



Qualité de l'air intérieur et contamination des poussières déposées au sol dans les écoles en France

Claire Dassonville, Anthony Grégoire, Sutharsini Sivanantham, Jérémie Achille,
Bruno Berthineau, Valérie Cochet, Mickaël Derbez, Jean-Paul Lucas, Laeticia
Malingre, Olivier Ramalho, et al.

► To cite this version:

Claire Dassonville, Anthony Grégoire, Sutharsini Sivanantham, Jérémie Achille, Bruno Berthineau, et al..
Qualité de l'air intérieur et contamination des poussières déposées au sol dans les écoles en France. CSTB-
OQAI / 2018-125, CSTB - Centre scientifique et technique du bâtiment. 2019. <hal-05346097v2>

HAL Id: hal-05346097

<https://hal.science/hal-05346097v2>

Submitted on 13 Nov 2025

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

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



Copyright - All rights reserved

**Programme d'études et de recherche de
l'Observatoire de la qualité de l'air intérieur**

QUALITÉ DE L'AIR INTÉRIEUR ET CONTAMINATION DES POUSSIÈRES DÉPOSÉES AU SOL DANS LES ÉCOLES EN FRANCE

Rapport final

Claire DASSONVILLE, Anthony GRÉGOIRE, Sutharsini SIVANANTHAM, Jérémie ACHILLE,
Bruno BERTHINEAU, Valérie COCHET, Mickaël DERBEZ, Jean-Paul LUCAS, Laetitia MALINGRE,
Olivier RAMALHO, Jacques RIBERON, Doriane ROUSSELLE, Wenjuan WEI, Guillaume WYART,
Corinne MANDIN

CSTB, Direction Santé Confort, Division Expologie – Observatoire de la qualité de l'air
intérieur

Décembre 2019

Rapport CSTB-OQAI / 2018-125

Toute reproduction ou représentation intégrale ou partielle, par quelque procédé que ce soit, des pages publiées dans le présent document, faite sans l'autorisation du CSTB est illicite et constitue une contrefaçon. Seules sont autorisées, d'une part, les reproductions strictement réservées à l'usage du copiste et non destinées à une utilisation collective et, d'autre part, les analyses et courtes citations justifiées par le caractère scientifique ou d'information de l'œuvre dans laquelle elles sont incorporées (Loi du 1^{er} juillet 1992 - art. L 122-4 et L 122-5 et code pénal art. 425).

*Toute citation d'extraits ou reproduction doit obligatoirement faire apparaître la référence de ce document sous la forme : **Dassonville C. et al. 2019. Qualité de l'air intérieur et contamination des poussières déposées au sol dans les écoles en France. Rapport référencé CSTB-OQAI/2018-125, Décembre 2019, 178 pages.***
<https://doi.org/10.82199/oqei-cne-kjdc-mk64>

FINANCEMENT

Cette campagne de mesure a été financée par le ministère de la Transition écologique et solidaire, le ministère de la Cohésion des territoires et des Relations avec les collectivités territoriales, le ministère des Solidarités et de la Santé et l'Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie (Ademe).

REMERCIEMENTS

- Aux maires et personnels de mairie, aux équipes de direction des écoles et aux enseignants et aux enfants qui ont participé à la campagne ;
- Au ministère de l'Éducation nationale pour la transmission de la base des établissements qui a permis la constitution de l'échantillon ;
- À Sepia-Santé pour le recrutement ;
- Aux enquêteurs de terrain : Franck Chaventré Conseil et Études, Demouville (14) et Caen Diag, Cahagnes (14) ; Burgeap, Boulogne (92), Strasbourg (67) ; Econeau'logis, Peillonnex (74) ; M3E, La Suze-sur-Sarthe (72) ; Conseil habitat Santé/Air Paca, Marseille (13) ; ASPA, Strasbourg (67) ; Air Pays de la Loire, Nantes (44) ; Atmo-Auvergne/Lim'Air, Clermont-Ferrand (63), Limoges (87) ; Enexco, Montpellier (34) ; Geoluz, Ludon en Médoc (33) ; CSTB, Champs-sur-Marne (77) ;
- Aux laboratoires d'analyse : Eurofins, Saverne (67) ; Laboratoire central de la préfecture de police (LCPP), Paris (75) ; École des hautes études en santé publique / Laboratoire d'études et de recherche en environnement et santé, Rennes (35) ; Service parisien de santé environnement, Paris (75) ; CSTB, laboratoires de Saint-Martin-d'Hères (38) et Champs-sur-Marne (77) ;
- Aux diagnostiqueurs Plomb : Caen Diag, Cahagnes (14) ; Pyramides Conseil, Gennevilliers (92) ; Gavard-Leroy, Peillonnex (74) ; Adiante Dic, La Chapelle-Saint-Ursin (18) ; Apave, Marseille (13), Paris (75) ; Adiante Diag, Barr (67) ; AB Diagnostic, Ernée (53) ; Socotec, Nancy (54), Lyon (69), Lille (59) ; Adiante Auvergne, Clermont-Ferrand (63) ; ASE Expertise /Agexim 83, Le Luc (83).

RÉSUMÉ

De 2013 à 2017, l'Observatoire de la qualité de l'air intérieur (OQAI) a mené une enquête nationale pour décrire la qualité de l'environnement intérieur des salles de classe dans les écoles françaises avec trois objectifs :

- i. la description des bâtiments, des équipements (chauffage, ventilation, éclairage) et des usages (ouverture des fenêtres, taux d'occupation, activités créatives, fréquence de nettoyage, etc.) ;
- ii. l'évaluation des paramètres de confort (CO_2 , température, humidité relative), de la qualité de l'air intérieur (composés organiques volatils et semi-volatils (COV et COSV), aldéhydes, NO_2 , particules en suspension dans l'air (fraction $\text{PM}_{2,5}$), des substances présentes dans les poussières déposées au sol (métaux et COSV) et de la présence de plomb dans les peintures ;
- iii. l'évaluation des conditions d'ambiance thermique, acoustique et visuelle.

Un échantillon de 300 écoles a été tiré au sort parmi environ 67 300 écoles maternelles et élémentaires situées en France métropolitaine. Le recrutement et l'inclusion des écoles sélectionnées se sont déroulés de mai 2012 à avril 2017. *In fine*, 301 directeurs d'école ont accepté de participer à l'étude. Dans chaque école, deux salles de classe ont été tirées au sort.

La très grande majorité des établissements scolaires respectent les valeurs guides réglementaires pour le formaldéhyde et le benzène. Les valeurs limites réglementaires nécessitant des investigations complémentaires et une information du préfet de département, égales à $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour le benzène et $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour le formaldéhyde, ne sont jamais dépassées. Dans une école sur dix environ, les concentrations en dioxyde d'azote dépassent la valeur guide indicative. Aucun dépassement des valeurs guides indicatives n'est observé pour les COV qui en possèdent.

En revanche, plusieurs points d'alerte et de vigilance sont mis en avant. La pollution particulaire aux particules fines ($\text{PM}_{2,5}$) est omniprésente, avec des concentrations supérieures à la valeur guide proposée à des fins de gestion par l'Organisation mondiale de la santé (OMS) en 2005 dans 96 % des écoles. Certains composés organiques semi-volatils (COSV), parmi lesquels des phtalates, des hydrocarbures aromatiques polycycliques et le lindane sont présents dans l'air de 100 % des écoles. La présence de plomb dans des peintures dégradées est observée à des concentrations surfaciques supérieures à la limite réglementaire de $1 \text{ mg}/\text{cm}^2$ dans 15 % des écoles. Enfin, 40 % des écoles ont au moins une salle de classe très confinée, avec un indice de confinement ICONE égal à 4 ou 5.

SOMMAIRE

FINANCEMENT	3
REMERCIEMENTS	3
RÉSUMÉ	4
SOMMAIRE	5
LISTE DES TABLEAUX.....	9
LISTE DES FIGURES	12
ABRÉVIATIONS	15
GLOSSAIRE	16
1. INTRODUCTION ET OBJECTIFS.....	18
2. STRATEGIE D’ECHANTILLONNAGE ET CONSTITUTION DE L’ECHANTILLON D’ECOLES	19
2.1 Taille de l’échantillon	19
2.2 Sondage	19
2.2.1 Base de sondage	19
2.2.2 Plan de sondage	19
2.2.3 Tirage au sort des zones d’enquêtes (ZE).....	24
2.2.4 Tirage au sort des écoles	25
2.2.5 Tirage au sort des salles de classe	25
2.3 Calcul des probabilités d’inclusion.....	26
2.4 Obtention des accords de participation des écoles	27
3. PARAMETRES MESURES ET STRATEGIE D’ENQUETE	29
3.1 Choix des polluants mesurés	29
3.2 Mesures et prélèvements	29
3.2.1 Dioxyde de carbone (CO ₂) et indice de confinement ICONE.....	33
3.2.2 Température et humidité relative.....	33
3.2.3 Plomb dans les peintures	34
3.2.4 Particules PM _{2,5}	35
3.2.5 Dioxyde d’azote (NO ₂)	37
3.2.6 Composés organiques volatils (COV)	39
3.2.7 Aldéhydes.....	42
3.2.8 Composés organiques semi-volatils (COSV) dans l’air	44
3.2.9 COSV dans les poussières déposées au sol	49
3.2.10 Plomb dans les poussières déposées au sol.....	51
3.2.11 Autres métaux dans les poussières déposées au sol	52

3.3	Questionnaires.....	53
3.4	Mise en œuvre des enquêtes sur le terrain.....	53
3.4.1	Déroulement des enquêtes.....	53
3.4.2	Formation des enquêteurs.....	55
4.	METHODES STATISTIQUES.....	56
4.1	Redressement.....	56
4.1.1	Analyse de la non-réponse.....	56
4.1.2	Méthode de calage sur marges.....	57
4.2	Unité statistique et expression des résultats.....	58
4.2.1	Expression des résultats à l'échelle de l'école.....	58
4.2.2	Traitement spécifique des mesures en continu.....	58
4.2.3	Gestion des répliqués.....	59
4.2.4	Gestion des concentrations inférieures aux limites de détection et de quantification.....	59
4.3	Définition de l'occupation.....	59
4.4	Définition des périodes de chauffe et hors chauffe.....	59
4.5	Définition de l'environnement extérieur des écoles.....	61
4.5.1	Typologie selon l'Insee.....	61
4.5.2	Typologie selon l'Ineris.....	61
4.6	Mode de représentation des résultats.....	63
5.	DESCRIPTION DES ECOLES.....	65
5.1	Caractéristiques des écoles.....	65
5.2	Caractérisation du trafic automobile à proximité des écoles.....	65
5.3	Caractérisation de la ventilation.....	66
5.4	Signes d'humidité et indice de contamination fongique.....	68
6.	ÉTAT DESCRIPTIF DES PARAMETRES D'AMBIANCE ET DES POLLUTIONS DANS LES ECOLES.....	70
6.1	Concentration en dioxyde de carbone (CO ₂) et confinement de l'air.....	70
6.1.1	Dioxyde de carbone (CO ₂).....	70
6.1.2	Confinement de l'air : indice ICONNE.....	71
6.2	Température et humidité relative intérieures.....	73
6.2.1	Toutes saisons.....	73
6.2.2	Période de chauffe.....	73
6.2.3	Hors période de chauffe.....	74
6.3	Plomb dans les peintures.....	75
6.4	Particules PM _{2,5}	75
6.5	Dioxyde d'azote (NO ₂).....	76
6.6	Composés organiques volatils (COV).....	76
6.6.1	Détection et quantification.....	76

6.6.2	Distribution des concentrations.....	76
6.6.3	Comparaison par rapport aux valeurs de référence	82
6.6.4	Comparaison par rapport à la campagne pilote de la surveillance réglementaire de la QAI.....	82
6.7	Aldéhydes	83
6.7.1	Détection et quantification	83
6.7.2	Distributions des concentrations	84
6.7.3	Comparaison par rapport aux valeurs de référence	85
6.7.4	Comparaison par rapport à la campagne pilote de la surveillance réglementaire de la QAI.....	86
6.8	Composés organiques semi-volatils (COSV) dans l'air	87
6.8.1	Détection et quantification	87
6.8.2	Distribution des concentrations.....	89
6.9	COSV dans les poussières déposées	94
6.9.1	Détection et quantification	94
6.9.2	Distribution des concentrations.....	96
6.10	Plomb dans les poussières déposées au sol prélevé par lingette	102
6.11	Métaux dans les poussières déposées au sol prélevées par aspiration.....	103
6.11.1	Fréquences de quantification	103
6.11.2	Distributions des concentrations	103
7.	DISCUSSION	107
7.1	Méthode de sondage	107
7.2	Ventilation et confinement de l'air.....	107
7.3	Paramètres de confort	108
7.4	Signes d'humidité	109
7.5	Particules PM _{2,5}	112
7.6	Dioxyde d'azote (NO ₂).....	112
7.7	COV et aldéhydes.....	115
7.8	COSV	116
7.9	Métaux dans les poussières déposées.....	118
7.9.1	Plomb	119
7.9.2	Autres métaux.....	119
7.10	Comparaison par rapport aux logements	120
8.	CONCLUSION ET PERSPECTIVES.....	121
9.	REFERENCES.....	122
10.	ANNEXES.....	130
10.1	Annexe 1. Etude des répliquats.....	130
10.1.1	Dioxyde d'azote.....	131
10.1.2	COV	131

10.1.3	Aldéhydes.....	138
10.2	Annexe 2. Liste des items décrits dans les questionnaires	140
10.3	Annexe 3. Correction sur la population finie	141
10.4	Annexe 4. Règles de validation et de correction de la saison (chauffe/hors-chauffe) (n=301).....	142
10.5	Annexe 5. Synthèse des études évaluant les concentrations en PM _{2,5} (µg/m ³) dans l'air des écoles en Europe et aux Etats-Unis depuis 2001	143
10.6	Annexe 6. Synthèse des études évaluant les concentrations en NO ₂ (µg/m ³) dans l'air des écoles depuis 2001	146
10.7	Annexe 7. Synthèse des concentrations en COV (µg/m ³) mesurées dans l'air des écoles depuis 2010 en Europe et aux États-Unis	148
10.8	Annexe 8. Synthèse des concentrations en aldéhydes (µg/m ³) mesurées dans l'air des écoles depuis 2010 en Europe, États-Unis et Australie.....	152
10.9	Annexe 9. Identification des effets perturbateurs endocriniens des substances mesurées dans la campagne nationale Ecoles	154
10.10	Annexe 10. Phtalates. Caractéristiques, utilisation et réglementation	159
10.11	Annexe 11. Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP). Caractéristiques et sources d'émission	161
10.12	Annexe 12. Synthèse des concentrations en HAP (ng/m ³) mesurées dans l'air des écoles dans le monde depuis 2010	164
10.13	Annexe 13. Synthèse des concentrations en retardateurs de flamme (ng/m ³) mesurées dans l'air des écoles dans le monde depuis 2010.....	169
10.14	Annexe 14. Synthèse des concentrations en phtalates et muscs (ng/m ³) mesurées dans l'air des écoles dans le monde depuis 2000.....	170
10.15	Annexe 15. Synthèse des concentrations en phtalates et muscs (µg/g) mesurées dans les poussières déposées au sol des écoles dans le monde depuis 2000.....	172
10.16	Annexe 16. Métaux. Caractéristiques, utilisations, sources et réglementation	174
10.17	Annexe 17. Synthèse des concentrations en métaux mesurées dans les poussières déposées des écoles dans le monde depuis 2000.....	177

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Strates et répartition du nombre d'écoles.	22
Tableau 2. Nouvelle répartition des écoles à tirer après prise en compte du sur-échantillonnage.	23
Tableau 3. Nombre d'écoles par type d'école et par type d'environnement dans l'échantillon cible des 300 écoles sans et avec le sur échantillonnage.....	24
Tableau 4. Nombre de ZE par zone géographique et nombre de ZE à tirer au sort.	24
Tableau 5. Distribution du nombre de salles de classe par école. Population nationale d'écoles maternelles et élémentaires. N = 67 299 écoles ; 273 527 salles de classe au total. Chiffres à la rentrée 2009.....	26
Tableau 6. Bilan du recrutement des écoles à fin juin 2017.	28
Tableau 7. Paramètres enregistrés dans la campagne nationale « écoles ».	30
Tableau 8. Prélèvements d'air réalisés dans la campagne nationale « écoles ».....	31
Tableau 9. Prélèvements de poussières au sol réalisés dans la campagne nationale « écoles ».	32
Tableau 10. Liste des 13 COV.	40
Tableau 11. Débits d'échantillonnage des COV cibles.	40
Tableau 12. Limites de détection (LD) et quantification (LQ) analytiques et de la méthode (n=61).	42
Tableau 13. Débits d'échantillonnage des aldéhydes ciblés.	44
Tableau 14. Limites de détection (LD) et quantification (LQ) analytiques et de la méthode et blancs de terrain (n=33).	44
Tableau 15. Liste des 46 COSV.	46
Tableau 16. Limites de détection (LD) et quantification (LQ) analytiques et de la méthode et blancs de terrain (n=68).	47
Tableau 17. Liste des six COSV remplacés par rapport à l'air.	49
Tableau 18. Limites de quantification analytiques (ng/g) des 46 COSV dans les poussières déposées.	50
Tableau 19. Limites de quantification (µg/g) des métaux dans les poussières déposées.	53
Tableau 20. Répartition des 17 zones d'enquêtes par année scolaire.	54
Tableau 21. Caractéristiques des répondants et des non-répondants (mairies et écoles).....	56
Tableau 22. Distributions des variables de stratification calculées sur l'échantillon redressé (N=67 299).	57
Tableau 23. Présentation des variables à l'échelle des salles de classe agrégées à l'échelle des écoles. ...	58
Tableau 24. Caractérisation de l'environnement des écoles.	62
Tableau 25. Croisement des variables Insee en 2 classes et INERIS en 3 classes (N=67 299).....	63
Tableau 26. Caractéristiques des écoles : échantillon redressé à l'échelle des écoles du parc français métropolitain (N=67 299).....	65
Tableau 27. Illustrations des systèmes de ventilation extraites du guide du Cetiati <i>Guide de Conception – Ventilation performante dans les écoles et modifiées</i> (CETIAT, 2001).	66
Tableau 28. Type de système de ventilation dans les écoles en France (N=66 955)	67

Tableau 29. Pourcentage d'écoles en France avec au moins une salle de classe présentant des signes d'humidité ou de moisissures visibles (N=66 492).....	68
Tableau 30. Pourcentage d'écoles en France avec au moins une salle de classe ayant subi des dégâts des eaux et/ou des infiltrations d'eau au cours des douze derniers mois (N=63 823).	68
Tableau 31. Pourcentage d'écoles en France avec au moins une salle de classe présentant un indice fongique positif (N=64 596).....	69
Tableau 32. Distribution des concentrations moyennes et maximum en CO ₂ (ppm) en période d'occupation dans les écoles en France.	70
Tableau 33. Distribution des pourcentages de temps d'occupation où les concentrations en CO ₂ dépassent les seuils de 1000 et 1300 ppm.	70
Tableau 34. Distributions des valeurs lissées horaires minimales, maximales et moyennes de la température (°Celsius) et de l'humidité relative (RH %) en période d'occupation dans les écoles en France.	73
Tableau 35. Distributions des valeurs horaires lissées minimales, maximales et moyennes de la température (°Celsius) et de l'humidité relative (RH %) en période d'occupation dans les écoles en France en période de chauffe.	74
Tableau 36. Distributions des valeurs horaires lissées minimales, maximales et moyennes de la température (°Celsius) et de l'humidité relative (RH %) en période d'occupation dans les écoles en France hors période de chauffe.	74
Tableau 37. Distribution des concentrations en PM _{2,5} (µg/m ³) dans l'air des écoles en France.	75
Tableau 38. Distribution des concentrations en NO ₂ (µg/m ³) dans l'air des écoles en France.	76
Tableau 39. Distributions des concentrations en COV (µg/m ³) dans l'air des écoles en France.	80
Tableau 40. Distributions des concentrations en COV (µg/m ³) dans l'air extérieur des écoles en France.	81
Tableau 41. Pourcentages d'écoles avec des concentrations en benzène et tétrachloroéthylène dépassant les valeurs réglementaires existantes pour la qualité de l'air intérieur.....	82
Tableau 42. Pourcentages d'écoles avec des concentrations en éthylbenzène et tétrachloroéthylène dépassant les valeurs guide de qualité d'air intérieur existantes.....	82
Tableau 43. Distributions des concentrations en aldéhydes (µg/m ³) dans l'air des écoles et à l'extérieur en France.	84
Tableau 44. Pourcentage d'écoles avec des concentrations en formaldéhyde dépassant les valeurs réglementaires.	85
Tableau 45. Pourcentage d'écoles avec des concentrations en acétaldéhyde dépassant la VGAI indicative.	86
Tableau 46. Distributions des concentrations en COSV (ng/m ³) dans l'air des écoles en France.....	90
Tableau 47. Distributions des concentrations en COSV (ng/g) ^a dans les poussières déposées au sol des écoles en France.....	99
Tableau 48. Distributions des concentrations en plomb dans les poussières déposées des écoles en France (µg/m ²).	102
Tableau 49. Distributions des concentrations en métaux (µg/g) dans les poussières déposées au sol des écoles en France.....	105

Tableau 50. Médianes des concentrations des COV, aldéhydes et PM _{2,5} (µg/m ³) dans la campagne nationale « logements » (2003-2005) et la campagne nationale « écoles » (2013-2017).....	120
Tableau 51. Statistiques des écarts entre les deux séries de prélèvement.	130
Tableau 52. Fractions d'échantillonnage par strate relatives au 1 ^{er} degré d'échantillonnage.	141
Tableau 53. Sources consultées pour la recherche du potentiel PE des substances de la campagne nationale Ecoles.....	154
Tableau 54. Les différentes catégories pour le potentiel PE, selon BKH (2000/2002) et DHI (2006).	154
Tableau 55. Synthèse des effets perturbateurs endocriniens des substances mesurées dans la campagne nationale Ecoles.....	155

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Les 8 zones climatiques d'hiver (H1, H2, H3) et d'été (a, b, c, d) de la réglementation thermique 2005.....	21
Figure 2. Zones d'enquêtes définies (n=56).	21
Figure 3. Portoir installé dans une salle de classe.....	29
Figure 4. Lum'Air (version 2) pour la mesure du CO ₂ développé au CSTB.	33
Figure 5. Appareil Hygrolog HLB20 (Rotronic ®) pour la mesure de la température et de l'humidité relative.	34
Figure 6. Tête de prélèvement pour les PM _{2,5}	36
Figure 7. Tube à diffusion Passam AG®.	37
Figure 8. Corps diffusif Radiello® pour les COV (code 120-2).	39
Figure 9. Corps diffusif Radiello® pour les aldéhydes (code 120-1).	43
Figure 10. Cartouche URG (URG Corporation, Chapel Hill, NC 27516 États-Unis).	45
Figure 11. Matériel de prélèvement pour le passage de l'aspirateur : cartouche en cellulose, flacon brun et embout en Téflon.....	49
Figure 12. Matériel pour le prélèvement par lingette : lingette, gabarit de 0,12 m ² , tube en polypropylène et gants.....	51
Figure 13. Réalisation du prélèvement de poussière avec la lingette et le gabarit.	52
Figure 14. Localisation des zones d'enquêtes et des écoles tirées au sort.	54
Figure 15. Évolution mensuelle du nombre d'écoles enquêtées de juin 2013 à juin 2017.	55
Figure 16. Nombre d'écoles enquêtées en période de chauffe et de hors chauffe par département (n=301).	60
Figure 17. Schéma de l'approximation des parcelles polygonales par des parcelles carrées.....	62
Figure 18. Exemples de signes d'humidité dans les salles de classe de la campagne « écoles ».....	68
Figure 19. Répartition en pourcentage (%) de la valeur la plus élevée de l'indice ICONE par école (N=65 660).....	71
Figure 20. Répartition en pourcentage (%) de la valeur la plus élevée de l'indice ICONE selon le type d'école (N=65 660).....	72
Figure 21. Répartition de l'indice ICONE maximal observé dans les écoles en période de chauffe : campagne pilote de surveillance (n=193) et dans la campagne nationale « écoles » (N=50 300).	72
Figure 22. Répartition des unités de diagnostic ayant un revêtement en état dégradé et une concentration surfacique en plomb supérieure à 1mg/cm ² (n=28 487 mesures).....	75
Figure 23. Fréquences de détection des COV dans l'air des écoles (N=66 044) et à l'extérieur en France (N=62 771).....	77
Figure 24. Distributions des concentrations en COV (µg/m ³) dans l'air des écoles en France (N=66 044).	78

Figure 25. Distributions des concentrations en COV ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) dans l'air extérieur des écoles en France (N=62 771).....	79
Figure 26. Répartition des concentrations en benzène les plus élevées par école selon 4 classes de concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) : campagne nationale « écoles » (N=66 044) et campagne pilote de la surveillance réglementaire de la QAI (n=195).....	83
Figure 27. Pourcentages d'écoles dans lesquelles les aldéhydes sont détectés à l'extérieur et dans au moins une salle de classe.	84
Figure 28. Distributions des concentrations en aldéhydes ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) dans l'air des écoles en France (N=67 299).....	85
Figure 29. Répartition des concentrations en formaldéhyde les plus élevées par école selon 5 classes de concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) : campagne nationale « écoles » (N=67 299) et campagne pilote de la surveillance réglementaire de la QAI (n=195).....	86
Figure 30. Fréquences de détection et de quantification des COSV dans l'air des écoles en France (N=63 813).....	88
Figure 31. Distributions des concentrations en phtalates et muscs (ng/m^3) dans l'air des écoles en France (N=63 813).....	93
Figure 32. Distributions des concentrations en HAP (ng/m^3) dans l'air des écoles en France (N=63 813).....	93
Figure 33. Distributions des concentrations en pesticides, PCB et tributylphosphate (ng/m^3) dans l'air des écoles en France (N=63 813).....	94
Figure 34. Fréquences de détection et de quantification des COSV dans les poussières déposées au sol dans les écoles en France (N=64 287 ^a).....	95
Figure 35. Distributions des concentrations en phtalates (ng/g) dans les poussières déposées au sol des écoles en France (N= 63 875 ^a).....	96
Figure 36. Distributions des concentrations en muscs et HAP (ng/g) dans les poussières déposées au sol des écoles en France (N=64 287).....	97
Figure 37. Distributions des concentrations en tributylphosphate (N=63 872), perméthrine (N=64 287) et triclosan (N=61 323) (ng/g) dans les poussières déposées au sol des écoles en France.	97
Figure 38. Distributions des concentrations en lindane (N=64 287), DDT (N=63 374) et oxadiazon (N=64 287) dans les poussières déposées au sol des écoles en France (ng/g).....	98
Figure 39. Distributions des concentrations en PCB (ng/g) dans les poussières déposées au sol des écoles en France (N=64 287).....	98
Figure 40. Fréquences de quantification des fractions totale et acido-soluble des métaux (N=65 532) dans les poussières déposées au sol des écoles en France.	103
Figure 41. Médianes des rapports de fraction de métal acido-soluble sur le métal total (%) (N=65 532) dans les poussières déposées au sol des écoles en France.	104
Figure 42. Distributions des concentrations en métaux ($\mu\text{g}/\text{g}$) dans les poussières déposées au sol des écoles en France (N=65 532).....	106
Figure 43. Pourcentages de présence de moisissures visibles dans les écoles maternelles et élémentaires dans des études françaises et européennes, à l'échelle de l'établissement (au moins une salle de classe), depuis 2004.	110

Figure 44. Pourcentages de présence de signes d'humidité visibles dans les écoles maternelles et élémentaires dans des études françaises et européennes, à l'échelle de l'établissement (au moins une salle de classe), depuis 2004.	111
Figure 45. Concentrations moyennes en $PM_{2,5}$ ($\mu g/m^3$) dans l'air des écoles européennes et américaines depuis 2000.	113
Figure 46. Concentrations moyennes en NO_2 ($\mu g/m^3$) dans l'air des écoles dans le monde depuis 2000.	114
Figure 47. Représentation de la concordance entre les concentrations en NO_2 ($\mu g/m^3$) dans les dix-sept séries de répliquats.....	131
Figure 48. Représentation de la concordance entre les concentrations en benzène ($\mu g/m^3$) dans les dix-huit séries de répliquats	131
Figure 49. Représentation de la concordance entre les concentrations en toluène ($\mu g/m^3$) dans les dix-huit séries de répliquats	132
Figure 50. Représentation de la concordance entre les concentrations en éthylbenzène ($\mu g/m^3$) dans les dix-huit séries de répliquats.....	132
Figure 51. Représentation de la concordance entre les concentrations en m,p-xylène ($\mu g/m^3$) dans les dix-huit séries de répliquats	133
Figure 52. Représentation de la concordance entre les concentrations en o-xylène ($\mu g/m^3$) dans les dix-huit séries de répliquats	133
Figure 53. Représentation de la concordance entre les concentrations en styrène ($\mu g/m^3$) dans les dix-huit séries de répliquats.....	134
Figure 54. Représentation de la concordance entre les concentrations en décane ($\mu g/m^3$) dans les dix-huit séries de répliquats.....	134
Figure 55. Représentation de la concordance entre les concentrations en n-hexane ($\mu g/m^3$) dans les dix-huit séries de répliquats	135
Figure 56. Représentation de la concordance entre les concentrations en tétrachloroéthylène ($\mu g/m^3$) dans les dix-huit séries de répliquats.....	135
Figure 57. Représentation de la concordance entre les concentrations en limonène ($\mu g/m^3$) dans les dix-huit séries de répliquats	136
Figure 58. Représentation de la concordance entre les concentrations en α-pinène ($\mu g/m^3$) dans les dix-huit séries de répliquats	136
Figure 59. Représentation de la concordance entre les concentrations en MIBK ($\mu g/m^3$) dans les dix-huit séries de répliquats.....	137
Figure 60. Représentation de la concordance entre les concentrations en phénol ($\mu g/m^3$) dans les dix-huit séries de répliquats.....	137
Figure 61. Représentation de la concordance entre les concentrations en formaldéhyde ($\mu g/m^3$) dans les dix-sept séries de répliquats.....	138
Figure 62. Représentation de la concordance entre les concentrations en acétaldéhyde ($\mu g/m^3$) dans les dix-sept séries de répliquats.....	138
Figure 63. Représentation de la concordance entre les concentrations en hexaldéhyde ($\mu g/m^3$) dans les dix-sept séries de répliquats	139

ABRÉVIATIONS

CLHP	Chromatographie liquide haute performance (ou HPLC)
CNE	Campagne nationale « écoles »
CPG	Chromatographie en phase gazeuse
COSV	Composés organiques semi-volatils
COV	Composés organiques volatils
CREP	Constat de risque d'exposition au plomb
CO ₂	Dioxyde de carbone
dB	Décibels
2,4-DNPH	2,4-dinitrophénylhydrazine
EE	École élémentaire
EM	École maternelle
Elisa	<i>Enzyme Link Immunosandwich Assay</i>
HAP	Hydrocarbures aromatiques polycycliques
Ineris	Institut national de l'environnement industriel et des risques
LD	Limite de détection
LQ	Limite de quantification
MIBK	<i>Méthylisobutylcétone</i>
NDIR	<i>Non Dispersive Infra Red</i>
NO ₂	Dioxyde d'azote
P5	Percentile 5
P25	Percentile 25
P50	Percentile 50 ou médiane
P75	Percentile 75
P95	Percentile 95
PM	<i>Particulate Matter</i>
PPM	Partie par million
PTFE	Polytétrafluoroéthylène
PUF	<i>Polyurethane foam</i>
VMC	Ventilation mécanique contrôlée
VN	Ventilation naturelle
UV	Ultra-violet
ZE	Zone d'enquête
ZC	Zone climatique

GLOSSAIRE

Effet plan (ou *design effect*) : ratio entre la variance associée au plan de sondage choisi (sondage aléatoire stratifié dans le cadre de la CNE) et la variance associée au sondage aléatoire simple, pour un échantillon de même taille. Lorsque ce ratio est supérieur à 1, l'accroissement de la taille de l'échantillon permet de corriger la hausse de la variance liée à la structure du plan de sondage.

Fraction bioaccessible : fraction d'une substance dans un sol ou dans une matrice sol, libérée dans les sucs gastro-intestinaux (humains) et donc disponible pour absorption.

Fraction biodisponible : fraction d'une substance présente dans un sol ou un matériau de sol ingéré, qui atteint la circulation générale (circulation sanguine).

Limite de détection : la plus petite quantité en-dessous de laquelle le composé est considéré comme « non détecté » (ANSES 2015).

Limite de quantification : la plus faible concentration dans un échantillon qui puisse être quantifiée avec une fidélité et une justesse acceptables dans des conditions expérimentales indiquées (ANSES 2015).

Non-réponse : un individu d'un échantillon est non-répondant si des informations le concernant sont manquantes (totalement ou partiellement). Cette non-réponse peut entraîner le fait qu'une partie de la population ne soit pas représentée, ainsi qu'un biais de sélection lorsque les non-répondants diffèrent des répondants (Deroyon, 2017).

Précision statistique d'une méthode d'estimation d'un paramètre de la population : valeur définie comme une mesure de l'écart entre l'estimation obtenue à partir de l'échantillon et la vraie valeur du paramètre.

Stratification : opération consistant à diviser la population générale en sous-groupes homogènes (strates) par rapport à une ou plusieurs variables. Les strates doivent être mutuellement exclusives : chaque élément de la population est assigné à une strate unique. Par ailleurs, aucun élément de la population générale ne peut être omis. Dans un sondage aléatoire stratifié, des échantillons aléatoires sont sélectionnés dans chaque strate.

Valeur guide de qualité d'air intérieur (VGAI) : concentration dans l'air d'une substance chimique en-dessous de laquelle aucun effet sanitaire ni nuisance ayant un retentissement sur la santé pour la population générale en l'état des connaissances actuelles ne sont attendus (Anses). Cette définition est applicable dans le cadre de valeurs guides construites pour protéger d'effets à seuil de dose. Dans le cas d'effets sans seuil de dose identifiés, tels que certains effets cancérogènes dont le mode d'action est génotoxique, la VGAI est exprimée sous la forme d'une concentration correspondant à une probabilité de survenue de la maladie. Une VGAI vise à définir et proposer un cadre de référence destiné à protéger la population des effets sanitaires liés à une exposition à la pollution de l'air par inhalation. Elle participe à l'élaboration de recommandations visant *in fine* à éliminer, ou à réduire à un niveau acceptable du point de vue sanitaire, les contaminants ayant un effet néfaste sur la santé humaine et le bien-être, que cet effet soit connu ou supposé.

Valeur guide réglementaire : valeur définie par le décret n° 2011-1727 du 2 décembre 2011 relatif aux valeurs-guides pour la qualité de l'air intérieur pour le formaldéhyde et le benzène. Elle correspond à un niveau de concentration de polluants dans l'air intérieur fixé, pour un espace clos donné, dans le but d'éviter, de prévenir ou de réduire les effets nocifs sur la santé humaine, à atteindre, dans la mesure du possible, dans un délai donné.

Valeur limite réglementaire : valeur fixée par le décret prévu au III de l'article R. 221-30 du code de l'environnement : valeur pour laquelle des investigations complémentaires doivent être menées et pour laquelle le préfet de département du lieu d'implantation de l'établissement doit être informé.

1. INTRODUCTION ET OBJECTIFS

L'école est le lieu de vie le plus fréquenté par les enfants après le logement. En France, à la rentrée 2016, environ 6 800 000 élèves du premier degré étaient scolarisés dans 52 000 écoles maternelles, élémentaires et primaires.

Les écoles constituent des environnements intérieurs spécifiques au regard de la qualité de l'air intérieur. La densité de mobilier importante, l'utilisation de produits pour les activités (colles, peintures, feutres, etc.) et le nettoyage fréquent des locaux peuvent avoir des répercussions variées sur la qualité de l'air intérieur et constituent des spécificités propres à ces bâtiments comparativement aux logements. L'utilisation de craie, la proximité d'axes de circulation et la forte activité des enfants, donc la remise en suspension des poussières déposées, sont des facteurs qui contribuent par ailleurs à la pollution particulaire dans les classes. En outre, du fait de l'absence de système spécifique de ventilation, l'ouverture des fenêtres est le seul moyen d'aérer les salles de classe (Guillam et al., 2011).

Les enfants, en pleine croissance, sont vulnérables aux pollutions atmosphériques : ils respirent un plus grand volume d'air par rapport à leur poids en comparaison des adultes, leurs organes et leur système immunitaire sont en cours de développement. De plus, ils sont souvent assis ou allongés sur le sol, et mettent fréquemment les mains dans leur bouche. Ils peuvent ainsi ingérer des poussières contaminées par des pollutions présentes sur leurs mains.

En France, il existait peu de données sur l'environnement intérieur des écoles. Les études disponibles étaient le plus souvent limitées soit à quelques indicateurs de pollution, notamment le confinement, le formaldéhyde ou le benzène en lien avec la surveillance réglementaire de l'air intérieur dans ces lieux, soit à quelques établissements (AIRPL, 2009).

Dans ce contexte, l'Observatoire de la qualité de l'air intérieur (OQAI) a conduit entre 2013 et 2017 une campagne nationale de mesure de la qualité de l'air et du confort dans les écoles (CNE) en France métropolitaine, avec pour objectif de mieux connaître l'exposition des enfants à un grand nombre de polluants jamais ou peu mesurés auparavant dans les salles de classe ainsi que les conditions d'ambiance dans laquelle ils évoluent.

Cet objectif principal se déclinait comme suit :

- décrire le parc d'établissements scolaires (typologie de bâtiment, systèmes et équipements) et leurs usages ;
- réaliser un état de la pollution dans l'air et des poussières dans les salles de classe ;
- décrire les conditions réelles de confort et la perception des enseignants et des enfants.

Ce présent rapport a pour objet la présentation de l'état de la pollution dans l'air et dans les poussières déposées dans les écoles de France métropolitaine. Il présente la campagne nationale (échantillonnage et redressement, données collectées, mise en œuvre et assurance qualité), puis un état de la pollution dans l'air et des paramètres de confort/confinement avec des éléments de discussion.

2. STRATEGIE D'ECHANTILLONNAGE ET CONSTITUTION DE L'ECHANTILLON D'ECOLES

Une base recensant toutes les écoles françaises à la rentrée 2009 (52 582 écoles où 6 251 989 élèves sont scolarisés) a été fournie par le ministère de l'Éducation nationale. Elle contenait les adresses des écoles maternelles, élémentaires et primaires, publiques et privées, en France métropolitaine. Il n'était pas possible d'instrumenter l'ensemble de ces écoles, les mesures n'ont donc été réalisées que dans sous-ensemble de ces écoles ou échantillon, et à partir duquel il était possible d'extrapoler les résultats à l'ensemble des écoles. Pour cela, l'échantillon d'écoles a été construit à l'aide de procédures d'échantillonnage qui sont explicitées dans ce chapitre.

2.1 Taille de l'échantillon

L'objectif était de sélectionner le plus petit nombre possible d'écoles représentatif de l'ensemble du parc français avec un niveau de confiance défini. Pour calculer la taille minimale de l'échantillon d'écoles, il a été choisi de se baser sur les données de pollution dans les salles de classe d'écoles maternelles et élémentaires issues d'études françaises régionales (Atmo Grand Est, 2005). Une précision de 10 % (voir glossaire, page 16) sur la concentration moyenne du polluant le plus pénalisant en termes de dispersion (soit le m+p xylène, moyenne $\pm$ écart-type : $2,54 \pm 2,63 \mu\text{g}/\text{m}^3$) a été retenue pour le calcul du nombre minimal requis de salles de classe. Sur la base d'un sondage aléatoire simple, l'effectif de salles de classe était égal à 410.

À raison de 2 salles de classe par école (voir paragraphe 2.2.5), l'échantillon était alors constitué de 220 écoles. Pour anticiper la présence de données manquantes et un éventuel effet plan (inconnu) (voir glossaire, page 16), il a été décidé d'augmenter l'effectif à 600 salles de classe, soit 300 écoles.

2.2 Sondage

L'échantillon des écoles a été sélectionné à l'aide d'une procédure de sondage aléatoire.

2.2.1 Base de sondage

La base de sondage est le support des données permettant la constitution de l'échantillon. Elle a été construite à partir du fichier fourni par le ministère de l'Éducation nationale recensant toutes les écoles françaises à la rentrée 2009 (maternelles, élémentaires et primaires). Les écoles primaires regroupant à la fois le niveau pédagogique maternel (de la petite à la grande section) et le niveau pédagogique élémentaire (du CP au CM2) ont été scindées en deux lignes dans la base de sondage : celle-ci contenait donc 67 299 lignes ou unités statistiques. Dans le reste du rapport, le terme école se réfère à un niveau pédagogique (classe maternelle ou élémentaire).

