sur les lieux de travail — Exigences générales concernant les performances des procédures de mesurage des agents chimiques. Paris : AFNOR ; 2023.

[139] Addair. Vortex shaker VS-1000. n.d. https://www.addair.fr/generateurs/vortex-shaker-vs-1000/ (consulté le 18 novembre 2024).

[140] NF EN 1936. Méthodes d'essai pour pierres naturelles — Détermination des masses volumiques réelle et apparente et des porosités ouverte et totale. Paris : AFNOR ; 2007.

https://www.boutique.afnor.org/fr-fr/norme/nf-en-1936/methodes-dessai-pour-pierres-naturelles-determination-des-masses-volumiques/fa152072/32116

[141] Guimon M. Les appareils de protection respiratoire. ED 6106. Paris : INRS ; 2020. https://www.inrs.fr/media.html?refINRS=ED%206106 (consulté le 11 février 2025).

[142] Nørgaard NJ, Pommer AJ. A coupled road dust and surface moisture model to predict non-exhaust road traffic induced particle emissions (NORTRIP). Part 1: road dust loading and suspension modelling. Atmos Environ 2013;77:283–300. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.04.069.

[143] Institut Jean Lamour. IJL – Institut Jean Lamour. n.d. https://ijl.univ-lorraine.fr/ (consulté le 16 décembre 2025).

[144] Courtois B, Binet S, Langlois E, Mater G, Rousset D, Witscher O. Valeurs limites d'exposition professionnelle aux agents chimiques en France. ED 984. Paris : INRS ; 2022. https://www.inrs.fr/media.html?refINRS=ED%20984

[145] Edmund Optics. Plateau linéaire motorisé, contrôleur intégré, course 200 mm. n.d. https://www.edmundoptics.fr/p/200-mm-travel-motorized-linear-stage-integrated-controller/43085/ (consulté le 16 décembre 2025).

[146] CTMNC – Lithoscope. Toutes les pierres. 2021. https://lithoscopectmnc.com/category/toutes-les-pierres/ (consulté le 26 novembre 2025).

[147] NF EN 13755. Méthodes d'essai pour pierres naturelles — Détermination de l'absorption d'eau à pression atmosphérique. AFNOR n.d. https://www.boutique.afnor.org/fr-fr/norme/nf-en-13755/methodes-dessai-pour-pierres-naturelles-determination-de-labsorption-deau-a/fa151030/31511 (consulté le 12 novembre 2025).

[148] Cooper JH, Johnson DL, Phillips ML. Respirable silica dust suppression during artificial stone countertop cutting. Ann Occup Hyg 2015;59:122–6. https://doi.org/10.1093/annhyg/meu083.

[149] Johnson DL, Phillips ML, Qi C, Van AT, Hawley DA. Experimental evaluation of respirable dust and crystalline silica controls during simulated performance of stone countertop fabrication tasks with powered hand tools. Ann Work Expo Health 2017;61:711–23. https://doi.org/10.1093/annweh/wxx040.

[150] Mahajan S, Kumar P. Evaluation of low-cost sensors for quantitative personal exposure monitoring. Sustain Cities Soc 2020;57:102076. https://doi.org/10.1016/j.scs.2020.102076.

[151] Masson N, Piedrahita R, Hannigan M. Quantification method for electrolytic sensors in long-term monitoring of ambient air quality. Sensors 2015;15:27283–302. https://doi.org/10.3390/s151027283.

[152] Sousan S, Regmi S, Park YM. Laboratory evaluation of low-cost optical particle counters for environmental and occupational exposures. Sensors 2021;21:4146. https://doi.org/10.3390/s21124146.

[153] Saputra C, Faqiih MN, Thalia AF, Safari IA, Salam RA. Calibration of a low-cost particulate matter sensor using the decay method. J Phys Conf Ser 2025;2942:012042. https://doi.org/10.1088/1742-6596/2942/1/012042.

[154] Chojer H, Branco PTBS, Martins FG, Sousa SIV. A novel low-cost sensors system for real-time multipollutant indoor air quality monitoring – development and performance. Build Environ 2024;266:112055. https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2024.112055.

[155] Alvarez Cruz A, Schalm O, Morera Hernández LE, Martínez Laguardia A, Alejo Sánchez D, Morales Pérez MC, et al. Benchmarking low-cost particulate matter sensors: evaluating performance under controlled environmental conditions using low-cost experimental setups. Atmosphere 2025;16:172. https://doi.org/10.3390/atmos16020172.

[156] Agrawal D, Saini AK, Rai AC, Kala P. Study on calibration of low-cost particulate matter sensors for hydrophilic and hydrophobic particles under varying relative humidity. Air Qual Atmos Health 2025. https://doi.org/10.1007/s11869-025-01852-y.

[157] AQI Project. L'expérience des capteurs de qualité de l'air Plantower PMS5003 et PMS7003. aqicn.org n.d. https://aqicn.org/sensor/pms5003-7003/fr/ (consulté le 18 novembre 2024).

[158] AQI Project. L'expérience du capteur de qualité de l'air SDS011. aqicn.org n.d. https://aqicn.org/sensor/sds011/fr/ (consulté le 18 novembre 2024).

[159] Alphasense. Particulate matter sensors – optical particle counters. n.d. https://www.alphasense.com/Products/View-by-Target-Gas/Particulates-Optical-Particle-Counters (consulté le 18 novembre 2024).

[160] Sensirion AG. Datasheet SPS30 — Particulate Matter Sensor for Air Quality Monitoring and Control. Stäfa : Sensirion AG ; n.d. https://sensirion.com/media/documents/8600FF88/616542B5/Sensirion_PM_S30_Datasheet.pdf

[161] NextPM Air Quality Sensor. TERA Sensor ; 2025. https://tera-sensor.com/nextpm/.

[162] Kim JH, Mulholland GW, Kukuck SR, Pui DYH. Slip correction measurements of certified PSL nanoparticles using a nanometer differential mobility analyzer (nano-DMA) for Knudsen number from 0.5 to 83. J Res Natl Inst Stand Technol 2005;110:31–54.

[163] INRS. Poudres et poussières dans les procédés industriels : des enjeux pour la prévention. ED 6351. Paris : INRS ; 2023. https://www.inrs.fr/media.html?refINRS=ED%206351

[164] Wang P, Xu F, Gui H, Wang H, Chen D-R. Effect of relative humidity on the performance of five cost-effective PM sensors. Aerosol Sci Technol 2021;55:957–74. https://doi.org/10.1080/02786826.2021.1910136.

[165] Kumar G, Prasanna Kumar D, Dhariwal J, Srirangarajan S. Reliability assessment of low-cost PM sensors under high humidity and high PM level outdoor conditions. IEEE Sens J 2025;25:32746–58. https://doi.org/10.1109/JSEN.2025.3592796.

[166] Haxhibeqiri J, De Poorter E, Moerman I, Hoebeke J. A survey of LoRaWAN for IoT: from technology to application. Sensors 2018;18:3995. https://doi.org/10.3390/s18113995.

[167] Article R4222-13 du Code du travail. Légifrance. n.d. https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000018532377

[168] Sandberg M, Sjöberg M. The use of moments for assessing air quality in ventilated rooms. Build Environ 1983;18:181–97. https://doi.org/10.1016/0360-1323(83)90026-4.

[169] Roulet C-A, Compagnon R, Jakob M. A simple method using tracer gas to identify the main airflow and contaminant paths within a room. Indoor Air 1991;1:311–22. https://doi.org/10.1111/j.1600-0668.1991.08-13.x.