2.2.2 Plan de sondage

Le plan de sondage est un mécanisme aléatoire qui assigne à chaque unité statistique (ici l'école) de l'échantillon de taille n une probabilité d'être tirée au sort.

Dans cette campagne, un **sondage à trois degrés** a été réalisé de la manière suivante :

1. le premier degré a consisté à tirer au sort des zones géographiques. Les zones géographiques ont été déterminées à partir des 8 zones climatiques (ZC) d'hiver (H1, H2, H3) et d'été (a, b, c, d) définies par la réglementation thermique (réglementation thermique RT 2005) ;

2. le deuxième degré a ensuite reposé sur le tirage des écoles dans chacune des zones géographiques précédemment tirées. Le tirage des écoles à l'intérieur des zones géographiques a été fait selon le type d'école (maternelle ou élémentaire) et selon le type d'environnement (urbain ou rural)¹ ;
3. le troisième et dernier degré a permis de tirer de manière aléatoire simple 2 salles de classe par école (élémentaire ou maternelle).

2.2.2.1 Stratification

La stratification sur des variables pouvant avoir un impact sur la pollution des environnements intérieurs des écoles permet d'améliorer la précision des estimations faites lors de l'exploitation des données.

Trois facteurs étaient disponibles à partir de la base de sondage et pouvaient avoir un impact sur les pollutions :

- la zone géographique : l'hypothèse est relative au comportement d'ouverture des fenêtres et au fait que, par exemple, dans le Nord de la France, on les ouvre moins souvent que dans le Sud ;
- le type d'école (élémentaire/maternelle), lié à l'utilisation de différents types de fournitures selon le niveau pédagogique ;
- l'environnement (urbain/rural) relatif à l'impact de la pollution extérieure sur la qualité de l'environnement intérieur.

D'autres facteurs peuvent avoir une influence sur la qualité de l'air intérieur, comme l'âge des bâtiments pour la perméabilité à l'air. Ceux-ci n'étant pas disponibles dans la base de sondage, ils n'ont pas pu être utilisés.

2.2.2.2 Zones d'enquête (ZE)

La France métropolitaine est divisée en 8 zones climatiques d'hiver (H1, H2, H3) et d'été (a, b, c, d) (réglementation thermique RT 2005). Elles sont représentées sur la Figure 1.

Chaque zone géographique a été divisée en zones d'enquêtes constituées de 1, 2 ou 3 départements contigus. Les regroupements des départements ont été faits de manière à constituer des zones d'enquêtes de surface limitée afin que les enquêteurs n'aient pas à se déplacer sur de longues distances entre deux écoles enquêtées dans un même secteur et de manière à ne pas avoir des zones d'enquêtes trop déséquilibrées au sein d'une zone climatique en termes de nombre d'écoles. Néanmoins, du fait de la répartition inégale des écoles dans les départements, cet équilibrage a été très limité dans certaines zones climatiques, notamment en H1a.

La répartition des départements au sein de ZE par zone géographique est représentée sur la Figure 2.

¹ La variable type d'environnement en deux catégories (urbain, rural) utilisée dans le tirage au sort a été définie selon l'Institut national de la statistique et des études économiques (INSEE) : la notion d'unité urbaine repose sur la continuité du bâti et le nombre d'habitants. On appelle unité urbaine une commune ou un ensemble de communes présentant une zone de bâti continu (pas de coupure de plus de 200 mètres entre deux constructions) qui compte au moins 2 000 habitants. Sont considérées comme rurales les communes qui ne rentrent pas dans la constitution d'une unité urbaine : les communes sans zone de bâti continu de 2000 habitants, et celles dont moins de la moitié de la population municipale est dans une zone de bâti continu (INSEE, 2016).

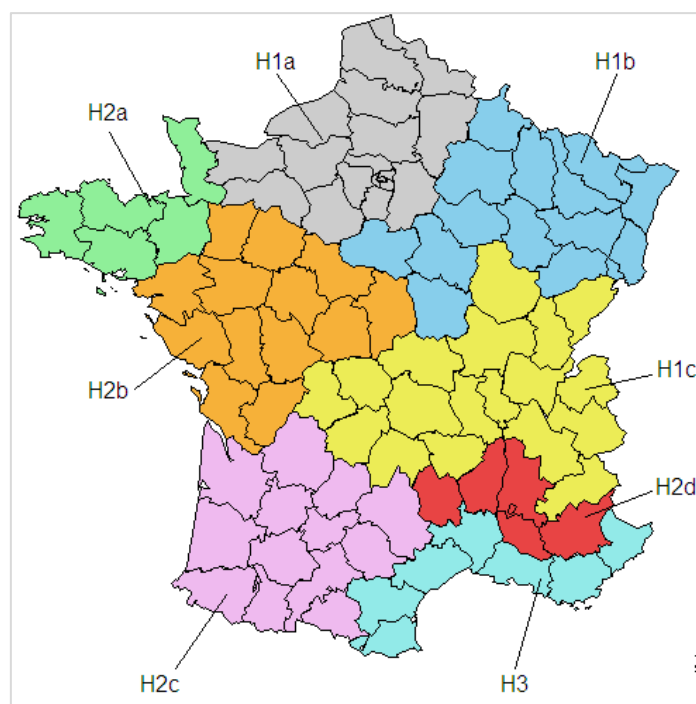


Figure 1. Les 8 zones climatiques d'hiver (H1, H2, H3) et d'été (a, b, c, d) de la réglementation thermique 2005.

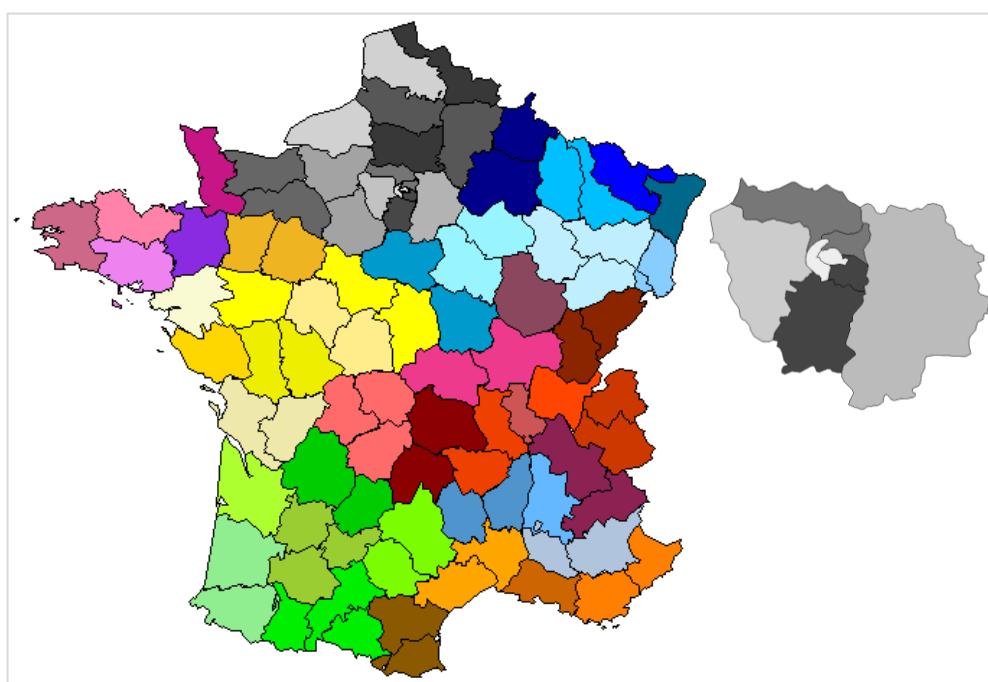


Figure 2. Zones d'enquêtes définies (n=56).

Pour des départements contigus, une même couleur indique qu'ils définissent une zone d'enquêtes. Les zones d'enquêtes se regroupent par zone climatique par nuance d'une couleur principale. Un zoom est fait sur la région Ile-de-France.

Le premier degré du tirage au sort a consisté à tirer dans chaque zone climatique un certain nombre de zones d'enquêtes. Afin de tirer au sort des écoles en région Ile-de-France (IDF), la zone climatique « H1a » a été divisée en deux zones : H1a_idf (Ile-de-France) et H1a_hidf (hidf : hors Ile-de-France).

2.2.2.3 Type d'école et type d'environnement

En appliquant une règle de proportionnalité entre la population nationale d'écoles et l'échantillon, constitué de 300 écoles, la répartition du nombre d'écoles attendu dans chaque strate est obtenue par le croisement de variables « zone géographique × type d'école × environnement » et est rapportée dans le Tableau 1.

Tableau 1. Strates et répartition du nombre d'écoles.

Zone géographique	Type d'école	Environnement	Nombre d'écoles	Nombre d'élèves	% d'écoles / nombre total d'écoles	% d'élèves / nombre total d'élèves	Nombre d'écoles dans l'échantillon n = 300
H1a_hidf	EE	Rural	2 906	155 523	4,32	2,49	13
H1a_hidf	EE	Urbain	3 129	454 030	4,65	7,26	14
H1a_hidf	EM	Rural	2 176	94229	3,23	1,51	10
H1a_hidf	EM	Urbain	3 207	290 516	4,77	4,65	14
H1a_idf	EE	Rural	533	34 412	0,79	0,55	2
H1a_idf	EE	Urbain	3 314	727 800	4,92	11,64	15
H1a_idf	EM	Rural	384	19441	0,57	0,31	2
H1a_idf	EM	Urbain	3 501	467 748	5,2	7,48	16
H1b	EE	Rural	2 656	137 530	3,95	2,2	12
H1b	EE	Urbain	2 028	287 389	3,01	4,6	9
H1b	EM	Rural	1 918	78 509	2,85	1,26	8
H1b	EM	Urbain	2 174	177 156	3,23	2,83	10
H1c	EE	Rural	3 358	179 130	4,99	2,87	15
H1c	EE	Urbain	2 801	397 253	4,16	6,35	12
H1c	EM	Rural	2 519	104 078	3,74	1,66	11
H1c	EM	Urbain	2 836	252 109	4,21	4,03	13
H2a	EE	Rural	1 376	92 277	2,04	1,48	6
H2a	EE	Urbain	1 033	136 495	1,53	2,18	5
H2a	EM	Rural	1 269	61 546	1,89	0,98	6
H2a	EM	Urbain	1 039	85 318	1,54	1,36	5
H2b	EE	Rural	2 729	174 553	4,06	2,79	12
H2b	EE	Urbain	1 768	246 712	2,63	3,95	8
H2b	EM	Rural	2 314	109 790	3,44	1,76	10
H2b	EM	Urbain	1 754	149 269	2,61	2,39	8
H2c	EE	Rural	2 241	110 587	3,33	1,77	10
H2c	EE	Urbain	1 666	235 646	2,48	3,77	7
H2c	EM	Rural	1 654	65 139	2,46	1,04	7
H2c	EM	Urbain	1 680	141 339	2,5	2,26	7
H2d	EE	Rural	646	30 960	0,96	0,5	3
H2d	EE	Urbain	496	67 811	0,74	1,08	2
H2d	EM	Rural	462	17 755	0,69	0,28	2
H2d	EM	Urbain	481	41 446	0,71	0,66	2
H3	EE	Rural	761	50 338	1,13	0,81	3
H3	EE	Urbain	1 949	343 628	2,9	5,5	9
H3	EM	Rural	599	28 491	0,89	0,46	3
H3	EM	Urbain	1 942	206 036	2,89	3,3	9

EE : école élémentaire (du CP au CM2) ; EM : école maternelle (de moyenne section à la grande section)

idf : Ile-de-France ; hidf : hors Ile-de-France

Cependant, il a été décidé de réaliser un sur-échantillonnage des écoles qui semblent plus à risque d'avoir une pollution intérieure élevée (Michelot et al., 2011). Ceci permet d'avoir une plus grande variabilité des concentrations intérieures. Ainsi, les écoles maternelles urbaines en zone H3 ont été sur-échantillonnées. La nouvelle répartition est présentée dans le Tableau 2 et le Tableau 3.

Tableau 2. Nouvelle répartition des écoles à tirer après prise en compte du sur-échantillonnage.

ZC	Type d'écoles	Type d'environnement	Nombre d'écoles dans l'échantillon n = 300	Nombre d'écoles dans l'échantillon après sur-échantillonnage n = 300	Différence	Nombre d'écoles dans l'échantillon n = 300	Nombre d'écoles dans l'échantillon après sur-échantillonnage n = 300	Différence
H1a_hidf	EE	Rural	13	9	-4	51	38	-13
H1a_hidf	EE	Urbain	14	9	-5			
H1a_hidf	EM	Rural	10	8	-2			
H1a_hidf	EM	Urbain	14	12	-2			
H1a_idf	EE	Rural	2	2	0	35	38	3
H1a_idf	EE	Urbain	15	17	2			
H1a_idf	EM	Rural	2	2	0			
H1a_idf	EM	Urbain	16	17	1			
H1b	EE	Rural	12	9	-3	39	38	-1
H1b	EE	Urbain	9	10	1			
H1b	EM	Rural	8	8	0			
H1b	EM	Urbain	10	11	1			
H1c	EE	Rural	15	14	-1	51	54	3
H1c	EE	Urbain	12	12	0			
H1c	EM	Rural	11	12	1			
H1c	EM	Urbain	13	16	3			
H2a	EE	Rural	6	4	-2	22	19	-3
H2a	EE	Urbain	5	5	0			
H2a	EM	Rural	6	5	-1			
H2a	EM	Urbain	5	5	0			
H2b	EE	Rural	12	9	-3	38	37	-1
H2b	EE	Urbain	8	8	0			
H2b	EM	Rural	10	10	0			
H2b	EM	Urbain	8	10	2			
H2c	EE	Rural	10	8	-2	31	31	0
H2c	EE	Urbain	7	7	0			
H2c	EM	Rural	7	7	0			
H2c	EM	Urbain	7	9	2			
H2d	EE	Rural	3	2	-1	9	13	4
H2d	EE	Urbain	2	3	1			
H2d	EM	Rural	2	3	1			
H2d	EM	Urbain	2	5	3			

ZC	Type d'écoles	Type d'environnement	Nombre d'écoles dans l'échantillon n = 300	Nombre d'écoles dans l'échantillon après sur-échantillonnage n = 300	Différence	Nombre d'écoles dans l'échantillon n = 300	Nombre d'écoles dans l'échantillon après sur-échantillonnage n = 300	Différence
H3	EE	Rural	3	4	1	24	32	8
H3	EE	Urbain	9	12	3			
H3	EM	Rural	3	4	1			
H3	EM	Urbain	9	12	3			
Total			300	300	0	300	300	0

Tableau 3. Nombre d'écoles par type d'école et par type d'environnement dans l'échantillon cible des 300 écoles sans et avec le sur échantillonnage.

	Nombre d'écoles dans l'échantillon n = 300	Nombre d'écoles dans l'échantillon après sur-échantillonnage ; n = 300
École élémentaire	157	144
École maternelle	143	156
Urbain	165	180
Rural	135	120

2.2.3 Tirage au sort des zones d'enquêtes (ZE)

Pour des raisons logistiques, le nombre d'écoles à enquêter par zone climatique doit être un nombre le plus proche possible d'un multiple de 19. En effet, sur une année scolaire (entre septembre et juin), 19 semaines d'enquête sont possibles, hors vacances scolaires et semaines ayant au moins un jour férié. Ainsi, le nombre d'écoles à enquêter par zone géographique conditionne le nombre de zones d'enquêtes tirées au sort dans ces zones : ce nombre est déterminé par la partie entière du nombre d'écoles dans une zone géographique divisée par 19 et est indiqué dans le Tableau 4.

Tableau 4. Nombre de ZE par zone géographique et nombre de ZE à tirer au sort.

Zone climatique	Nombre de zones d'enquêtes dans la zone géographique	Nombre de zones d'enquêtes à tirer
H1a_hidf	7	2
H1a_idf	5	2
H1b	8	2
H1c	10	3
H2a	5	1
H2b	8	2
H2c	6	2
H2d	3	1
H3	4	2
Total	56	17

Le tirage des zones d'enquêtes a été réalisé avec la procédure « PROC SURVEYSELECT » du logiciel SAS (SAS System for Windows, version 9.1.3 ; SAS Institute Inc., Cary, NC).

Au sein d'une zone géographique, la probabilité de tirer au sort une zone d'enquêtes augmente par rapport à une autre zone si elle contient plus d'écoles que la seconde : ceci correspond à une probabilité proportionnelle à la taille. Par ailleurs, le tirage est sans remise puisqu'une zone d'enquêtes une fois tirée ne peut plus être tirée à nouveau. L'algorithme utilisé est celui implémenté par défaut dans la procédure SAS et repose sur la procédure de Hanurav-Vijayan (1967, 1968). Il permet le calcul de probabilités conjointes assurant la non-négativité et la stabilité de l'estimateur de la variance de Sen-Yates-Grundy. Les 17 zones d'enquêtes ont été tirées au sort et comprennent 21 189 écoles.

2.2.4 Tirage au sort des écoles

Le deuxième degré du tirage a consisté à tirer des écoles dans chaque zone d'enquêtes sélectionnée. Celles-ci sont réparties selon leur type (maternelle ou élémentaire) et l'environnement dans lequel elles se trouvent (urbain ou rural). Ainsi, dans chaque zone d'enquêtes, 4 strates figurent : EM – Rural, EM – Urbain, EE – Rural, EE – Urbain.

Le tirage des écoles s'est effectué de manière aléatoire simple. Il a été réalisé à partir d'un tableau pour chaque strate du type : « ZE × type d'école × environnement ». À partir de celui-ci, une nouvelle colonne a été générée dans laquelle un nombre aléatoire entre 0 et 1 a été attribué à chaque ligne. Ce nombre aléatoire tiré au sort est un quantile d'une loi uniforme [0,1]. Puis, les lignes ont été triées par ordre croissant ou décroissant selon les valeurs de cette nouvelle colonne. Ainsi, si n écoles étaient tirées, les n premières lignes étaient retenues. Les lignes suivantes constituaient la liste des écoles supplémentaires à utiliser en cas de refus de participer parmi les n premières.

Le nombre d'écoles à tirer dans chaque strate était réparti de manière la plus homogène possible dans chacune des zones d'enquêtes. Par exemple, si l'une des zones d'enquêtes tirée au sort ne comportait aucune école en milieu rural, les écoles en milieu rural devaient être obligatoirement tirées au sort dans la ou les autres ZE de la zone géographique.

2.2.5 Tirage au sort des salles de classe

Deux salles de classe ont été tirées au sort par école selon un sondage aléatoire simple. Si une école tirée au sort n'avait qu'une seule salle de classe, l'école suivante avait 3 salles enquêtées si possible. Le nombre de salles de classe à instrumenter dans une école n'était connu qu'au moment de la prise de contact avec l'école.

Ce nombre de 2 salles de classe à enquêter par école est arbitraire. Il est issu d'un compromis entre plusieurs éléments dans un contexte d'enquête nationale :

- une simplification du tirage des écoles. En effet, si le nombre de salles de classe à enquêter dépendait de la taille de l'école (en nombre de salles de classe), il n'aurait pas été possible, avant de commencer le tirage, de connaître le nombre d'écoles. D'un point de vue logistique et compte tenu du nombre d'écoles à enquêter par zone d'enquêtes en relation avec les jeux de matériel disponibles, cette stratégie n'était pas envisageable ;
- un compromis entre précision et faisabilité technique et budgétaire. En effet, plus un nombre important d'entités au sein d'une population est échantillonné, meilleure est la précision sur les estimations. Idéalement, toutes les salles de classe d'une école auraient dû être enquêtées pour connaître la pollution moyenne de l'école. Cependant, dans cette situation, seul un nombre restreint d'écoles pouvait alors être enquêté compte tenu du budget alloué, la variabilité inter-école était faible et le coût des déplacements réduit.

À l’opposé, si une seule salle de classe était instrumentée par école, 600 écoles auraient dû être enquêtées, les coûts de déplacement auraient été élevés mais la variabilité inter-école aurait été plus élevée et l’information collectée de meilleure qualité. Le compromis entre les coûts de déplacement et la variabilité de l’information a conduit à fixer à deux le nombre de salles de classe à enquêter par école. Par ailleurs, dans 75 % des écoles il y a moins de cinq classes (Tableau 5).

Tableau 5. Distribution du nombre de salles de classe par école. Population nationale d’écoles maternelles et élémentaires. N = 67 299 écoles ; 273 527 salles de classe au total. Chiffres à la rentrée 2009

Min	P10	P25	P50	P75	P95	Max	Moyenne	Ecart-type
1	1	2	3	5	10	38	4,1	3,1

P : percentile

2.3 Calcul des probabilités d’inclusion

La probabilité d’inclusion d’une zone d’enquêtes dans l’échantillon peut être connue *a priori* avec la méthode de tirage utilisée. Il en va de même de la probabilité pour une école donnée de figurer dans l’échantillon final tiré au sort.

La probabilité d’inclusion d’une entité (école ou salle de classe) est le produit des probabilités d’inclusion de chaque unité tirée à chaque degré.

On note :

N_i : le nombre d’écoles dans la zone géographique indexée i

m_i : le nombre de ZE tirées au sort dans la zone géographique indexée i

N_{ij} : le nombre d’écoles dans la ZE indexée ij

N_{ij}^w : le nombre d’écoles dans la strate w de la ZE indexée ij

n_{ij}^w : le nombre d’écoles tirées au sort dans la strate w dans la ZE indexée ij

R_{ijk}^w : le nombre de salles de classe au sein de l’école indexée ijk dans la strate w .

i pour les zones géographiques (ZC)

j pour les ZE

k pour les écoles

l pour les salles de classe

w les strates : EE-Urbain, EE-Rural, EM-Urbain et EM-Rural

Au premier degré, la probabilité d’inclusion de la ZE indexée ij soit ZE_{ij} , appartenant à la ZC indexée i , soit ZC_i est égale à :

$$\pi_{ZE_{ij}}^1 = m_i \times \frac{N_{ij}}{N_i}$$

La probabilité d'inclusion au second degré de l'école indexée ijk soit Ec_{ijk}^w appartenant à la strate w de la ZE indexée ij , soit ZE_{ij} est égale à :

$$\pi_{Ec_{ijk}^w}^2 = \frac{n_{ij}^w}{N_{ij}^w}$$

La probabilité d'inclusion au troisième degré de la salle de classe indexée $ijkl$ soit S_{ijkl}^w appartenant à l'école indexée ijk , soit Ec_{ijk}^w est égale à :

$$\pi_{S_{ijkl}^w}^3 = \frac{2}{R_{ijk}^w}$$

Ainsi par la procédure de tirage aléatoire mise en œuvre, la probabilité d'inclusion finale de la salle de classe indexée $ijkl$, soit S_{ijkl}^w appartenant à l'école indexée ijk soit Ec_{ijk}^w est égale à :

$$\pi_{S_{ijkl}^w} = m_i \times \frac{N_{ij}}{N_i} \times \frac{n_{ij}^w}{N_{ij}^w} \times \frac{2}{R_{ijk}^w}$$

La probabilité d'inclusion finale de l'école indexée ijk soit Ec_{ijk}^w , appartenant à la strate w de la ZE indexée ij , soit ZE_{ij} est égale à :

$$\pi_{Ec_{ijk}^w} = m_i \times \frac{N_{ij}}{N_i} \times \frac{n_{ij}^w}{N_{ij}^w}$$

Le poids de sondage est l'inverse de la probabilité d'inclusion.

2.4 Obtention des accords de participation des écoles

Le recrutement des écoles a été géré par le bureau d'études Sépia-Santé (Baud, 56) entre mai 2012 et avril 2017. Il a été effectué par courriel, courrier postal et contact téléphonique et comprenait deux étapes : la première consistait à obtenir l'accord du maire de la commune concernée ou du gestionnaire de l'école privée, puis la seconde à obtenir celui du gestionnaire de l'établissement scolaire. Les prises de contact consistaient en l'envoi d'un courrier type de l'OQAI accompagné d'une plaquette de présentation de la campagne et d'un courrier officiel de l'Education nationale signé par la direction générale de l'Enseignement scolaire.

De plus, afin de faciliter le recrutement, les écoles qui acceptaient de participer à la campagne pouvaient faire valoir les mesures au titre de la surveillance réglementaire de la qualité de l'air intérieur dans les établissements recevant du public (article 11 du décret no 2015-1926 du 30 décembre 2015 modifiant le décret no 2012-14 du 5 janvier 2012 relatif à l'évaluation des moyens d'aération et à la mesure des polluants effectuées au titre de la surveillance de la qualité de l'air intérieur de certains établissements recevant du public en cours de campagne).

Fin juin 2017, **301 accords d'établissements scolaires ont été obtenus**. Le Tableau 6 présente le bilan du recrutement depuis le démarrage en mai 2012.

Tableau 6. Bilan du recrutement des écoles à fin juin 2017.

Nombre (n)	Envois de courriers et courriels	Réponses	Accords	Refus avec désistement	Sans suite	Délai moyen de réponse (jours)
Mairies/gestionnaires d'écoles privées	733	543 (74 %)	402 (55 %)	141 (19 %)	190 (26 %)	67
Écoles	402	355 (88 %)	301 (75 %)	54 (13 %)	47 (12 %)	69

Au niveau des mairies, certains évènements comme les élections ou bien le report par décret de la surveillance réglementaire de la qualité de l'air intérieur ont ralenti le rythme d'obtention des accords.

Les principaux motifs de refus des mairies et gestionnaires d'écoles privées ont été :

- des mesures de qualité de l'air, en lien avec la surveillance réglementaire déjà réalisées ;
- l'établissement scolaire est en travaux ou fermé ;
- la crainte d'avoir de mauvais résultats et d'avoir à engager des travaux.

Concernant les chefs d'établissements scolaires, la mise en place des nouveaux rythmes scolaires a entraîné de nouvelles charges pédagogiques, ainsi qu'une nouvelle réorganisation du temps de travail, ne facilitant pas l'obtention des accords.

Les principaux motifs de refus des directeurs/directrices d'écoles ont été :

- un emploi du temps trop chargé ;
- des mesures de qualité de l'air déjà réalisées ;
- le refus de renseignement des questionnaires.

Deux établissements scolaires se sont désistés en cours d'enquête (refus de l'enseignant de renseigner les questionnaires et présence de la gale dans l'établissement) et 13 établissements se sont désistés lors de la prise de contact avec les techniciens enquêteurs. Ces désistements ont conduit systématiquement au tirage au sort d'un nouvel établissement.

3. PARAMETRES MESURES ET STRATEGIE D'ENQUETE

3.1 Choix des polluants mesurés

La sélection des polluants mesurés dans cette campagne a été réalisée à partir :

- d'une hiérarchisation sanitaire d'une liste de 1026 substances chimiques prenant en compte la toxicité à long terme et à court terme, les concentrations d'exposition dans l'air et les poussières déposées et la fréquence d'apparition dans les environnements intérieurs (Alméras, 2010) ;
- d'une hiérarchisation des composés organiques semi-volatils basée sur des critères de contamination dans les poussières déposées et de leur toxicité (Bonvallot et al., 2010) ;
- de la faisabilité métrologique, issue notamment d'un protocole développé en collaboration avec le Service parisien de santé environnement (SPSE, anciennement Laboratoire d'hygiène de la Ville de Paris) (Kerautret et al., 2008), ainsi que des retours d'expérience des phases pilotes de la campagne nationale réalisées, d'une part, dans 17 écoles et 51 salles de classe de la région de Clermont-Ferrand en 2010 (Canha et al., 2015; 2016), et d'autre part, dans 30 écoles et 90 salles de classe en Bretagne en 2010 (Raffy et al., 2017).

3.2 Mesures et prélèvements

Le Tableau 7, le Tableau 8 et le Tableau 9 récapitulent les paramètres mesurés au cours de la campagne, ainsi que les stratégies de prélèvement et d'analyse associées.

On distingue les mesures et les prélèvements d'air réalisés en continu sur une semaine de cours (du lundi matin au vendredi matin) et les prélèvements et mesures ponctuels réalisés le vendredi précédant la semaine d'enquête.

Les appareils de mesure et de prélèvement d'air étaient tous disposés sur un portoir conçu par le CSTB (Figure 3). Le portoir était éloigné de tout élément de chauffage ou de refroidissement, de tout mur chaud ou froid, du rayonnement solaire direct, de toute bouche de ventilation ou d'aération pouvant provoquer des conditions de pression instable avec de fortes turbulences de l'air, etc.



Crédit photo : CSTB.

Figure 3. Portoir installé dans une salle de classe.

Tableau 7. Paramètres enregistrés dans la campagne nationale « écoles ».

Paramètres	Dispositifs	Marques / Modèles	Principes de mesure	Échantillonnage	Étendue de mesure
Température Humidité relative	Thermo-Hygromètre	Rotronic / Hygrolog HL 20-D	Sonde de Platine 100 Ω Capteur capacitif +/-1 %	Mesure en continu sur 4,5 jours Pas de temps = 10 minutes	-10 à 50°C 0 à 100 %
Dioxyde de carbone (CO₂)	Capteur de CO ₂	CSTB / Lumair	Capteur NDIR	Mesure en continu sur 4,5 jours Pas de temps = 10 minutes	0 à 5000 ppm
Niveau de bruit	Sonomètre + Calibrateur	Cirrus / Optimus Rouge classe 2 Calibrateur	Microphone à électret	Mesure en continu sur 7 jours Pas de temps = 2 secondes	20 à 130 dB
Particules en nombre	Compteur optique de particules	GRIMM / G 1.08	Diffraction lumineuse 15 canaux de tailles de particules (de 0,3 à 20 μm)	Mesure en continu sur 4,5 jours Pas de temps = 10 minutes	0 à 2 000 000 particules par litres
Éclairement	Luxmètre	Konica Minolta / T10	Cellule photoélectrique au silicium	Mesure ponctuelle 1 ou 2 tableaux et 5 tables 9 mesures par tableau et 5 mesures par table	0,1 à 999999 lux
Plomb dans les peintures	Appareil à fluorescence X	Niton XL XLP	Fluorescence X	Mesures ponctuelles 15 minimum	0 à 80 mg/cm ²

Tableau 8. Prélèvements d'air réalisés dans la campagne nationale « écoles ».

Paramètres	Dispositifs	Marques / Modèles	Principes de prélèvement	Échantillonnage	Principes d'analyse	Laboratoires
Composés organiques volatils (COV)	Tube passif	Radiello® carbograph 4	Adsorption des COV sur le carbograph 4	Prélèvement continu sur 4,5 jours	Désorption thermique Chromatographie en phase gazeuse Détection par spectrométrie de masse	EUROFINS (Saverne (67))
Aldéhydes (ALD)	Tube passif	Radiello® DNPH	Réaction des aldéhydes avec le 2,4-DNPH formant du 2,4-DNPHydrazone	Prélèvement continu sur 4,5 jours	Extraction dans l'acétonitrile Chromatographie liquide haute performance Détection UV	POLLEM / CSTB (Grenoble (38))
Dioxyde d'azote (NO₂)	Tube passif	Tube PASSAM Ag®	Diffusion radiale du NO ₂ dans un tube contenant de la triéthanolamine	Prélèvement continu sur 4,5 jours	Extraction des nitrites en phase aqueuse. Quantité de nitrites déterminée par une lecture spectrophotométrique à 542 nm après formation d'un colorant azoïque (méthode de Griess Salzman)	SPSE (LHVP) (Paris (75))
Composés organiques semi-volatils (COSV)	Système de prélèvement par pompage + cartouche URG	Sensidyne/Gil'Air 3 SKC/AirChek 3000 Battery eliminator/	Récupération des COSV sur mousse PUF et récupération des COSV particulaire sur filtre quartz	Prélèvement continu sur 4,5 jours par pompage actif 2 L/min	Extraction simultanée des mousses PUF et des filtres en quartz par du dichlorométhane en utilisant une technique haute pression et haute température (PLE : <i>pressurized liquid extraction</i>). Chromatographie en phase gazeuse couplée à une spectrométrie de masse en tandem pour la détection et la quantification	EHESP/LERES (Rennes (35))
Particules PM_{2,5} en masse	Système de prélèvement par pompage	SKC/AirChek 3000 Battery eliminator/ Impacteur PM2,5 Filtre téflon	Gravimétrie	Prélèvement continu sur 4,5 jours par pompage actif 1,8 L/min	Pesée du filtre téflon avant et après prélèvement	LCPP (Paris (75))

Tableau 9. Prélèvements de poussières au sol réalisés dans la campagne nationale « écoles ».

Paramètre	Dispositif	Marque / Modèle	Principe de prélèvement	Échantillonnage	Principe d'analyse	Laboratoires
Composés organiques semi-volatils (COSV)	Aspirateur + Tête de prélèvement spécifique en téflon (fabrication CSTB)	Siemens CSTB	Récupération des poussières déposées sur le sol (au moins 10 m ²) Analyse des poussières déposées en laboratoire	Prélèvement ponctuel	Tamissage des poussières à 100 µm Désorption thermique Chromatographie en phase gazeuse Spectrométrie de masse	EHESP/LERES (Rennes (35))
Plomb	Lingette pré-imprégnée ne contenant ni plomb ni détergent	EMS®	Récupération des poussières déposées sur le sol Analyse des poussières déposées en laboratoire	Prélèvement ponctuel	Minéralisation acido-soluble Minéralisation totale Analyses par spectrométrie de masse à plasma à couplage inductif (ICP-MS)	EHESP/LERES (Rennes (35))
Autres métaux	Aspirateur + Tête de prélèvement spécifique (fabrication CSTB)	Siemens CSTB	Récupération des poussières déposées sur le sol Analyse des poussières déposées en laboratoire	Prélèvement ponctuel	Minéralisation acido-soluble Minéralisation totale Analyses par spectrométrie de masse à plasma à couplage inductif (ICP-MS)	EHESP/LERES (Rennes (35))
Allergènes acariens et animaux domestiques	Aspirateur + cartouche et collecteur Mitest®	Indoor Biotechnologies	Récupération des poussières déposées sur les matelas des dortoirs Analyse des poussières déposées en laboratoire	Prélèvement ponctuel	Dosage immuno-enzymatique ELISA Anticorps monoclonaux Der p 1, Der f 1, Fel d 1 et Can f1	EHESP/LERES (Rennes (35))

3.2.1 Dioxyde de carbone (CO₂) et indice de confinement ICONÉ

3.2.1.1 Dioxyde de carbone (CO₂)

Le dioxyde de carbone a été mesuré par le dispositif Lum’Air (Figure 4) sur un pas de temps de dix minutes par une technique d’absorption dans l’infrarouge non dispersif (NDIR). La précision de la mesure fournie par le fabricant est +/-50 ppm + 3 % de la valeur lue. L’enregistrement de CO₂ s’est déroulé du lundi matin au vendredi après-midi de la semaine d’enquête. Le Lum’Air était placé à une hauteur d’un mètre dans le portoir (voir Figure 3).



Figure 4. Lum’Air (version 2) pour la mesure du CO₂ développé au CSTB.

3.2.1.2 Indice ICONÉ

L’indice de confinement de l’air ICONÉ (Ribéron et al., 2009) a été calculé en période d’occupation « normale » de la salle de classe, du lundi au vendredi, sur la semaine d’enquête. La durée minimum d’occupation normale doit être de douze heures sur la semaine d’enquête (voir la définition de l’occupation au paragraphe 4.3).

Cet indice prend une valeur comprise entre zéro et cinq : zéro correspondant à un confinement nul et cinq à un confinement extrême.

La formule de l’indice ICONÉ est la suivante :

$$ICONÉ = 8,3 \times \log_{10}(1 + f1 + 3 \times f2)$$

*f*1 : proportion des valeurs de CO₂ entre 1 000 et 1 700 ppm

*f*2 : proportion des valeurs de CO₂ au-delà de 1 700 ppm

3.2.1.3 Suivi métrologique des Lum’Air

Les Lum’Air étaient vérifiés et ajustés annuellement afin de s’assurer de la fiabilité des valeurs de CO₂ obtenues dans les salles de classe. Le logiciel embarqué de l’appareil permettait d’ajuster le capteur de CO₂ en lui appliquant un coefficient de correction déterminé à l’aide d’une procédure d’ajustage.

3.2.2 Température et humidité relative

La température (°Celsius) et l’humidité relative (%) ont été simultanément mesurées par un thermo-hygromètre HygroLog HL20D® (Rotronic) (Figure 5). L’enregistrement de température et d’humidité relative s’est déroulé sur un pas de temps de dix minutes du lundi matin au vendredi après-midi de la semaine d’enquête. Le thermo-hygromètre était placé à une hauteur d’un mètre dans le portoir (Figure 3). Le capteur et les éléments sensibles étaient exactement à la température de l’environnement à mesurer.

3.2.2.1 Température

Le capteur de température est une sonde platine 100 Ohms avec une plage de mesure allant de 0 °C à + 50 °C à $\pm 0,2$ °C.

3.2.2.2 Humidité relative

L'humidité relative est le rapport de la quantité de vapeur d'eau contenue dans l'air sur la quantité de vapeur d'eau maximale possible. L'humidité relative s'exprime en pourcentage. 100 % correspond à un air saturé en vapeur d'eau (risque de nuage, pluie, brouillard, rosée ou givre), 0 % à un air parfaitement sec (cette valeur d'humidité relative n'est jamais atteinte dans la nature, pas même dans les déserts) (source : [Météo France](http://météo.fr)).

L'humidité relative a été mesurée par un capteur capacitif « ROTRONIC Hygromer IN1 » avec une plage de mesure allant de 0 à 100 % à $\pm 0,8$ %.



Figure 5. Appareil Hygrolog HLB20 (Rotronic ®) pour la mesure de la température et de l'humidité relative.

3.2.2.3 Suivi métrologique des thermo-hygromètres

Les thermo-hygromètres étaient vérifiés annuellement par intercomparaison avec un appareil de référence dans une enceinte climatique. Ce dernier était étalonné et ajusté par le fabricant (raccordement Cofrac). Compte tenu des exigences requises en termes d'évaluation du confort thermique, de l'incertitude de l'étalon utilisé pour l'étalonnage de l'appareil (0,15 °C) et des possibles variations spatiales à l'intérieure de l'enceinte climatique, l'écart maximal toléré (EMT) était de 0,2°C. Un ajustage des hygrologs était réalisé lorsque l'écart en valeur absolue dépassait l'EMT. Pour l'humidité relative, l'EMT était fixé à 3 %.

3.2.3 **Plomb dans les peintures**

Les mesures de plomb dans les revêtements des salles de classe ont été effectuées avec un appareil portable à fluorescence X capable d'analyser la raie K du spectre de fluorescence émis en réponse par le plomb. Cette mesure permet de détecter un revêtement contenant du plomb présent sous un autre revêtement tel qu'un papier peint ou une moquette murale par exemple. Les résultats sont exprimés en milligrammes par centimètre carré (mg/cm²).

Ces mesures nécessitant un appareil ayant une source radioactive, elles ont été faites par des diagnostiqueurs spécialisés. En effet, la distribution, la détention et l'utilisation des appareils à fluorescence X équipés d'une source radioactive sont soumises aux obligations réglementaires prises en application de l'article L. 1333-4 du code de la Santé publique. Des appareils de type Niton XL ou XLP 300 ont été utilisés.

Quinze à vingt mesures ont été faites dans les salles instrumentées suivant le constat de risque d'exposition au plomb (CREP) (arrêté du 19 août 2011 relatif au constat de risque d'exposition au plomb).

Les données suivantes sont renseignées dans la salle de classe :

- le type d'unité diagnostic : une unité de diagnostic est définie comme un ou plusieurs éléments de construction ayant *a priori* un même substrat et un même historique en matière de construction et de revêtement (arrêté du 19 août 2011 relatif au constat de risque d'exposition au plomb), par exemple, mur, plinthe, ouvrant de fenêtre, bâti de fenêtre, ouvrant de porte, bâti de porte, placard, étagère, etc. ;
- le type de substrat : par exemple, plâtre, bois, métal, etc. ;
- le revêtement apparent² : par exemple, peinture, papier peint, toile de verre, etc. ;
- l'état du revêtement² apparent :
 - non dégradé ;
 - en état d'usage ;
 - dégradé : cet état peut générer des écailles susceptibles d'être ingérées par les enfants.

Les résultats sont exprimés par rapport au seuil de 1 mg/cm². Cette valeur n'est pas un seuil de risque sanitaire mais permet de mettre en évidence des éléments des bâtiments devant faire l'objet de travaux en raison de leur état dégradé et de les distinguer de ceux pour lesquels les travaux ne sont pas considérés comme nécessaires malgré un état dégradé (arrêté du 25 avril 2006 relatif au constat de risque d'exposition au plomb (CREP) (article 3)).

3.2.4 Particules PM_{2,5}

3.2.4.1 Stratégie d'échantillonnage et matériel

La collecte des particules PM_{2,5} a été réalisée sur filtre en Téflon PTFE prépesé. Le prélèvement par pompage actif de l'air a été effectué à l'aide d'une pompe Aircheck 3000 et d'une tête de prélèvement adaptée à la collecte des PM_{2,5} (Figure 6). Le débit fixé à 1,8 L/min ($\pm 5\%$) était contrôlé avant et après prélèvement sur site par un débitmètre TSI 4146. Les prélèvements se sont déroulés sur une semaine de cours du lundi au vendredi de 8 h à 17 h dans le portoir prévu à cet effet. Le volume d'air était en moyenne de $3,9 \pm 0,1$ m³ d'air.

La pompe était disposée dans une boîte insonorisée (voir Figure 3).

Les filtres étaient en téflon PTFE (porosité 2 μ m, diamètre 37 ou 47 mm, avec bague support). Ils étaient conservés dans une mini boîte de pétri après le prélèvement et stockés à -18 °C.

3.2.4.2 Pesées des filtres

La pesée des filtres a été faite par le laboratoire central de la préfecture de police (LCPP). Elle s'est effectuée dans une salle de pesée régulée en température (20°C ± 1) et humidité (50 % ± 5) à l'aide d'une balance de précision dont la sensibilité est de 1 μ g. La pesée des filtres avant et après prélèvement a été réalisée selon la norme NF EN 12341 (AFNOR, 2014). Les filtres étaient pesés une première fois après 48 heures de conditionnement dans la salle de pesée (pesée 1), puis une seconde fois 24 heures après (pesée 2). La masse du filtre correspondait à la masse moyenne des deux pesées.

² Par revêtement, on entend un matériau mince recouvrant les éléments de construction (Arrêté du 19 août 2011 relatif au constat de risque d'exposition au plomb)



Figure 6. Tête de prélèvement pour les PM_{2,5}.

3.2.4.3 Calcul de la concentration

La concentration C en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ est calculée $C = \frac{m_{\text{finale}} - m_{\text{initiale}}}{\text{Volume d'air}}$

Avec :

m finale : masse du filtre exposé (μg)

m initiale : masse du filtre non exposé (μg)

Volume air : volume d'air total (m^3) dans les conditions ambiantes de prélèvement

3.2.4.4 Blancs de terrain et limites de détection (LD) et de quantification (LQ)

Un blanc de terrain est un filtre soumis aux mêmes modes opératoires de conditionnement et de pesée qu'un filtre prélevé, y compris le transport et le stockage sur site, mais qui n'est pas utilisé pour prélever l'air (AFNOR, 2014). Les filtres blancs de terrain ont été conditionnés en même temps que les filtres utilisés pour le prélèvement et ont été pesés comme tous les filtres vierges. Après le prélèvement, les blancs de terrain ont été à nouveau conditionnés comme des filtres prélevés dans la chambre de pesée. La différence de masse du blanc de terrain après et avant la période de prélèvement est la masse du blanc de terrain. Trente-six filtres blancs de terrain ont été effectués sur la durée de la campagne de manière aléatoire sur l'ensemble des années et des zones d'enquêtes.

La limite de détection (LD) est la limite en-dessous de laquelle les particules PM_{2,5} sont considérées comme non détectées. La LD est égale à trois fois l'écart-type de la moyenne des différences de masses issues des doubles pesées avant et après prélèvement pour les filtres témoins et tous les filtres. La limite de détection est égale à $3,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Il n'y a pas de limite de quantification en masse des particules étant donné qu'on mesure une masse globale (filtre et particules) bien au-delà de la résolution de la balance. La LQ est égale à la LD.

3.2.4.5 Suivi métrologique des débitmètres

Les débitmètres étaient vérifiés annuellement par intercomparaison avec un appareil de référence qui était préalablement vérifié et ajusté (raccordement Cofrac). L'écart en pourcentage toléré pour le débit 1,8 L/min était de 5 %.

3.2.5 Dioxyde d'azote (NO_2)

3.2.5.1 Stratégie d'échantillonnage

Le NO_2 (n° CAS 10102-44-0) a été mesuré à l'aide d'un tube à diffusion de type tube de Palmes commercialisé par la société Passam AG (Shellenstrasse 44, CH-8708 Mannedorf). Les tubes ont été posés sur une semaine de cours du lundi matin 8 h au vendredi après-midi 17 h dans le portoir et ont été stockés avant et après prélèvement à + 4 °C.

L'échantillonneur comprend un tube en polypropylène de 7,34 cm de long et de 9,74 mm de diamètre en moyenne. Pendant la période de stockage, le tube est muni à ses deux extrémités de capuchons de couleurs différentes. Le bouchon coloré est enlevé pendant la phase de prélèvement et lors de l'étape d'analyse. Le bouchon blanc est inamovible. Il contient deux grilles accolées en acier inoxydable. Ces grilles sont imprégnées de triéthanolamine et d'un agent mouillant qui est du glycérol (Figure 7).

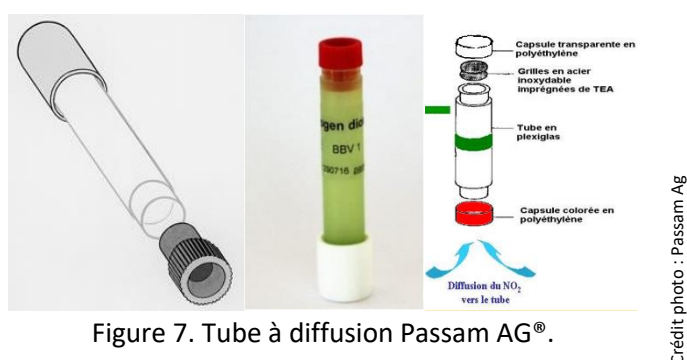


Figure 7. Tube à diffusion Passam AG®.

3.2.5.2 Analyse et calcul de la concentration

L'analyse a été réalisée par le Service parisien de santé environnementale (anciennement Laboratoire d'hygiène de la Ville de Paris). La réaction entre la triéthanolamine et le NO_2 pendant le prélèvement libère des nitrites qui sont ensuite dosés après leur extraction en phase aqueuse. La quantité de nitrites est déterminée par une lecture spectrophotométrique à 542 nm après formation d'un colorant azoïque (méthode de Griess Saltzman). Le mode opératoire répondait aux spécifications de la norme NF EN 16339 (AFNOR, 2013).

L'analyse du tube permet de déterminer la masse m de NO_2 en μg pour les échantillons, les blancs de lot et les blancs de terrain selon la formule suivante :

$$m = C \times V$$

Avec :

V = volume de réactif colorimétrique utilisé (ml)

C = concentration en nitrite relevée sur la courbe d'étalonnage (en $\mu\text{g/ml}$)

La concentration en NO_2 est calculée selon l'équation suivante :

$$C_{\text{NO}_2} = \frac{(m_{\text{NO}_2} - m_{\text{BLC}}) \times 10^6}{Q_T \times t}$$

Avec :

m_{NO_2} : masse de NO_2 dans l'échantillon (μg)

m_{BLC} : moyenne des masses de NO_2 dans les blancs analysés du même lot que l'échantillon (μg)

t : durée de prélèvement en minutes

Q_T : débit d'échantillonnage en $\text{cm}^3 \cdot \text{min}^{-1}$

Pour le tube Passam®, la valeur du débit d'échantillonnage Q_T est égale à 56,8 cm³/h à 21 °C et 1013,25 hPa (AFNOR, 2013).

Les corrections du débit d'échantillonnage liées à la température moyenne pendant la durée du prélèvement ont été effectuées selon la formule suivante (Plaisance et al., 2000) :

$$Q_T(\text{cm}^3/\text{min}) = \frac{[0,60 \times (T_K - 294,25) + 56,8]}{60}$$

Avec :

T_K : température en Kelvin

Les corrections liées à l'altitude pendant la durée du prélèvement ont été appliquées avec la formule internationale du nivellement barométrique supposant une atmosphère normalisée (température au sol 15 °C = 288,15 K, pression 1013,25 hPa, gradient vertical de température 0,65 K pour 100 m).

La variation de la température au sol a peu d'impact sur la pression (< 20 hPa à 1500 m entre -10 et 25 °C, soit moins de 2 % d'impact sur la concentration).

Le facteur de correction appliqué à la concentration est alors :

$$C_{NO2}^{corrigée} = C_{NO2}^{1013,25} \frac{P(z)}{1013}$$

Avec :

C = concentration en µg/m³

$$P(z) = 1013,25 \left(1 - \frac{0,0065 z}{288,15} \right)^{5,255}$$

Avec :

z est l'altitude en mètres

3.2.5.3 Blancs de terrain et limites de détection (LD) et de quantification (LQ)

Les limites de détection (LD) et de quantification (LQ) analytiques sont respectivement égales à 2 et 5 µg/m³. Aucune concentration sur les tubes blancs de lot ne dépassait la LD analytique. Les LD et LQ de la méthode de mesure sont donc équivalentes aux LD et LQ analytiques.

Simultanément aux échantillons, des blancs de terrain ont été réalisés : il s'agit de tubes transportés et manipulés comme les échantillons mais non exposés. Ils permettent de détecter une contamination pendant le transport, sur site ou pendant la conservation des tubes.

Au cours de la campagne, 33 blancs de terrain ont été réalisés de manière aléatoire sur l'ensemble des années et des zones d'enquêtes. Parmi ceux-ci, 31 tubes ont eu des concentrations inférieures à la LD. Deux tubes ont eu une concentration inférieure à la LQ.

3.2.5.4 Réplicats

Simultanément aux échantillons, des réplicats ont été réalisés dans une salle de classe de 17 écoles, de manière aléatoire sur l'ensemble des années et des zones d'enquêtes. L'étude des réplicats est présentée en Annexe 1.

3.2.6 Composés organiques volatils (COV)

3.2.6.1 Stratégie d'échantillonnage

Un échantillonneur passif de type Radiello® a été disposé dans chaque salle de classe sur une semaine de cours du lundi matin 8 h au vendredi après-midi 17 h dans le portoir prévu. Une mesure a été aussi réalisée à l'extérieur de chaque école, généralement dans la cour de récréation, hors de portée des enfants : rebord de fenêtre, poteau, préau, arbre, grillage, etc.

Un échantillonneur passif est composé d'une cartouche pour désorption thermique (code n° 145), d'un corps diffusif (code n° 120-2) et d'un adaptateur (code n° 122) (Figure 8).

La cartouche (code n° 145) est cylindrique (40-60 mesh s.s. net), de diamètre externe 4,8 mm, et contenant 300 mg de charbon graphitisé (Carbograph 4). La cartouche est conservée dans un tube à essai en verre hermétiquement fermé par un bouchon en plastique.



Figure 8. Corps diffusif Radiello® pour les COV (code 120-2).

Avant son utilisation, la cartouche devait être conditionnée thermiquement, à une température supérieure à la température de désorption au laboratoire pour éliminer l'essentiel des quantités résiduelles de COV présentes initialement sur le matériau adsorbant. Les quantités résiduelles de COV dans la cartouche après conditionnement devaient être aussi faibles que possible. Par exemple, pour le benzène, la masse résiduelle devait être inférieure à 15 ng (LCSQA, 2008).

La cartouche d'adsorbant préalablement conditionnée était conservée avant le prélèvement à 4 °C dans son tube à essai en verre hermétiquement fermé par un bouchon en plastique. La durée de conservation de la cartouche dans ces conditions était au maximum de trois mois. Ce conditionnement a été réalisé par le laboratoire Eurofins pour l'environnement (Saverne, 67). Après prélèvement, les cartouches étaient stockées à 4 °C.

3.2.6.2 Analyse et concentration

Les analyses ont été réalisées par le laboratoire Eurofins pour l'environnement (Saverne, 67). Les cartouches étaient extraites thermiquement, puis analysées par chromatographie en phase gazeuse sur colonne capillaire.

Les cibles ont été identifiées et quantifiées par spectrométrie de masse (impact électronique et balayage). Le mode opératoire du laboratoire répondait aux spécifications de la norme NF EN ISO 16017-2 (2003).

Chaque COV cible a été identifié et quantifié par étalonnage externe à l'aide de solutions étalons correspondant au composé. L'analyse de la cartouche a ainsi permis de déterminer la masse de chaque COV prélevé au cours de la durée d'exposition du tube à diffusion (environ 4,5 jours)³.

³ Il a été constaté une très nette dégradation de la qualité des cartouches Carbograph 4 (perte du charbon) depuis 2014 conduisant à l'invalidation de 17 prélèvements. Des pannes importantes de chaînes analytiques et des erreurs de manipulation ont aussi entraîné la perte de résultats d'analyse.

Treize COV ont été visés et listés dans le Tableau 10 avec leur numéro CAS.

Tableau 10. Liste des 13 COV.

COV	Numéros CAS
Benzène	71-43-2
Toluène	108-88-3
Éthylbenzène	100-41-4
o-xylène	95-47-6
m,p-xylène	203-576-3/203-396-5
Styrène	100-42-5
Décane	124-18-5
n-hexane	110-54-3
Tétrachloroéthylène	127-18-4
Limonène	138-86-3
Alpha pinène	80-56-8
4 méthyl pentan-2 one ou méthyl isobutyl cétone (MIBK)	108-10-1
Phénol	108-95-2

La concentration en COV est calculée selon l'équation suivante :

$$C = \frac{m_{COV} \times 10^6}{Q_T \times t_{exp}}$$

Avec :

m_{COV} : masse de COV prélevée sur la cartouche exposée (ng)

C : concentration en COV dans l'air pendant l'exposition ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

Q_T : débit d'échantillonnage du COV considéré (mL/min)

t_{exp} : durée du prélèvement (min)

Les débits d'échantillonnage Q_T sont présentés dans le Tableau 11.

Tableau 11. Débits d'échantillonnage des COV cibles.

Composés	Débit d'échantillonnage (mL/min) à 25 °C et 1013 hPa ($\pm$ incertitude étendue à 2σ en %) (source = Radiello.com)
Benzène	27,8 ($\pm$ 8,3 %) ^a
Toluène	30,0 ($\pm$ 8,3 %)
Éthylbenzène	25,7 ($\pm$ 9,1 %)
(m+p)-xylènes	26,6 ($\pm$ 11,3 %)
o-xylène	24,6 ($\pm$ 9,1 %)
Styrène	27,1 ($\pm$ 24 %)
Décane	22,3 ($\pm$ 22,4 %)
Tétrachloroéthylène	25,4 ($\pm$ 8,9 %)
n-hexane	25,5 ($\pm$ 10,9 %)

Composés	Débit d'échantillonnage (mL/min) à 25 °C et 1013 hPa (± incertitude étendue à 2σ en %) (source = Radiello.com)
Limonène	12,8 (± 24,8 %)
Alpha-pinène	6,4 (± 29,5 %)
Phénol	30,4 ^b
MIBK	26,3 ^b

^a Débit indicatif, le débit utilisé est un débit modélisé décrit ci-après ; ^b Débit estimé par les auteurs.

Les débits d'échantillonnage Q_T ont été corrigés selon la température T (en Kelvin) selon la formule suivante :

$$Q_T = Q_{298K} \left(\frac{T}{298} \right)^{1,5}$$

Avec :

T est la température moyenne en Kelvin (°K) pendant le prélèvement.

Pour le benzène, un débit de prélèvement modélisé établi sur la base d'essais en chambre d'exposition pour des prélèvements de 1 à 7 jours est retenu (Pennequin-Cardinal et al., 2005a, 2005b ; Plaisance et al., 2008). Ce débit est adapté à une gamme de concentrations en benzène allant jusqu'à 10 µg/m³. L'application de cette équation permet de tenir compte des effets des paramètres environnementaux sur le débit de prélèvement.

En intérieur (vitesse d'air de l'ordre de 0,05 cm/s)

$$Q_{model} = -0,18 \times T - 0,02 \times C_i + 29,3$$

En extérieur (vitesse d'air de l'ordre de 0,5 cm/s)

$$Q_{model} = -0,18 \times T - 0,02 \times C_i + 31,9$$

Avec :

$T(^{\circ}C)$, la température moyenne en degré Celsius sur la durée de prélèvement

C_i : concentration en benzène calculée en prenant en compte la valeur de débit d'échantillonnage constant du tableau (en µg/m³)

Les corrections liées à l'altitude pendant la durée du prélèvement ont été appliquées avec la formule internationale du nivellement barométrique supposant une atmosphère normalisée (température au sol 15 °C = 288,15 K, pression 1013,25 hPa, gradient vertical de température 0,65 K pour 100 m).

La variation de la température au sol a peu d'impact sur la pression (< 20 hPa à 1500 m entre -10 et 25 °C, soit moins de 2 % d'impact sur la concentration).

Le facteur de correction appliqué à la concentration est alors :

$$C_{COV}^{corrigée} = C_{COV}^{1013,25} \frac{P(z)}{1013}$$

Avec : C = concentration en µg/m³

$$P(z) = 1013,25 \left(1 - \frac{0,0065 Z}{288,15} \right)^{5,255}$$

Avec : z = altitude en mètres

3.2.6.3 Blancs de terrain et limites de détection (LD) et de quantification (LQ)

Des blancs de terrain ont été réalisés : il s'agit de cartouches transportées et manipulées comme les échantillons mais non exposées. Ils permettent de détecter une contamination pendant le transport, sur site ou pendant la conservation des cartouches. Sur la totalité de la campagne, 61 blancs de terrain ont été réalisés de manière aléatoire sur l'ensemble des années et des zones d'enquêtes.

Il n'existe pas de blancs de lot pour les cartouches Carbograph, celles-ci ayant été conditionnées thermiquement avant chaque prélèvement. L'étude des blancs de terrain permet d'estimer les LD et LQ de la méthode à partir des LD et LQ analytiques. Les résultats sont présentés dans le Tableau 12 dans lequel les résultats des blancs de terrain sont mis au regard des LD et LQ analytiques pour chaque COV. Des contaminations des blancs de terrain sont apparues pour le benzène, le toluène, les m,p-xylène, le décane et l'hexane dont les origines restent inexplicables. Pour tenir compte de ces contaminations, les LD analytiques de ces composés ont été modifiées.

Tableau 12. Limites de détection (LD) et quantification (LQ) analytiques et de la méthode (n=61).

	LD analytique µg/m³	LQ analytique µg/m³	LD méthode µg/m³	LQ méthode µg/m³	% de blancs de terrain dont les concentrations < LD analytique	% de blancs de terrain dont les concentrations < LQ analytique
Benzène	0,13	0,32	0,28	0,32	90	100
Toluène	0,11	0,26	1,80	1,80	74	89
Éthylbenzène	0,12	0,31	0,12	0,31	97	98
m,p-xylènes	0,24	0,60	0,60	0,60	92	98
o-xylène	0,13	0,32	0,13	0,32	97	98
Styrène	0,12	0,29	0,12	0,29	95	98
Décane	0,14	0,36	0,28	0,36	90	100
n-hexane	0,12	0,31	2,59	2,59	67	80
Tétrachloroéthylène	0,12	0,31	0,12	0,31	98	100
Limonène	0,25	0,62	0,25	0,62	97	100
Alpha-pinène	0,50	1,24	0,50	1,24	97	98
Méthyl isobutyl cétone (MIBK)	0,30	0,60	0,30	0,60	97	98
Phénol	0,26	0,52	0,26	0,52	97	98

Les LD et LQ analytiques sont fournies par le laboratoire en masse et retranscrites en concentrations pour une durée type de 6 300 min et une température moyenne de 24,9 °C.

3.2.6.4 Réplicats

Simultanément aux échantillons, des réplicats ont été réalisés dans une salle de classe pour 18 écoles, de manière aléatoire sur l'ensemble des années et des zones d'enquêtes. L'étude des réplicats est présentée en Annexe 1.

3.2.7 **Aldéhydes**

3.2.7.1 Stratégie d'échantillonnage

Les aldéhydes ont été mesurés à l'aide de capteurs passifs imprégnés de 2,4-dinitrophénylhydrazine (2,4-DNPH) exposés durant une semaine du lundi matin 8 h au vendredi après-midi 17 h, dans un portoir prévu à cet effet. Les cartouches ont été conservées avant et après prélèvement à 4 °C.

Une mesure à l'extérieur du bâtiment abritant les salles de classe a été systématiquement effectuée (voir paragraphe 3.2.6.1).

Un tube à diffusion de la marque Radiello® a été utilisé pour le prélèvement. L'échantillonneur est composé d'une cartouche (code n° 165), d'un corps diffusif (code n° 120-1) et d'un adaptateur (code n° 122). La cartouche (code n° 165) est cylindrique (100 mesh s.s. net), de diamètre externe 5,9 mm, et contenant 900 mg de florisil 35-50 mesh imprégné de 2,4-DNPH. Cette cartouche est placée dans un corps diffusif en polyéthylène avant le prélèvement (Figure 9).



Figure 9. Corps diffusif Radiello® pour les aldéhydes (code 120-1).

3.2.7.2 Analyse et calcul de concentration

Trois aldéhydes ont été analysés par le CSTB (Laboratoire Pollem, Grenoble, 38) : le formaldéhyde, l'acétaldéhyde et l'hexaldéhyde.

La réaction entre les aldéhydes et la 2,4-DNPH forment des hydrazones correspondantes qui sont ensuite extraites par élution avec une quantité définie d'acétonitrile. La méthode analytique était une chromatographie liquide haute performance (CLHP) (colonne à phase silice greffée C18), associée à une détection dans l'ultra-violet (UV) à une longueur d'onde de 360 nm. Un gradient d'élution à base d'acétonitrile, d'eau (et éventuellement de tétrahydrofurane) a permis la séparation des composés.

Les trois aldéhydes cibles ont été identifiés et quantifiés par étalonnage externe à l'aide de solutions standard comprenant les dérivés hydrazones correspondant. Le mode opératoire du laboratoire répondait aux spécifications de la norme NF EN ISO 16000-4 (2011).

La concentration en aldéhydes a été calculée selon l'équation suivante :

$$C = \frac{(m_{ALD} - m_{BLC}) \times 10^6}{Q_T \times t_{exp}}$$

Avec :

m_{ALD} : masse d'aldéhyde prélevée sur la cartouche exposée (µg)

m_{BLC} : masse d'aldéhyde en moyenne dans les blancs de lot analysés (µg)

C : concentration d'aldéhyde dans l'air pendant l'exposition (µg·m⁻³)

Q_T : débit d'échantillonnage de l'aldéhyde considéré (mL/min)

t_{exp} : durée du prélèvement (min).

Il est nécessaire de corriger les débits d'échantillonnage Q_T selon la température T (en Kelvin). T est la température moyenne pendant la durée du prélèvement.

$$Q_T = Q_{298K} \left(\frac{T}{298} \right)^{0,35}$$

Les débits d'échantillonnage sont indiqués dans le Tableau 13.

Tableau 13. Débits d'échantillonnage des aldéhydes ciblés.

Composés	Débit d'échantillonnage (mL/min) à 25 °C et 1013 hPa (± incertitude étendue à 2σ en %) (source = Radiello.com, Sacco et al., 2000)
Formaldéhyde	99 (± 13,8 %)
Acétaldéhyde	84 (± 15,9 %)
Hexaldéhyde	18 (± 20,2 %)

Les corrections liées à l'altitude pendant la durée du prélèvement ont été appliquées avec la formule internationale du nivellement barométrique supposant une atmosphère normalisée présentée précédemment (paragraphe 3.2.6.2).

3.2.7.3 Blancs de terrain et limites de détection (LD) et de quantification (LQ)

Des blancs de terrain ont été réalisés : il s'agit de cartouches transportées et manipulées comme les échantillons, mais non exposées. Ils permettent de détecter une contamination pendant le transport, sur site ou pendant la conservation des cartouches. Sur la totalité de la campagne, 33 blancs de terrain ont été réalisés de manière aléatoire sur l'ensemble des années et des zones d'enquêtes.

Deux à sept analyses de blancs de lot ont été réalisées sur les vingt lots différents de cartouches aldéhydes utilisés pour la campagne (n=66). Ces analyses ont permis de calculer une LD et LQ de la méthode. Les résultats sont présentés dans le Tableau 14. La contamination parfois élevée en hexaldéhyde sur les blancs de terrain a été prise en compte dans le calcul de la LD méthode.

Tableau 14. Limites de détection (LD) et quantification (LQ) analytiques et de la méthode et blancs de terrain (n=33).

	LD analytique µg/m³	LQ analytique µg/m³	LD méthode µg/m³	LQ méthode µg/m³	% de blancs de terrain dont les concentrations < LD analytique	% de blancs de terrain dont les concentrations < LQ analytique
Formaldéhyde	0,01	0,05	0,6	0,6	45 %	48 %
Acétaldéhyde	0,02	0,05	0,8	0,8	42 %	64 %
Hexaldéhyde	0,14	0,48	5,9	5,9	45 %	61 %

3.2.7.4 Réplicats

Simultanément aux échantillons, des réplicats ont été réalisés dans une salle de classe de dix-sept écoles, de manière aléatoire sur l'ensemble des années et des zones d'enquêtes. L'étude des réplicats est présentée en Annexe 1.

3.2.8 **Composés organiques semi-volatils (COSV) dans l'air**

3.2.8.1 Stratégie d'échantillonnage

Les COSV ont une pression de vapeur plus faible que les COV et se retrouvent dans l'air à la fois dans la phase gazeuse et la phase particulaire. Pour cette raison, les prélèvements ont été réalisés par pompage actif de l'air dans les deux phases avec une sélection des particules selon la fraction PM_{2,5}. La pompe était une Airchek 3000 (SKC Ltd, Blandford Forum, Royaume-Uni) réglée à un débit de 2 L/min (± 5 %). Celui-ci était vérifié avant et après prélèvement sur site avec un débitmètre TSI 4146.

Le support de prélèvement était une cartouche URG (URG Corporation, Chapel Hill, NC 27516 États-Unis). Cette cartouche est composée d'un tube en verre dans lequel est insérée une mousse en polyuréthane et d'un impacteur PM_{2,5} d'une grille en inox supportant un filtre de quartz (Figure 10).

Les prélèvements se sont déroulés sur une semaine de cours du lundi matin au vendredi après-midi dans le portoir prévu à cet effet. La pompe était disposée dans une boîte insonorisée (voir Figure 3). Le volume d'air prélevé était égal en moyenne à $12,5 \pm 0,3 \text{ m}^3$.

Avant leur utilisation, les mousses polyuréthane ont préalablement subi une double ou triple extraction au dichlorométhane pour éliminer l'essentiel des quantités résiduelles de COSV présentes initialement sur la mousse. Les filtres quartz ont aussi eu un prétraitement thermique à 550 °C pendant 2 heures.

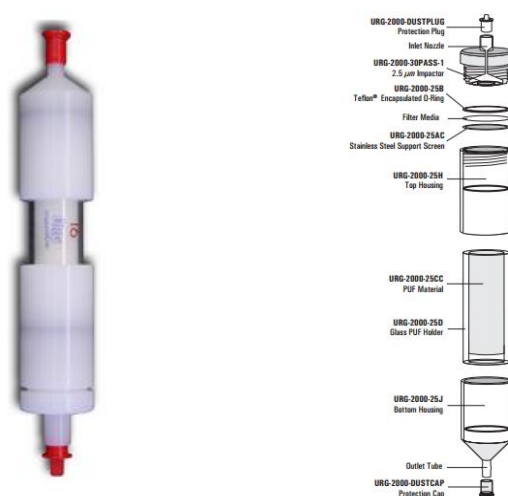


Figure 10. Cartouche URG (URG Corporation, Chapel Hill, NC 27516 États-Unis).

3.2.8.2 Analyse et calcul des concentrations

L'analyse des COSV a été réalisée par le Laboratoire d'études et de recherche en environnement et santé (Leres) de l'École des hautes études en santé publique (EHESP, Rennes, 35). Les COSV ont été extraits simultanément des mousses PUF et des filtres en quartz par du dichlorométhane en utilisant une technique haute pression et haute température (PLE : *pressurized liquid extraction*). Après concentration, les extraits ont été analysés par chromatographie en phase gazeuse couplée à une spectrométrie de masse en tandem pour la détection et la quantification (par impact électronique et balayage) (Blanchard et al., 2014).

Chaque COSV cible a été identifié et quantifié par étalonnage interne.

L'analyse conjointe de la mousse PUF et du filtre quartz permet de déterminer la masse de chaque COSV prélevé au cours de la durée d'exposition de la cartouche (en moyenne $12,5 \pm 0,3 \text{ m}^3$ d'air).

Quarante-six COSV ont été analysés. Ils sont présentés dans le Tableau 15.

Le calcul de la concentration en COSV se fait selon l'équation suivante :

$$C = \frac{m_{\text{COSV}}}{\text{Vol air}}$$

Avec :

C : concentration en COSV dans l'air (ng/m³)

m_{cosv} : masse de COSV l'air (ng)

$Vol\ air$: volume d'air prélevé (m³)

Tableau 15. Liste des 46 COSV.

COSV	Numéro CAS
Pesticides organochlorés	
Aldrine	309-00-2
Dieldrine	60-57-1
4,4'-DDE (dichlorodiphényldichloroéthylène)	72-55-9
4,4'-DDT (dichlorodiphényltrichloroéthane)	50-29-3
Alpha-hexachlorohexane (HCH)	319-84-6
Gamma-HCH (lindane)	58-89-9
Alpha-endosulfan	959-98-8
Pesticides organophosphorés	
Chlorpyrifos éthyl	2921-88-2
Diazinon	333-41-5
Dichlorvos/DDVP	62-73-7
Pyréthroïdes	
Cyfluthrine	68359-37-5
Cyperméthrine	52315-07-8
Deltaméthrine	52918-63-5
Permethrine	52645-53-1
Tétraméthrine	7696-12-0
Autres pesticides	
Oxadiazon	19666-30-9
Esters phosphoriques	
Tributylphosphate	126-73-8
Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)	
Anthracène	120-12-7
Acénaphène	83-32-9
Benzo[a]pyrène	50-32-8
Fluoranthène	206-44-0
Fluorène	86-73-7
Phénanthrène	85-01-8
Pyrène	129-00-0
Muscs polycycliques	
1,3,4,6,7,8-hexahydro-4,6,6,7,8,8-hexa- methylcyclopenta-(g)-2-benzopyran (HHCB ou Galaxolide)	1222-05-5
6-Acetyl-1,1,2,4,4,7-hexamethyltetraline (AHTN ou Tonalide)	1506-02-01
Phtalates	
Benzyl butyl phtalate (BBP)	85-68-7
Dibutyl phtalate (DBP)	84-74-2
Diisobutyl phtalate (DiBP)	84-69-5
Diéthyl phtalate (DEP)	84-66-2
Di (2-éthylhexyl) phtalate (DEHP)	117-81-7
Diisononylphtalate (DiNP)	28553-12-0
Polychlorobiphényles (PCB)	
2,4,4'-trichlorobiphényle (PCB 28)	7012-37-5

COSV	Numéro CAS
2,4',5-trichlorobiphényle (PCB 31)	16862-07-4
2,2',5,5'-tetrachlorobiphényle (PCB 52)	35693-99-3
2,2',4,5,5'-pentachlorobiphényle (PCB 101)	37680-73-2
2,3,3',4,4'-pentachlorobiphényle (PCB 105)	32598-14-4
2,3',4,4',5-pentachlorobiphényle (PCB 118)	31508-00-6
2,2',3,4,4',5'-hexachlorobiphényle (PCB 138)	35065-28-2
2,2',4,4',5,5'-hexachlorobiphényle (PCB 153)	35065-27-1
2,2',3,4,4',5,5'-heptachlorobiphényle (PCB 180)	35065-29-3
Polybromodiphényléthers (PBDE)	
2,2',4,4'-Tétrabromo diphényl éther (BDE47)	5436-43-1
2,2',3,4,4'-pentabromo diphényl éther (BDE 85)	182346-21-0
2,2',4,4',5-pentabromo diphényl éther (BDE 99)	60348-60-9
2,2',4,4',6-pentabromo diphényl éther (BDE 100)	189084-64-8
2,2',4,4',5,5'-Hexabromo diphényl éther (BDE 153)	68631-49-2

3.2.8.3 Blancs de terrain et limites de détection (LD) et de quantification (LQ)

Des blancs de terrain ont été réalisés : il s'agit de cartouches URG transportées et manipulées comme les échantillons mais non exposées. Sur la totalité de la campagne, 68 cartouches URG blancs de terrain ont été réalisées de manière aléatoire sur l'ensemble des années et des zones d'enquêtes.

Les résultats sont présentés dans le Tableau 16 dans lequel les résultats des blancs de terrain sont mis au regard des LD et LQ analytiques pour chaque COSV. Des contaminations sont apparues principalement sur les phtalates et les HAP entraînant une forte élévation de la LD. Le DEHP est notamment fortement impacté par un niveau de contamination très variable des blancs de terrain dont les sources restent inexplicables. De ce fait, la LD de la méthode du DEHP est particulièrement élevée. Ainsi, au niveau de l'analyse du DEHP, il est difficile de distinguer ce qui provient effectivement du prélèvement d'air dans la salle de classe d'une contamination liée à la manipulation et au transport des cartouches URG.

Tableau 16. Limites de détection (LD) et quantification (LQ) analytiques et de la méthode et blancs de terrain (n=68).

	LD analytique µg/m ³	LQ analytique µg/m ³	LD méthode µg/m ³	LQ méthode µg/m ³	% de blancs de terrain dont les concentrations < LD analytique	% de blancs de terrain dont les concentrations < LQ analytique
Aldrine	0,08	0,20	0,08	0,20	100	100
Dieldrine	0,08	0,20	0,08	0,20	97	100
4,4'-DDE	0,03	0,08	0,03	0,08	99	100
4,4'-DDT	0,08	0,20	0,08	0,20	100	100
a-HCH	0,03	0,08	0,03	0,08	100	100
g-HCH	0,08	0,20	0,08	0,20	97	100
Alpha-endosulfan	0,08	0,20	0,08	0,20	97	100
Chlorpyrifos-éthyl	0,08	0,20	0,08	0,20	100	100
Dichlorvos	0,08	0,20	0,08	0,20	99	100
Diazinon	0,08	0,20	0,08	0,20	100	100
Cyfluthrine	0,20	0,40	0,20	0,40	100	100

	LD analytique µg/m³	LQ analytique µg/m³	LD méthode µg/m³	LQ méthode µg/m³	% de blancs de terrain dont les concentrations < LD analytique	% de blancs de terrain dont les concentrations < LQ analytique
Cyperméthrine	0,40	0,60	0,40	0,60	100	100
Deltaméthrine	0,20	0,40	0,20	0,40	99	100
Perméthrine	0,40	0,99	0,40	0,99	100	100
Tétraméthrine	0,20	0,40	0,20	0,40	100	100
Oxadiazon	0,08	0,20	0,08	0,20	100	100
Tributylphosphate	0,99	2,98	1,60	2,98	94	100
Acénaphthène	0,08	0,20	0,30	0,30	74	93
Anthracène	0,20	0,40	0,20	0,40	99	100
Benzo(a)pyrène	0,08	0,20	0,08	0,20	97	99
Fluoranthène	0,08	0,20	0,29	0,29	81	94
Fluorène	0,08	0,20	0,53	0,53	66	88
Phénanthrène	0,20	0,40	1,79	1,79	56	82
Pyrène	0,08	0,20	0,52	0,52	88	91
Galaxolide	0,40	0,99	2,10	2,10	44	79
Tonalide	0,40	0,99	0,61	0,99	76	100
BBP	3,17	15,87	3,17	15,87	96	100
DBP	3,17	15,87	50,37	50,37	44	92
DEHP	3,17	15,87	168,71	168,71	32	79
DEP	15,87	39,68	38,98	39,68	80	98
DIBP	3,17	15,87	48,67	48,67	21	88
DiNP	3,17	15,87	15,87	15,87	71	96
PCB28	0,03	0,08	0,03	0,08	100	100
PCB31	0,03	0,08	0,03	0,08	99	100
PCB52	0,03	0,08	0,03	0,08	97	100
PCB101	0,03	0,08	0,03	0,08	97	99
PCB105	0,03	0,08	0,03	0,08	100	100
PCB118	0,03	0,08	0,03	0,08	99	100
PCB138	0,03	0,08	0,03	0,08	100	100
PCB153	0,03	0,08	0,03	0,08	99	100
PCB180	0,03	0,08	0,03	0,08	100	100
BDE47	0,08	0,20	0,08	0,20	100	100
BDE85	0,08	0,20	0,08	0,20	100	100
BDE99	0,08	0,20	0,08	0,20	100	100
BDE100	0,08	0,20	0,08	0,20	100	100
BDE153	0,40	0,79	0,40	0,79	100	100

3.2.8.4 Suivi métrologique des débitmètres

Les débitmètres étaient vérifiés annuellement par intercomparaison avec un appareil de référence qui était préalablement vérifié et ajusté (raccordement Cofrac). L'écart en pourcentage toléré pour un débit de 2 L/min était de 5 %.

3.2.9 COSV dans les poussières déposées au sol

3.2.9.1 Stratégie d'échantillonnage

Les poussières ont été collectées avec un aspirateur (Siemens Z 5.0 Extreme Power Edition) dans une cartouche en cellulose qui était insérée dans le tuyau grâce à un support en aluminium. Un embout en Téflon permettait ensuite de passer l'aspirateur à une vitesse de 2 minutes par m² (Figure 11). Une surface minimum de 10 m² devait être aspirée. Une fois les poussières aspirées, la cartouche en cellulose était disposée dans un flacon en verre brun préalablement nettoyé au dichlorométhane. Le flacon a été ensuite disposé dans une pochette réfrigérée et envoyé au laboratoire d'analyse.



Figure 11. Matériel de prélèvement pour le passage de l'aspirateur : cartouche en cellulose, flacon brun et embout en Téflon.

3.2.9.2 Analyse et calcul des concentrations

L'analyse des COSV a été réalisée par le LERES de l'EHESP (Rennes, 35).

Les poussières récoltées ont été pesées puis tamisées à 100 µm à l'aide d'un tamis en inox pour éliminer les débris. L'échantillon a ensuite été congelé à -18 °C jusqu'à l'analyse. Une prise d'essai de 2 mg a ensuite été analysée par désorption thermique, chromatographie en phase gazeuse (CPG) et spectrométrie de masse (Mercier et al., 2012).

Chaque COSV cible a été identifié et quantifié par étalonnage interne.

Quarante-six COSV ont été analysés. Par rapport à l'air, cinq pesticides (cyfluthrine, cyperméthrine, deltaméthrine, tétraméthrine et dichlorvos) et un HAP (acénaphène) ne pouvaient pas être analysés par cette technique. Ils ont été remplacés par cinq HAP (benzo[a]anthracène, benzo[b]fluoranthène, benzo[k]fluoranthène, dibenzo[a,h]anthracène, indeno[1,2,3-cd]pyrène) et le triclosan.

Tableau 17. Liste des six COSV remplacés par rapport à l'air.

Composé	Numéro CAS
Benzo [a] anthracène	56-55-3
Benzo [b] fluoranthène	205-99-2
Benzo [k] fluoranthène	207-08-9
Dibenzo [a,h] anthracène	53-70-3
Indeno [1,2,3-cd] pyrène	193-39-5
5-chloro-2-(2,4-dichlorophénoxy)phénol (triclosan)	3380-34-5

3.2.9.3 Limites de détection (LD) et de quantification (LQ)

Les LD et LQ pour chaque COSV sont indiquées dans le Tableau 18.

Tableau 18. Limites de quantification analytiques (ng/g) des 46 COSV dans les poussières déposées.