[170] Zhao B, Wu J. Numerical investigation of particle diffusion in a clean room. Indoor Built Environ 2005;14:469–79. https://doi.org/10.1177/1420326X05060190.

[171] Rencken GK, Rutherford EK, Ghanta N, Kongoletos J, Glicksman L. Patterns of SARS-CoV-2 aerosol spread in typical classrooms. Build Environ 2021;204:108167. https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2021.108167.

[172] Xia L, Ricci A, Qin P, Blocken B. Aerosol concentration and airflow distribution assessment in a multi-zone indoor space with mechanical ventilation: field measurements and CFD simulations. 2023. https://doi.org/10.26868/25222708.2023.1245.

[173] Hunter J. Matplotlib — visualization with Python. n.d. https://matplotlib.org/ (consulté le 18 novembre 2024).

[174] Plotly Technologies Inc. Plotly Python graphing library. n.d. https://plotly.com/python/ (consulté le 18 novembre 2024).

[175] Chen T, Guestrin C. XGBoost: a scalable tree boosting system. In : Proceedings of the 22nd ACM SIGKDD International Conference on Knowledge Discovery and Data Mining. New York : ACM ; 2016. p. 785–94. https://doi.org/10.1145/2939672.2939785.

[176] Lee D, Barquilla CAM, Lee J. Analyzing dispersion characteristics of fine particulate matter in high-density urban areas: a study using CFD simulation and machine learning. Land 2025;14:632. https://doi.org/10.3390/land14030632.

[177] Scornet E, Hooker G. Theory of random forests: a review. 2025. ⟨hal-05006431⟩ https://hal.science/hal-05006431

[178] Steinwart I, Christmann A. Support Vector Machines. New York : Springer ; 2008. https://doi.org/10.1007/978-0-387-77242-4.

[179] Sherstinsky A. Fundamentals of recurrent neural network (RNN) and long short-term memory (LSTM) network. Physica D 2020;404:132306. https://doi.org/10.1016/j.physd.2019.132306.

[180] GeeksforGeeks. Difference between random forest and XGBoost. 2024. https://www.geeksforgeeks.org/machine-learning/difference-between-random-forest-vs-xgboost/.

[181] Auclair A. Méthodes rapides pour la recherche des plus proches voisins SIFT : application à la recherche d'images et contributions à la reconstruction 3D multi-vues [Thèse de doctorat]. 2009. https://theses.hal.science/tel-00439630

[182] Lemarchand O, Jeannée N. Méthodes de cartographie et approche géostatistique : la cartographie de la pollution au dioxyde d'azote en Alsace. Pollution Atmosphérique 2007;193. https://lodel.irevues.inist.fr/pollution-atmospherique/index.php?id=1090

[183] Kmoch A. Leçon 6 : interpolation spatiale. Analyse géospatiale avec Python et R ; 2025. https://kodu.ut.ee/~kmoch/geopython2025/R_06/Spatial_interpolation.html (consulté le 7 octobre 2025).

[184] QGIS Documentation. Analyse spatiale (interpolation). QGIS 3.40 n.d. https://docs.qgis.org/3.40/fr/docs/gentle_gis_introduction/spatial_analysis_interpolation.html (consulté le 7 octobre 2025).

[185] Arnaud M, Emery X. Estimation et interpolation spatiale. CIRAD ; n.d. https://agritrop.cirad.fr/300576/1/ID300576.pdf

[186] Palas. AGK 2000 – Aerosol Generator. Karlsruhe : Palas GmbH ; n.d. https://www.palas.de/en/product/download/agk2000/datasheet/pdf (consulté le 18 novembre 2024).

[187] Abdulazeez F. Essential regression evaluation metrics: MSE, RMSE, MAE, R^2, and adjusted R^2. Medium ; 2024. https://farshadabdulazeez.medium.com/essential-regression-evaluation-metrics-mse-rmse-mae-r%C2%B2-and-adjusted-r%C2%B2-0600daa1c03a (consulté le 17 décembre 2025).

[188] Artlist. Image to image AI: smart AI image generator from images. n.d. https://artlist.io (consulté le 17 décembre 2025).

Table des illustrations

Figure 1-1 : Répartition des carrières autorisées fournissant des ROC (2025) (source : SNROC [38]) 11
Figure 1-2: Répartition sectorielle de l'utilisation des principaux matériaux dans les secteurs du bâtiment, funéraire et voirie (source : SNROC [38]) 12
Figure 1-3 : Répartition des particules inhalées dans les voies respiratoires en fonction de leur taille (source : Obera [66]) 18
Figure 1-4 : Probabilité de pénétration des particules dans les voies respiratoires en fonction de leur diamètre aérodynamique, selon les conventions des fractions inhalable, thoracique et alvéolaire 19
Figure 1-5 : Diagramme de phase de la silice (source : quartzpage [68], 2013) 20

Figure 2-1: (a) Vue photographique du CIP10-R avec coupelles et mousses filtrantes jaune ; (b) Schéma détaillé de la composition et du fonctionnement du CIP10-R 37
Figure 2-2 : Sélecteurs des fractions alvéolaires (a) et tête alvéolaire CIP10-R et inhalable (b) du CIP10-I 38
Figure 2-3 : Montage du cyclone GK 2.69 avec une pompe Casella 40
Figure 2-4 : GRIMM (DustDecoder 11-D) (source : Durag [120], 2025) 42
Figure 2-5 : Principe de la DRX (source : Thermofisher [125]) 46
Figure 2-6 : Concentration totale admissible (Ctot) en fonction du taux de quartz et du taux de cristobalite/tridymite 47
Figure 2-7 : Sciage au disque sur granite et bloc de calcaire découpé (source : Sarl-gracia [127] ; Carrieres de Thenac-Saintonge [128]) 50
Figure 2-8 : Découpe à la chaîne sur du calcaire tendre (source : pierres-info[44]) 50
Figure 2- 9 : Flammage d'une dalle de granite et texture de surface obtenue (source : Duramica [129]) 51
Figure 2- 10 : Clivage d'un bloc de granite et pavés obtenus (source : Gestracz [130] ; Pierre & sol [131]) 52
Figure 2- 11 : Travaux de finition manuels sur granite en voie sèche et humide (source : Granit du moulin [132] ; Statut Polish and Seal [133]) 53
Figure 2-12 : Étapes clés de l'évaluation des GES et des mesures d'exposition 59
Figure 2-13 : Courbes de désorption des filtres en cellulose et quartz soumis à différentes humidités 61
Figure 2-14 : Schéma du banc expérimental (configuration pour validation de conversion) 67
Figure 2-15 : Photographie et schéma de fonctionnement du générateur Addair VS-1000 (source : Addair [138]) 68
Figure 2-16 : Distribution granulométrique en fréquence cumulée en nombre de l'échantillon de granite servant à la validation de la conversion 69
Figure 2-17 : Carte thermique des ratios été/hiver des concentrations inhalables et alvéolaire 76
Figure 2-18 : Boîtes à moustaches des concentrations mesurées (fractions inhalable et alvéolaire) lors des travaux de finition sur grès, calcaire tendre, granite et calcaire dur, en distinguant la voie humide et la voie sèche 78
Figure 2-19 : Boîte à moustaches des concentrations inhalables (Fi) et alvéolaires (Fa) mesurées en locaux ouverts et fermés 80
Figure 2- 20 : Cabine d'aspiration à rideau d'eau 81
Figure 2-21 : Concentration locale relevée à proximité d'une opération de découpe avec une disqueuse équipée d'une cabine d'aspiration à rideau d'eau pour du calcaire dur 85
Figure 2-22 : Concentration locale relevée à proximité d'une opération de clivage sur du granite avec phases de nettoyage à la soufflette 86
Figure 2-23 : Composition massique des pierres déterminée par diffraction des rayons X – Composés SiO_2 uniquement (Analyses réalisées par l'Institut Jean Lamour [142]) 88
Figure 2-24: : Schéma et photographie du banc de découpe conçu au laboratoire 98
Figure 2-25 : Profil de vitesse dans la canalisation à diverses fréquences de ventilateur 25, 35 et 50 Hz 102
Figure 2- 26: : Évolution temporelle des concentrations d'aérosols pour tous les matériaux lors de la découpe en voie sèche 104

Figure 2-27 : Corrélations entre les propriétés des matériaux et les émissions d'aérosols en voie sèche (a) Pic maximal en fonction de la masse volumique (b) Aire sous la courbe en fonction de la masse volumique (c) Pic maximal en fonction de la dureté (d) Aire sous 107
Figure 2-28 : Histogrammes des fréquences relatives des distributions granulométriques de toutes les pierres échantillonnées 108
Figure 2-29 : Histogrammes des fréquences cumulées des distributions granulométriques de toutes les pierres échantillonnées 109
Figure 2-30 : Évolution temporelle des concentrations en particules pour le calcaire tendre (sec, trempé, arrosé) 111
Figure 2- 31 : Évolution temporelle des concentrations en particules pour le granite (sec, trempé, arrosé) 111
Figure 2- 32 : Évolution temporelle des concentrations en particules pour le grès (sec, trempé, arrosé) 112
Figure 2-33 : Distributions granulométriques en nombre des particules présentes dans les échantillons d'eau analysés 116

Figure 3-1: Sensisiron SPS30 et schéma de fonctionnement (source : Sensirion AG [160]) 127
Figure 3-2 : Schéma du banc expérimental (configuration pour étalonnage SPS30) 133
Figure 3-3 : Distribution granulométrique en fréquence cumulée en nombre des deux échantillons servant à l'étalonnage des capteurs SPS30 134
Figure 3-4 : Évolution de la concentration en fonction du débit de dilution dans la chambre du banc d'étalonnage mesuré par le GRIMM 136
Figure 3-5 : Évolution de la concentration lors d'une pulvérisation d'eau 139
Figure 3- 6 : Évolution de la concentration lors d'une génération d'ultrasons 139
Figure 3-7 : Composition du système portatif SPS30 140
Figure 3-8 : Interface associée au système portatif 142
Figure 3-9 : Alarme de dépassement de la CIO sur le temps de prélèvement 142
Figure 3-10 : Alarme de dépassement l'indice d'additivité 143
Figure 3-11 : Opérateur équipé du système portatif et d'un CIP10-R 146
Figure 3- 12 : Évolution de la concentration mesurée par le système portatif 147

Figure 4-1 : Coordonnées et représentation 3D des points de mesures du modèle 3Δ 156
Figure 4-2: Représentations des plans de coupes XY, XZ et YZ 160
Figure 4-3 : Représentations des plans de coupes XY, XZ et YZ, et vues 3D à t = 10 s (iso concentrations ≥ 500 particules/cm³) et t = 15 s (iso concentrations ≥ 50 particules/cm³), pour la validation théorique du modèle 3Δ simple 161
Figure 4-4 : Illustration d'un arbre de décision à trois nœuds et quatre feuilles 167
Figure 4-5 : Illustration des zones d'interpolation hybride dans le cube 3Δ 169
Figure 4-6 : Représentations des plans de coupes XY, XZ et YZ, et vues 3D à t = 10 s (iso concentrations ≥ 500 particules/cm³) et t = 15 s (iso concentrations ≥ 50 particules/cm³), pour la validation théorique du modèle 3Δ amélioré 171
Figure 4-7 : Schéma du banc expérimental pour la génération continue 174
Figure 4-8 : Distribution granulométrique cumulée en nombre des particules de NaCl générées 175
Figure 4-9 : Diagrammes de parité des concentrations mesurées vs extrapolées pour les modèles simple (MS) et amélioré (MA) aux points A et B (essais E1-C à E5-C). (a) Modèle simple au point A ; (b) Modèle amélioré au point A ; (c) Modèle simple au point B ; (d) Mo 176
Figure 4- 10 : Exemple d'incohérence numérique dans le modèle simple (MS) (prédictions de concentrations négatives lors de variations soudaines) et de prédictions du modèle amélioré (MA) (essai E1-C-A au point A). 177
Figure 4-11 : Distribution spatiale des concentrations de PM2.5 pour le modèle simple lors de la génération continue (essai E3-C) (iso concentrations ≥ 1000 particules/cm³) 179
Figure 4-12 : Distribution spatiale des concentrations de PM2.5 pour le modèle amélioré lors de la génération continue (essai E3-C) (iso concentrations ≥ 1000 particules/cm³) 180
Figure 4-13 : Schéma du banc d'essai pour la génération de Dirac 182

Figure 4-14 : Exemple d'incohérence numérique dans le modèle 3Δ simple (MS) et 3Δ amélioré (MA) : surestimation des concentrations extrapolées (essai E1-D-A au point A)..... 184
Figure 4-15 : Distribution spatiale des concentrations de PM2.5 pour le modèle simple lors de la génération de Dirac (essai E3-C). (a) Modèle 3Δ simple au point A ; (b) Modèle 3Δ amélioré au point A ; (c) Modèle 3Δ simple au point B ; (d) Modèle 3Δ amélioré au poin 185
Figure 4-16 : Distribution spatiale des concentrations de PM2.5 pour le modèle 3Δ simple lors de la génération de Dirac (essai E2-D) (iso concentrations ≥ 500 particules/cm³) 187
Figure 4-17 : Distribution spatiale des concentrations de PM2.5 pour le modèle simple lors de la génération de Dirac (essai E2-D) (iso concentrations ≥ 500 particules/cm³) 188
Figure 4-18 : Schéma du banc de découpe avec le maillage de capteurs 3Δ 190
Figure 4-19 : Photographie du banc de découpe avec les potences métalliques et les 12 capteurs SPS30 191
Figure 4-20 : Distribution spatiale des concentrations de PM2.5 pour le modèle 3Δ amélioré lors de la génération avec le banc de découpe. (a) Modèle 3Δ amélioré au point A sans aspiration ; (b) Modèle 3Δ amélioré au point B sans aspiration ; (c) Modèle 3Δ amélioré au point B avec aspiration ; (d) Modèle 3Δ amélioré au point B avec aspiration (Références : droite y = x et bande de tolérance ±20 %)..... 193
Figure 4-21 : Coupes transversales des plans XY, YZ et XZ à t = 173 s et vues 3D à t = 173 s et t = 200 s pour l'essai E1 I SA (sans aspiration) sur le banc de découpe (iso concentrations ≥ 500 particules/cm³) 195
Figure 4-22 : Coupes transversales des plans XY, YZ et XZ à t = 218 s et vues 3D à t = 218 s et t = 230 s pour l'essai E3 I AA (avec aspiration) sur le banc de découpe (iso concentrations ≥ 500 particules/cm³) 196
Figure 4-23 : Schéma de la zone expérimentale et disposition spatiale des 10 capteurs SPS30 selon le plan 3Δ (dimensions 2.10 m × 1.80 m × 1.50 m)..... 198
Figure 4-24 : Photographie de la zone expérimentale avec localisation du point de génération des poussières. 199
Figure 4-25 : Photographie de la pièce en forme de cœur avec les directions de dispersion des poussières (flèches indiquant les trajectoires principales) 200
Figure 4-26 : Évolution temporelle moyenne des concentrations PM2.5 mesurées par les dix capteurs SPS30 lors des séquences de finition de granite : pics d'émission synchronisés avec les phases opératoires (a, b, c) et décroissances par dispersion/sédimentation. 200
Figure 4-27 : Photographie de l'opérateur effectuant la finition sur la pièce de granite en forme de cœur à t = 865 s 201
Figure 4-28 : Coupes orthogonales (XY, YZ, XZ) à t = 865 s – iso concentrations à 500 particules/cm³ 202