COSV	LD (ng/g)	LQ (ng/g)
Aldrine	5	10
Dieldrine	5	10
4,4'-DDE	2,5	5
4,4'-DDT	2,5	5
Alpha-HCH	5	10
Gamma-HCH	5	10
Alpha-endosulfan	25	50
Chlorpyrifos-éthyl	50	200
Diazinon	50	100
Perméthrine	25	50
Oxadiazon	2,5	5
Triclosan	12,5	25
Tributylphosphate	50	100
Anthracène	10	20
Benzo[a]anthracène	10	20
Benzo[a]pyrène	10	20
Benzo[b]fluoranthène	10	20
Benzo[k]fluoranthène	10	20
Dibenzo[a,h]anthracène	10	20
Fluoranthène	10	20
Fluorène	10	20
Indeno[1,2,3-cd]pyrène	10	20
Phenanthrène	10	20
Pyrène	10	20
Galaxolide	50	100
Tonalide	12,5	25
BBP	200	400
DBP	500	1000
DEHP	1000	2000
DEP	200	400
DiBP	200	400
DiNP	500	1000
PCB 28	2,5	5
PCB 31	2,5	5
PCB 52	2,5	5
PCB 101	2,5	5
PCB 105	2,5	5
PCB 118	2,5	5
PCB 138	2,5	5
PCB 153	2,5	5
PCB 180	2,5	5
BDE 47	5	10

COSV	LD (ng/g)	LQ (ng/g)
BDE 85	10	20
BDE 99	5	10
BDE 100	5	10
BDE 153	10	20

3.2.9.4 Suivi métrologique des aspirateurs

La force de dépression générée par les aspirateurs a été vérifiée annuellement au CSTB. Les aspirateurs dont les performances étaient inférieures de plus 10 % à la valeur moyenne des forces générées par les aspirateurs les plus performants (soit 17,7 N) étaient réformés.

3.2.10 *Plomb dans les poussières déposées au sol*

Deux types de prélèvement des poussières déposées au sol dans les salles de classe ont été effectués pour l'analyse des métaux : un prélèvement par lingette et un prélèvement par un aspirateur. Le prélèvement par lingette a été réalisé uniquement pour l'analyse du plomb dans les poussières déposées.

3.2.10.1 Stratégie d'échantillonnage

Le prélèvement des poussières déposées au sol a été effectué avec une lingette qui ne contient ni détergent ni plomb ni toute autre substance susceptible de perturber la mesure (ASTM E1792 – 03, 2011 (ASTM International, 2011)). La surface de prélèvement a été délimitée à l'aide d'un gabarit de 0,12 m² de surface (NF X 46-032, 2008 (AFNOR, 2008b) ; ASTM E1728-16, 2016 (ASTM International, 2016)). Les lingettes ont ensuite été transportées dans des tubes en polypropylène prélavés (Figure 12).



Figure 12. Matériel pour le prélèvement par lingette : lingette, gabarit de 0,12 m², tube en polypropylène et gants.

Ce prélèvement a été réalisé pour chaque salle de classe investiguée sur des surfaces lisses (carrelage, linoleum, béton, etc.). Aucune surface rugueuse (tapis ou moquette) n'a été prélevée. Il a été fait en déplaçant la lingette en S (de droite à gauche avec la main droite et inversement pour la main gauche) jusqu'à couvrir complètement la surface intérieure du gabarit. Un second passage a été réalisé après que la lingette a été pliée en deux, la partie contaminée étant à l'intérieur. L'opérateur n'a pas touché la partie contaminée en pliant la lingette. Le second passage a été effectué avec la lingette pliée, de la même façon que le premier, mais perpendiculairement à celui-ci. Un dernier passage a été effectué après que la lingette a été repliée tout le long du gabarit (Figure 13).

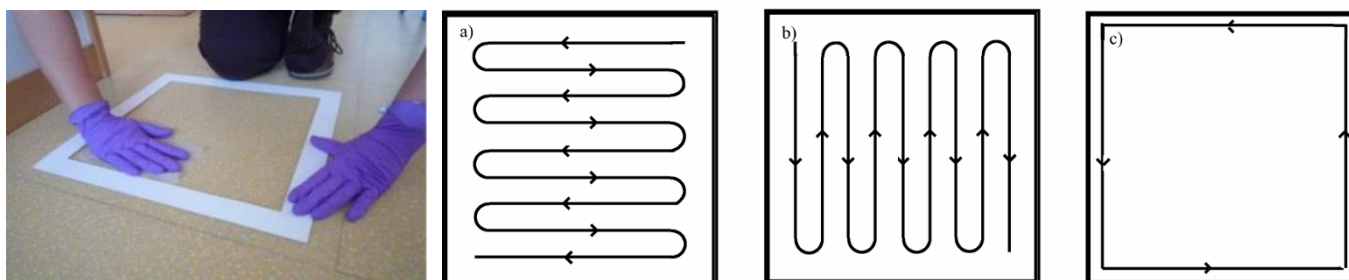


Figure 13. Réalisation du prélèvement de poussière avec la lingette et le gabarit.

3.2.10.2 Analyse et calcul des concentrations

L'analyse du plomb dans les lingettes a été réalisée par le Leres (Rennes, 35) (Le Bot et al., 2010).

Les concentrations en plomb acido-soluble et en plomb total ont été analysées sur la même lingette.

Pour cela, deux minéralisations successives des poussières la lingette ont été faites :

- 1- la première étape a été une procédure de minéralisation acido-soluble des poussières intérieures (basée sur la norme NF X 46-032, 2008 (AFNOR, 2008b)). Il s'agissait d'une phase d'extraction du plomb acido-soluble dans de l'acide chlorhydrique à 37 °C pour simuler la solubilisation du plomb dans le liquide gastrique ;
- 2- la seconde étape a été une procédure de minéralisation totale pour l'analyse du plomb total (basée sur la norme NF EN ISO 15587-1, 2002 (AFNOR, 2002)).

Les échantillons ont été analysés par spectrométrie de masse à plasma à couplage inductif associée à un détecteur de type quadripôle (ICP-MS). Cette technique permet d'analyser un très grand nombre d'éléments parfois difficilement ionisables au moyen d'autres techniques (rendements d'ionisation très élevés, obtenus grâce à l'utilisation d'un plasma d'argon).

Les résultats sont exprimés en μg de métal par mètre carré (m^2) de surface prélevée pour chaque fraction (totale et acido-soluble).

3.2.10.3 Blancs de terrain et limites de quantification (LQ)

Des blancs de terrain ont été réalisés : la lingette a suivi la même procédure de prélèvement mais n'a pas été exposée. Trente-quatre blancs de terrain ont été réalisés de manière aléatoire sur l'ensemble des années et des zones d'enquêtes : la totalité des concentrations en plomb total et 97 % des concentrations en plomb acido-soluble étaient inférieures aux limites de quantification analytiques : $1,8 \mu\text{g}/\text{m}^2$ pour le plomb total et $0,9 \mu\text{g}/\text{m}^2$ pour le plomb acido-soluble.

3.2.11 *Autres métaux dans les poussières déposées au sol*

3.2.11.1 Stratégie d'échantillonnage

Le prélèvement des poussières pour l'analyse des métaux a été le même que celui pour l'analyse des composés organiques semi-volatils (voir paragraphe 3.2.9.1).

3.2.11.2 Analyse et calcul des concentrations

La prise en charge des poussières est identique à celle des COSV (voir le paragraphe 3.2.9.2).

L'analyse des métaux a été réalisée par le Leres de l'EHESP (Rennes, 35) (Le Bot et al., 2010). Les concentrations en métaux acido-solubles et totaux ont été analysées sur une prise de 30 mg de poussière.

Pour cela, deux minéralisations successives des poussières ont été réalisées (voir paragraphe 3.2.10.2) : la première étape est une procédure de minéralisation acido-soluble des poussières et la seconde, une procédure de minéralisation totale pour l'analyse des métaux totaux.

Les échantillons sont analysés par spectrométrie de masse à plasma à couplage inductif associée à un détecteur de type quadripôle (ICP-MS).

La fraction totale et acido-soluble de sept métaux a été analysée : antimoine (Sb), arsenic (As), cadmium (Cd), chrome (Cr), manganèse (Mn), nickel (Ni) et plomb (Pb).

3.2.11.3 Limites de quantification (LQ)

Les limites de quantification pour chaque métal sont indiquées dans le Tableau 19.

Tableau 19. Limites de quantification ($\mu\text{g/g}$) des métaux dans les poussières déposées.

Métaux	LQ de la fraction totale ($\mu\text{g/g}$)	LQ de la fraction acido-soluble ($\mu\text{g/g}$)
Antimoine (Sb)	2,5	0,8
Arsenic (As)	1,0	0,3
Cadmium (Cd)	2,5	2,5
Chrome (Cr)	25,0	8,3
Manganèse (Mn)	50,0	16,7
Nickel (Ni)	10,0	3,3
Plomb (Pb)	5,0	1,7

3.3 Questionnaires

Parallèlement aux mesures, quatre questionnaires ont été renseignés :

1. **deux questionnaires décrivant précisément la salle de classe et le bâtiment** qui l'abrite renseignés par les prestataires d'enquête et le gestionnaire de l'établissement scolaire (mairie ou gestionnaire privé) ;
2. **deux questionnaires autoadministrés à l'attention des enseignants** décrivant l'occupation et les activités pendant la semaine d'enquête, ainsi que leur perception du confort olfactif, visuel, acoustique et thermique.

Les items sont détaillés en Annexe 2, page 140.

3.4 Mise en œuvre des enquêtes sur le terrain

3.4.1 Déroulement des enquêtes

Les enquêtes dans les 301 écoles ont commencé en juin 2013 et se sont terminées en juin 2017. Le Tableau 20 et la Figure 14 indiquent la répartition des zones d'enquêtes par année scolaire et le nombre d'écoles instrumentées.

Tableau 20. Répartition des 17 zones d'enquêtes par année scolaire.

Zones d'enquêtes	Années scolaires	Nombre d'écoles
Orne, Calvados	2012-2013 et 2013-2014	19
Essonne, Val-de-Marne	2012-2013 et 2013-2014	17
Savoie, Haute-Savoie	2012-2013 et 2013-2014	19
Indre, Indre-et-Loire	2012-2013 et 2013-2014	18
Bouches-du-Rhône	2012-2013 et 2013-2014	17
Bas-Rhin	2012-2013 et 2013-2014	20
Paris, Hauts-de-Seine	2014-2015	6
Haute-Marne, Haute-Saône, Vosges	2014-2015	19
Corrèze, Creuse, Haute-Vienne	2014-2015	18
Loire Atlantique	2014-2015	19
Aveyron, Tarn	2014-2015	16
Lozère, Ardèche	2014-2015	13
Paris, Hauts-de-Seine	2015-2016	5
Essonne, Val-de-Marne	2015-2016	2
Finistère	2015-2016	20
Alpes-Maritimes, Var	2015-2016	14
Paris, Hauts-de-Seine	2016-2017	8
Pas-de-Calais	2016-2017	18
Dordogne, Lot	2016-2017	15
Rhône	2016-2017	18

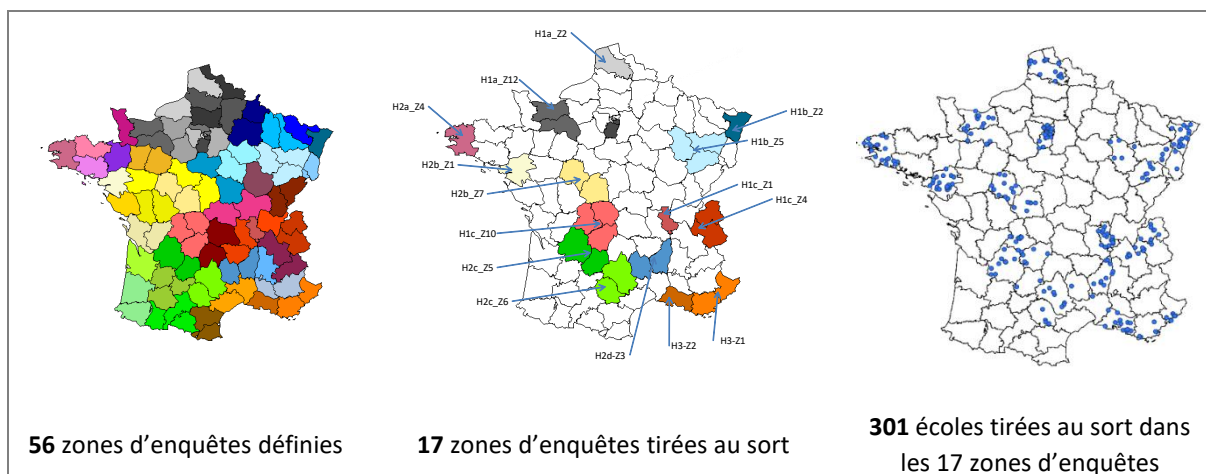


Figure 14. Localisation des zones d'enquêtes et des écoles tirées au sort.

Les enquêtes ont été réalisées dans 301 écoles et 588 salles de classe de juin 2013 à juin 2017.

L'évolution mensuelle des enquêtes sur ces quatre années est présentée sur la Figure 15.

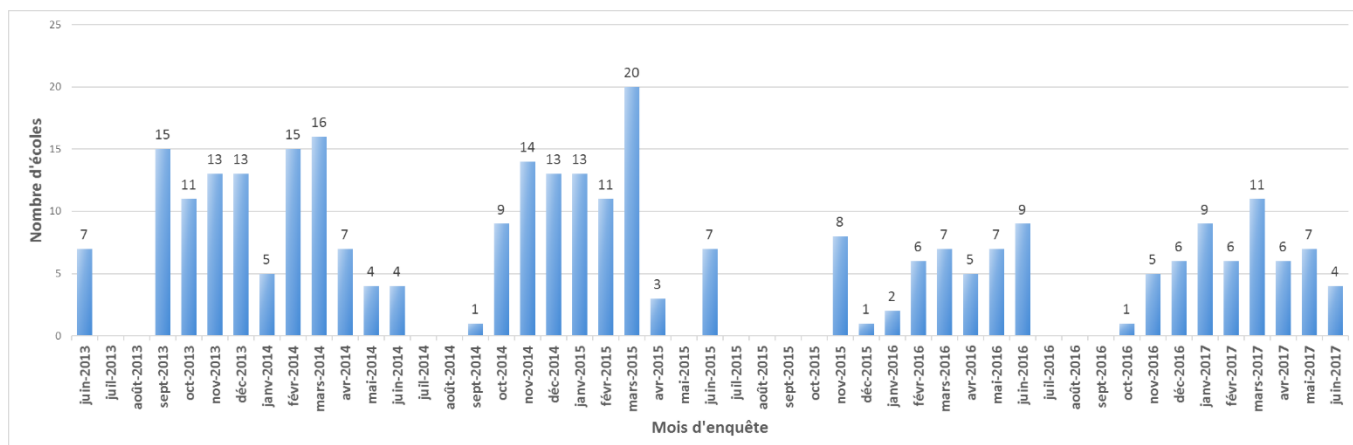


Figure 15. Évolution mensuelle du nombre d'écoles enquêtées de juin 2013 à juin 2017.

3.4.2 Formation des enquêteurs

Chaque enquêteur a suivi une formation de trois à cinq jours sur les protocoles d'enquête, les matériels et leur suivi métrologique et le renseignement des questionnaires décrivant les bâtiments (systèmes de ventilation, ouvrants extérieurs et intérieurs, environnement extérieur, etc.).

4. METHODES STATISTIQUES

Ce chapitre présente les outils statistiques utilisés pour le traitement des données collectées.

4.1 Redressement

Un redressement du système de pondération a été effectué pour corriger une éventuelle déformation du plan de sondage liée à la non-réponse, le désistement, et ainsi rétablir la représentativité de l'échantillon par rapport au parc national des écoles en France.

4.1.1 Analyse de la non-réponse

Les écoles ayant été recrutées en respectant le plan de sondage établi (en cas de refus d'une école, une autre école de la même strate était contactée et recrutée), il n'y a pas de biais de non-réponse (voir glossaire, page 16) relativement aux trois variables de stratification et aux tailles des communes dans l'échantillon des écoles recrutées. Le Tableau 21 présente les caractéristiques de l'échantillon des répondants (mairies et écoles) et des mairies et des écoles ayant refusé. Les mairies non-répondantes sont significativement surreprésentées dans les communes à faible densité de population, relativement au seuil d'erreur de 5 % (test du Chi²).

Tableau 21. Caractéristiques des répondants et des non-répondants (mairies et écoles).

		Échantillon des répondants			Échantillon des refus		
		Sans pondération**	Pondération initiale	Pondération redressée ***	Mairie	École	Total
Type d'environnement	Urbain	63 %	58 %	55 %	48 %	61 %	51 %
	Rural	37 %	42 %	45 %	52 %	39 %	49 %
Type d'école	Élémentaire	49 %	52 %	53 %	55 %	41 %	52 %
	Maternelle	51 %	48 %	47 %	45 %	59 %	48 %
Zone géographique	H1a_hidf	12 %	17 %	17 %	6 %	7 %	6 %
	H1a_idf	13 %	12 %	11 %	16 %	10 %	14 %
	H1b	13 %	13 %	13 %	15 %	2 %	12 %
	H1c	18 %	17 %	17 %	17 %	12 %	16 %
	H2a	7 %	7 %	7 %	9 %	7 %	8 %
	H2b	12 %	13 %	13 %	9 %	20 %	12 %
	H2c	10 %	11 %	11 %	11 %	10 %	11 %
	H2d	4 %	3 %	3 %	6 %	7 %	7 %
	H3	10 %	7 %	8 %	11 %	24 %	14 %
Population	<= 3 143 hab. *	44 %	47 %	50 %	57 %	41 %	53 %
	> 3 143 hab. *	56 %	53 %	50 %	43 %	59 %	47 %
Superficie	<= 17 km ² *	49 %	50 %	50 %	45 %	41 %	44 %
	> 17 km ² *	51 %	50 %	50 %	55 %	59 %	56 %
Densité de population	<= 179 hab./km ² *	45 %	48 %	50 %	59 %	44 %	55 %
	> 179 hab./km ² *	55 %	52 %	50 %	41 %	56 %	45 %
Nombre total d'écoles		301	66 859	67 299	141	41	182

* Médiane sur l'échantillon redressé ; source : GEOFLA® 2013 (IGN, 2013).

** Sur-échantillonnage parmi les écoles maternelles, les écoles en milieu urbain et les écoles de la zone H3.

*** Échantillon représentatif à l'échelle du parc national des écoles (échantillon de référence).

idf : Ile-de-France ; hidf : hors Ile-de-France.

4.1.2 Méthode de calage sur marges

Le redressement a été réalisé par une méthode de calage sur marges : il s'agit de remplacer les pondérations initiales des écoles (= poids de sondage) par des pondérations finales (= poids de calage) en satisfaisant les égalités des distributions des variables de calage dans l'échantillon et la population (Tableau 22). Les variables de calage retenues sont les trois variables de stratification de l'échantillon dont on souhaite la représentativité au niveau national : la zone géographique, le type d'école et le type d'environnement.

Plusieurs méthodes de redressement par calage sur marges sont possibles : la méthode linéaire, les méthodes bornées et la méthode itérative du quotient (*raking ratio*). Cette dernière méthode développée par Deming et Stephan (Deming, 1943) a été retenue pour les raisons suivantes :

- les poids de sondage finaux sont toujours positifs, contrairement à la méthode linéaire ;
- l'allure générale de la distribution des poids de sondage est conservée, contrairement aux méthodes bornées qui peuvent entraîner des accumulations aux bornes ;
- cette méthode ne nécessite pas de calibrage préalable, contrairement aux méthodes bornées, qui peuvent fournir des résultats différents selon le calibrage choisi.

Après redressement, la somme des poids des écoles de l'échantillon est égale à la taille du parc national des écoles, en distinguant les niveaux élémentaires et maternels pour les écoles primaires, soit N = 67 299 écoles.

Tableau 22. Distributions des variables de stratification calculées sur l'échantillon redressé (N=67 299).

	Écoles (n)	Pourcentage d'écoles
Rural	30 501	45 %
Urbain	36 798	55 %
École maternelle	31 909	47 %
École élémentaire	35 390	53 %
H1a_hidf	11 418	17 %
H1a_idf	7 732	11 %
H1b	8 776	13 %
H1c	11 514	17 %
H2a	4 717	7 %
H2b	8 565	13 %
H2c	7 241	11 %
H2d	2 085	3 %
H3	5 251	8 %

Le redressement a été réalisé avec le macroprogramme CALMAR (Insee⁴) sur le logiciel SAS (SAS Enterprise Guide, version 7.1 ; SAS Institute Inc., Cary, NC).

⁴ <https://www.insee.fr/fr/information/2021902>. Site mis à jour le 06/07/2016

4.2 Unité statistique et expression des résultats

4.2.1 Expression des résultats à l'échelle de l'école

L'unité statistique de la base de sondage est l'école (N = 67 299). Les résultats des mesures et des prélèvements étant à l'échelle des salles de classe, ils ont été agrégés à l'échelle de l'école pour être ensuite redressés à l'échelle du parc national des écoles françaises. Par concision, dans la présentation des résultats, il est indiqué « dans les écoles », mais cela sous-entend « dans les salles de classe des écoles ».

Le Tableau 23 présente les variables retenues à l'échelle de l'école.

Tableau 23. Présentation des variables à l'échelle des salles de classe agrégées à l'échelle des écoles.

Variables à l'échelle des salles de classe	Variables agrégées à l'échelle de l'école
Pourcentages de détection et de quantification d'un composé	Au moins une salle de classe ayant le composé détecté et /ou quantifié
Concentration d'un composé	Moyenne arithmétique des concentrations sur toutes les salles de classe
Pourcentage de dépassement des valeurs de référence d'un composé	Au moins une salle de classe ayant une concentration du composé dépassant la valeur de référence
Présence de signes d'humidité	Au moins une salle de classe présentant un signe d'humidité
Présence de plomb dans les peintures (supérieur au seuil de 1mg/cm ² et revêtement dégradé)	Au moins une salle de classe présentant du plomb dans les peintures (supérieur au seuil de 1mg/cm ² et revêtement dégradé)
Indice ICONE	Valeur d'ICONE la plus élevée par école
Minimum des mesures en continu sur la semaine d'enquête (température, humidité relative et CO ₂)	Minimum du minimum sur toutes les salles de classe
Maximum des mesures en continu sur la semaine d'enquête (température, humidité relative et CO ₂)	Maximum du maximum sur toutes les salles de classe
Moyennes des mesures en continu sur la semaine d'enquête (température, humidité relative et CO ₂)	Moyenne arithmétique de la moyenne arithmétique des mesures sur les salles de classe

4.2.2 Traitement spécifique des mesures en continu

La température, l'humidité relative et le CO₂ ont été enregistrés en continu sur un pas de temps de dix minutes du lundi matin au vendredi après-midi (voir paragraphe 3.2). Afin d'atténuer les fluctuations transitoires et souligner les tendances, les séries de température et d'humidité relative des salles de classe ont été préalablement lissées en calculant les moyennes mobiles sur une heure (valeur affectée au centre de la gamme).

Pour l'ensemble des trois paramètres, les statistiques à l'échelle des salles de classe ont été calculées uniquement sur les périodes d'occupation normale (voir la définition dans le paragraphe 4.3).

Enfin, les résultats de température et d'humidité relative à l'échelle des écoles ont été présentés en distinguant également la période chauffe/hors chauffe (voir la définition dans le paragraphe 4.4).

Pour le CO₂, des pourcentages de dépassement ont été calculés par rapport aux deux seuils de 1 000 et 1 300 ppm. Ces seuils sont fixés par le Règlement sanitaire départemental type pour des locaux à pollution non spécifique (1 000 ppm avec une tolérance de 1 300 ppm dans les locaux où il est interdit de fumer). Pour chaque école, les pourcentages de dépassement de ces seuils ont été calculés en faisant le rapport du nombre de mesures dépassant les seuils (parmi toutes les classes de l'école) sur le nombre total de mesures dans ces classes (en ne considérant que les périodes d'occupation).

4.2.3 Gestion des réplcats

Lorsqu'un réplcat était effectué dans une salle de classe, la moyenne des concentrations entre le prélèvement « échantillon » et le prélèvement « réplcat » a été prise en compte dans le traitement statistique (COV, aldéhydes et NO₂).

4.2.4 Gestion des concentrations inférieures aux limites de détection et de quantification

Dans le cadre du traitement statistique, les concentrations inférieures respectivement aux limites de détection (LD) et aux limites de quantification (LQ) ont été traitées comme suit : pour un composé donné, si le laboratoire a fourni une valeur numérique, elle a été conservée. Sinon, la valeur suivante a été imputée :

- LD/2 pour les concentrations inférieures à la LD
- (LD+LQ)/2 pour les concentrations inférieures à la LQ

4.3 Définition de l'occupation

L'occupation de la salle de classe par les enfants et les adultes a été renseignée par journée de la semaine d'enquête sur un pas de temps de trente minutes.

L'occupation « normale » des salles de classe a été définie selon la règle du 50 % à 150 % de l'effectif théorique d'enfants de la salle de classe. En dehors de cette étendue, il était considéré que l'occupation de la salle de classe était ponctuellement plus élevée ou plus faible que la « normale » et n'était pas prise en compte pour le calcul de l'indice ICONE et des distributions de CO₂, de la température et de l'humidité relative.

4.4 Définition des périodes de chauffe et hors chauffe

Les enseignants ont indiqué si le système de chauffage principal était en fonctionnement ou non pendant la semaine d'enquête et pendant les cours. La question comportait trois modalités :

- oui, tout le temps ;
- oui, la plupart du temps ;
- non.

La variable a été validée et corrigée de la non-réponse à l'aide des informations suivantes :

la période de chauffe conventionnelle en fonction de la zone climatique (CSTB, 1985) :

- zone H1 : du 26 septembre au 24 mai ;
- zone H2 : du 2 octobre au 24 mai ;
- zone H3 : du 11 novembre au 20 avril.
- le mois d'enquête ;
- la température extérieure moyenne durant la période d'enquête.

0,3 % des enseignants n'ayant pas renseigné le fonctionnement du chauffage dans la salle de classe pendant la semaine d'enquête, la saison de chauffe a alors été imputée selon la période conventionnelle. Dans 84,9 % des cas, la saison de chauffe indiquée par l'enseignant correspondait à la période conventionnelle. Pour le reste des salles de classe où des discordances ont été observées, la saison a été définie en fonction du mois d'enquête et de la température extérieure moyenne. Lorsque ces informations étaient insuffisantes, les réponses des enseignants ont été priorisées. Les règles appliquées sont détaillées en Annexe 4. Le nombre d'écoles enquêtées par période et par département est présenté sur la Figure 16.

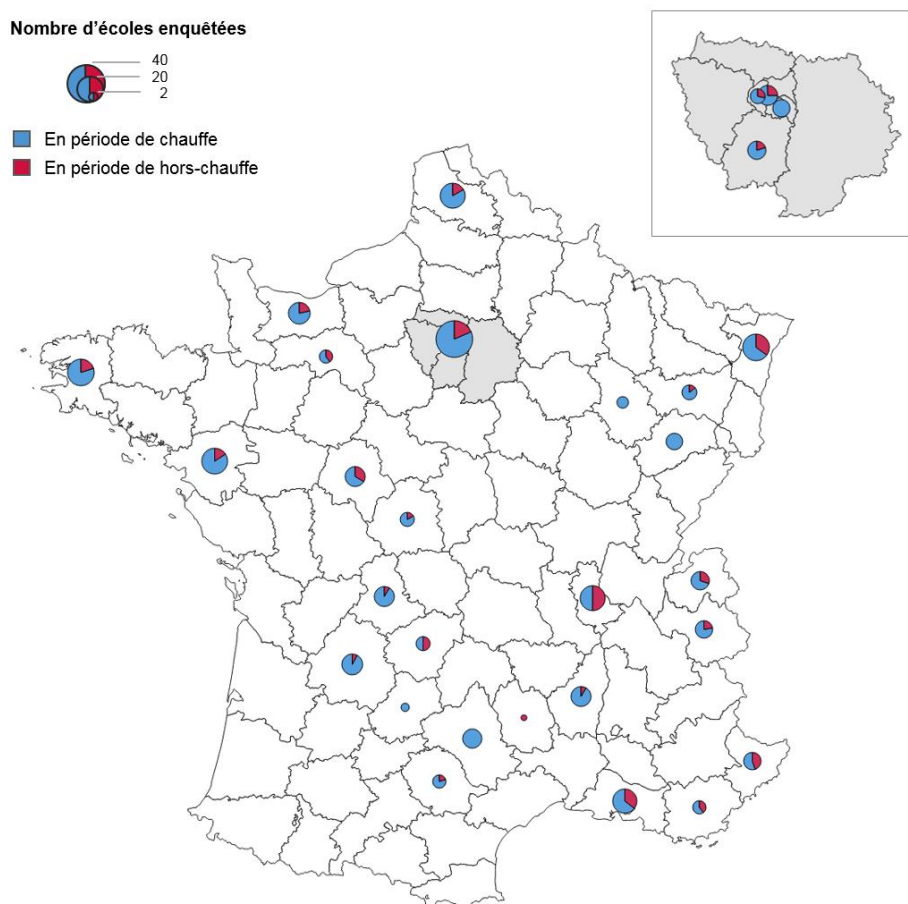


Figure 16. Nombre d'écoles enquêtées en période de chauffe et de hors chauffe par département (n=301).

4.5 Définition de l'environnement extérieur des écoles

4.5.1 Typologie selon l'Insee

La variable type d'environnement en deux catégories (urbain, rural) utilisée dans le tirage au sort a été définie selon l'Institut national de la statistique et des études économiques (**Insee**) : la notion d'unité urbaine repose sur la continuité du bâti et le nombre d'habitants. On appelle unité urbaine une commune ou un ensemble de communes présentant une zone de bâti continu (pas de coupure de plus de 200 mètres entre deux constructions) qui compte au moins 2 000 habitants. Sont considérées comme rurales les communes qui ne rentrent pas dans la constitution d'une unité urbaine : les communes sans zone de bâti continu de 2 000 habitants, et celles dont moins de la moitié de la population municipale est dans une zone de bâti continu (INSEE, 2016).

4.5.2 Typologie selon l'Ineris

La typologie définie par l'Institut national de l'environnement industriel et des risques (Ineris) dans le cadre de la campagne « logements » 2003-2005 de l'OQAI (Letinois et al., 2010) a été appliquée pour affiner la description de l'environnement extérieur des écoles.

Cette typologie permet de distinguer trois types d'environnement des écoles : rural, périurbain, urbain. Elle repose sur quatre critères définis à l'aide des données de la base européenne CORINE land cover (CLC) 2012 (Geoinformations, 2015) et de la base GEOFLA® 2013 (IGN, 2013). La base CLC est un inventaire biophysique de l'occupation des sols produit par interprétation visuelle d'images satellite. Le territoire français est partitionné en parcelles polygonales en fonction de l'occupation du sol. La base GEOFLA® décrit le découpage administratif du territoire français. Elle permet notamment de calculer les densités de population au niveau communal.

Les quatre critères sont :

1. l'identification par géocodage de la classe d'occupation du sol de l'école. Dans la base CLC, le niveau 1 des classes d'occupation du sol des écoles est ainsi spécifié :
 - a. territoires artificialisés
 - b. territoires agricoles
 - c. forêts et milieux semi-naturels
 - d. zones humides
 - e. surfaces en eau
2. l'identification par géocodage de la classe d'occupation du sol majoritaire sur un rayon de 500 m autour de l'école. Pour simplifier le calcul, les parcelles polygonales ont été approximées par des parcelles carrées de surfaces et centres identiques (Figure 17) ;
3. le calcul de la part de territoire artificialisé sur un rayon de 2 km autour de l'école. Comme précédemment, pour simplifier le calcul, les parcelles polygonales ont été approximées par des parcelles carrées de surfaces et centres identiques ;
4. la spécification de la densité de population de la commune de l'école.

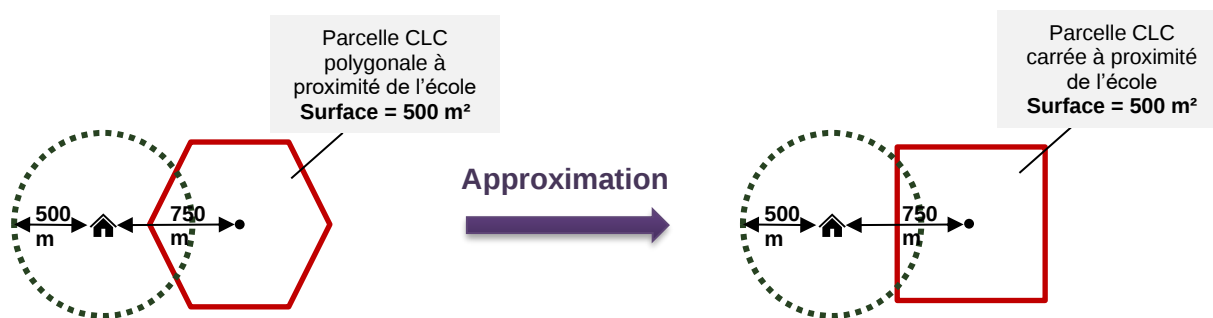


Figure 17. Schéma de l'approximation des parcelles polygonales par des parcelles carrées.

La caractérisation de l'environnement des écoles en fonction des 4 critères est présentée dans le Tableau 24.

Tableau 24. Caractérisation de l'environnement des écoles.

CLC sur le site de l'école	CLC majoritaire sur un rayon de 500 m	% territoire artificialisé sur un rayon de 2 km	Densité de population (hab/km ²)	Typologie de l'environnement
1	1	> 30 %	> 3000	Urbain
1	1	> 30 %	< 3000	Périurbain
1	1	< 30 %	x	Rural ou périurbain, à définir au cas par cas
1	2 ou 3	> 30 %	x	Périurbain
1	2 ou 3	< 30 %	x	Rural
2 ou 3	1	> 30 %	x	Périurbain
2 ou 3	1	< 30 %	x	Rural
2 ou 3	2 ou 3	< 30 %	x	Rural
2 ou 3	2 ou 3	> 30 %	x	Périurbain
4 ou 5	x	x	x	Rural, périurbain ou urbain, à définir au cas par cas

Légende : CLC = classe d'occupation du sol (CORINE LAND COVER).

1 : territoires artificialisés ; 2 : territoires agricoles ; 3 : forêts et milieux semi-naturels ; 4 : zones humides ;

5 : surfaces en eau. x : critère non pris en compte

Finalement, la répartition des écoles en fonction des 3 classes urbaines, périurbaines et rurales est présentée dans le Tableau 25 . Ce tableau présente aussi le croisement avec la variable en 2 classes. Seules 3 % des écoles classées en milieu rural par la variable en 2 classes passent en milieu péri-urbain avec la variable en 3 classes. En revanche, 12 % des écoles classées urbaines avec la variable en 2 classes passent en milieu rural avec la variable en 3 classes. Cette nouvelle variable permet de caractériser l'environnement extérieur des écoles de manière plus fine (Tableau 25).

Tableau 25. Croisement des variables Insee en 2 classes et INERIS en 3 classes (N=67 299).

Typologie de l'environnement (Insee)		Typologie de l'environnement (Ineris)		
		Rural	Périurbain	Urbain
Rural n = 30 501 (45 %)	Effectif d'écoles	29 569	932	0
	Répartition pour cette strate (%)	97 %	3 %	0 %
Urbain n = 36 798 (55 %)	Effectif d'écoles	4 415	19 070	13 313
	Répartition pour cette strate (%)	12 %	52 %	36 %
Total	Effectif d'écoles	33 984	20 002	13 313
	Répartition totale (%)	50 %	30 %	20 %

4.6 Mode de représentation des résultats

L'objectif de ce rapport est de présenter un état descriptif de la qualité de l'air dans le parc d'écoles maternelles et élémentaires en France métropolitaine. Des analyses poussées ne sont pas présentées, hormis :

- le test du V de Cramer basé sur le Chi2 reflétant une mesure d'association utilisé pour la comparaison :
 - avec la campagne nationale « Logements » 2003-2005 de l'OQAI et la campagne Plomb Habitat en 2009 ;
 - avec la campagne pilote de la surveillance réglementaire de la qualité de l'air intérieur dans les écoles et crèches en 2009-2011 (Michelot et al., 2011, Ramalho et al., 2015) ;
 - des indices ICONNE entre les écoles maternelles et élémentaires ;
 - des informations du réseau routier « routes 500 » et des réponses au questionnaire pour le trafic routier ;
- le test non paramétrique de Kruskal-Wallis utilisé pour comparer les moyennes de plomb dans les poussières déposées entre les écoles (celles présentant de la peinture au plomb dégradée et n'en ayant pas).

Les résultats sont présentés sous forme de tableaux ou d'histogrammes ou de boîtes à moustaches.

Dans les tableaux, les éléments suivants sont indiqués :

- le nombre d'observations correspondant au nombre de mesures ou prélèvements réalisés et disponibles dans l'échantillon ;
- l'effectif redressé correspondant à la somme des effectifs pondérés pour lesquels les données sont disponibles ;
- le pourcentage d'écoles du parc national dans lesquelles les concentrations des composés étudiés sont supérieures à la limite de détection dans au moins une salle de classe (LD, voir glossaire, page 16) et supérieures à la limite de quantification dans au moins une salle de classe (LQ, voir glossaire, page 16) ;

- la distribution des concentrations avec :
 - la médiane (valeur de concentration au-dessus de laquelle 50 % des écoles sont situées) ;
 - les percentiles P_x : x % des écoles du parc national dans lesquelles les concentrations des composés étudiés ne dépassent pas cette valeur. X étant égal à 5 %, 25 %, 75 %, 95 % ;
 - la moyenne arithmétique et son erreur-type. Les erreurs-types des estimations ont été ajustées du coefficient de correction sur population finie (*fpc*) (voir Annexe 3, page 141).

Les boîtes à moustaches représentent les 25^e et 75^e percentiles, la médiane et les extrémités inférieures et supérieures de 1,5 fois les intervalles interquartiles.

5. DESCRIPTION DES ECOLES

5.1 Caractéristiques des écoles

Les caractéristiques des écoles à l'échelle nationale sont présentées dans le Tableau 26.

Tableau 26. Caractéristiques des écoles : échantillon redressé à l'échelle des écoles du parc français métropolitain (N=67 299).

Variables	Effectifs (%)
Type d'école	
École maternelle	31 909 (47 %)
École élémentaire	35 390 (53 %)
Environnement	
Urbain	13 313 (20 %)
Périrurbain	20 002 (30 %)
Rural	33 984 (50 %)
Zones géographiques ^a	
H1a_hidf	11 418 (17 %)
H1a_idf	7 732 (11 %)
H1b	8 776 (13 %)
H1c	11 514 (17 %)
H2a	4 717 (7 %)
H2b	8 565 (13 %)
H2c	7 241 (11 %)
H2d	2 085 (3 %)
H3	5 251 (8 %)

a : zones géographiques issues des zones climatiques d'hiver (H1,H2, H3) et d'été (a, b, c, d) de la réglementation thermique (se reporter au paragraphe 2.2.2.2)

idf : Ile-de-France ; hidf : hors Ile-de-France

5.2 Caractérisation du trafic automobile à proximité des écoles

Le trafic routier à proximité des écoles a été renseigné par les enquêteurs et les gestionnaires des établissements scolaires à l'aide du site Géoportail (<https://www.geoportail.gouv.fr>). Il s'agissait de renseigner dans un rayon de **500 mètres à vol d'oiseau autour de l'établissement scolaire** les axes routiers ci-dessous et l'intensité du trafic en 3 catégories (faible, moyen, fort) :

- présence d'une route nationale et départementale ;
- présence d'une autoroute ou d'un débouché de tunnel routier.

Ces variables ont été croisées avec les données du réseau routier de « Route 500 » édition 2018 de l'institut national de l'information géographique (IGN) (<http://professionnels.ign.fr/route500>). Un rayon de 500 m autour des écoles a été déterminé avec le système d'information géographique QGIS (QGIS, version 2.18.20 ; Free Software Foundation Inc., USA).

Le résultat du croisement montre une discordance pour les autoroutes pour 6 % des écoles et 19 % pour les routes nationales ou départementales (Test du Chi2, p-value < 0,05). Cette discordance s'observe principalement dans les grandes villes pour lesquelles il n'y a pas systématiquement de dénomination nationale, départementale ou autoroute. Il a été décidé de vérifier ces cas et dans les grandes villes de conserver la réponse de l'enquêteur.

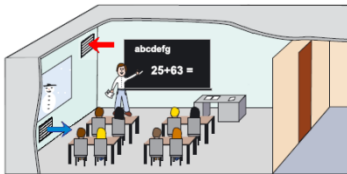
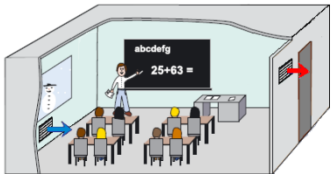
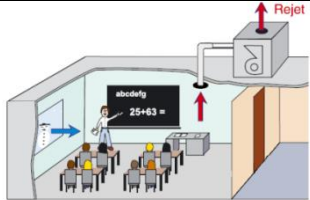
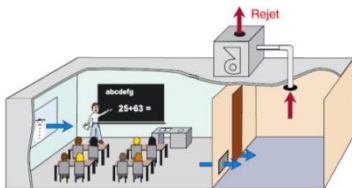
Au final, **26 % des écoles (n=17 462)** ont un trafic routier avec **une forte intensité** dans un rayon de 500 mètres.