Figure C-1 : Poste de travail de l'opérateur équipé de capteur LCS (Image générée par IA : Artlist [187]) 209

Liste des tables

Tableau 1-1 : Évolution des concentrations moyennes en poussières à ne pas dépasser – Seuils des concentrations moyennes en poussières totales et alvéolaires 23
Tableau 1-2 : Exemples de VLEP pour la silice (quartz) en Europe et à l'international 24
Tableau 1-3 : Liste non exhaustive d'appareils permettant une mesure de la concentration en aérosol en temps réel 27

Tableau 2- 1 : Résultats de pesée et incertitudes associées pour les filtres en cellulose 62
Tableau 2-2 : Résultats de pesée et incertitudes associées pour les filtres en quartz 62
Tableau 2-3 : Comparaison des concentrations mesurées entre le cyclone GK2.69 et le CIP10-R pour la fraction alvéolaire par procédé 63
Tableau 2-4 : Diamètres caractéristiques (D10, D50, D90) de la distribution granulométrique optique obtenue par GRIMM pour le granite 69
Tableau 2-5 : Moyennes arithmétiques des concentrations mesurées par procédé et groupe d'exposition similaires (GES) pour les fractions inhalable et alvéolaire – sans prise en compte des EPI 74
Tableau 2-6 : Synthèse des expositions avec équipements de protection collectif / contrôles d'ingénierie (en hiver) 82
Tableau 2-7 : Influence du procédé et de la nature de la pierre sur l'indice d'exposition à la silice ($qSiO_2$) sans équipement de protection respiratoire 89
Tableau 2-8 : Évaluation de l'exposition professionnelle pour les travaux de finition manuelle, le sciage à disqueuse et le clivage 92
Tableau 2-9 : Résultats de l'ANOVA pour la fraction inhalable 94
Tableau 2-10 : Résultats de l'ANOVA pour la fraction alvéolaire 95
Tableau 2-11: : Caractéristiques physico mécaniques des échantillons de pierres utilisés pour les essais de découpe (masse volumique, capillarité, dureté et porosité) (source : Lithoscope CTMNC [146]) .. 99
Tableau 2-12: : Débit massique par matériau et incertitudes associées 103
Tableau 2-13: : Incertitude liées au concentrations mesurées par le Grimm 103
Tableau 2-14 : Émissions d'aérosols en voie sèche – aire sous la courbe et pic maximal 105
Tableau 2-15 : Diamètres optiques caractéristiques (D10, D50, D90) des particules en voie sèche .. 110
Tableau 2-16 : Émissions totales et pics maximaux en voie humide et voie sèche pour les trois matériaux testés 113
Tableau 2-17 : Diamètres optiques caractéristiques (D10, D50, D90) des particules dans les échantillons d'eau analysés 116

Tableau 3- 1 : Caractéristiques techniques principales de capteurs optiques à faible coût (LCS) – PMS5003, SDS011, OPC N3, SPS30 et NextPM 125
Tableau 3-2 : Diamètres caractéristiques (D10, D50, D90) des distributions granulométriques optiques obtenues par GRIMM pour le calcaire dur et le granite 134
Tableau 3-3: Écarts relatifs (%) entre les concentrations mesurées par les capteurs SPS30 et l'instrument de référence GRIMM pour différents matériaux et classes granulométrique 137
Tableau 3-4 : Coefficients de corrélation (R^2) entre les mesures des capteurs SPS30 et l'instrument de référence GRIMM par classe granulométrique 137
Tableau 3-5 : Résultats des mesures simultanées de CIO avec le système portatif (ST), le GRIMM et le CIP10-R 144
Tableau 3- 6 : Écarts relatifs (%) des mesures du SPS30 et du GRIMM par rapport au CIP10-R pour les essais en environnement fixe et portatif 145

Tableau 4- 1 : Données de simulations explosion pour validation théorique 159
Tableau 4-2 : Concentrations recalculées aux points de mesure à t = 10 s pour la validation théorique du modèle 3Δ simple 162
Tableau 4-3 : Métriques de performance des modèles 3Δ pour les essais de génération continue (E1C à E5C) aux points A et B 175

Tableau 4-4 : Métriques de performance des modèles 3Δ pour les essais de génération de Dirac (E1-D à E5-D) aux points A et B 183
Tableau 4-5 : Métriques de performance du modèle 3Δ amélioré pour les essais sur le banc de découpe avec aspiration (AA) et sans aspiration (SA) (E1C à E5C) aux points A et B 192

Annexe 1 : Formules, termes et démarche métrologique

Cette Annexe présente l'ensemble des grandeurs, formules et méthodes utilisées pour le traitement des échantillons conformément aux normes ISO 15767, EN 689 AC+, EN 481, ISO 7708 et NF X 43-296.

1. Détermination de la masse nette collectée

1.1 Variation moyenne des blancs

$$\Delta m_{blanc} = \frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}\left(m_{f,i} - m_{i,i}\right) \qquad A1-1$$

où $m_{f,i}$est la masse finale du blanc *i* après conditionnement post-prélèvement, $m_{i,i}$la masse initiale du blanc *i* avant prélèvement, $n$le nombre de blancs utilisés (au minimum trois), et Δm_{blanc} la variation moyenne des blancs appliquée comme correction à tous les supports.

Les blancs permettent de corriger les variations de masse dues aux conditions environnementales et aux manipulations.

1.2 Masse nette collectée

$$m_{net} = \left(m_f - m_i\right) - \Delta m_{blanc} \qquad A1-2$$

où $m_f$est la masse finale du support (filtre ou mousse) après prélèvement, $m_i$la masse initiale du support avant prélèvement, Δm_{blanc} la variation moyenne des blancs, et m_{net} la masse nette de poussières collectées, corrigée des effets parasites.

Cette masse est utilisée pour le calcul des concentrations pondérales.

2. Volume d'air prélevé

2.1 Cas du cyclone GK 2.69

$$V = \frac{\left(Q_i + Q_f\right)}{2} \times \left(t_f - t_i\right) \div 1000 \qquad A1-3$$

où $Q_i$est le débit mesuré en début de prélèvement (L/min), Q_f le débit mesuré en fin de prélèvement, $t_f - t_i$ la durée totale du prélèvement (min), et V le volume total d'air prélevé (m³).

Le critère de validité (EN 689 AC+) s'exprime comme suit :

$$\left| \frac{Q_f - Q_i}{Q_i} \right| \leq 5\% \qquad A1-4$$

Une dérive supérieure à 5 % invalide le prélèvement.

2.2 Cas du CIP10

$$V = \frac{Q_{nominal} \times t}{1000} \qquad A1-5$$

où $Q_{nominal}$ est le débit nominal du CIP10 fixé à 10 L/min, $t$la durée du prélèvement (min), et Vle volume total d'air prélevé (m³).