5.3 Caractérisation de la ventilation

Les systèmes de ventilation dans les salles de classe ont été décrits par les enquêteurs et les gestionnaires des écoles. Les types de systèmes suivants ont été renseignés (Tableau 27) :

- système simple flux par extraction ou insufflation avec balayage ou sans balayage ;
- système double flux avec balayage ou sans balayage ;
- système de ventilation naturelle : présence de grilles hautes et basses sur la même façade ou des façades différentes ;
- absence de système, l'aération se faisant par ouverture des fenêtres.

Tableau 27. Illustrations des systèmes de ventilation extraites du guide du Cetiati *Guide de Conception – Ventilation performante dans les écoles et modifiées* (CETIAT, 2001).

Type de système	Explication	Illustration
Systèmes de ventilation naturelle VN	VN par entrée d'air permanente par grilles hautes et basses sur une même façade Grilles basses (souvent sous la fenêtre, derrière le radiateur) et grilles hautes dans la salle de classe sur une seule façade	
	VN par entrée d'air permanente par grilles hautes et basses sur deux façades différentes Grilles basses (souvent sous la fenêtre, derrière le radiateur) et grilles hautes dans la salle de classe sur deux façades différentes	
Systèmes spécifiques de ventilation mécanique VMC	VMC simple flux par extraction sans balayage Entrées d'air et/ou grilles d'aération au niveau des fenêtres/façades de la salle de classe Bouches d'extraction dans la salle de classe	
	VMC simple flux par extraction avec balayage Entrées d'air et/ou grilles d'aération au niveau des fenêtres/façades de la salle de classe Grilles de transfert dans la cloison et/ou détalonnage de la porte d'entrée Bouches d'extraction dans le couloir ou dans les sanitaires présents dans la salle de classe	

Type de système	Explication	Illustration
	VMC simple flux par insufflation sans balayage Bouches de soufflage dans la salle de classe Sortie par grille au travers de la façade de la salle de classe	
	VMC simple flux par insufflation avec balayage Bouches de soufflage dans la salle de classe Sortie par grille de transfert au travers de la cloison intérieure de la salle de classe	
	VMC double flux sans balayage Bouches de soufflage dans la salle de classe Bouches d'extraction dans la salle de classe	
	VMC double flux par balayage Bouches de soufflage dans la salle de classe Grilles de transfert dans la cloison et/ou détalonnage de la porte d'entrée Bouches d'extraction dans le couloir ou les sanitaires	

Pour qu'une salle de classe puisse être considérée comme équipée d'un système de ventilation (VN ou VMC), tous les éléments constituant ce système devaient être présents (comme précisé dans le Tableau 27). Le dimensionnement des entrées d'air neuf et des bouches d'extraction satisfaisant les débits réglementaires (15 m³/h par personne), ainsi que leur fonctionnement n'ont pas été pris en compte dans cet état descriptif.

Le Tableau 28 ci-dessous présente la description des systèmes dans les écoles. Dans **29 % des établissements**, il y a au moins une salle de classe qui présente **un système de ventilation mécanique ou une ventilation naturelle**. Le système de ventilation naturelle n'est présent que dans 363 écoles (0,5 %). Dans toutes les autres écoles, l'aération des salles de classe se fait par ouverture des fenêtres.

Tableau 28. Type de système de ventilation dans les écoles en France (N=66 955)

Type de système	Effectif (N=66 955)	Pourcentage d'écoles
Aucun système	47 383	70,8 %
VMC	19 208	28,7 %
VN	363	0,5 %

VMC : ventilation mécanique contrôlée ; VN : ventilation naturelle

5.4 Signes d'humidité et indice de contamination fongique

Les signes d'humidité ont été visuellement renseignés par l'opérateur dans les salles de classe instrumentées. Il s'agit des signes suivants (Figure 18) :

- condensation persistante ;
- taches d'humidité ;
- salpêtre ;
- odeur de moisi.

À l'échelle de l'établissement, le gestionnaire ou le directeur précisait également si un dégât des eaux ou une infiltration d'eau avait été observé dans les 12 derniers mois, ainsi que la présence de signes d'humidité visibles.



Figure 18. Exemples de signes d'humidité dans les salles de classe de la campagne « écoles ».

Parallèlement, l'indice de contamination fongique (ICF), développé par le CSTB (Moularat et al., 2008a; 2008b), a été calculé dans les salles de classe à partir de la détection de COV traceurs dans les prélèvements passifs de l'air. Un indice positif indique la présence de contamination par les moisissures actives (en croissance).

Les résultats sont présentés dans le Tableau 29, le Tableau 30 et le Tableau 31.

Tableau 29. Pourcentage d'écoles en France avec au moins une salle de classe présentant des signes d'humidité ou de moisissures visibles (N=66 492).

	Effectif observé	Effectif redressé	Pourcentage d'écoles
Signes d'humidité visible	78	16 890	25 %
Moisissures visibles	17	3 729	6 %

Tableau 30. Pourcentage d'écoles en France avec au moins une salle de classe ayant subi des dégâts des eaux et/ou des infiltrations d'eau au cours des douze derniers mois (N=63 823).

	Effectif observé	Effectif redressé	Pourcentage d'écoles
Dégâts des eaux OU infiltrations	47	11 190	18 %
Dégâts des eaux ET infiltrations	6	1 197	2 %

Tableau 31. Pourcentage d'écoles en France avec au moins une salle de classe présentant un indice fongique positif (N=64 596).

	Effectif observé	Effectif redressé	Pourcentage d'écoles
Indice de contamination fongique positif	51	9 851	15 %

Un **signe d'humidité visible**, tel que décrit précédemment, est présent dans au moins une salle de classe de **25 % des écoles en France**.

6 % des écoles ont au moins une salle de classe présentant **des moisissures visibles**.

15 % des écoles ont au moins une salle de classe présentant **un indice fongique positif**, c'est-à-dire avec une contamination fongique active.

6. ÉTAT DESCRIPTIF DES PARAMETRES D'AMBIANCE ET DES POLLUTIONS DANS LES ECOLES

6.1 Concentration en dioxyde de carbone (CO₂) et confinement de l'air

6.1.1 Dioxyde de carbone (CO₂)

6.1.1.1 Distribution des concentrations en CO₂ en période d'occupation

Les distributions des concentrations maximales et moyennes en CO₂ (ppm) dans les écoles sont présentées dans le Tableau 32. Dans la moitié des écoles, la concentration moyenne en CO₂ sur la semaine en période d'occupation est **supérieure à 1 368 ppm**.

Tableau 32. Distribution des concentrations moyennes et maximum en CO₂ (ppm) en période d'occupation dans les écoles en France.

Variables	Effectif observé	Effectif redressé	P5	P25	Médiane	P75	P95	MA ± ET
Maximum du CO ₂ *	301	67 299	1 485	2 172	2 770	3 467	4 698	2872 ± 44
Moyenne du CO ₂	301	67 299	803	1 099	1 368	1 669	2 231	1 418 ± 26

P : percentile ; ET : écart-type ; MA : Moyenne arithmétique.

* Maximum instantané sur 10 minutes.

6.1.1.2 Dépassement des seuils de 1000 et 1300 ppm en période d'occupation

La distribution des pourcentages de dépassement est présentée dans le Tableau 33.

Dans **50 % des écoles**, la concentration en CO₂ dans les salles de classe **dépasse 1 000 ppm** pendant **au moins 74 % du temps** et dépasse 1 300 ppm plus de la moitié du temps d'occupation (plus de 52 % du temps).

Dans **25 % des écoles**, la concentration en CO₂ dans les salles de classe dépasse **1 000 ppm** pendant **plus de 84 % du temps d'occupation** et dépasse 1 300 ppm plus de 69 % de ce temps.

Tableau 33. Distribution des pourcentages de temps d'occupation où les concentrations en CO₂ dépassent les seuils de 1000 et 1300 ppm.

Variables	Effectif observé	Effectif redressé	P5	P25	Médiane	P75	P95	MA ± ET
% de temps d'occupation avec dépassement de 1000 ppm	301	67 299	20 %	57 %	74 %	84 %	92 %	68 ± 1,2 %
% de temps d'occupation avec dépassement de 1300 ppm	301	67 299	5 %	28 %	52 %	69 %	84 %	49 ± 1,4 %

P : percentile ; ET : écart-type ; MA : moyenne arithmétique.

6.1.2 Confinement de l'air : indice ICONE

6.1.2.1 Indice de confinement de l'air ICONE

La Figure 19 présente la répartition en pourcentage de la valeur de l'indice ICONE la plus élevée observée par école. **4 % des écoles** ont au moins une salle de classe avec un indice ICONE égal à 5 traduisant un confinement de l'air extrême. **40 % des écoles** présentent au moins une salle de classe avec un confinement très élevé ou extrême.

L'analyse bivariée montre qu'il existe une différence significative (V de Cramer = 0,40 ; $p < 0,01$) entre les écoles élémentaires et maternelles (Figure 20) : les écoles élémentaires sont plus nombreuses à présenter au moins une classe avec un confinement très élevé.

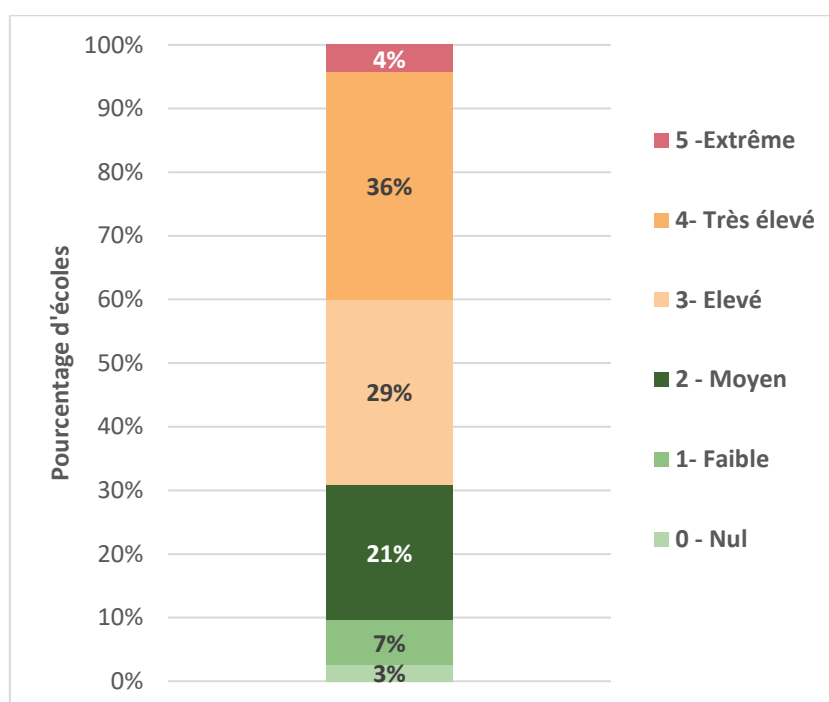


Figure 19. Répartition en pourcentage (%) de la valeur la plus élevée de l'indice ICONE par école (N=65 660).

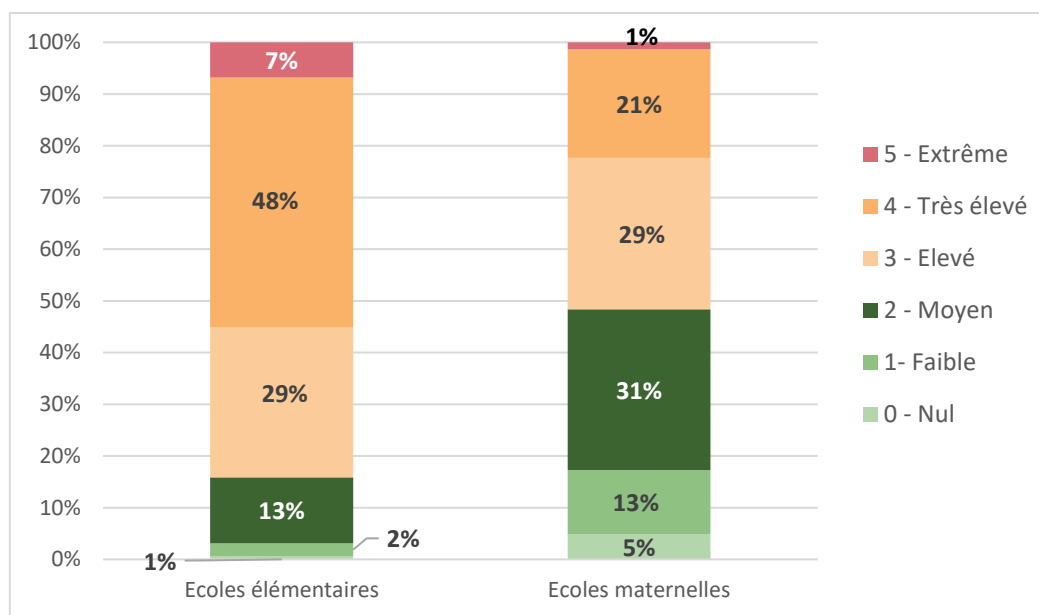


Figure 20. Répartition en pourcentage (%) de la valeur la plus élevée de l'indice ICONE selon le type d'école (N=65 660).

6.1.2.2 Comparaison par rapport à la campagne pilote de la surveillance réglementaire de la qualité de l'air intérieur dans les écoles

Les données de confinement de l'air en période de chauffe de la CNE et de celles issues de 193 écoles maternelles et élémentaires instrumentées durant la campagne pilote de la surveillance réglementaire de la qualité de l'air intérieur dans les écoles (2009-2011) (Michelot et al., 2011; Ramalho et al., 2013, 2015) sont comparées (Figure 21). La répartition des indices ICONE montrent des valeurs plus élevées dans la campagne « écoles » par rapport à la campagne pilote de la surveillance réglementaire.

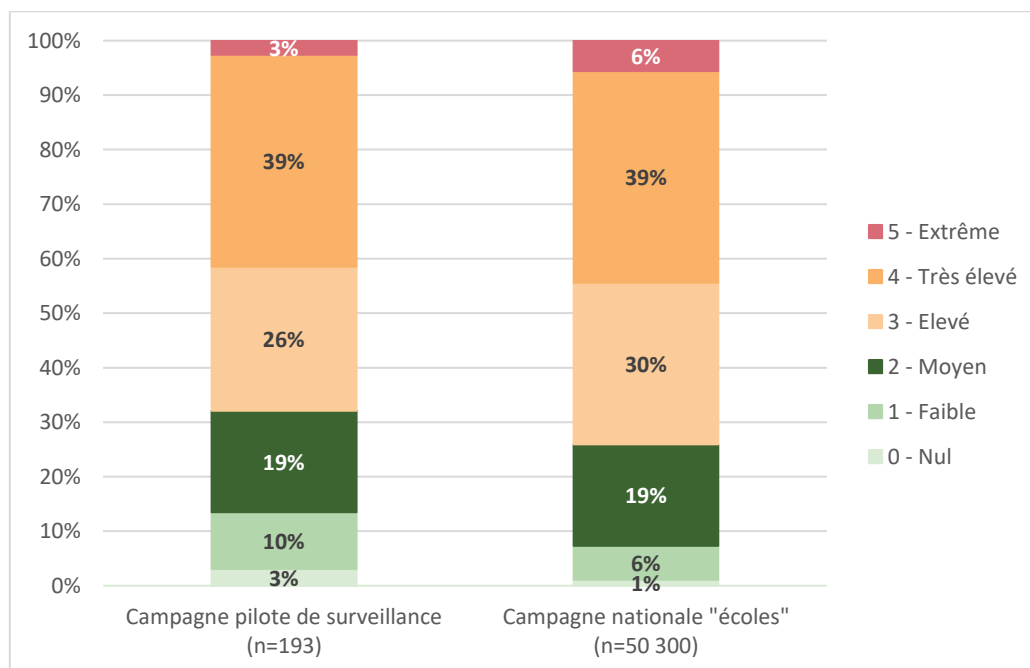


Figure 21. Répartition de l'indice ICONE maximal observé dans les écoles en période de chauffe : campagne pilote de surveillance (n=193) et dans la campagne nationale « écoles » (N=50 300).

Valeur de l'indice ICONE la plus élevée par école

6.2 Température et humidité relative intérieures

6.2.1 Toutes saisons

Les distributions des valeurs minimales, maximales et moyennes en période d'occupation sont présentées dans le Tableau 34.

La moyenne des températures moyennes dans les écoles est égale à $23,3 \pm 0,1$ °C. Dans la moitié des écoles, la température maximale lissée est supérieure à 25,5 °C. Dans 5 % des écoles, la température minimale lissée est inférieure ou égale à 17,3 °C en période d'occupation.

La moyenne des humidités relatives moyennes dans les écoles est égale à $43,9 \pm 0,4$ %. Dans la moitié des écoles, la valeur maximale lissée de l'humidité relative est inférieure à 53,1 %. Dans 5 % des écoles, la valeur minimale lissée de l'humidité relative est inférieure ou égale à 19,5 %.

Tableau 34. Distributions des valeurs lissées horaires minimales, maximales et moyennes de la température (°Celsius) et de l'humidité relative (RH %) en période d'occupation dans les écoles en France.

Variables	Effectif observé	Effectif redressé	P5	P25	Médiane	P75	P95	MA $\pm$ ET
Min. des températures (C °)	298	66 630	17,3	19,1	20,4	21,4	23,3	$20,2 \pm 0,1$
Max. des températures (C °)	298	66 630	23,3	24,6	25,5	26,7	28,9	$25,8 \pm 0,1$
Moyennes des températures (C °)	298	66 630	21,1	22,4	23,2	24,3	26,2	$23,3 \pm 0,1$
Min. des RH (%)	298	66 630	19,5	27,8	32,4	38,5	51,3	$33,5 \pm 0,3$
Max. RH (%)	298	66 630	36,9	44,9	53,1	60,8	70,2	$53,0 \pm 0,6$
Moyennes des RH (%)	298	66 630	29,9	37,1	43,0	49,9	60,5	$43,9 \pm 0,4$

P : percentile ; ET : écart-type ; MA : moyenne arithmétique

6.2.2 Période de chauffe

Les distributions des valeurs minimales, maximales et moyennes de la température et de l'humidité relative après lissage, en période d'occupation et de chauffe, sont présentées dans le Tableau 35.

En période de chauffe, la moyenne des températures moyennes dans les écoles est égale à **$23,0 \pm 0,1$ °C**. Dans la moitié des écoles, la température maximale lissée est supérieure à 25,2 °C. Dans 5 % des écoles, la température minimale lissée est inférieure ou égale à 17,2 °C en période d'occupation.

La moyenne des humidités relatives moyennes dans les écoles est égale à $41,8 \pm 0,5$ %. Dans la moitié des écoles, la valeur maximale lissée de l'humidité relative est inférieure à 49,8 %. Dans 5 % des écoles, la valeur minimale lissée de l'humidité relative est inférieure ou égale à 19,1 %.

Tableau 35. Distributions des valeurs horaires lissées minimales, maximales et moyennes de la température (°Celsius) et de l'humidité relative (RH %) en période d'occupation dans les écoles en France en période de chauffe.

Variables	Effectif observé	Effectif redressé	P5	P25	Médiane	P75	P95	MA ± ET
Min. des températures (C °)	231	51 310	17,2	18,6	20,0	21,1	22,3	19,8 ± 0,1
Max. des températures (C °)	231	51 310	23,0	24,5	25,2	26,3	27,7	25,3 ± 0,1
Moyennes des températures (C °)	231	51 310	21,0	22,2	22,9	23,8	24,8	23,0 ± 0,1
Min. des RH (%)	231	51 310	19,1	26,7	31,1	36,2	46,5	31,8 ± 0,3
Max. RH (%)	231	51 310	35,4	43,7	49,8	58,0	67,2	50,8 ± 0,7
Moyennes des RH (%)	231	51 310	29,3	35,5	40,6	47,4	58,7	41,8 ± 0,5

P : percentile ; ET : écart-type ; MA : moyenne arithmétique

6.2.3 Hors période de chauffe

Les distributions des valeurs minimales, maximales et moyennes de la température et de l'humidité relative après lissage, en période d'occupation et hors chauffe, sont présentées dans le Tableau 36.

En dehors de la période de chauffe, la moyenne des températures moyennes dans les écoles est égale à **24,6 ± 0,2 °C**. Dans la moitié des écoles, la température maximale lissée est supérieure à 27,2 °C. Dans 5 % des écoles, la température minimale lissée est inférieure ou égale à 19,1 °C en période d'occupation.

La moyenne des humidités relatives moyennes dans les écoles est égale à 51,1 ± 1,0 %. Dans la moitié des écoles, la valeur maximale lissée de l'humidité relative est inférieure à 61,6 %. Dans 5 % des écoles, la valeur minimale lissée de l'humidité relative est inférieure ou égale à 23,7 %.

Tableau 36. Distributions des valeurs horaires lissées minimales, maximales et moyennes de la température (°Celsius) et de l'humidité relative (RH %) en période d'occupation dans les écoles en France hors période de chauffe.

Variables	Effectif observé	Effectif redressé	P5	P25	Médiane	P75	P95	MA± ET
Min des températures (C°)	67	15 320	19,1	20,4	21,6	22,7	24,3	21,6 ± 0,2
Max des températures (C°)	67	15 320	23,8	25,8	27,2	28,4	30,7	27,2 ± 0,2
Moyennes des températures (C°)	67	15 320	22,2	23,4	24,4	25,8	27,3	24,6 ± 0,2
Min des RH (%)	67	15 320	23,7	32,7	38,9	45,2	53,5	39,3 ± 1,0
Max RH (%)	67	15 320	46,6	54,1	61,6	66,3	70,7	60,6 ± 1,1
Moyennes des RH (%)	67	15 320	37,1	46,0	51,0	56,1	64,3	51,1 ± 1,0

P : percentile ; ET : écart-type ; MA : moyenne arithmétique.

6.3 Plomb dans les peintures

Dans **15 % des écoles** (N=9 897 sur un total de 64 836), au moins une salle de classe présente au moins un revêtement dégradé et une concentration surfacique en plomb supérieure à 1 mg/cm²⁵. La répartition des différents types d'unités diagnostics est présentée sur la Figure 22. Dans plus de la moitié des cas, il s'agit des portes et des fenêtres. Dans près de 20 % des cas environ, il s'agit des murs.

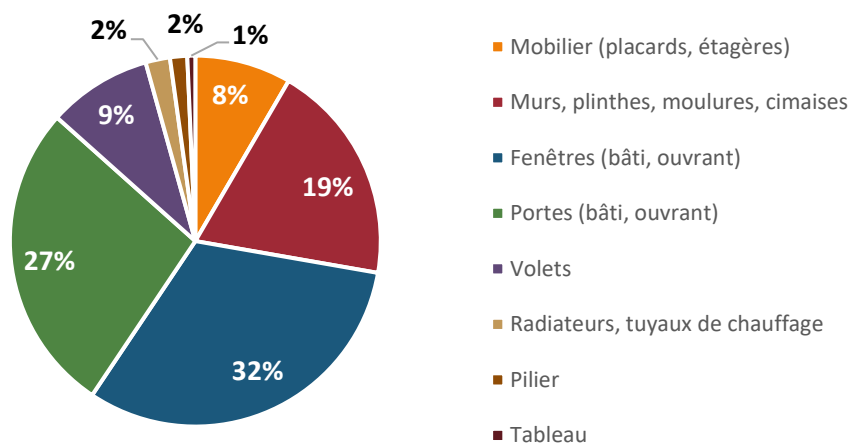


Figure 22. Répartition des unités de diagnostic ayant un revêtement en état dégradé et une concentration surfacique en plomb supérieure à 1mg/cm² (n=28 487 mesures).

6.4 Particules PM_{2,5}

La distribution des concentrations en PM_{2,5} dans les écoles est présentée dans le Tableau 37.

Dans la totalité des écoles, les PM_{2,5} sont détectées dans au moins une salle de classe. Dans **96 % des écoles, au moins une salle de classe a une concentration supérieure à la valeur guide de l'OMS** égale à 10 µg/m³ pour une exposition à long terme (OMS, 2006).

Tableau 37. Distribution des concentrations en PM_{2,5} (µg/m³) dans l'air des écoles en France.

Nombre d'observations	294
Effectif redressé	65 823
% > LD =3,6 µg/m³	100 %
Percentile 5	9,5
Percentile 25	13,9
Médiane	18,1
Percentile 75	24,3
Percentile 95	36,6
Moyenne arithmétique ± écart type	20,0 ± 1,0

LD : limite de détection

⁵ Seuil réglementaire défini par l'arrêté du 25 avril 2006 relatif au constat de risque d'exposition au plomb (CREP) (article 3). Cette valeur n'est pas un seuil de risque sanitaire mais permet d'identifier des éléments de bâtiment devant faire l'objet de travaux.

6.5 Dioxyde d'azote (NO₂)

La distribution des concentrations en dioxyde d'azote est présentée dans le Tableau 38. Dans environ un quart des écoles, le dioxyde d'azote n'est détecté dans aucune salle de classe.

Dans 13 % des écoles, au moins une salle de classe a une concentration supérieure à 20 µg/m³, valeur guide de qualité d'air intérieur proposée par l'Anses en 2012 (ANSES, 2013).

Tableau 38. Distribution des concentrations en NO₂ (µg/m³) dans l'air des écoles en France.

Nombre d'observations	300
Effectif redressé	67 068
% > LD= 2 µg/m ³	74 %
% > LQ= 5 µg/m ³	56 %
Percentile 5	< LD
Percentile 25	< LD
Médiane	< LQ
Percentile 75	11,5
Percentile 95	27,6
Moyenne arithmétique ± écart type	8,4 ± 0,8

LD : limite de détection ; LQ : limite de quantification.

6.6 Composés organiques volatils (COV)

Les fréquences de détection et de quantification et les distributions des concentrations en COV dans les écoles et à l'extérieur sont présentées dans le Tableau 39 et le Tableau 40 et sur la Figure 23, la Figure 24 et la Figure 25.

6.6.1 Détection et quantification

Dans plus de 80 % des écoles, dix COV sur les treize recherchés sont quantifiés (α-pinène, benzène, décane, éthylbenzène, méthyl isobutyl cétone (MIBK), m,p-xylènes, limonène, o-xylène, styrène, toluène) dans au moins une salle de classe. Dans environ deux-tiers des écoles, le phénol est quantifié dans l'air d'au moins une salle de classe (62 %). Le n-hexane et le tétrachloroéthylène sont retrouvés dans beaucoup moins d'écoles (respectivement 27 % et 41 %) (Figure 23).

Dans l'air extérieur, les pourcentages de détection et quantification sont plus faibles pour la majorité des COV ; seuls le benzène et le n-hexane ont des pourcentages de quantification très proches de ceux des salles de classe (respectivement 94 % et 18 %) (Figure 23).

6.6.2 Distribution des concentrations

Les distributions des concentrations sont présentées sur la Figure 24 et la Figure 25. Les composés dont les médianes et moyennes des concentrations sont les plus élevées dans l'air des salles de classe sont les terpènes (alpha pinène et limonène), la MIBK et le toluène (Tableau 39 et Figure 24).

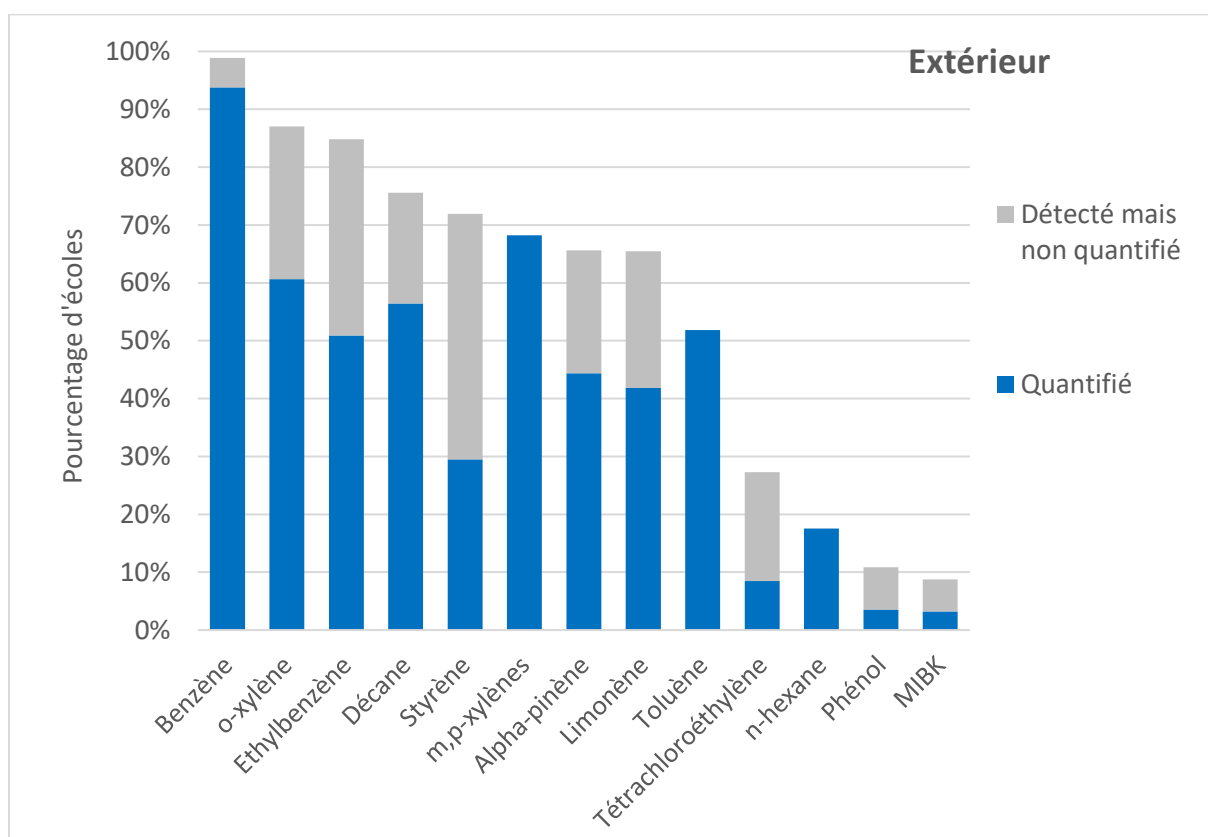
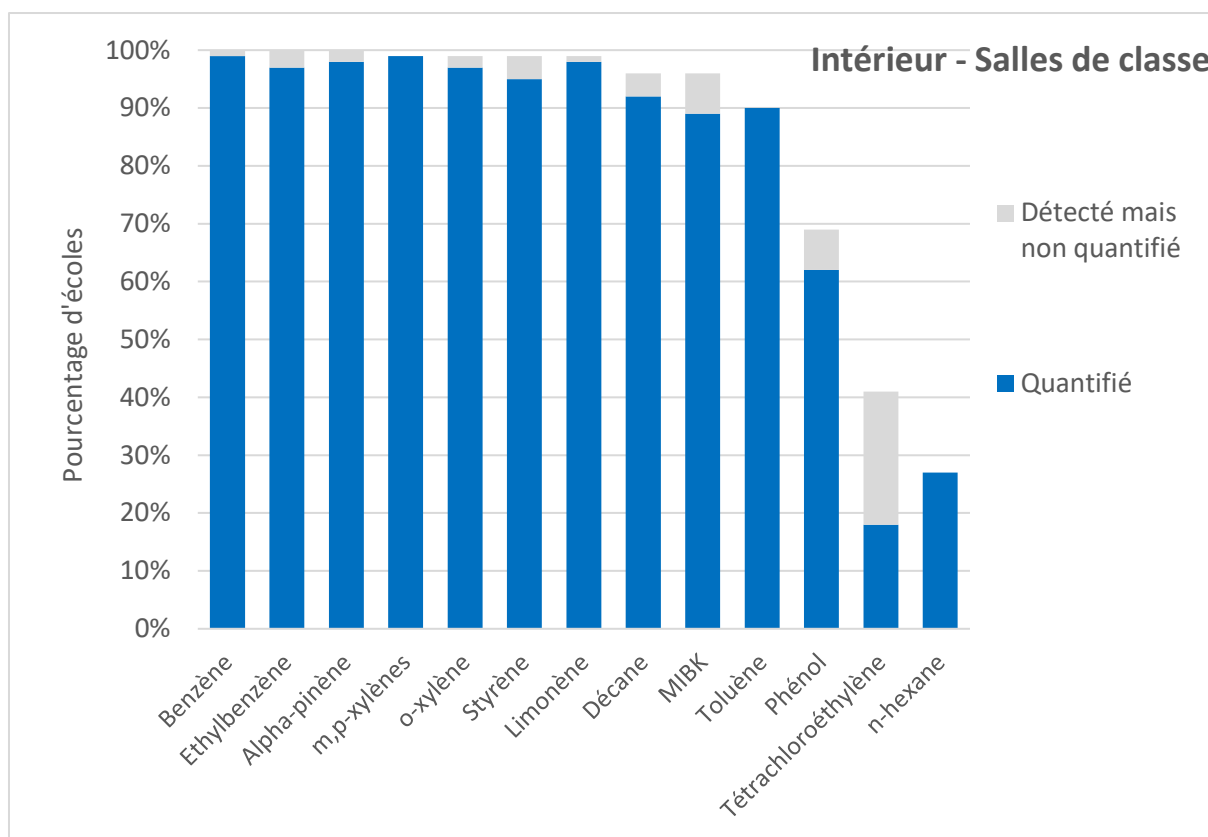


Figure 23. Fréquences de détection des COV dans l'air des écoles (N=66 044) et à l'extérieur en France (N=62 771).

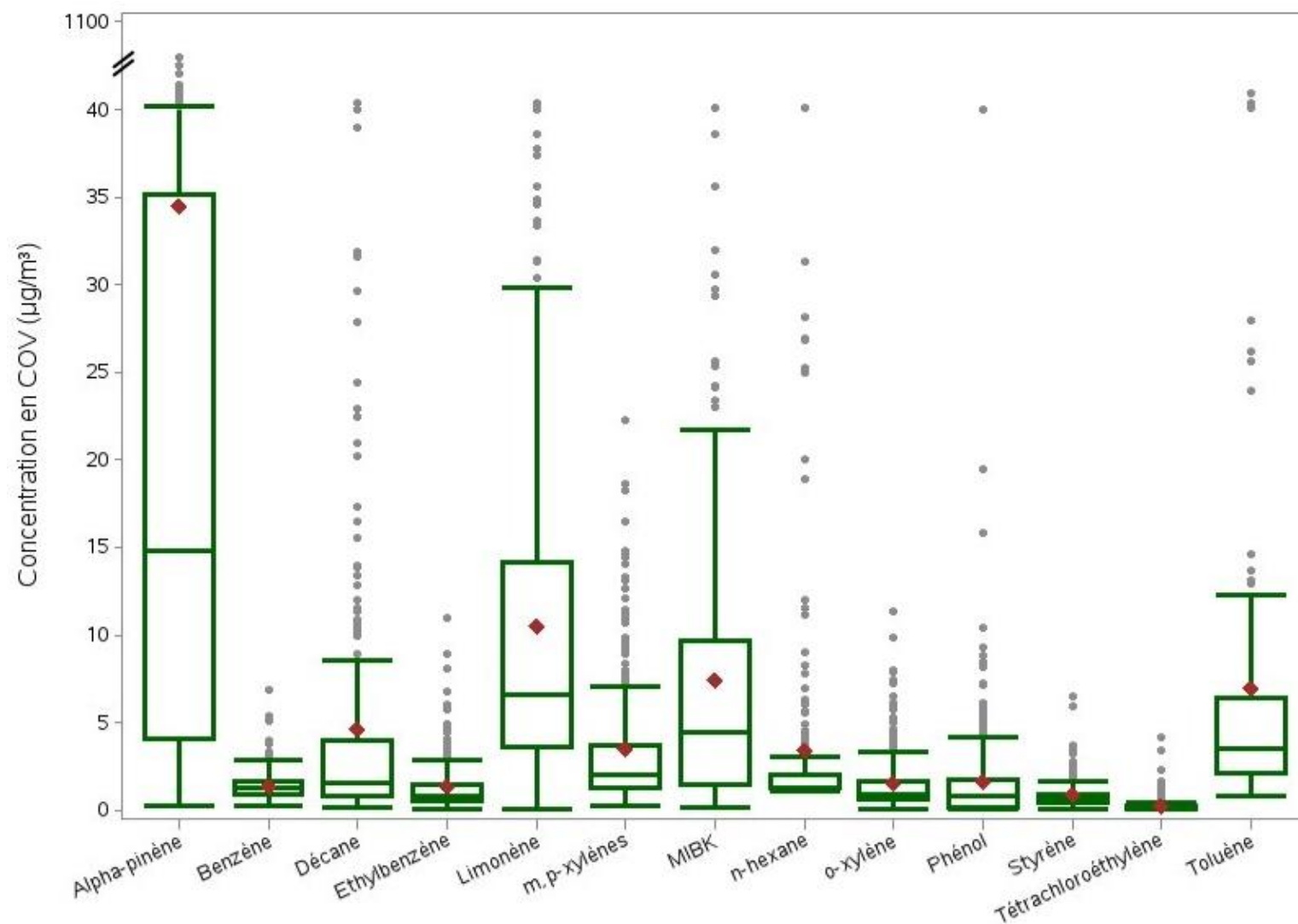


Figure 24. Distributions des concentrations en COV ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) dans l'air des écoles en France (N=66 044).

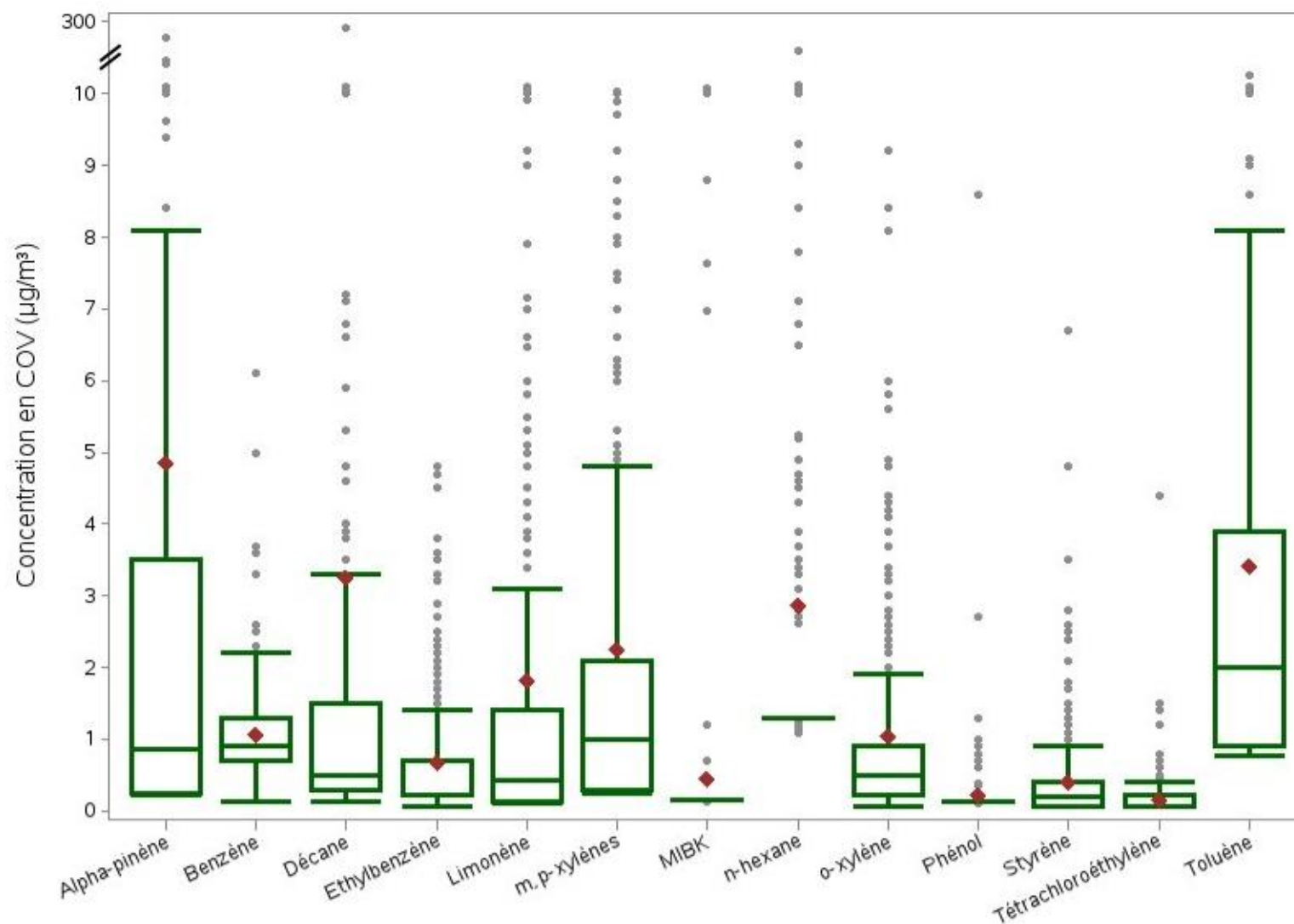


Figure 25. Distributions des concentrations en COV ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) dans l'air extérieur des écoles en France (N=62 771).