Le critère de validité des mesures basé sur la vitesse de rotation s'exprime comme suit :

$$\left| \frac{\omega_f - \omega_i}{\omega_i} \right| \leq 5\% \qquad A1-6$$

avec ω_i et ω_f les vitesses de rotation de la coupelle en début et fin de prélèvement.

3. Concentration pondérale

$$C_p = \frac{m_{net}}{V} \qquad A1-7$$

où C_p est la concentration pondérale de l'atmosphère (mg/m³), m_{net} la masse nette collectée (mg), et V le volume d'air prélevé (m³).

Cette grandeur représente la concentration pondérale mesurée.

4. Calculs d'incertitude et limites (ISO 15767)

4.1 Variance des blancs

$$s^2 = \frac{\sum_{i=1}^{n} (\Delta m_i - \bar{\Delta m})^2}{n-1} \qquad A1-8$$

où Δm_i est la variation de masse du blanc i, $\bar{\Delta m}$ la variation moyenne des blancs, n le nombre de blancs, et s^2 la variance des variations de masse des blancs.

Si plusieurs séries indépendantes (k) sont réalisées, la variance moyenne est obtenue par mise en commun :

$$s^2 = \frac{\sum_{j=1}^{k} (n_j - 1) \cdot s_j^2}{\sum_{j=1}^{k} (n_j - 1)} \qquad A1 - 9$$

où s_j^2 est la variance de la série j avec n_j blancs.

4.2 Variance corrigée

$$s_f^2 = s^2 \times \left(1 + \frac{1}{n}\right) \qquad A1 - 10$$

Correction tenant compte du nombre de blancs utilisés.

4.3 Incertitude élargie sur la masse

$$U_m = 2 \times \sqrt{s_f^2} \qquad A1 - 11$$

L'équation précédente décrit l'intervalle dans lequel se situe la valeur vraie de m_{net} avec une probabilité de 95 %.

4.4 Limite de détection (LD)

$$LD = 3 \times \sqrt{s_f^2} \qquad A1 - 12$$

La limite de détection est définie comme étant la plus petite masse détectable, mais non quantifiable avec précision.

4.5 Limite de quantification (LQ)

$$LQ = 10 \times \sqrt{s_f^2} \qquad A1 - 13$$

La limite de quantification est définie comme étant la plus petite masse mesurable avec exactitude acceptable.

4.6 Intervalle de confiance sur la masse

$$m_{net} \pm U_m \qquad A1 - 14$$

La borne inférieure est ramenée à zéro si elle est négative.

4.7 Intervalle de confiance sur la concentration pondérale

$$s_{C_p}^2 = \frac{s_f^2 + \left(C_p^2 \times s_V^2\right)}{V^2} \qquad A1-15$$

avec :

$$s_V^2 = (0{,}05 \times V)^2 \# A1-16$$

La concentration pondérale est exprimée avec son intervalle de confiance à 95 % :

$$C_p \pm 2 \times s_{C_p} \qquad A1-17$$

La borne inférieure est ramenée à zéro si elle est négative.

Annexe 2 : Incertitudes de pesée sur l'ensemble de la campagne

Afin d'obtenir une estimation représentative et robuste des incertitudes, l'ensemble des blancs de terrain collectés au cours de la campagne a été intégré dans les calculs. Cette démarche permet de prendre en compte non seulement les variations liées aux procédés de prélèvement et de pesée, mais aussi celles induites par les conditions environnementales et saisonnières rencontrées. Les valeurs présentées dans le **tableau A2-**1 correspondent ainsi à une incertitude globale, calculée sur la totalité des mesures disponibles, soit 52 mesures réalisées avec le CIP10-R, 52 avec le CIP10-I et 37 avec les cassettes du cyclone GK2.69 équipées de filtres en quartz.

Tableau A2-1 : Incertitudes globales calculées pour les filtres en quartz et les mousses du CIP10

Grandeur calculée (µg)	Filtre quartz	Mousse CIP10
$\mathbf{s^2}$	0,032	2,728
$\boldsymbol{s_f^2}$	0,042	3,638
LD	21	199
LQ	65	603
$\boldsymbol{U_m}$	13	121

L'examen de ces résultats met en évidence des différences très marquées entre les deux dispositifs. Les filtres en quartz présentent des variances extrêmement faibles, traduisant une excellente stabilité gravimétrique. L'incertitude élargie sur la masse est limitée à 13 µg, avec des seuils de détection et de quantification bas (21 et 65 µg), ce qui garantit la possibilité de détecter et de quantifier des charges de poussières faibles. À l'inverse, les mousses du CIP10-R présentent des variances nettement plus élevées, avec une incertitude élargie de 121 µg, une limite de détection de 199 µg et une limite de quantification de 603 µg. Ces valeurs traduisent une dispersion importante autour des mesures, limitant la capacité à détecter et quantifier des charges faibles. En pratique, les résultats obtenus avec le CIP10 ne deviennent pleinement exploitables qu'au-delà de niveaux d'empoussièrement relativement élevés. Ce constat soulève également la question de la durée minimale de prélèvement nécessaire pour garantir l'exploitabilité des mesures. À concentration moyenne donnée, la masse collectée sur la mousse doit dépasser les seuils de détection et de quantification pour que le résultat soit interprétable. Cela implique qu'en dessous d'un certain niveau d'empoussièrement, un temps de prélèvement plus long est indispensable pour atteindre une masse mesurable, ce qui conditionne directement la sensibilité opérationnelle du CIP10-R dans les environnements faiblement chargés.

Annexe 3 : Interface interactive

Pour analyser les dynamiques des panaches de poussières et de faciliter l'interprétation des résultats, plusieurs types de visualisations ont été générés à l'aide des bibliothèques Matplotlib [173] et Plotly [174].

A) Visualisations 2D sur plans

Des coupes bidimensionnelles sont produites pour les plans **XY, YZ et XZ**, centrés sur le volume expérimental. Ces images, générées pour chaque instant temporel, permettent de comparer les distributions entre différents plans et de détecter des variations locales. Des iso-concentrations sont représentées sur chaque plan, définies en fonction d'un seuil minimal sélectionné dans l'interface.A)

B) Visualisation 3D

Une visualisation 3D est réalisée afin d'observer le déplacement des particules dans l'espace. Pour rendre l'analyse exploitable, un seuil minimal est défini : seuls les points dont la concentration dépasse ce seuil (en particules/cm³) sont affichés. Ces visualisations interactives, générées avec **Plotly**, permettent une exploration détaillée des distributions tridimensionnelles et une identification visuelle des structures des panaches de poussières. Cette approche facilite particulièrement l'analyse des zones critiques où les concentrations sont les plus élevées.

C) Cartographie 3D interactive

Pour approfondir l'analyse et l'interprétation des résultats issus du modèle 3Δ simple et du modèle 3Δ amélioré, une interface HTML interactive de visualisation 3D a été développée. Elle permet de représenter dynamiquement la dispersion spatiale et temporelle des concentrations de particules dans le volume expérimental normalisé (coordonnées x, y, z variant de [-1, 1]).

Cette interface intègre plusieurs fonctionnalités :

- Visualisation d'iso concentrations, de coupes transversales (plans XY, YZ, XZ) et d'animations temporelles ;
- Personnalisation de l'affichage (seuil minimal de concentration, ajustement des paramètres de visualisation) ;
- Repérage du point de génération des particules, marqué par un point vert et correspondant à des coordonnées spécifiques ;
- Navigation interactive (zoom, rotation, sélection de plans, curseur temporel pour parcourir les séquences pas à pas) ;

- Export de captures statiques ou d’animations pour une analyse ultérieure.