Tableau 39. Distributions des concentrations en COV ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) dans l'air des écoles en France.

$\mu\text{g}/\text{m}^3$	Effectif d'écoles observé	Effectif d'écoles redressé	LD	LQ	% > LD	% > LQ	P5	P25	Médiane	P75	P95	MA $\pm$ ET
Benzène	296	66 044	0,3	0,3	100 %	99 %	0,4	0,9	1,2	1,6	3,1	1,4 $\pm$ 0,1
Toluène	296	66 044	1,8	1,8	90 %	90 %	< LD	2,1	3,7	6,5	12,1	7,0 $\pm$ 1,3
EB	296	66 044	0,1	0,3	100 %	97 %	< LQ	0,5	0,9	1,6	3,7	1,3 $\pm$ 0,1
m,p-xylènes	296	66 044	0,6	0,6	99 %	99 %	0,7	1,3	2	4	11,1	3,5 $\pm$ 0,4
o-xylène	296	66 044	0,1	0,3	99 %	97 %	< LQ	0,6	0,9	1,9	5,2	1,6 $\pm$ 0,2
Styrène	296	66 044	0,1	0,3	99 %	95 %	< LQ	0,5	0,7	1,1	2	0,9 $\pm$ 0,03
Décane	296	66 044	0,3	0,4	96 %	92 %	< LQ	0,7	1,6	4,5	19,2	4,7 $\pm$ 1,0
n-hexane	296	66 044	2,6	2,6	27 %	27 %	< LD	< LD	< LD	< LD	11,6	3,4 $\pm$ 0,7
TCE	296	66 044	0,1	0,3	41 %	18 %	< LD	< LD	< LD	< LQ	0,6	< LQ
Limonène	296	66 044	0,3	0,6	98 %	98 %	1,5	3,6	7	14,1	31,4	10,6 $\pm$ 1,0
α-pinène	296	66 044	0,5	1,2	100 %	98 %	1,7	4,1	14,8	35,4	137,2	34,5 $\pm$ 7,4
MIBK	296	66 044	0,3	0,6	96 %	89 %	< LD	1,7	4,5	9,7	24,2	7,5 $\pm$ 0,6
Phénol	296	66 044	0,3	0,5	69 %	62 %	< LD	< LD	0,8	1,7	6	1,7 $\pm$ 0,2

LD : limite de détection ; LQ : limite de quantification ; ET : écart-type ; MA : moyenne arithmétique ; P : percentile.

EB : éthylbenzène ; MIBK : méthylisobutylcétone ; TCE : tétrachloroéthylène.

Tableau 40. Distributions des concentrations en COV ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) dans l'air extérieur des écoles en France.

$\mu\text{g}/\text{m}^3$	Effectifs observés	Effectifs redressés	LD	LQ	% > LD	% > LQ	P5	P25	Médiane	P75	P95	MA $\pm$ ET
Benzène	283	62 771	0,28	0,32	99 %	94%	< LQ	0,7	0,9	1,2	2,3	1,1 $\pm$ 0,1
Toluène	283	62 771	1,8	1,8	52 %	52%	< LD	< LD	1,9	4,1	8,5	3,4 $\pm$ 0,2
EB	283	62 771	0,12	0,31	85 %	51 %	< LD	< LQ	0,4	0,7	2,4	0,7 $\pm$ 0,1
m,p-xylènes	283	62 771	0,6	0,6	68 %	68 %	< LD	< LD	1,0	2,2	8,7	2,2 $\pm$ 0,5
o-xylène	283	62 771	0,13	0,32	87 %	61 %	< LD	< LQ	0,5	1,0	4,1	1,0 $\pm$ 0,2
Styrène	283	62 771	0,12	0,29	72 %	30 %	< LD	< LD	< LQ	0,4	1,4	0,4 $\pm$ 0,04
Décane	283	62 771	0,28	0,36	76 %	56 %	< LD	< LQ	0,4	1,6	12,0	3,3 $\pm$ 0,9
n-hexane	283	62 771	2,59	2,59	18 %	18 %	< LD	< LD	< LD	< LD	6,6	2,9 $\pm$ 0,5
TCE	283	62 771	0,12	0,31	27 %	8 %	< LD	< LD	< LD	< LQ	0,5	< LQ
Limonène	283	62 771	0,25	0,62	65 %	42 %	< LD	< LD	< LQ	1,4	7,9	1,8 $\pm$ 0,4
α-pinène	283	62 771	0,5	1,24	66 %	44 %	< LD	< LD	< LQ	3,5	19,0	4,8 $\pm$ 1,3
MIBK	283	62 771	0,3	0,6	9 %	4 %	< LD	< LD	< LD	< LD	< LQ	< LQ
Phénol	283	62 771	0,26	0,52	11 %	4 %	< LD	< LD	< LD	< LD	< LQ	< LD

LD : limite de détection ; LQ : limite de quantification ; ET : écart-type ; MA : moyenne arithmétique ; P : percentile.

EB : éthylbenzène ; MIBK : méthylisobutylcétone ; TCE : tétrachloroéthylène.

NOTA : Les résultats sont exprimés à l'échelle des écoles. Dans une école, la concentration moyenne d'un COV peut être inférieure à la limite de détection bien que ce COV soit détecté dans une salle de classe. Ainsi, la médiane des concentrations moyennes peut être inférieure à la limite de détection bien que le COV soit détecté dans plus de la moitié des écoles (la fréquence de détection de ce COV alors supérieure à 50 %). Il en est de même pour les autres percentiles.

6.6.3 Comparaison par rapport aux valeurs de référence

Le benzène et le tétrachloroéthylène sont des polluants ayant des valeurs limites réglementaires (voir glossaire, page 17). Ces valeurs limites ne sont dépassées dans aucune école (Tableau 41).

En revanche, **17 % des écoles** présentent au moins une salle de classe dépassant la valeur guide réglementaire du benzène (voir glossaire, page 17) (Tableau 41).

Tableau 41. Pourcentages d'écoles avec des concentrations en benzène et tétrachloroéthylène dépassant les valeurs réglementaires existantes pour la qualité de l'air intérieur.

Polluants	Valeur limite réglementaire ^a	Pourcentage d'écoles où au moins une salle de classe > valeur limite réglementaire	Valeur guide réglementaire ^a	Pourcentage d'écoles où au moins une salle de classe > valeur guide réglementaire
Benzène	10 µg/m ³	0 %	2 µg/m ³	17 %
Tétrachloroéthylène	1250 µg/m ³	0 %	-	-

^a Valeur limite réglementaire et valeur guide réglementaire : voir glossaire, page 17.

L'éthylbenzène, le tétrachloroéthylène et le toluène sont des polluants pour lesquels il existe des valeurs guides de qualité d'air intérieur (VGAI) indicatives (voir glossaire, page 16). Ces valeurs ne sont jamais dépassées pour ces polluants (Tableau 42).

Tableau 42. Pourcentages d'écoles avec des concentrations en éthylbenzène et tétrachloroéthylène dépassant les valeurs guide de qualité d'air intérieur existantes.

Polluants	VGAI ^a	Pourcentage d'écoles où au moins une salle de classe > VGAI
Éthylbenzène	1500 µg/m ³ (ANSES, 2016)	0 %
Tétrachloroéthylène	1250 µg/m ³ ^b	0 %
Toluène	20 000 µg/m ³ (ANSES, 2018)	0%

^a VGAI : voir glossaire, page 16

^b Valeur limite réglementaire : voir glossaire, page 17.

6.6.4 Comparaison par rapport à la campagne pilote de la surveillance réglementaire de la QAI

Une comparaison a été effectuée avec les données de benzène issues de 195 écoles de la campagne pilote de la surveillance réglementaire de la qualité de l'air intérieur des établissements recevant du public (Michelot et al., 2011, Ramalho et al., 2015) ⁶.

La Figure 26 montre qu'il y a plus d'écoles ayant des concentrations en benzène supérieures à 2 µg/m³ dans la campagne pilote de la surveillance. Cette différence peut s'expliquer par le fait que les

⁶ La moyenne des concentrations en benzène de chaque classe en chauffe et en hors chauffe a été calculée. Puis pour chaque établissement, la valeur moyenne maximale a été déterminée. Ce sont les répartitions de ces valeurs moyennes maximales, à l'échelle des établissements, qui sont utilisées pour la comparaison.

concentrations extérieures en benzène ont diminué entre 2010 et 2016 selon le ministère en charge de l'Écologie⁷ et que le pourcentage d'écoles urbaines était plus important dans l'échantillon de la campagne pilote de surveillance que dans le parc des écoles françaises.

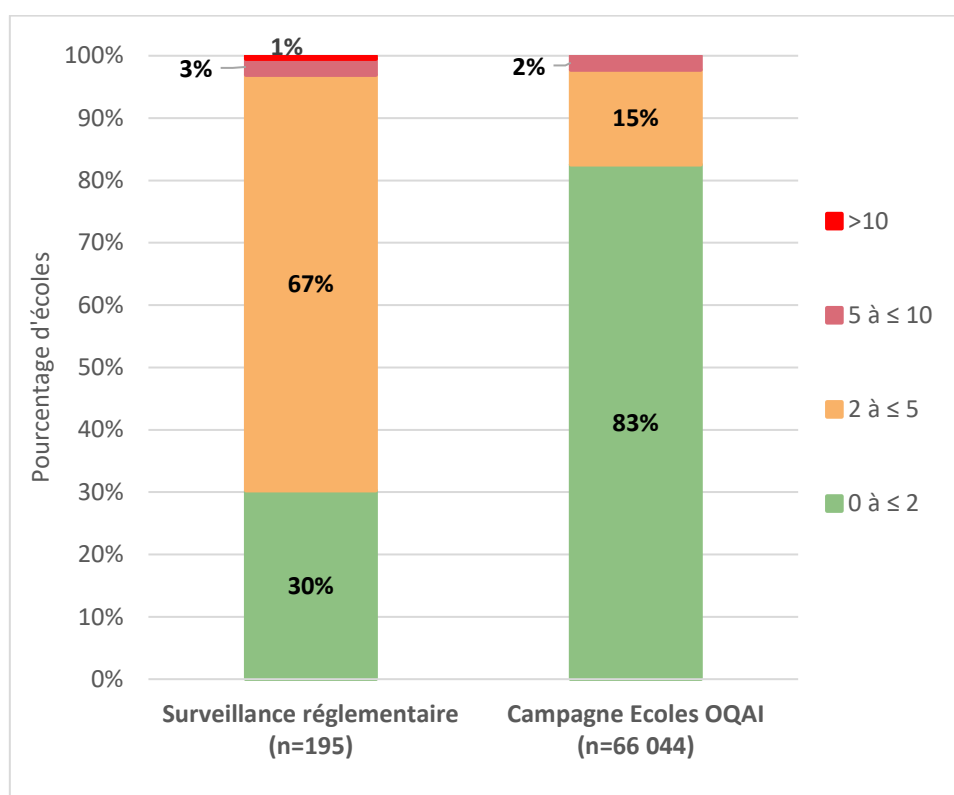


Figure 26. Répartition des concentrations en benzène les plus élevées par école selon 4 classes de concentrations (µg/m³) : campagne nationale « écoles » (N=66 044) et campagne pilote de la surveillance réglementaire de la QAI (n=195).

6.7 Aldéhydes

Les fréquences de détection et de quantification et les distributions des concentrations en aldéhydes dans les écoles et à l'extérieur des écoles sont présentées dans le Tableau 43 et sur la Figure 27.

6.7.1 Détection et quantification

Dans les écoles, les aldéhydes recherchés sont détectés dans 100 % des cas. Ils sont également systématiquement quantifiés (voir glossaire, page 16). La LD est égale à la LQ.

Toutes les écoles ont au moins une salle de classe dans laquelle le formaldéhyde et l'acétaldéhyde sont détectés (Figure 27). Dans 92 % des écoles, l'hexaldéhyde est détecté dans au moins une salle de classe. Comme attendu, à l'extérieur, les fréquences de détection sont plus faibles.

⁷ Ministère de l'Écologie - Données et études statistiques - [La pollution de l'air par le benzène \(C6H6\)](#)

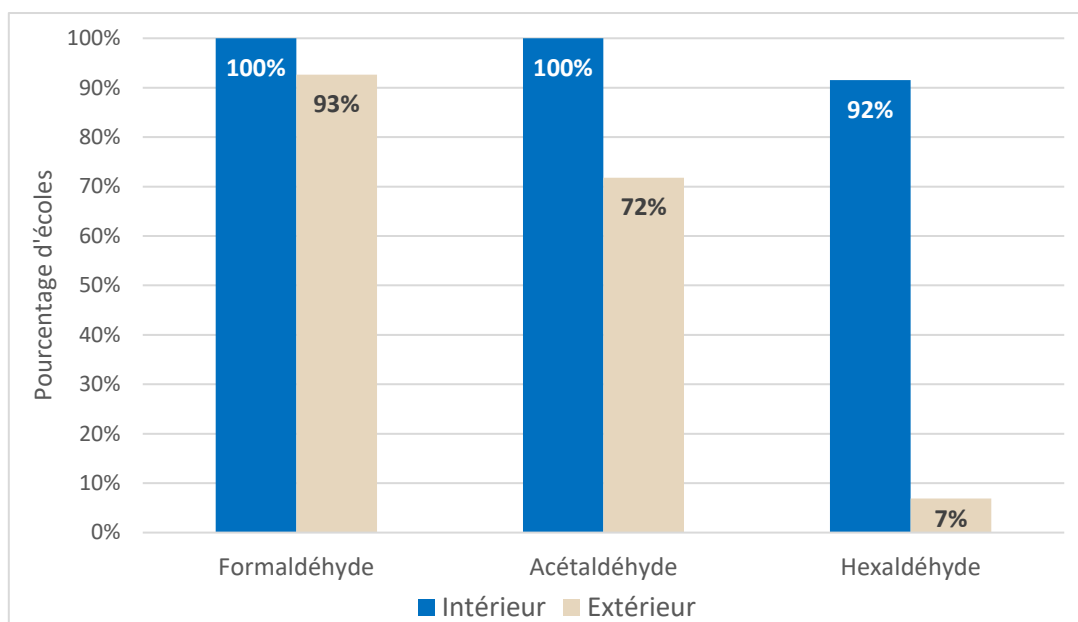


Figure 27. Pourcentages d'écoles dans lesquelles les aldéhydes sont détectés à l'extérieur et dans au moins une salle de classe.

6.7.2 Distributions des concentrations

Les distributions des concentrations en aldéhydes dans les écoles et à l'extérieur sont présentées dans le Tableau 43 et sur la Figure 28. La médiane du formaldéhyde est égale à 19,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, celle de l'acétaldéhyde à 5,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ et celle de l'hexaldéhyde à 11,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Tableau 43. Distributions des concentrations en aldéhydes ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) dans l'air des écoles et à l'extérieur en France.

$\mu\text{g}/\text{m}^3$	Écoles			Extérieur		
	Formaldéhyde	Acétaldéhyde	Hexaldéhyde	Formaldéhyde	Acétaldéhyde	Hexaldéhyde
Effectif observé	301	301	301	296	296	296
Effectif redressé	67 299	67 299	67 299	66 043	66 043	66 043
LD	0,6	0,8	5,9	0,6	0,8	5,9
LQ	0,6	0,8	5,9	0,6	0,8	5,9
% > LQ	100 %	100 %	91,5 %	93,0 %	71,8 %	6,9 %
P5	8,2	2,4	< LD	< LD	< LD	< LD
P25	12,9	3,8	7,1	1,0	< LD	< LD
Médiane	19,3	5,1	11,8	1,4	0,9	< LD
P75	27,6	7,0	15,9	1,8	1,4	< LD
P95	43,1	10,4	29,2	3,0	2,2	7,4
MA $\pm$ ET	21,4 $\pm$ 0,7	5,8 $\pm$ 0,3	13,6 $\pm$ 1	2,5 $\pm$ 0,4	1,3 $\pm$ 0,1	< LD $\pm$ 0,2

LD : limite de détection, LQ : limite de quantification ; P : percentile ; ET : écart-type ; MA : moyenne arithmétique.

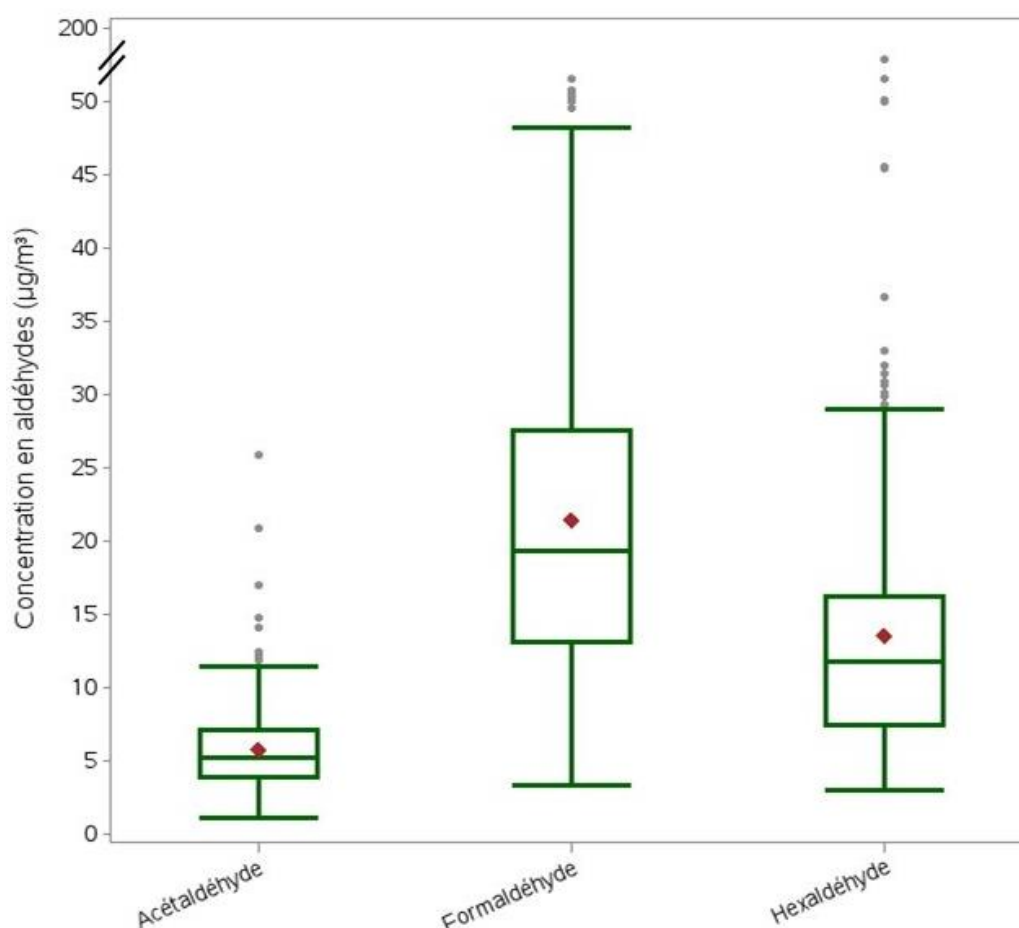


Figure 28. Distributions des concentrations en aldéhydes ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) dans l'air des écoles en France (N=67 299).

6.7.3 Comparaison par rapport aux valeurs de référence

Une valeur limite réglementaire existe pour le formaldéhyde. Cette valeur n'est dépassée dans aucune école (Tableau 44).

En revanche, **23 % des écoles** présentent au moins une salle de classe dans laquelle la concentration en formaldéhyde dépassant la valeur guide réglementaire égale à $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Tableau 44).

Tableau 44. Pourcentage d'écoles avec des concentrations en formaldéhyde dépassant les valeurs réglementaires.

Polluant	Valeur limite réglementaire ^a	Pourcentage d'écoles où au moins une salle de classe > valeur limite réglementaire	Valeur guide réglementaire ^a	Pourcentage d'écoles où au moins une salle de classe > valeur limite réglementaire
Formaldéhyde	$100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ^b	0 %	$30 \mu\text{g}/\text{m}^3$	23 %

^a Valeur limite et valeur guide réglementaires : voir glossaire, page 16.

^b Cette valeur correspond aussi à la valeur guide de qualité d'air intérieur proposée par l'Anses en février 2018 sur une durée de trente minutes d'exposition (ANSES, 2018).

Une valeur guide de qualité d'air intérieur (VGAI) (voir glossaire, page 164) existe pour l'acétaldéhyde. Cette valeur n'est jamais dépassée dans aucune école (Tableau 45).

Tableau 45. Pourcentage d'écoles avec des concentrations en acétaldéhyde dépassant la VGAI indicative.

Polluants	VGAI ^a	Pourcentage d'écoles où au moins une salle de classe > VGAI
Acétaldéhyde	160 µg/m ³ (ANSES, 2014)	0 %

^a VGAI : voir glossaire, page 16.

6.7.4 Comparaison par rapport à la campagne pilote de la surveillance réglementaire de la QAI

Une comparaison a été effectuée avec les données de formaldéhyde issues de 195 écoles de la campagne pilote de la surveillance réglementaire de la qualité de l'air intérieur dans les écoles, menée en 2009-2011 (Michelot et al., 2011; Ramalho et al., 2015) ⁸.

La comparaison est présentée sur la Figure 29. Elle montre une répartition relativement similaire entre les deux campagnes.

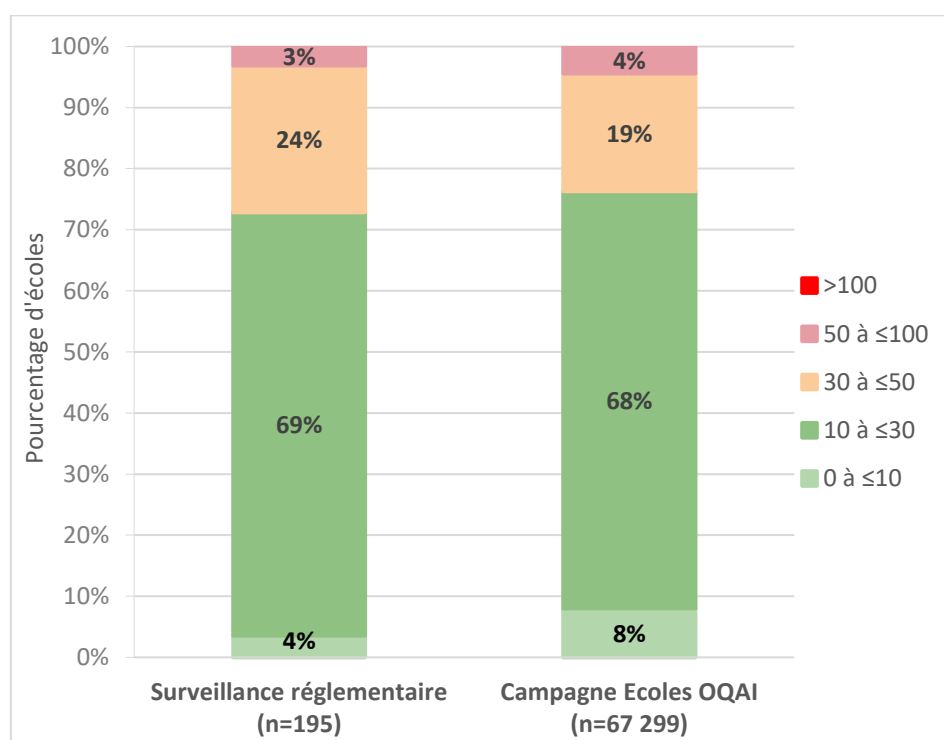


Figure 29. Répartition des concentrations en formaldéhyde les plus élevées par école selon 5 classes de concentrations (µg/m³) : campagne nationale « écoles » (N=67 299) et campagne pilote de la surveillance réglementaire de la QAI (n=195).

⁸ La moyenne des concentrations en formaldéhyde de chaque classe en chauffe et hors chauffe a été faite. Puis pour chaque établissement, la valeur moyenne maximale a été déterminée. Ce sont les répartitions de ces valeurs moyennes maximales, à l'échelle des établissements, qui sont utilisées pour la comparaison.

6.8 Composés organiques semi-volatils (COSV) dans l'air

Les fréquences de détection et de quantification et les distributions des concentrations des 46 COSV dans l'air des écoles sont présentées dans le Tableau 46 et sur la Figure 30, la Figure 31, la Figure 32 et la Figure 33.

6.8.1 Détection et quantification

Les fréquences de détection et de quantification sont présentées sur la Figure 30 et dans le Tableau 46. Sur les 46 COSV recherchés, **21 composés sont détectés** dans l'air des salles de classe **d'au moins 50 % des écoles** et 18 sont quantifiés. Parmi ces composés, il y a **quatre phtalates** détectés sur six recherchés (DBP, DiBP, DEP et BBP). Les deux autres, le DiNP et le DEHP sont détectés respectivement dans 43 % et 6 % des écoles.

Les **deux muscs synthétiques polycycliques** (galaxolide et tonalide) sont retrouvés dans l'air des salles de classe de la totalité des écoles.

Quatre des sept HAP recherchés (le phénanthrène, le fluoranthène, l'acénaphène et le fluorène) sont détectés dans 100 % des écoles. L'anthracène et le pyrène sont retrouvés dans l'air des salles de classe de respectivement 94 % et 63 % des écoles. Seul le benzo[a]pyrène est détecté dans l'air de moins de 50 % des écoles.

Parmi les **pesticides**, seulement **quatre sur seize sont détectés** dans l'air des salles de classe **d'au moins la moitié des écoles**. Il s'agit de trois pesticides organochlorés, **le lindane et son isomère, l'alpha-hexachlorohexane, ainsi que l'alpha-endosulfan** et d'un pesticide organophosphoré, **le diazinon**. Le lindane est quantifié dans 100 % des écoles et son isomère dans 94 %. L'alpha-endosulfan est détecté dans l'air des salles de classe de 63 % des écoles, mais seulement quantifié dans 32 %.

Tous les autres pesticides organochlorés et organophosphorés sont beaucoup plus **faiblement détectés et quantifiés**. Les **pyréthrénoïdes** sont les plus **faiblement détectés dans l'air** (moins de 6 % des écoles).

Parmi les neuf PCB analysés, **quatre sont détectés et quantifiés** dans l'air des salles de classe d'au moins **74 % des écoles**. Il s'agit des composés les plus légers, PCB 28, PCB 31, PCB 52 et PCB 101. Le composé le plus détecté et le plus abondant en proportion relative par rapport aux neuf congénères est le PCB 52. Les cinq autres PCB ne sont quantifiés dans les salles de classe que dans moins de 31 % des écoles.

Enfin, les **retardateurs de flamme bromés ou polybromodiphényléthers (PBDE)** sont **très faiblement détectés dans l'air** des salles de classe des écoles.

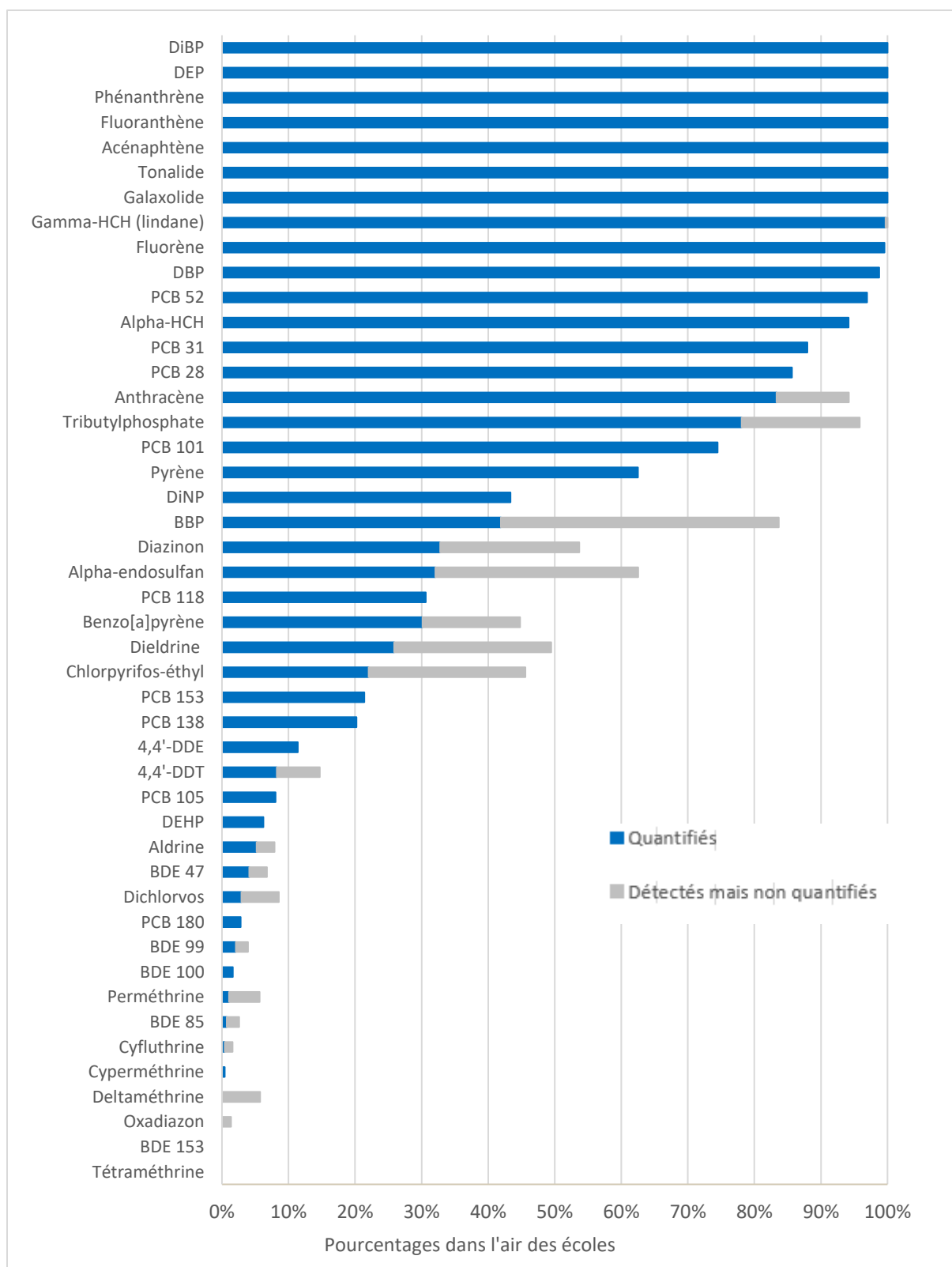


Figure 30. Fréquences de détection et de quantification des COSV dans l'air des écoles en France (N=63 813).

Les LD et LQ de la méthode ont été utilisées pour ce graphique (cf. Tableau 16, p 47).

6.8.2 Distribution des concentrations

Les distributions des concentrations sont présentées dans le Tableau 46 et la Figure 31, la Figure 32 et la Figure 33 par famille de composés.

Les **concentrations sont très variables** d'une famille de composés à l'autre et varient de quelques centaines de ng/m^3 pour les phtalates, à quelques dizaines de ng/m^3 pour les HAP, à quelques ng/m^3 pour les pesticides comme le lindane et son isomère l'alpha-hexachlorohexane. La concentration médiane en lindane est égale à $1,4 \text{ ng/m}^3$.

Parmi les phtalates et les muscs (Figure 31), le **DIBP** a les **concentrations les plus élevées** avec une médiane de 790 ng/m^3 , celles de DEP et DBP sont d'un tiers inférieures environ (respectivement, 286 et 168 ng/m^3), celles de la galaxolide, sept fois inférieures environ (148 ng/m^3) et celle du tonalide, soixante fois environ (21 ng/m^3). Les médianes du DINP et BBP sont inférieures respectivement à la limite de détection et quantification respectivement.

Concernant les HAP, le **phénanthrène** a la médiane des concentrations la plus élevée égale à $11,6 \text{ ng/m}^3$. Le fluorène présente une concentration médiane égale à $7,5 \text{ ng/m}^3$. Le fluoranthène et l'acénaphthène ont une concentration inférieure à 2 ng/m^3 et les autres HAP ont une concentration médiane inférieure à 1 ng/m^3 .

Tableau 46. Distributions des concentrations en COSV (ng/m³) dans l'air des écoles en France.

COSV	Effectif observé	Effectif redressé	LD	LQ	% > LD	% > LQ	P5	P25	Médiane	P75	P95	MA +/- ET
<i>Pesticides organochlorés</i>												
Aldrine	283	63 813	0,08	0,20	8 %	5 %	< LD	< LD	< LD	< LD	< LQ	< LQ
Dieldrine	283	63 813	0,08	0,20	49 %	26 %	< LD	< LD	< LD	< LQ	0,9	0,3 ± 0,1
4,4'-DDE	283	63 813	0,03	0,08	11 %	11 %	< LD	< LD	< LD	< LD	< LQ	< LQ
4,4'-DDT	283	63 813	0,08	0,20	15 %	8 %	< LD	< LD	< LD	< LD	< LQ	< LQ
α-HCH	283	63 813	0,03	0,08	94 %	94 %	< LD	0,1	0,2	0,4	2,8	1,4 ± 0,8
Gamma-HCH (lindane)	283	63 813	0,08	0,20	100 %	100 %	0,3	0,6	1,4	3,1	17,4	4,6 ± 0,8
α-endosulfan	283	63 813	0,08	0,20	63 %	32 %	< LD	< LD	< LQ	< LQ	0,7	0,5 ± 0,1
<i>Pesticides organophosphorés</i>												
Chlorpyrifos-éthyl	282	63 733	0,08	0,20	46 %	22 %	< LD	< LD	< LD	< LQ	0,8	0,4 ± 0,1
Diazinon	283	63 813	0,08	0,20	54 %	33 %	< LD	< LD	< LQ	< LQ	0,6	< LQ
Dichlorvos	280	63 313	0,08	0,20	9 %	3 %	< LD	< LD	< LD	< LD	< LQ	< LD
<i>Pesticides pyréthrinoïdes</i>												
Cyfluthrine	283	63 813	0,2	0,40	2 %	0 %	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
Cyperméthrine	283	63 813	0,40	0,60	0 %	0 %	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
Deltaméthrine	279	63 311	0,20	0,40	6 %	0 %	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
Perméthrine	283	63 813	0,40	0,99	6 %	1 %	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
Tétraméthrine	283	63 813	0,20	0,40	0 %	0 %	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD

COSV	Effectif observé	Effectif redressé	LD	LQ	% > LD	% > LQ	P5	P25	Médiane	P75	P95	MA +/- ET
Oxadiazolones												
Oxadiazon	283	63 813	0,08	0,20	1 %	0 %	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
Ester phosphorique												
Tributylphosphate	283	63 813	1,60	2,98	96 %	78 %	< LD	< LQ	3,8	6,0	14,9	6,3 ± 0,5
HAP												
Acénaphène	283	63 813	0,30	0,30	100 %	100 %	0,8	1,4	1,9	2,6	7,1	4,3 ± 0,9
Anthracène	283	63 813	0,20	0,40	94 %	83 %	< LD	< LQ	0,5	0,8	1,4	0,8 ± 0,1
Benzo[a]pyrène	283	63 813	0,08	0,2	45 %	30 %	< LD	< LD	< LD	< LQ	0,6	< LQ
Fluoranthène	283	63 813	0,29	0,29	100 %	100 %	0,3	0,5	0,7	1,1	2,9	1,6 ± 0,2
Fluorène	283	63 813	0,53	0,53	100 %	100 %	3,3	5,6	7,5	9,3	13,3	10,4 ± 1,5
Phénanthrène	283	63 813	1,79	1,79	100 %	100 %	6,2	9,0	11,6	16,3	51,6	51,9 ± 22,1
Pyrène	283	63 813	0,52	0,52	63 %	63 %	< LD	< LD	< LD	0,8	1,6	0,9 ± 0,1
Muscs												
Galaxolide	283	63 813	2,10	2,10	100 %	100 %	64,2	110	148	200	297	204 ± 32,8
Tonalide	283	63 813	0,61	0,99	100 %	100 %	10,5	16,1	21,1	29,1	45,2	28,5 ± 3,4
Phtalates												
BBP	283	63 813	3,17	15,87	84 %	42 %	< LD	< LQ	< LQ	33,2	89,6	38,1 ± 10,4
DBP	278	62 448	50,37	50,37	99 %	99 %	60,5	111	168	315	675	270 ± 20,0
DEHP	283	63 813	168,71	168,71	6 %	6 %	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
DEP	278	62 488	38,98	39,68	100 %	100 %	115	213	286	389	732	417 ± 56,1
DiBP	282	63 455	48,67	48,67	100 %	100 %	399	576	790	1 355	3 280	1 424 ± 174
DiNP	283	63 813	15,87	15,87	43 %	43 %	< LD	< LD	< LD	19,1	47,3	25,0 ± 5,4

COSV	Effectif observé	Effectif redressé	LD	LQ	% > LD	% > LQ	P5	P25	Médiane	P75	P95	MA +/- ET
Polychlorobiphényles												
PCB 28	283	63 813	0,03	0,08	86 %	86 %	< LD	< LQ	0,1	0,1	0,6	0,5 ± 0,2
PCB 31	283	63 813	0,03	0,08	88 %	88 %	< LD	< LQ	0,1	0,2	0,6	0,6 ± 0,3
PCB 52	283	63 813	0,03	0,08	97 %	97 %	< LQ	0,1	0,2	0,3	1,0	0,4 ± 0,05
PCB 101	283	63 813	0,03	0,08	74 %	74 %	< LD	< LD	0,1	0,2	0,7	0,2 ± 0,02
PCB 105	283	63 813	0,03	0,08	8 %	8 %	< LD	< LD	< LD	< LD	< LQ	< LD
PCB 118	283	63 813	0,03	0,08	31 %	31 %	< LD	< LD	< LD	< LQ	0,2	< LQ
PCB 138	283	63 813	0,03	0,08	20 %	20 %	< LD	< LD	< LD	< LD	0,1	< LQ
PCB 153	283	63 813	0,03	0,08	21 %	21 %	< LD	< LD	< LD	< LD	0,1	< LQ
PCB 180	283	63 813	0,03	0,08	3 %	3 %	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
Retardateurs de flamme bromés												
BDE 47	283	63 813	0,08	0,2	7 %	4 %	< LD	< LD	< LD	< LD	< LQ	< LQ
BDE 85	283	63 813	0,08	0,2	3 %	1 %	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
BDE 99	283	63 813	0,08	0,2	4 %	2 %	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
BDE 100	283	63 813	0,08	0,2	2 %	2 %	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
BDE 153	283	63 813	0,4	0,79	0 %	0 %	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD

LD : limite de détection de la méthode ; LQ : limite de quantification de la méthode ; ET : écart-type ; MA : moyenne arithmétique ; P : percentile.

NOTA : Les résultats sont exprimés à l'échelle des écoles. Dans une école, la concentration moyenne d'un COSV peut être inférieure à la limite de détection bien que ce COSV soit détecté dans une salle de classe. Ainsi, la médiane des concentrations moyennes peut être inférieure à la limite de détection bien que le COSV soit détecté dans plus de la moitié des écoles. Il en est de même pour les autres percentiles.