Cette interface a été utilisée pour visualiser les résultats des essais en laboratoire, sur le banc de découpe et à l’échelle industrielle. Elle permet une comparaison directe entre les prédictions des modèles 3Δ, ainsi qu’une évaluation de leur capacité à capturer les gradients spatiaux et les évolutions temporelles des concentrations de poussières. La **figure A-1** présente une capture d’écran de l’interface logicielle, illustrant les iso concentrations, les coupes transversales et les options de navigation disponibles.

Figure A-1 : Interface interactive

Annexe 4 : Exemple de calcul de la concentration en un point de l'espace du modèle 3Δ

Pour illustrer la méthode de Roulet et al. [169] et sa résolution matricielle, considérons une série fictive de concentrations mesurées à t =1 s par 10 capteurs :

V = [5.2, 4.8, 3.9

, 4.1, 5.0, 6.2, 5.8, 6.0, 5.5, 4.5] particules/cm^3

Avec (**Équation 4-3**) $V = MW$

En utilisant les coordonnées de chaque point, la matrice M est alors construite :

$$\begin{bmatrix} 1 & -1 & -1 & 1 & 1 & -1 & -1 & 1 & 1 & 1 \\ 1 & -1 & 1 & 1 & -1 & 1 & -1 & 1 & 1 & 1 \\ 1 & -1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 1 & 0 & 0 \\ 1 & -1 & 0 & -1 & 1 & 1 & 1 & 1 & 1 & 1 \\ 1 & -1 & -1 & -1 & -1 & -1 & 1 & 1 & 1 & 1 \\ 1 & 1 & 1 & 1 & 0 & 0 & 1 & 1 & 0 & 1 \\ 1 & 1 & 0 & 0 & 1 & 0 & 0 & 1 & 1 & 0 \\ 1 & 1 & 1 & 0 & -1 & 0 & 0 & 1 & 1 & 0 \\ 1 & 1 & -1 & -1 & 0 & 0 & -1 & 1 & 0 & 1 \\ 1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \end{bmatrix}$$

L'application de la formule des moindres carrés donne les coefficients suivants (**Équation 4-4**) :

$$W = (M^T M)^{-1} M^T V$$

W = [4.75, 0.50, 0.25, 0.10, −0.15, 0.05, −0.10, 0.30, 0.20, 0.15]

En appliquant l'équation du modèle au point (x,y,z) = (0.5,0.5,0.5), la concentration est calculée comme suit :

C (0.5,0.5,0.5) $= 4.75 + 0.50 \cdot 0.5 + 0.25 \cdot 0.5 + 0.10 \cdot 0.5 - 0.15 \cdot (0.5 \cdot 0.5) + 0.05 \cdot (0.5 \cdot 0.5) - 0.10 \cdot (0.5 \cdot 0.5) + 0.30 \cdot (0.5)^2 + 0.20 \cdot (0.5)^2 + 0.15 \cdot (0.5)^2$

$= 4.75 + 0.25 + 0.125 + 0.05 - 0.0375 + 0.0125 - 0.025 + 0.075 + 0.05 + 0.0375$

$= 5.1$ particules/cm^3

Annexe 5 : Exemple de calcul de la concentration en un point de l'espace du modèle 3Δ amélioré

Cette annexe illustre le cheminement mathématique pour calculer la concentration de particules en un point spécifique de l'espace. L'objectif est de transformer les données brutes mesurées par 10 points de mesure en une concentration estimée en un point arbitraire (x, y, z) dans le volume normalisé $x, y, z \in [-1,1]$. Cet exemple utilise des valeurs numériques concrètes pour clarifier chaque étape, rendant le processus accessible à un public non spécialisé.

Hypothèses et données initiales

Considérons un volume cubique normalisé où $x, y, z \in [-1,1]$. Les concentrations sont mesurées par 10 points de mesure, positionnés comme suit :

Point de mesure	x_i	y_i	z_i
1	-1	-1	-1
2	1	0	-1
3	-1	1	-1
4	-1	0	0
5	1	-1	0
6	1	1	0
7	-1	-1	1
8	-1	1	1
9	1	0	1
10	0	0	0

Supposons un ensemble de données brutes mesurées à quatre instants consécutifs : $t_1 = 8$ s, $t_2 = 9$ s, $t_3 = 10$ s et $t_4 = 11$ s (fréquence d'acquisition : 1 mesure/s). Nous nous concentrons sur le point de mesure P_1 pour l'exemple (valeurs en particules/cm^3) :

Temps (s)	$C_1(t)$ (particules/cm^3)
8	4.2
9	4.5
10	5.1
11	5.0

Nous souhaitons prédire les concentrations à $t = 11$ s pour tous les 10 points de mesure, puis calculer la concentration au point cible $Q = (0.5,0.3,0.7)$. Les étapes incluent le prétraitement, l'extraction des caractéristiques, l'interpolation spatiale.

Étape 1 : Prétraitement des données

Le prétraitement transforme les données brutes en un ensemble fiable pour l'entraînement du modèle, en atténuant le bruit et en capturant les dynamiques temporelles.

A) Moyennage temporel

Les concentrations sont agrégées sur une fenêtre temporelle de 2 secondes pour réduire les fluctuations à court terme (**Équation 4-9**) dans le texte principal). Pour P_1, groupons les données en intervalles de 2 s :

- Intervalle 1 ($t = 8 - 9$ s) : Moyenne = $\frac{4.2+4.5}{2} = 4.35$ particules/cm^3.
- Intervalle 2 ($t = 10 - 11$ s) : Moyenne = $\frac{5.1+5.0}{2} = 5.05$ particules/cm^3.

Résultat pour P_1 : Concentrations moyennées = [4.35, 5.05]. Des valeurs similaires sont supposées pour les autres points (e.g., pour P_{10} : [10.0, 9.5]).

B) Calcul des différences temporelles

Les différences entre mesures consécutives capturent les variations dynamiques (Équation 4-10) : Pour P_1 :

- À $t_1 = 8$ s : $\Delta C_1(t_1) = 0$ (valeur initiale).
- À $t_2 = 9$ s : $\Delta C_1(t_2) = 4.5 - 4.2 = 0.3$.
- À $t_3 = 10$ s : $\Delta C_1(t_3) = 5.1 - 4.5 = 0.6$.
- À $t_4 = 11$ s : $\Delta C_1(t_4) = 5.0 - 5.1 = -0.1$.

Résultat pour P_1 : Différences = [0, 0.3, 0.6, -0.1]. Ce calcul est répété pour tous les points de mesure.

C) Gestion des données manquantes

Si une mesure est manquante, la ligne correspondante est supprimée. Ici, supposons que toutes les données sont complètes pour simplifier.

Étape 2 : Extraction des caractéristiques

Un vecteur de caractéristiques est construit pour chaque instant t, en se concentrant sur les aspects temporels (les variations spatiales étant gérées par l'interpolation ultérieure). Pour chaque instant, le vecteur inclut les 10 concentrations moyennées et leurs 10 différences temporelles (dimension 20 par instant).