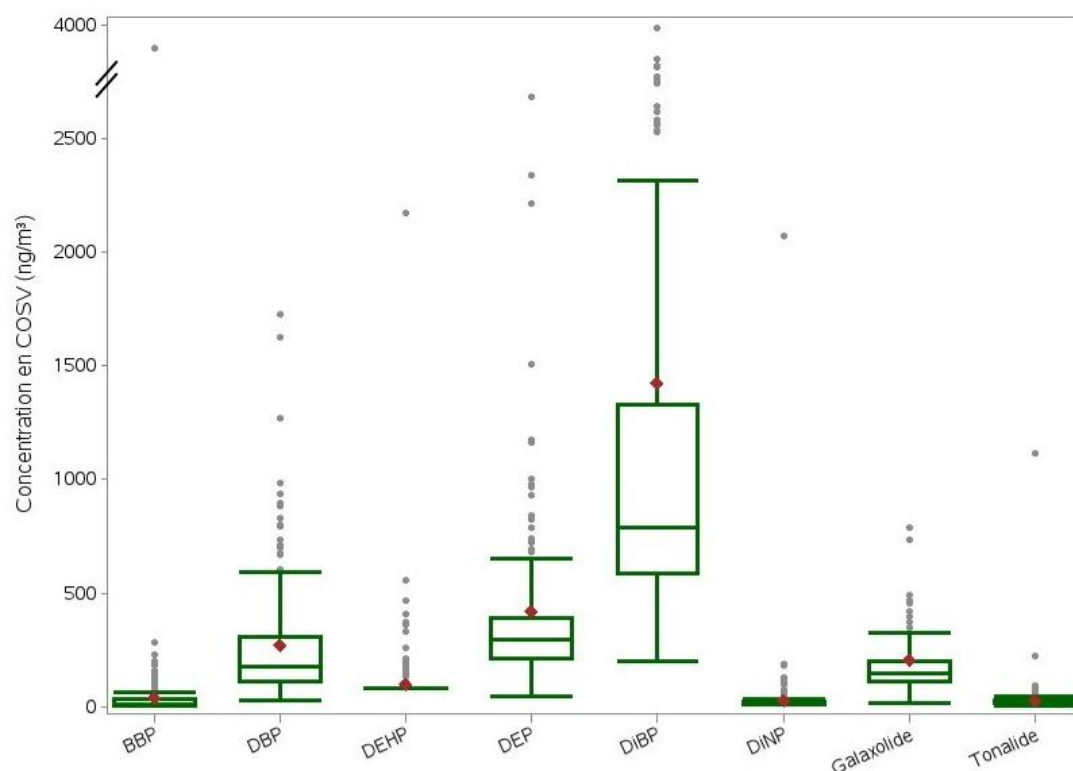


Figure 31. Distributions des concentrations en phtalates et muscs (ng/m³) dans l'air des écoles en France (N=63 813).

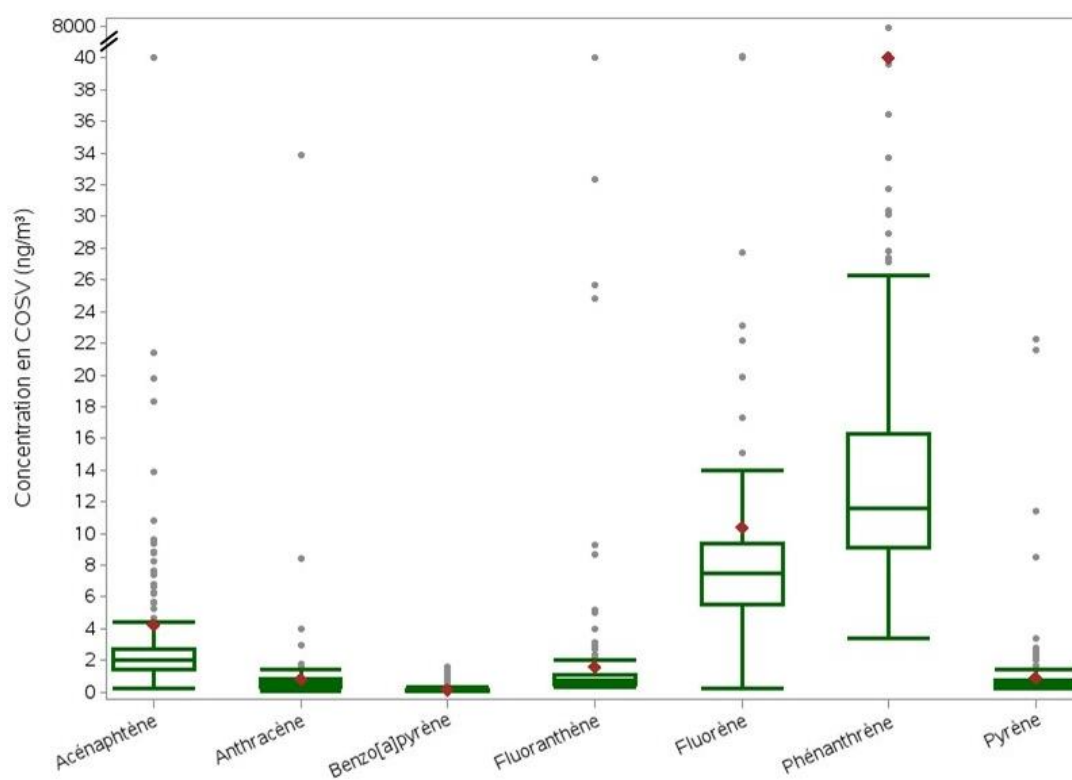


Figure 32. Distributions des concentrations en HAP (ng/m³) dans l'air des écoles en France (N=63 813).

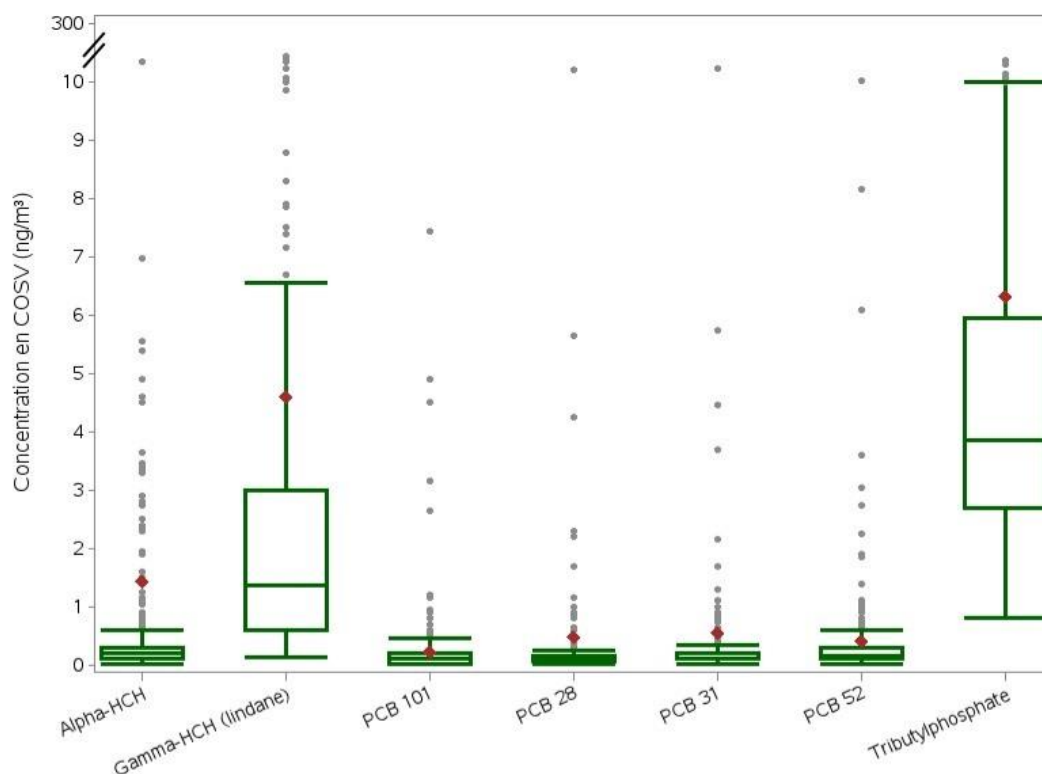


Figure 33. Distributions des concentrations en pesticides, PCB et tributylphosphate (ng/m³) dans l'air des écoles en France (N=63 813).

6.9 COSV dans les poussières déposées

Les fréquences de détection et de quantification et les distributions des concentrations des 46 COSV dans les poussières déposées au sol des écoles sont présentées dans le Tableau 47 et sur la Figure 34, la Figure 35, la Figure 36, la Figure 37, la Figure 38 et la Figure 39.

6.9.1 Détection et quantification

Dans la moitié des écoles, 39 composés sont détectés dans au moins une salle de classe. Les phtalates, les muscs, la perméthrine, le triclosan et la majorité des HAP (anthracène, benzo[a]anthracène, benzo[a]pyrène, benzo[b]fluoranthène, fluoranthène, fluorène, indeno[1,2,3-cd]pyrène, phénanthrène, pyrène) sont quantifiés dans la quasi-totalité des écoles (Figure 34).

Dans sept écoles sur dix, sont quantifiés un HAP (benzo[k]fluoranthène), trois pesticides (le lindane, le 4-4'-DDT et l'oxadiazon) et cinq PCB (PCB 52, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153) dans au moins une salle de classe.

Trois substances sont très peu détectées dans les poussières (moins de 10 % des écoles) : l'aldrine, le diazinon et le BDE 85.

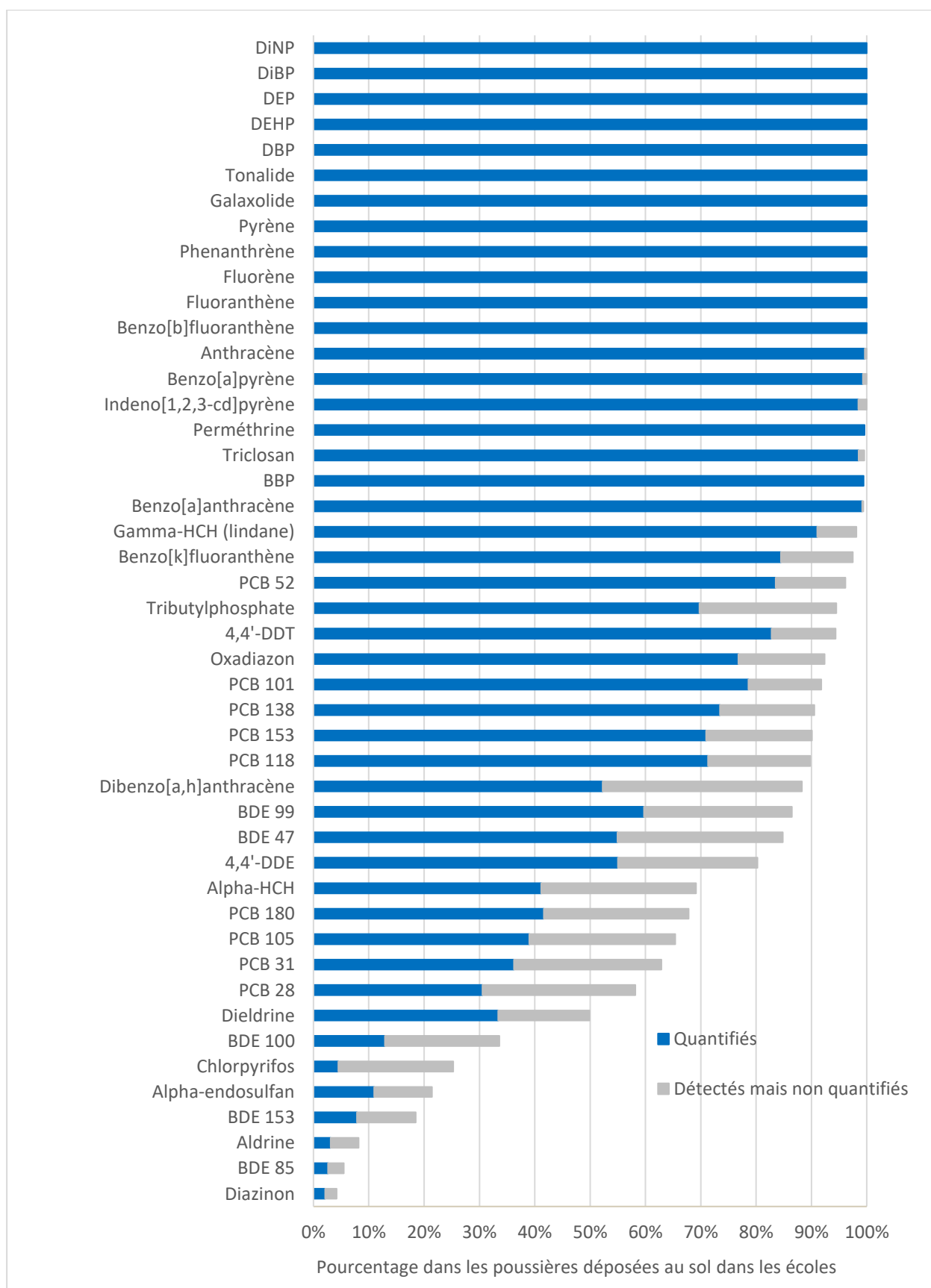


Figure 34. Fréquences de détection et de quantification des COSV dans les poussières déposées au sol dans les écoles en France (N=64 287 ^a).

Les LD et LQ analytiques ont été utilisées pour ce graphique (cf. Tableau 18).

^a Effectif pour 37 COSV, les effectifs pour BBP, DEHP, DiNP, tributylphosphate, diazinon, 4,4'-DDT, chlorpyrifos-éthyl, triclosan et benzo[b]fluoranthène sont différents (cf. Tableau 47).

6.9.2 Distribution des concentrations

Les distributions des concentrations sont présentées dans le Tableau 47. Comme pour l'air, les **concentrations dans les poussières sont très variables** d'une famille de composés à l'autre. Elles varient du µg/g voire mg/g pour les phtalates (Figure 35), à quelques centaines de ng/g pour les HAP, les muscs, des pesticides comme la perméthrine, le triclosan (Figure 36 et Figure 37), à quelques dizaines ng/g pour les PCB, tributylphosphate, l'oxadiazon, le lindane (Figure 38 et la Figure 39) et quelques pg/g pour les retardateurs de flamme bromés.

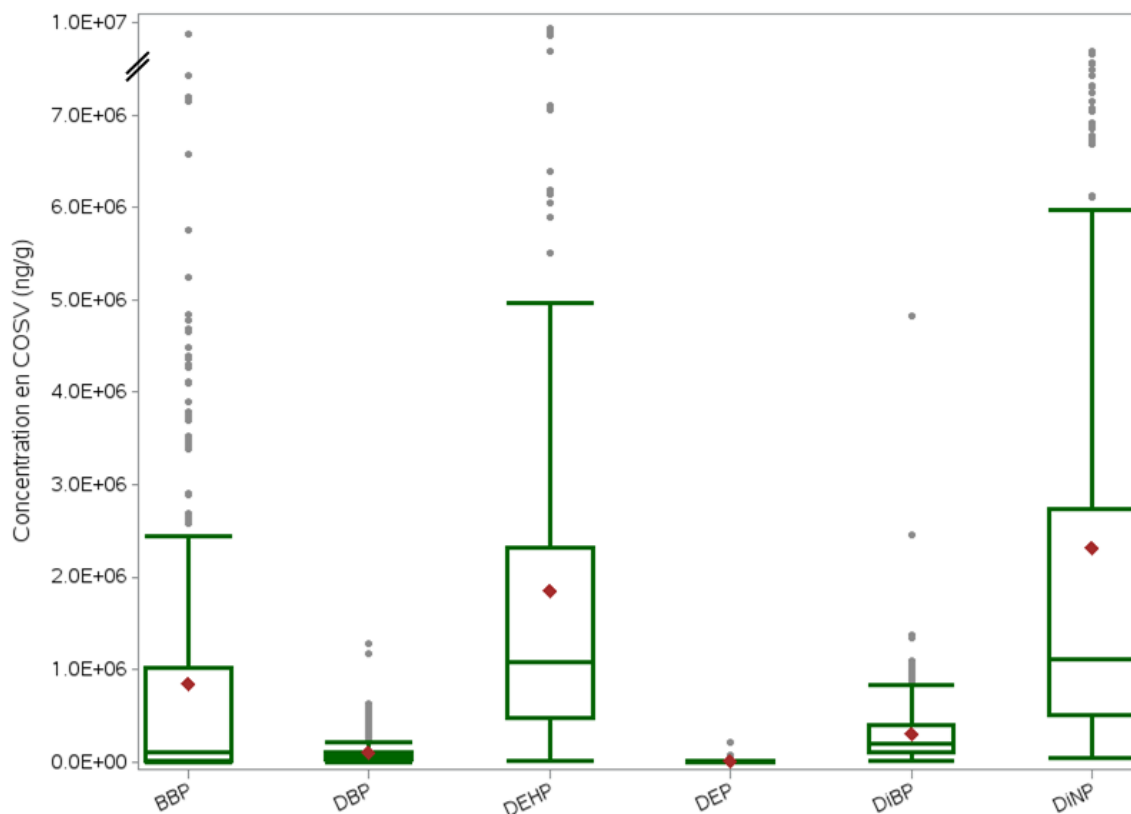


Figure 35. Distributions des concentrations en phtalates (ng/g) dans les poussières déposées au sol des écoles en France (N= 63 875 ^a).

^a Effectif pour BBP, DEHP, DINP. L'effectif pour le DBP, DEP et DIBP est différent, égal à 64 287.

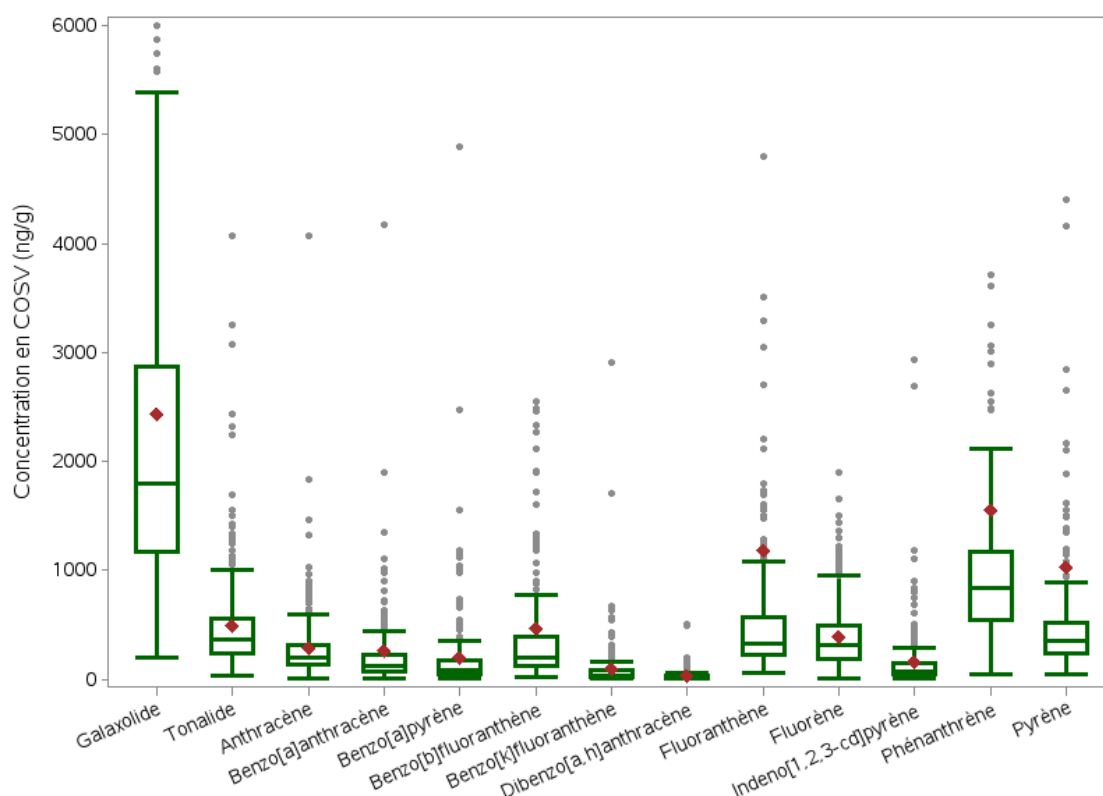


Figure 36. Distributions des concentrations en muscs et HAP (ng/g) dans les poussières déposées au sol des écoles en France (N=64 287).

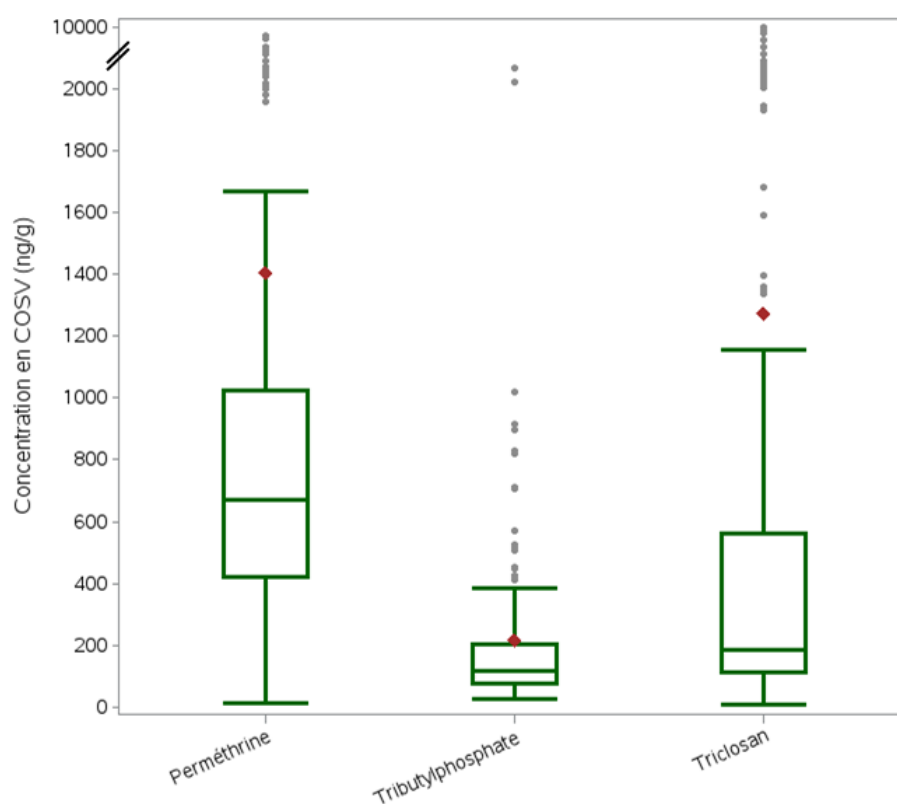


Figure 37. Distributions des concentrations en tributylphosphate (N=63 872), perméthrine (N=64 287) et triclosan (N=61 323) (ng/g) dans les poussières déposées au sol des écoles en France.

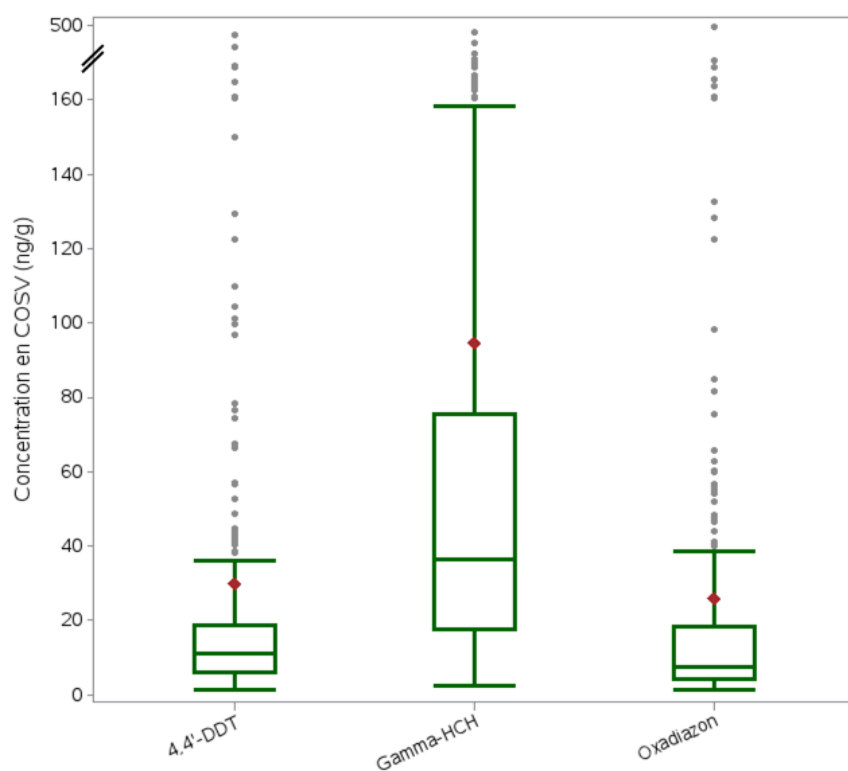


Figure 38. Distributions des concentrations en lindane (N=64 287), DDT (N=63 374) et oxadiazon (N=64 287) dans les poussières déposées au sol des écoles en France (ng/g).

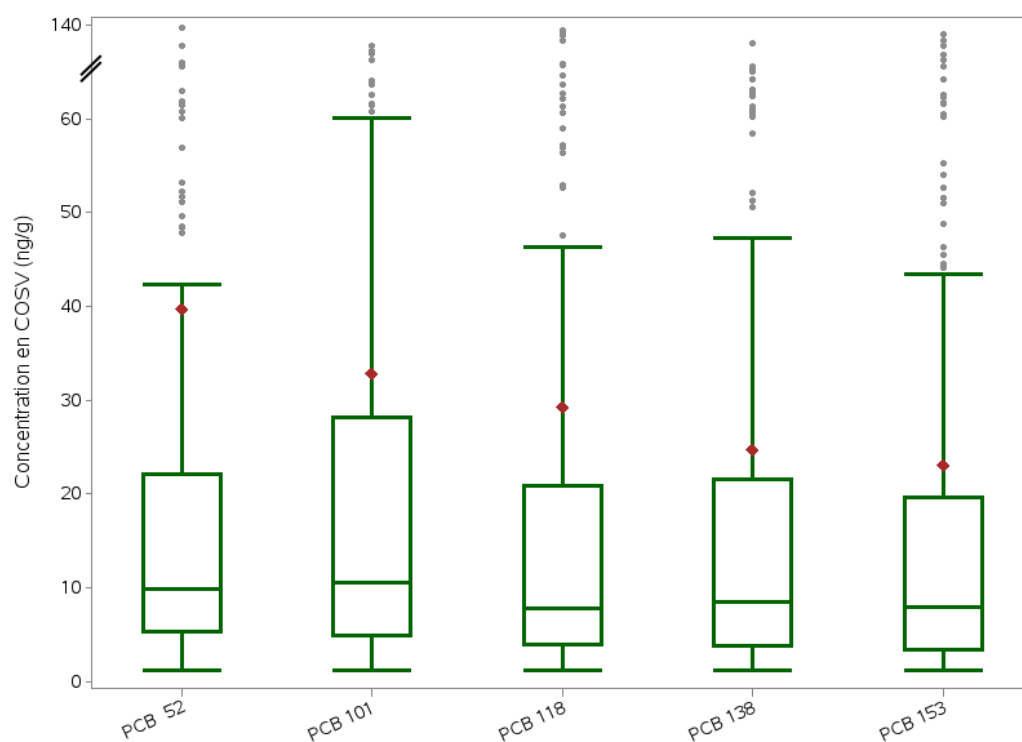


Figure 39. Distributions des concentrations en PCB (ng/g) dans les poussières déposées au sol des écoles en France (N=64 287)

Tableau 47. Distributions des concentrations en COSV (ng/g) ^a dans les poussières déposées au sol des écoles en France.

COSV	Effectif observé	Effectif redressé	LD	LQ	% > LD	% > LQ	P5	P25	Médiane	P75	P95	MA +/- ET
<i>Pesticides organochlorés</i>												
Aldrine	288	64 287	5	10	8 %	3 %	< LD	< LD	< LD	< LD	< LQ	< LD
Dieldrine	288	64 287	5	10	50 %	33 %	< LD	< LD	< LD	10,3	80,2	27,3 ± 8,7
4,4'-DDE	288	64 287	2,5	5	80 %	55 %	< LD	< LD	< LQ	7,9	28,2	11,5 ± 2,7
4,4'-DDT	285	63 374	2,5	5	94 %	83 %	< LD	5,7	11,2	19,0	105,3	29,8 ± 4,4
α-HCH	288	64 287	5	10	69 %	41 %	< LD	< LD	< LQ	11,6	43,2	18,4 ± 5,3
Gamma-HCH (lindane)	288	64 287	5	10	98 %	91 %	< LQ	17,4	36,4	77,5	460,8	94,5 ± 10,5
α-endosulfan	288	64 287	25	50	21 %	11 %	< LD	< LD	< LD	< LD	110,6	< LQ
Triclosan	277	61 323	12,5	25	100 %	99 %	43,4	109	185	614	9 084	1 276 ± 211
<i>Pesticides organophosphorés</i>												
Chlorpyriphos-éthyl	281	62 633	50	200	25 %	4 %	< LD	< LD	< LD	< LD	< LQ	291 ± 149
Diazinon	285	63 643	50	100	4 %	2 %	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
<i>Pesticides pyréthrinaïdes</i>												
Perméthrine	288	64 287	25	50	100 %	100 %	198	427	675	1 022	4 152	1 404 ± 151
<i>Oxadiazolones</i>												
Oxadiazon	288	64 287	2,5	5	92 %	77 %	< LD	< LQ	7,4	16,8	84,8	25,9 ± 4,8
<i>Ester phosphorique</i>												
Tributylphosphate	286	63 872	50	100	95 %	70 %	< LD	< LQ	115	211	520	217 ± 25

COSV	Effectif observé	Effectif redressé	LD	LQ	% > LD	% > LQ	P5	P25	Médiane	P75	P95	MA +/- ET
HAP												
Anthracène	288	64 287	10	20	100 %	100 %	64,6	137	203	329	763	288 ± 25
Benzo[a]anthracène	288	64 287	10	20	99 %	99 %	28,0	76,1	130	227	724	268 ± 41,9
Benzo[a]pyrène	288	64 287	10	20	100 %	99 %	22,7	52,1	86,9	174	626	197 ± 25,1
Benzo[b]fluoranthène	287	64 102	10	20	100 %	100 %	60,7	132	204	400	1 296	465 ± 75,6
Benzo[k]fluoranthène	288	64 287	10	20	97 %	84 %	< LD	23,1	40,0	84,1	318	101 ± 16
Dibenzo[a,h]anthracène	288	64 287	10	20	88 %	52 %	< LD	< LQ	< LQ	33,5	105	32,5 ± 3,9
Fluoranthène	288	64 287	10	20	100 %	100 %	115	227	337	597	1 740	1 189 ± 320
Fluorène	288	64 287	10	20	100 %	100 %	92,9	206	320	495	1 012	397 ± 27,6
Indeno[1,2,3-cd]pyrène	288	64 287	10	20	100 %	98 %	20,8	45,8	80,1	150	499	162 ± 22,0
Phénanthrène	288	64 287	10	20	100 %	100 %	300	579	837	1 189	2 481	1 556 ± 280
Pyrène	288	64 287	10	20	100 %	100 %	125	239	365	523	1 538	1 037 ± 267
Muscs												
Galaxolide	288	64 287	50	100	100 %	100 %	641	1 183	1 789	2 821	6 099	2 440 ± 261
Tonalide	288	64 287	12,5	25	100 %	100 %	134	244	368	557	1 259	490 ± 38,7
Phtalates (x 10³) ^a												
BBP	287	63 875	200	400	99 %	99 %	4,4.	16,1.	92,3	1 026	4 283	849 ± 60,5
DBP	288	64 287	500	1000	100 %	100 %	9,6	25,2	50,7	109	444	109 ± 10,2
DEHP	287	63 875	1000	2000	100 %	100 %	124	475	989	2 216	7 065	1 845 ± 161
DEP	288	64 287	200	400	100 %	100 %	1,4	2,7	4,3	7,0	21,8	7,4 ± 1,1
DiBP	288	64 287	200	400	100 %	100 %	40,1	98,5	187,7	390,6	890,6	300 ± 21
DiNP	287	63 875	500	1000	100 %	100 %	105	516	1 106	3 206	8 923	2 322 ± 111

COSV	Effectif observé	Effectif redressé	LD	LQ	% > LD	% > LQ	P5	P25	Médiane	P75	P95	MA +/- ET
Polychlorobiphényles												
PCB 28	288	64 287	2,5	5	58 %	31 %	< LD	< LD	< LD	5,1	20,2	54,8 ± 35,0
PCB 31	288	64 287	2,5	5	63 %	36 %	< LD	< LD	< LQ	5,7	19,6	79,5 ± 56,1
PCB 52	288	64 287	2,5	5	96 %	84 %	< LD	5,3	9,7	22,5	80,4	39,7 ± 13,3
PCB 101	288	64 287	2,5	5	92 %	79 %	< LD	< LQ	10,2	29,9	115	32,9 ± 2,4
PCB 105	288	64 287	2,5	5	65 %	39 %	< LD	< LD	< LQ	7,2	33,8	11,9 ± 1,1
PCB 118	288	64 287	2,5	5	90 %	71 %	< LD	< LQ	7,6	21,2	130	29,3 ± 3,1
PCB 138	288	64 287	2,5	5	91 %	73 %	< LD	< LQ	8,1	22,6	86,3	24,7 ± 2,9
PCB 153	288	64 287	2,5	5	90 %	71 %	< LD	< LQ	7,9	19,4	79,0	23,1 ± 2,5
PCB 180	288	64 287	2,5	5	68 %	42 %	< LD	< LD	< LQ	6,5	40,5	15,0 ± 4,8
Retardateurs de flamme bromés												
BDE 47	288	64 287	5	10	85 %	55 %	< LD	< LQ	< LQ	16,2	67,1	30,2 ± 3,0
BDE 85	288	64 287	10	20	5 %	3 %	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
BDE 99	288	64 287	5	10	86 %	60 %	< LD	< LQ	< LQ	20,5	98,5	32,7 ± 1,3
BDE 100	288	64 287	5	10	34 %	13 %	< LD	< LD	< LD	< LD	19,0	< LQ
BDE 153	288	64 287	10	20	18 %	8 %	< LD	< LD	< LD	< LD	< LQ	< LD

LD : limite de détection ; LQ : limite de quantification ; MA : moyenne arithmétique ; ET : écart-type ; P : percentile.

^a Par souci de lisibilité, les concentrations des phtalates sont multipliées par un facteur 10³. Elles sont donc exprimées en µg/g.

NOTA : Les résultats sont exprimés à l'échelle des écoles. Dans une école, la concentration moyenne d'un COSV peut être inférieure à la limite de détection bien que ce COSV soit détecté dans une salle de classe. Ainsi, la médiane des concentrations moyennes peut être inférieure à la limite de détection bien que le COSV soit détecté dans plus de la moitié des écoles. Il en est de même pour les autres percentiles.

6.10 Plomb dans les poussières déposées au sol prélevé par lingette

La fréquence de quantification et la distribution des concentrations surfaciques en plomb total et acido-soluble ($\mu\text{g}/\text{m}^2$) sur les sols des salles de classe mesurée par la lingette humide est présentée dans le Tableau 48.

Le plomb total et le plomb acido-soluble sont quantifiés dans **la quasi-totalité des écoles (99 %)**. La médiane des concentrations est égale à **8 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ pour le plomb total** et à **6,1 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ pour le plomb acido-soluble**. Le rapport de la fraction de plomb acido-soluble sur le plomb total est en moyenne de $82 \pm 1 \%$.

Dans **4 %** des écoles, la valeur de **70 $\mu\text{g}/\text{m}^2$** , recommandée pour le plomb total par le Haut Conseil de la santé publique (HCSP) pour déclencher un dépistage du saturnisme infantile, est dépassée dans au moins une salle de classe (Haut Conseil de la Santé Publique, 2007).

La valeur de **25 $\mu\text{g}/\text{m}^2$** , proposée par le HCSP dans le contexte d'un logement ancien pour que des conseils hygiéno-diététiques soient fournis aux familles, est dépassée dans **au moins une salle de classe de 16 % des écoles** (Haut Conseil de la Santé Publique, 2017).

Les concentrations en plomb total et acido-soluble sont significativement plus élevées dans les écoles ayant au moins une classe présentant un revêtement dégradé avec une concentration surfacique en plomb supérieur à $1 \text{ mg}/\text{cm}^2$ (test de Kruskal Wallis, respectivement $p=0,005$ et $p=0,004$).

Tableau 48. Distributions des concentrations en plomb dans les poussières déposées des écoles en France ($\mu\text{g}/\text{m}^2$).

	Plomb total $\mu\text{g}/\text{m}^2$	Plomb acido-soluble $\mu\text{g}/\text{m}^2$	Fraction Plomb acido- soluble/plomb total (%)
Nombre d'observations	301	288	288
Effectif redressé	67 299	63 945	63 945
LQ ($\mu\text{g}/\text{m}^2$)	1,8	0,9	-
% > supérieurs à la LQ	99 %	99 %	-
Percentile 5	2,1	1,8	60 %
Percentile 25	4,9	3,6	77 %
Médiane	8	6,1	84 %
Percentile 75	13,2	10,7	89%
Percentile 95	43,2	34,5	98 %
Moyenne arithmétique $\pm$ écart type	$16,2 \pm 1,1$	$13,2 \pm 0,8$	$82 \pm 1 \%$

LD : limite de détection ; LQ : limite de quantification

6.11 Métaux dans les poussières déposées au sol prélevées par aspiration

Les fréquences de quantification et les distributions des concentrations en métaux dans les poussières déposées au sol des écoles sont présentées dans le Tableau 49 et sur la Figure 40 et la Figure 42.

6.11.1 Fréquences de quantification

Le plomb, l'arsenic et le manganèse sont quantifiés dans la totalité des écoles, l'antimoine, le chrome le nickel dans environ huit écoles sur dix et plus. Enfin, le cadmium est très faiblement quantifié, dans les poussières d'un peu moins d'une école sur cinq (Figure 40).

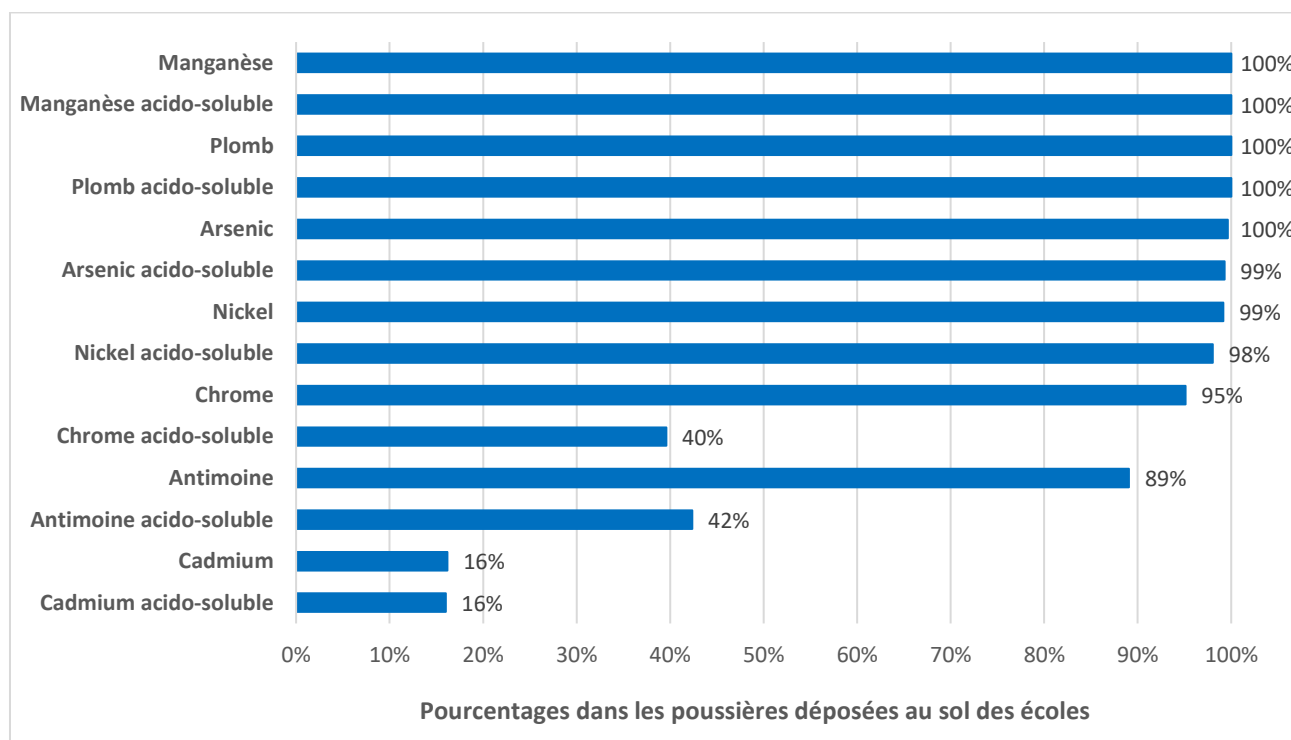


Figure 40. Fréquences de quantification des fractions totale et acido-soluble des métaux (N=65 532) dans les poussières déposées au sol des écoles en France.