Pour la prédiction à $t_4 = 11$ s, nous utilisons les trois instants précédents (t_1, t_2, t_3) pour former un vecteur de dimension 60 (20 × 3). Exemple simplifié pour P_1 (valeurs fictives agrégées pour les points 2-10) :

- À t_1 : Concentrations moyennées = [4.35, 3.8, ..., 10.0] ; Différences = [0, 0.2, ..., 0].
- À t_2 : Concentrations moyennées = [4.5, 4.0, ..., 9.8] ; Différences = [0.3, 0.4, ..., -0.1].
- À t_3 : Concentrations moyennées = [5.1, 4.6, ..., 9.5] ; Différences = [0.6, 0.5, ..., -0.2].

Vecteur de caractéristiques (extrait pour P_1) : [4.35, 0, 4.5, 0.3, 5.1, 0.6, ... (jusqu'à 60 valeurs)]. Ce vecteur enrichit le modèle en intégrant l'historique récent et les changements instantanés.

Étape 3 : Prédiction avec XGBoost

Le modèle XGBoost est entraîné pour prédire simultanément les concentrations aux 10 points de mesure à $t_4 = 11$ s, en utilisant l'architecture de régression multi-sorties. Les hyperparamètres sont fixés comme indiqué (e.g., 200 arbres, taux d'apprentissage 0.15, profondeur max. 4).

La prédiction pour un point *i* résulte de la somme itérative des contributions des arbres (**Équation 4-13**) : $\hat{C}_i(t_4) = \sum_{k=1}^{K} f_k(\mathrm{X}) \cdot \eta + b_0$

où $\eta = 0.15$ (taux d'apprentissage), f_k est la fonction de l'arbre k, et $b_0 = 0.5$ (biais initial).

Supposons que le modèle, entraîné sur des données historiques, prédit les concentrations suivantes à $t_4 = 11\ s$ (valeurs fictives cohérentes avec la dilution):

Point de mesure	$\hat{C}_i(t_5)$ (particules/cm^3)
1	3.2
2	4.6
3	3.2
4	6.5
5	4.6
6	4.6
7	3.2
8	3.2
9	4.6
10	9.2

Ces 10 prédictions alimentent l'interpolation spatiale.

Étape 4 : Interpolation spatiale

Les concentrations prédites aux 10 points réels sont étendues à une carte tridimensionnelle continue via une approche hybride : interpolation linéaire par triangulation de Delaunay (prioritaire pour

l'intérieur de l'enveloppe convexe des capteurs), complétée par IDW (pour les zones périphériques ou mal échantillonnées).

A) Vérification de l'enveloppe convexe

L'enveloppe convexe est le plus petit polyèdre englobant les 10 points P_i (un tétraèdre irrégulier couvrant le centre du cube). Le point cible $Q = (0.5,0.3,0.7)$ est à l'intérieur (proche de P_8 et P_9), donc l'interpolation linéaire s'applique.

B) Interpolation linéaire par triangulation de Delaunay

La triangulation divise l'espace en tétraèdres simpliciaux. Supposons que Q tombe dans le tétraèdre formé par $P_5(1,-1,0)$, $P_6(1,1,0)$, $P_8(-1,1,1)$, $P_9(1,0,1)$. Les poids barycentriques λ_j (sommant à 1) sont calculés via la résolution du système (Équation 4-14) :

$$Q = \sum_{j=1}^{4} \lambda_j \cdot P_j$$

Valeurs approximatives : $\lambda_5 = 0.2$, $\lambda_6 = 0.3$, $\lambda_8 = 0.4$, $\lambda_9 = 0.1$.

Concentration interpolée :

$\hat{C}(Q) = 0.2 \cdot 4.8 + 0.3 \cdot 5.1 + 0.4 \cdot 4.9 + 0.1 \cdot 9.2 = 0.96 + 1.53 + 1.96 + 0.92 = 5.4$ particules/cm^3.

C) Interpolation par distance inverse pondérée (IDW) – Cas alternatif

Si Q était périphérique (e.g., hors enveloppe convexe, comme un coin du cube non couvert par la triangulation, par exemple $Q' = (0.9,0.9,0.9)$), l'IDW intervient pour extrapoler de manière lisse et cohérente, en s'appuyant exclusivement sur les 10 points de mesure réels (sans points fictifs, pour éviter les biais). Cette méthode pondère les concentrations prédites $\hat{C}_i$ en fonction de l'inverse de la distance euclidienne d_i au point cible Q, favorisant ainsi les contributions locales et limitant les artefacts d'extrapolation (e.g., oscillations ou valeurs négatives observées dans le modèle simple).

La formule d'IDW (**Équation 4-15**) est :

$$\hat{C}(Q) = \frac{\sum_{i=1}^{k} w_i \cdot \hat{C}_i}{\sum_{i=1}^{k} w_i},$$

où :

$k = 6$ est le nombre de voisins les plus proches (choisi pour une pondération locale dans un volume 3D discret, équilibrant robustesse aux gradients et robustesse ; $k = 10$ total serait possible mais moins local).

$d_i = \sqrt{(x_Q - x_i)^2 + (y_Q - y_i)^2 + (z_Q - z_i)^2}$ est la distance euclidienne 3D entre Q et P_i.

$w_i = \frac{1}{d_i^p}$ est le poids (avec $p = 2$ comme exposant standard pour une décroissance quadratique, accentuant la proximité ; $p = 1$ serait linéaire, $p > 2$ plus local mais risque de bulles).

Les points P_i sont triés par d_i croissante pour sélectionner les k premiers.

Cette approche est particulièrement utile pour les zones externes (e.g., coins du cube $[-1,1]^3$ où l'enveloppe convexe ne s'étend pas pleinement avec seulement 10 capteurs), car elle produit une extension douce sans discontinuités, préservant la forme globale du panache (e.g., sphérique pour une explosion centrale). Contrairement à l'interpolation linéaire (limitée aux tétraèdres internes), l'IDW tolère les extrapolations en pondérant inversement, mais reste sensible à la densité irrégulière des points – d'où l'hybridation.

Supposons les concentrations prédites à $t_4 = 11$ s pour les points pertinents (valeurs fictives cohérentes avec une dilution radiale depuis le centre P_{10}) : $\hat{C}_1 = 5.0$, $\hat{C}_2 = 4.7$, $\hat{C}_3 = 4.9$, $\hat{C}_4 = 5.2$, $\hat{C}_5 = 4.8$, $\hat{C}_6 = 4.6$, $\hat{C}_7 = 5.1$, $\hat{C}_8 = 4.5$, $\hat{C}_9 = 4.4$, $\hat{C}_{10} = 9.2$.

Calcul des distances d_i à Q' (arrondies à 2 décimales) :

$$d_9\big(P_9(1,0,1)\big) = \sqrt{(0.9-1)^2 + (0.9-0)^2 + (0.9-1)^2} = \sqrt{0.01 + 0.81 + 0.01} = 0.90$$

$$d_6\big(P_6(1,1,0)\big) = \sqrt{(0.9-1)^2 + (0.9-1)^2 + (0.9-0)^2} = \sqrt{0.01 + 0.01 + 0.81} = 0.90$$

$$d_8\big(P_8(-1,1,1)\big) = \sqrt{(0.9+1)^2 + (0.9-1)^2 + (0.9-1)^2} = \sqrt{3.61 + 0.01 + 0.01} = 1.90$$

$$d_2\big(P_2(1,0,-1)\big) = \sqrt{(0.9-1)^2 + (0.9-0)^2 + (0.9+1)^2} = \sqrt{0.01 + 0.81 + 3.61} = 2.00$$

$$d_5\big(P_5(1,-1,0)\big) = \sqrt{(0.9-1)^2 + (0.9+1)^2 + (0.9-0)^2} = \sqrt{0.01 + 3.61 + 0.81} = 2.10$$

$$d_{10}\big(P_{10}(0,0,0)\big) = \sqrt{(0.9-0)^2 + (0.9-0)^2 + (0.9-0)^2} = \sqrt{0.81 + 0.81 + 0.81} = 1.56$$

(Autres $d_i > 2.5$, ignorés pour $k = 6$).

Les 6 voisins les plus proches sont : P_{10} (1.56), P_9 (0.90), P_6 (0.90), P_8 (1.90), P_2 (2.00), P_5 (2.10). (Note : P_9 et P_6 sont ex aequo les plus proches.)

Poids $w_i = 1/d_i^2$ (avec $p = 2$) :

$$w_{10} = 1/(1.56)^2 \approx 1/2.43 = 0.41$$

$$w_9 = 1/(0.90)^2 \approx 1/0.81 = 1.23$$

$$w_6 = 1/(0.90)^2 = 1.23$$

$$w_8 = 1/(1.90)^2 \approx 1/3.61 = 0.28$$

$$w_2 = 1/(2.00)^2 = 0.25$$

$$w_5 = 1/(2.10)^2 \approx 1/4.41 = 0.23$$

Somme des poids : $\sum w_i \approx 0.41 + 1.23 + 1.23 + 0.28 + 0.25 + 0.23 = 3.63$.

Somme pondérée : $\sum w_i \cdot \hat{C}_i \approx 0.41 \cdot 9.2 + 1.23 \cdot 4.4 + 1.23 \cdot 4.6 + 0.28 \cdot 4.5 + 0.25 \cdot 4.7 + 0.23 \cdot 4.8 \approx 3.77 + 5.41 + 5.66 + 1.26 + 1.18 + 1.10 = 18.38$.

Concentration finale : $\hat{C}(Q') \approx 18.38/3.63 \approx 5.0$ particules/cm^3.

Cette valeur (plus lissée que la linéaire, 5.37 pour Q intérieur) reflète une dilution modérée en périphérie, avec forte influence du centre (P_{10}, poids élevé malgré distance moyenne).

E) Résultat final

Pour $Q = (0.5,0.3,0.7)$ (intérieur convexe), la concentration estimée est $\hat{C}(Q) = 5.4$ particules/cm^3 via l'interpolation linéaire. Si périphérique pour $Q' = (0.9,0.9,0.9)$, IDW donnerait ~5.0 particules/cm^3. Cet exemple démontre comment les données brutes sont transformées en une carte continue et physiquement cohérente, limitant les artefacts (e.g., pas de valeurs négatives) tout en préservant les gradients locaux. La résolution complète (e.g., via code Python) intègre ces étapes pour l'ensemble du volume.

Résumé

Cette thèse s'inscrit dans le champ de l'évaluation des expositions professionnelles aux poussières de pierre naturelle et à la silice cristalline, longtemps négligées dans les métiers de la pierre mais désormais reconnues comme un enjeu sanitaire majeur. L'évolution réglementaire récente, notamment le décret n°2021-1763 abaissant les valeurs limites à 4 mg/m³ pour les poussières totales et 0,9 mg/m³ pour les alvéolaires, impose aux entreprises de la filière Roches Ornementales et de Construction de repenser leurs pratiques.

Dans ce contexte, la thèse développe une méthodologie intégrée pour caractériser et maîtriser ces expositions. Elle combine des campagnes de mesures en entreprise avec l'utilisation d'instruments de prélèvement individuels (CIP10, cyclone GK2.69) et de mesures d'ambiance (Grimm DustDecoder 11-D), ainsi que des analyses statistiques qui mettent en évidence le rôle déterminant du mode opératoire (voie sèche ou voie humide) et du procédé dans l'intensité de l'exposition. L'approfondissement expérimental sur banc de découpe, réalisé en conditions répétitives pour une même opération, montre que, quel que soit le matériau, la taille des particules générées reste majoritairement inférieure à un micromètre. Il précise l'impact comparé de la voie sèche et de la voie humide, révélant que l'arrosage continu réduit significativement l'exposition alors que l'immersion totale pendant vingt-quatre heures n'est efficace que sur les pierres poreuses. Une étude complémentaire suggère enfin l'existence d'un risque de remise en suspension des particules lors du recyclage des effluents traités par décantation ou filtration. Ces résultats indiquent que l'eau, bien qu'efficace en première intention pour réduire les émissions, pourrait dans certaines conditions devenir un vecteur secondaire d'exposition. Toutefois, cette hypothèse demande à être confirmée par des travaux supplémentaires afin de préciser l'ampleur et les mécanismes de ce phénomène.

Pour pallier les limites des appareils standardisés, qui ne fournissent pas de données en temps réel, un dispositif portatif connecté basé sur le capteur optique low-cost SPS30 est développé et validé, permettant d'identifier les pics d'exposition et d'apporter une métrologie embarquée complémentaire. Enfin, une approche innovante de cartographie des concentrations est proposée, reposant sur un réseau de capteurs low-cost et sur le machine learning associé à une interpolation hybride. Testée en conditions contrôlées puis appliquée en entreprise, cette méthode permet de représenter la dynamique spatiale des panaches de poussières et d'identifier les zones critiques d'exposition. Ainsi, la thèse répond aux enjeux posés par le durcissement réglementaire en proposant des outils et méthodes adaptés à la diversité des métiers de la pierre, contribuant à une gestion proactive et durable des risques respiratoires en cohérence avec les exigences de santé au travail.

Abstract

This doctoral research addresses the assessment of occupational exposure to natural stone dust and crystalline silica, long overlooked in the stone industry but now recognized as a major health concern. Recent regulatory changes, notably Decree No. 2021-1763 lowering exposure limits to 4 mg/m³ for total dust and 0.9 mg/m³ for respirable dust, require companies in the Ornamental and Construction Stone sector to reconsider their practices.

In this context, the thesis develops an integrated methodology to characterize and control these exposures. It combines workplace measurement campaigns using personal sampling instruments (CIP10, GK2.69 cyclone) and ambient monitoring devices (Grimm DustDecoder 11-D), together with statistical analyses highlighting the decisive role of operating mode (dry or wet) and process type in exposure intensity. Experimental work on a cutting bench, conducted under repetitive conditions for the same operation, shows that particle size remains predominantly below one micrometer regardless of the material. It further clarifies the comparative impact of dry versus wet methods, demonstrating that continuous water spraying significantly reduces exposure, whereas full immersion for twenty-four hours is only effective for porous stones. A complementary study suggests a potential risk of particle re-suspension during recycling of effluents treated by decantation or filtration. These findings indicate that water, although effective in reducing emissions initially, may under certain conditions become a secondary source of exposure. However, this hypothesis requires further investigation to determine its extent and mechanisms.

To overcome the limitations of standardized instruments, which do not provide real-time data, a portable connected device based on the low-cost optical sensor SPS30 was developed and validated, enabling identification of exposure peaks and offering complementary on-board metrology. Finally, an innovative approach to dust concentration mapping was introduced, relying on a network of low-cost sensors and machine learning combined with hybrid interpolation. Tested under controlled conditions and then applied in industrial settings, this method proved effective in representing the spatial dynamics of dust plumes, analyzing ventilation effects, and identifying critical exposure zones. Overall, the thesis addresses the challenges posed by stricter regulations by proposing tools and methods adapted to the diversity of stone-working professions, contributing to proactive and sustainable management of respiratory risks in line with occupational health requirements.