6.11.2 Distributions des concentrations

Le manganèse, le plomb, le chrome et le nickel sont les métaux dont les concentrations sont les plus élevées avec respectivement des médianes égales à 184 µg/g, 64,7 µg/g, 46,3 µg/g et 23 µg/g. Pour les autres métaux, les médianes sont bien inférieures à 10 µg/g (Tableau 49 et Figure 42).

La médiane du rapport de la fraction de métal acido-soluble sur métal total est présentée sur la Figure 41. Elle varie de 72 % pour le plomb à 13 % pour le chrome.

Les concentrations en plomb total et acido-soluble sont significativement plus élevées dans les écoles ayant au moins une classe présentant un revêtement dégradé avec une concentration surfacique en plomb supérieur à 1 mg/cm² (test de Kruskal Wallis, respectivement p=0,02 et p=0,01).

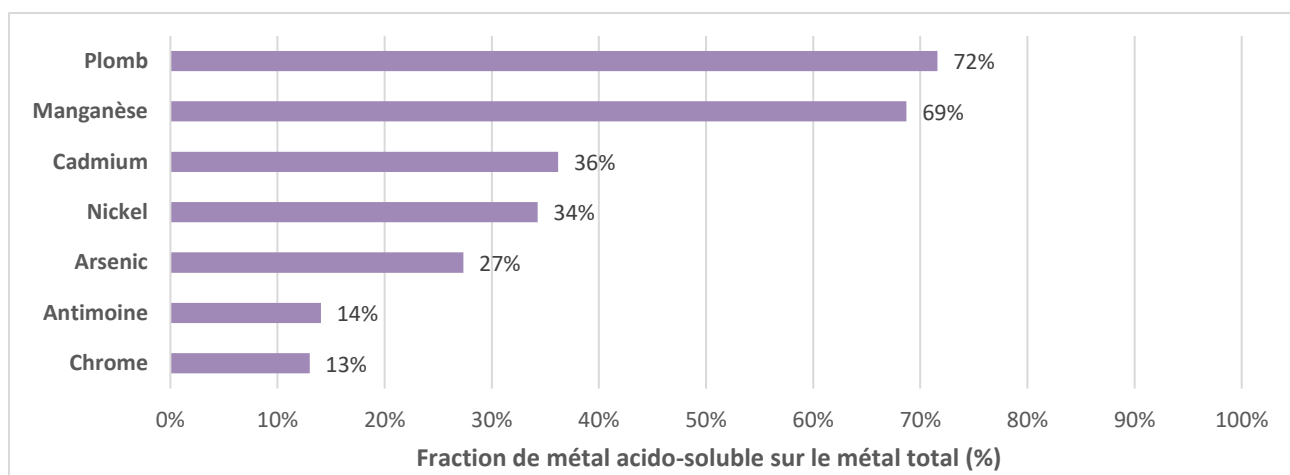


Figure 41. Médianes des rapports de fraction de métal acido-soluble sur le métal total (%) (N=65 532) dans les poussières déposées au sol des écoles en France.

Tableau 49. Distributions des concentrations en métaux (µg/g) dans les poussières déposées au sol des écoles en France.

Variable	Effectif observé	Effectif redressé	LQ (µg/g)	% > LQ	P5	P25	Médiane	P75	P95	MA ± ET
Antimoine	295	65 532	2,5	89 %	< LQ	3,0	4,6	7,0	15,9	9,4 ± 1,9
Antimoine acido-soluble	295	65 532	0,8	42 %	< LQ	< LQ	< LQ	0,9	2,3	1,2 ± 0,2
Arsenic	295	65 532	1,0	100 %	2,0	3,4	4,8	8,0	17,0	6,6 ± 0,5
Arsenic acido-soluble	295	65 532	0,3	99 %	0,5	1,0	1,3	1,9	4,3	1,7 ± 0,1
Cadmium	295	65 532	2,5	16 %	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	5,7	< LQ
Cadmium acido-soluble	295	65 532	2,5	16 %	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	3,4	< LQ
Chrome	295	65 532	25,0	95 %	< LQ	32,9	46,3	61,5	124	67,9 ± 8,0
Chrome acido-soluble	295	65 532	8,3	40 %	< LQ	< LQ	< LQ	9,0	16,6	< LQ
Manganèse	295	65 532	50,0	100 %	107	146	184	262	363	219 ± 11,4
Manganèse acido-soluble	295	65 532	16,7	100 %	66,3	98,2	122	171	243	144 ± 6,6
Nickel	283	63 145	10,0	99 %	10,5	16,6	23,0	33,1	78,9	36,7 ± 4,6
Nickel acido-soluble	295	65 532	3,3	98 %	< LQ	5,0	6,7	11,0	22,3	9,1 ± 0,4
Plomb	295	65 532	5,0	100 %	29,2	44,7	64,7	96,6	226	91,4 ± 4,2
Plomb acido-soluble	295	65 532	1,7	100 %	18,8	31,2	46,3	70,8	179	67,6 ± 3,8

LD : limite de détection ; LQ : limite de quantification ; ET : écart-type ; P : percentile ; MA : moyenne arithmétique.

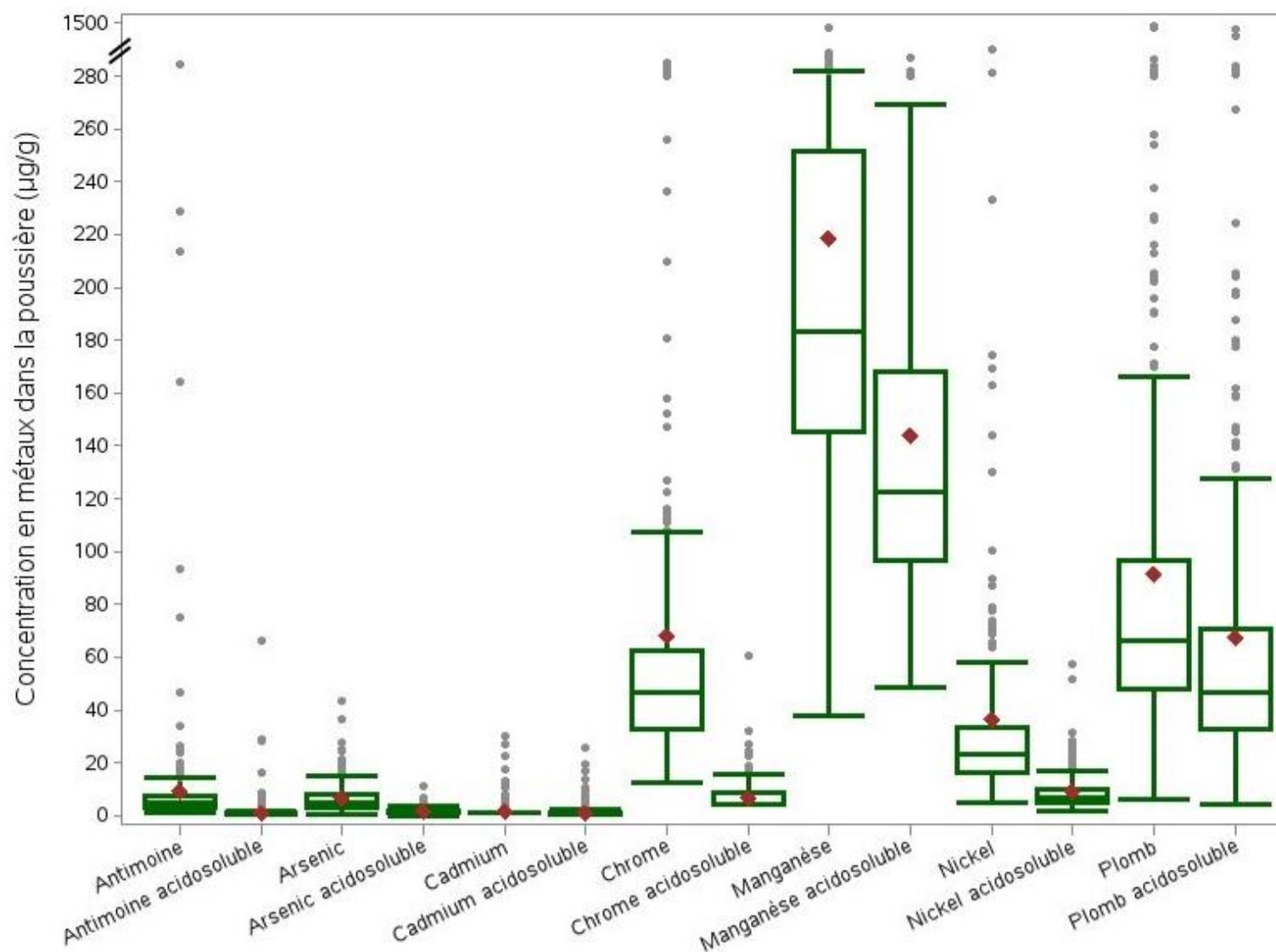


Figure 42. Distributions des concentrations en métaux (µg/g) dans les poussières déposées au sol des écoles en France (N=65 532).

7. DISCUSSION

Cette campagne de mesure dans les écoles en France métropolitaine apporte un éclairage complet et original sur la qualité des environnements intérieurs grâce au grand nombre de paramètres mesurés et à l'extrapolation des résultats à l'ensemble du parc de bâtiments scolaires français. Des éléments de méthode et de mise en perspective des résultats obtenus par rapport aux sources connues des pollutions, aux données de la littérature internationale dans les écoles et aux concentrations dans les logements sont discutés ci-après.

7.1 Méthode de sondage

Afin de pouvoir extrapoler les résultats obtenus sur l'échantillon au parc national des écoles, il a été réalisé un redressement par calage sur marge. Chaque école enquêtée a été ainsi affectée d'un coefficient multiplicateur afin qu'elle représente correctement l'ensemble des écoles de France métropolitaine. Cette méthode vise à corriger l'échantillon enquêté des éventuelles déformations par rapport à la population cible de l'enquête, notamment pouvant être liées à la non-réponse (refus et désistement des mairies et écoles). Cependant, le choix du sondage stratifié ainsi que l'utilisation d'une liste complémentaire pour le tirage au sort en cas de non-réponse ou de refus, réalisé au départ pour des raisons techniques (nombre de jeux de matériels à disposition), logistiques (distance entre les établissements scolaires et nombre d'enquêteurs disponibles) et surtout de coût a finalement permis de minimiser le biais de non-réponse puisqu'aucune strate n'était vide.

Par ailleurs, le choix de sélectionner deux salles de classe par école repose sur un compromis entre la précision attendue et le nombre d'écoles à enquêter liées à des contraintes logistiques (disponibilité des jeux de matériels, distance entre les écoles). On peut s'interroger sur la représentativité de deux classes tirées au sort dans un grand établissement de plus de 10 classes par exemple. Le tirage des écoles s'est effectué de manière aléatoire simple dans la mesure où il n'était pas possible de tenir compte de la taille puisque l'information n'était pas disponible. Cependant, dans l'idéal, s'il avait pu être effectué, les grands établissements auraient été affectés d'un plus petit poids (probabilité de tirage plus élevée) et cette incertitude aurait peut-être été lissée.

Enfin, il faut noter que la répartition des écoles n'est pas le reflet de celle de la population en France : en effet, il y a probablement davantage d'écoles de petite taille, donc proportionnellement plus nombreuses dans les zones rurales et davantage d'écoles de grande taille, donc proportionnellement moins nombreuses, dans les zones urbaines ou périurbaines.

7.2 Ventilation et confinement de l'air

La ventilation et l'aération jouent un rôle essentiel sur la qualité des environnements intérieurs. Elles permettent d'évacuer l'air chargé de polluants et d'humidité et d'apporter de l'air neuf. Un air faiblement renouvelé est considéré comme confiné. Un bon indicateur du confinement de l'air est la mesure du CO₂ qui est émis par la respiration des personnes présentes. Ainsi, les facteurs qui affectent le niveau de confinement sont les paramètres d'occupation (production métabolique de CO₂ des occupants) ainsi que les conditions d'aération. Ces dernières dans les salles de classe dépendent de la perméabilité à l'air, du système de ventilation et des ouvertures des fenêtres et ouvrants intérieurs. Plus l'air est confiné, plus la concentration en CO₂ est élevée.

Le CO₂ n'a pas d'effet sur la santé aux concentrations des environnements intérieurs, mais il peut être un marqueur indirect de la qualité de l'air : en effet, une concentration de CO₂ élevée reflète un renouvellement de l'air faible dans une salle de classe et une qualité de l'air médiocre.

Cette campagne montre que quatre écoles sur dix ont au moins une classe ayant un confinement élevé (indice ICONE égal à 4 ou 5). On note une différence en fonction du type d'école, les écoles élémentaires étant plus nombreuses à avoir au moins une classe ayant un confinement élevé. Une explication peut être l'organisation des cours qui diffère : en effet, en école maternelle, les enfants sont souvent séparés par groupes d'activités dont certaines se font en dehors de la salle de classe. Par conséquent, le nombre d'enfants est plus fluctuant que dans une salle de classe élémentaire et donc un taux de production de CO₂ sans doute moindre au global.

Ces résultats sur le confinement peuvent être rapprochés de la présence et du type de système de ventilation présent dans les salles de classe des écoles. Comme déjà observé dans des études antérieures, près des trois-quarts des écoles n'ont pas de classe présentant un système de ventilation, l'aération se faisant uniquement par ouverture des fenêtres (Guillam et al., 2011 ; Ramalho, O. et al., 2018), celle-ci étant insuffisamment pratiquée. Dans une étude réalisée par questionnaire en 2010, auprès de 466 écoles maternelles, élémentaires et crèches sur les raisons des freins à l'ouverture des fenêtres dans ces établissements (Guillam et al., 2011), les directeurs d'établissement interrogés rapportaient qu'au moins une salle de classe était équipée de système de ventilation mécanique dans 15 % des écoles et que dans 5 % de celles-ci, toutes les salles en étaient équipées. Ce pourcentage est plus faible que celui retrouvé dans cette campagne nationale mais il pouvait y avoir une méconnaissance de la part des directeurs d'établissement sur la présence de ces systèmes. Dans la campagne pilote de surveillance réglementaire de la qualité de l'air intérieur réalisée en 2009-2011 : 18 % de VMC ou VN dans les écoles maternelles (dont 2 % de VN) et 20 % de VMC ou VN dans les écoles élémentaires (dont 2 % VN) ont été rapportés par les enquêteurs (Ramalho, O. et al., 2018).

7.3 Paramètres de confort

Il est montré depuis une dizaine d'années que le confort thermique dans les salles de classe a un impact sur les capacités d'apprentissage et les performances scolaires des élèves (Salthammer et al., 2016 ; Wargocki et al., 2019). Le confort thermique n'inclut pas seulement la mesure de la température de l'air mais aussi celles de la température opérative⁹, de la température verticale, de la vitesse de l'air dans les salles de classe, ainsi que aussi le sexe, les activités, l'habillement des enfants. Dans cette campagne, seule la température de l'air des salles de classe a été mesurée cependant la perception du confort thermique par les enseignants et des enfants a été demandée par questionnaire et pourra permettre de compléter l'information.

D'après Salthammer et al. (2016), des études ont montré que les performances scolaires des élèves augmenteraient à des températures de l'air allant de 20 à 22 °C dans les écoles des régions à climat tempéré en tenant des caractéristiques individuelles des enfants (âges, sexe, activité métabolique etc.). En revanche, des températures et une humidité relative plus élevées entraîneraient une somnolence chez les élèves. Plus récemment, Wargocki et al. (2019) ont établi une relation entre la température des salles de classe et les performances scolaires des élèves et observent une amélioration des performances scolaires de 20 % pour une diminution de la température des salles de classe de 30°C à 20°C (étendue de température allant de 21,8 °C à 29,5°C). Cette campagne montre que la température moyenne sur la semaine est supérieure à 22 °C dans la majorité des écoles en France quelle que soit la saison : 75 % des écoles en période de chauffe et 95 % en période hors chauffe.

⁹ Température ressentie par l'occupant. Elle prend en compte la température de l'air dans la zone d'occupation et les effets de rayonnement.

7.4 Signes d'humidité

Les pourcentages de signes d'humidité sont un peu plus faibles que ceux précédemment rapportés dans les études françaises ou européennes comme le montrent la Figure 43 et la Figure 44. L'étude européenne *Schools Indoor Pollution & Health Observatory Network in Europe* (SINPHONIE) (Csobod et al., 2014) a été menée dans 334 salles de 114 écoles entre 2011 et 2012 dont cinq en France. Elle a montré la présence de moisissures visibles dans 7 % des salles de classe. La présence de moisissures visibles n'a été observée dans aucune des salles de classe des cinq écoles françaises. Les résultats de la campagne pilote de surveillance de la qualité de l'air intérieur menée entre 2009 et 2011 montraient que 12 % des 207 établissements scolaires présentaient au moins une salle de classe avec moisissures visibles (Ramalho, O. et al., 2018).

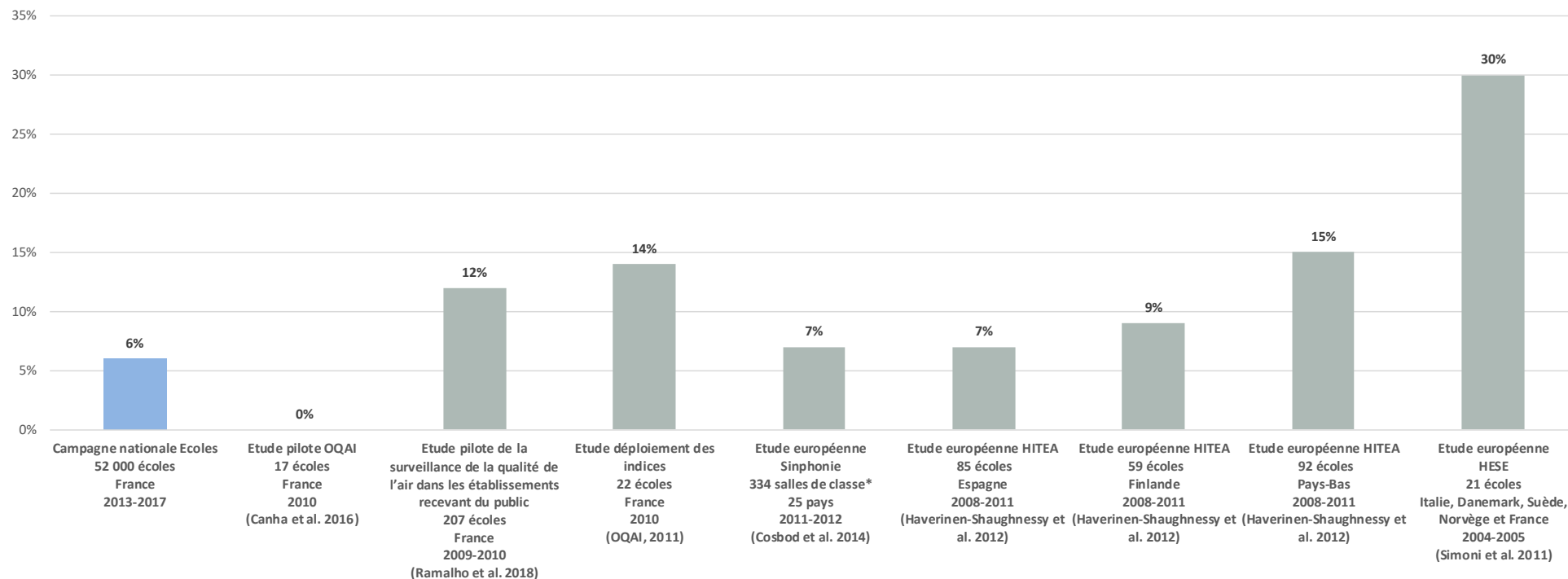


Figure 43. Pourcentages de présence de moisissures visibles dans les écoles maternelles et élémentaires dans des études françaises et européennes, à l'échelle de l'établissement (au moins une salle de classe), depuis 2004.

*Pourcentage donné à l'échelle de la salle de classe

SINPHONIE : *Schools Indoor Pollution & Health Observatory Network in Europe*

HITEA : *Health Effects of Indoor Pollutants : Integrating Microbial, Toxicological and Epidemiological Approaches*

HESE : *Health Effects of the School Environment*

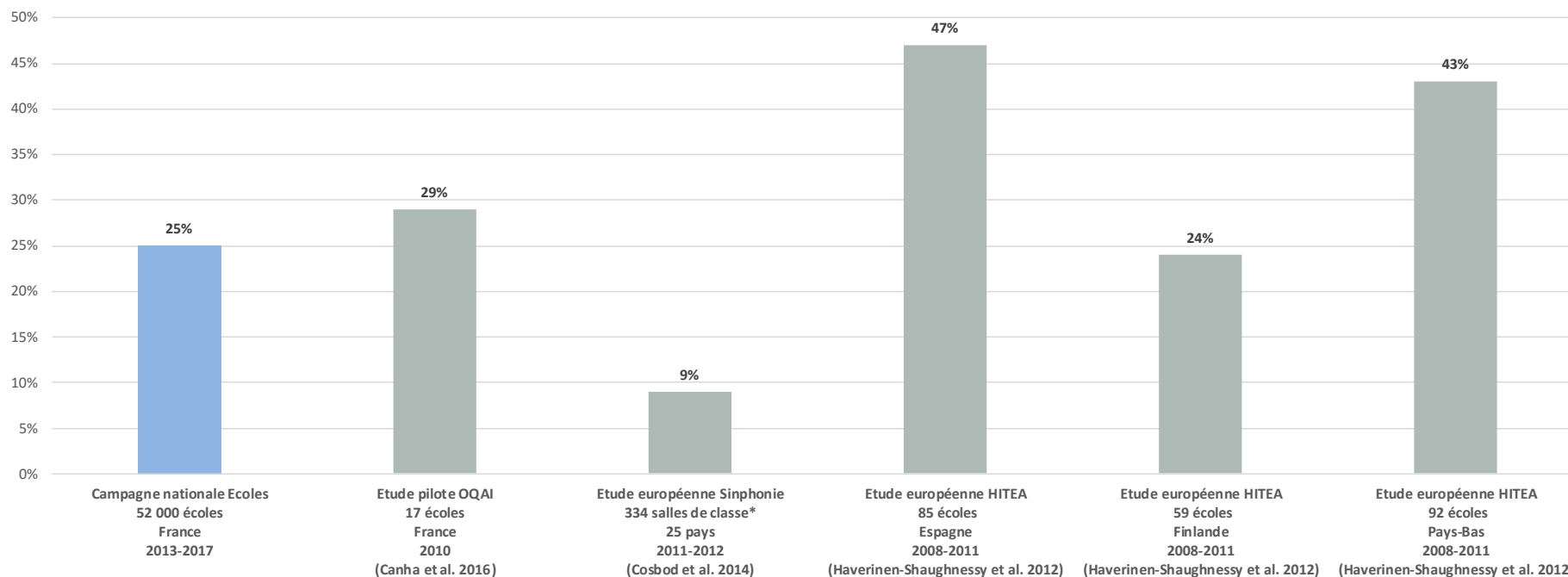


Figure 44. Pourcentages de présence de signes d'humidité visibles dans les écoles maternelles et élémentaires dans des études françaises et européennes, à l'échelle de l'établissement (au moins une salle de classe), depuis 2004.

*Pourcentage donné à l'échelle de la salle de classe.

SINPHONIE : *Schools Indoor Pollution & Health Observatory Network in Europe*.

HITEA : *Health Effects of Indoor Pollutants : Integrating Microbial, Toxicological and Epidemiological Approaches*.

7.5 Particules PM_{2,5}

Dans les salles de classe, en l'absence de sources de combustion telles que le tabagisme, la cuisson d'aliments ou la combustion d'encens, les PM_{2,5} proviennent principalement de sources extérieures comme le trafic routier ou les émissions industrielles. Elles sont quasiment omniprésentes dans l'air des salles de classe. En comparant les concentrations observées dans les salles de classe des écoles en France à celles précédemment retrouvées dans des écoles européennes et françaises (Figure 45 et Annexe 5), on remarque en premier lieu que dans la majorité des études, les concentrations moyennes en PM_{2,5} sont supérieures à la valeur guide de l'OMS de 10 µg/m³ (OMS, 2006). Seules cinq études sur 18 recensées en Europe et aux États-Unis depuis 2001 rapportent une moyenne des concentrations inférieure ou égale à ce seuil. Cette valeur a été proposée par l'OMS pour l'air ambiant à des fins de gestion. En effet, l'OMS considère qu'en l'état actuel des connaissances, il n'y a pas de valeurs de concentrations dans l'air ambiant en dessous desquelles l'ensemble de la population serait protégé des effets sur la santé de la pollution particulaire. Des effets sanitaires ont été rapportés jusqu'à de faibles concentrations en PM_{2,5}, de l'ordre de 3 à 5 µg/m³, voisines du bruit de fond éloigné de toute source, aux États-Unis et en Europe (ANSES, 2009).

Un autre point à souligner est la forte variabilité des moyennes des concentrations observées entre les études (Annexe 5). Les variations des concentrations extérieures en PM_{2,5} liées aux conditions climatiques ou à des situations spécifiques des écoles (zones à fort trafic routier par exemple) peuvent être à l'origine de cette dispersion des concentrations. De plus, l'hétérogénéité des méthodes de prélèvement utilisées, notamment en termes de durée et de volume d'air prélevé ainsi que dans la prise en compte de l'occupation des salles de classe peut aussi être une explication de la variabilité.

7.6 Dioxyde d'azote (NO₂)

À l'intérieur des bâtiments, le NO₂ est émis par les sources de combustion, comme les appareils de chauffage ou de cuisine fonctionnant au gaz, charbon, bois, fioul qui sont rarement présents dans les salles de classe. Ainsi, dans les écoles, le NO₂ provient essentiellement de sources extérieures comme le trafic routier ou les sources industrielles. Les concentrations les plus élevées de NO₂ sont donc observées dans les zones fortement urbanisées selon le ministère en charge de l'Écologie¹⁰. Les émissions de NO₂ et les concentrations annuelles extérieures de fond ont diminué depuis 2000 et sont égales en 2017 à 18 µg/m³ selon le ministère en charge de l'Écologie⁶. De plus, il a été observé dans différentes études (Levy, 1998 ; Airparif et LHVP, 2008) que l'abattement des concentrations en NO₂ entre l'extérieur et l'intérieur pouvaient être importants (jusqu'à 79 %), ce qui pourrait expliquer les niveaux faibles retrouvés dans les écoles. Ces concentrations sont inférieures aux valeurs que l'on retrouve dans la littérature dans des écoles d'autres pays depuis 2000. Cependant, des variations importantes des concentrations extérieures en NO₂ liées aux conditions climatiques ou à des situations spécifiques des écoles (zones urbaines à fort trafic routier par exemple) peuvent être à l'origine des écarts observés entre les différentes études (Figure 46 et Annexe 6).

¹⁰ Source Ministère de l'Écologie - Données et statistiques - [Bilan de la qualité de l'air en France en 2017](#)

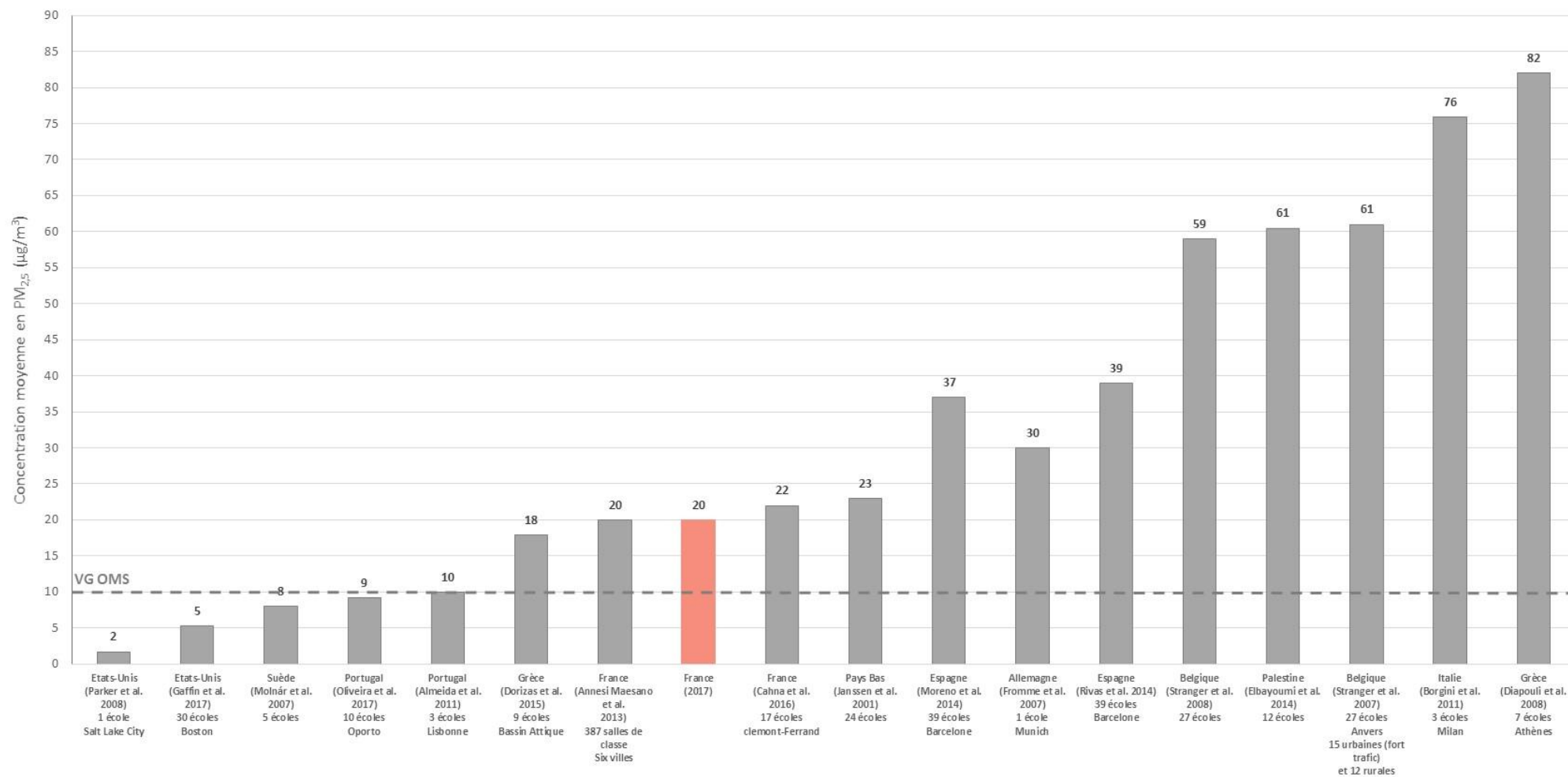


Figure 45. Concentrations moyennes en $PM_{2.5}$ ($\mu g/m^3$) dans l'air des écoles européennes et américaines depuis 2000.

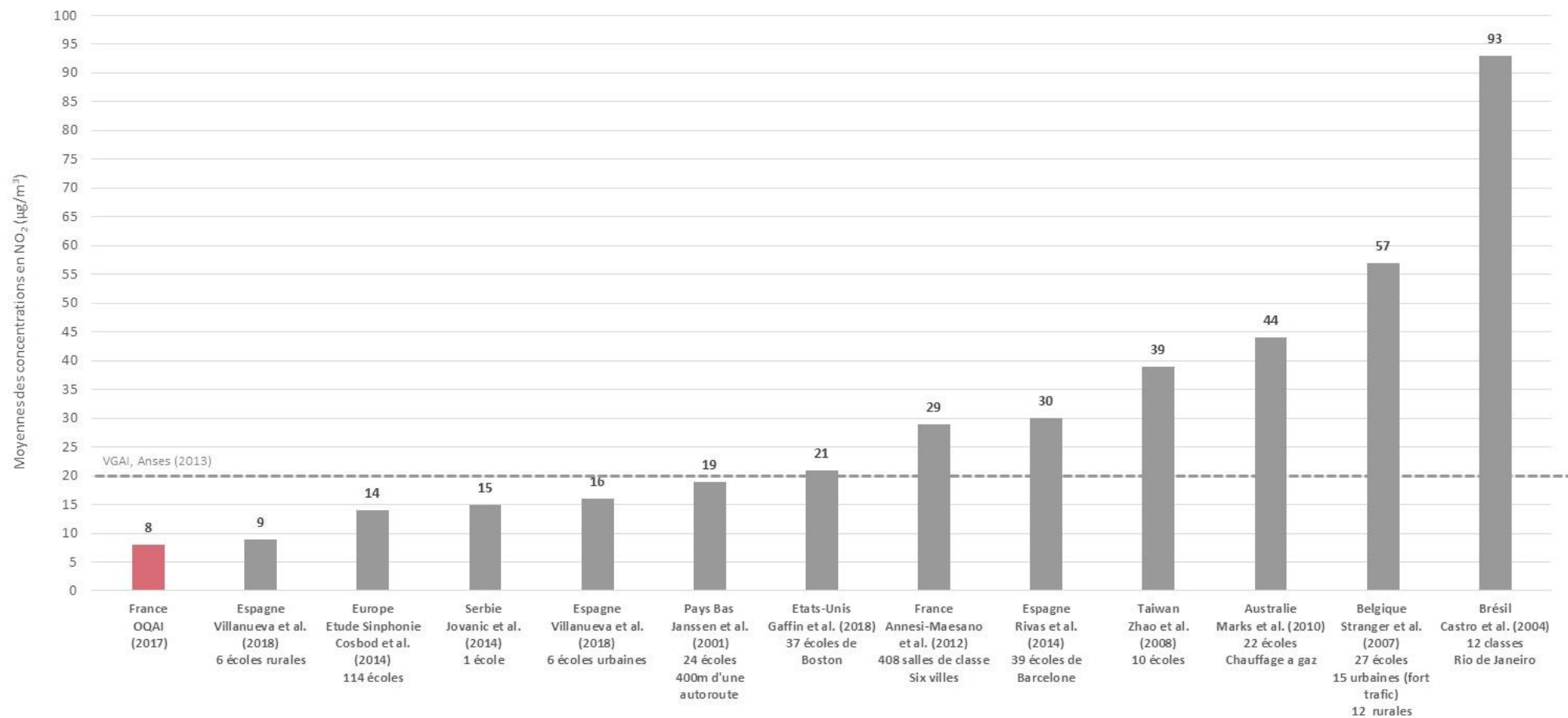


Figure 46. Concentrations moyennes en NO₂ (µg/m³) dans l'air des écoles dans le monde depuis 2000.

7.7 COV et aldéhydes

Les COV et les aldéhydes sont toujours présents dans l'air des écoles. Les composés en concentrations les plus élevées dans l'air des salles de classe sont l' α -pinène, le formaldéhyde, l'hexaldéhyde, le limonène et la MIBK.

L' α -pinène et le limonène sont des monoterpènes émis par de nombreux produits de consommation courante auxquels ils donnent leur odeur : produits d'entretien, désodorisants, insecticides, bougies parfumées, parfums, produit d'hygiène corporelle mais aussi des matériaux et mobiliers en bois (pin, eucalyptus). Ils sont parmi les plus communs utilisés dans les mélanges de parfums (Wolkoff et al., 2017). Il y a peu de données sur ces composés dans les écoles. Cependant, si on les compare à celles retrouvées dans des écoles en Espagne en 2013 (Villanueva et al., 2018), les concentrations moyennes en α -pinène dans les écoles françaises sont 15 fois plus élevées. En revanche, elles sont un peu plus faibles pour le limonène (Annexe 7).

En ce qui concerne le formaldéhyde, les sources sont les matériaux en bois aggloméré, les matériaux de décoration, les résines aminoplastes et phénoplastes¹¹, les matériaux d'isolation, les produits d'entretien et d'activités dans lesquels il peut être utilisé comme conservateur. Le formaldéhyde est un des composés les plus étudiés dans les environnements intérieurs. Les études en France, Europe, États-Unis et Australie (Annexe 8) montrent des moyennes des concentrations toutes inférieures à 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ dans les salles de classe. Dans la moitié des études environ, les moyennes des concentrations sont supérieures à 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. En revanche, l'acétaldéhyde et l'hexaldéhyde sont des composés moins étudiés que le formaldéhyde, mais les concentrations dans l'air des écoles en France sont relativement similaires à celles observées dans les écoles des autres pays (Annexe 8).

La MIBK est un solvant d'utilisation très générale dans les industries de peintures, encre, vernis, agents de nettoyage, adhésifs, pesticides, etc. De plus, cette substance entre dans la composition des feutres pour tableaux blancs généralement présents dans les salles de classe expliquant pourquoi ce composé est présent dans l'air. Il y a très peu de données disponibles dans la littérature sur la MIBK dans les écoles. Une étude en Allemagne dans des écoles et crèches réalisée entre 2003 et 2005 a montré une concentration médiane dans l'air inférieures à 2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Innenraumrichtwerte der Kommission, 2013), du même ordre de grandeur que celle des écoles françaises (4,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) (Annexe 7).

Les hydrocarbures aromatiques (benzène, toluène, éthylbenzène, m,p-xylènes, o-xylène et styrène) sont quantifiés dans l'air des salles de classe de plus de huit écoles sur dix. Ces composés ont de nombreuses sources dans les environnements intérieurs comme le tabagisme, les combustions (bois, encens, bougies), les matériaux de construction et d'ameublement, les produits de bricolage et d'entretien, mais aussi des sources extérieures comme la proximité au trafic routier ou des sources industrielles (ANSES, 2008 ; 2016 ; 2018). Les concentrations de ces composés, à l'exception du benzène, sont comparables à celles retrouvées antérieurement dans les écoles en Europe et aux États-Unis (Annexe 7). La comparaison entre les pays tient également compte des différences possibles pour les concentrations extérieures. Les concentrations en benzène sont plus faibles que celles rapportées dans des études précédentes en France en 2010 et 2015 (Annexe 7). Cette différence peut probablement s'expliquer par le fait que les concentrations extérieures en benzène ont diminué de 2000 à 2016 selon le ministère en charge de l'Écologie¹².

¹¹ Résines thermodurcissables obtenues par polycondensation entre le formaldéhyde et le phénol (phénoplaste) et l'urée ou la mélamine (aminoplaste).

¹² Ministère de l'Écologie - Données et études statistiques - [La pollution de l'air par le benzène \(C6H6\)](#)

Parmi les trois composés les moins détectés et quantifiés, on retrouve le tétrachloroéthylène quantifié dans l'air de seulement 18 % des écoles. Ce composé est d'un usage assez spécifique : c'est un solvant principalement utilisé dans les pressings comme détachant pour les tissus, les vêtements ou le dégraissage des métaux. De plus, depuis 2012, un renforcement de la réglementation de ce produit est mis en place avec son interdiction d'utilisation dans les installations à côté de locaux d'habitation d'ici 2022 impliquant qu'il sera probablement de moins en moins détecté dans l'air.

Le n-hexane est quantifié dans 27 % des écoles. Il a de nombreux usages industriels et entre dans la composition de peinture, laque, liquide correcteur et est utilisé en tant que solvant dans l'industrie du textile, de la chaussure, dans l'imprimerie. Des sources intérieures peuvent également être mentionnées comme les coupes de distillation légères de pétrole utilisées comme solvants de colles, nettoyants, dégriffants, imperméabilisants, etc. L'analyse des ratio air intérieur/air extérieur permettra de confirmer si les sources sont extérieures ou non. Une étude aux États-Unis dans 37 écoles élémentaires de quatre états (Illinois, Indiana, Michigan, Ohio) montre des fréquences de détection et des concentrations médianes plus élevées de n-hexane : respectivement, 95% et 2,2 µg/m³ avec des concentrations extérieures équivalentes (97 % et 2,4 µg/m³) (Zhong et al., 2017).

Enfin, le phénol n'est quantifié que dans 62 % des écoles. Ce composé est utilisé dans l'industrie chimique (plastifiants, résines, adhésifs, durcisseurs, dissolvants, isolants, etc.). Il est interdit d'utilisation en tant que biocide (désinfectant) depuis 2006. Les sources dans les environnements intérieurs peuvent être les résines phénoplastes utilisées dans les vernis (meubles, parquets) et l'agglomération de copeaux, lames de bois en médium, contreplaqués, laminés collés. Il n'y a pas de données disponibles sur les concentrations en phénol dans l'air intérieur des écoles. Cependant, il en existe uniquement dans des immeubles de bureaux : des concentrations moyennes en phénol variant de 12 à 78 µg/m³ ont été mesurées dans l'air d'un immeuble de bureaux de Silver Spring en 1992 (Maryland, États-Unis), où les employés s'étaient plaints de malaises. Le phénol était un constituant de la pâte époxydique de nivellement des parquets (Martin et al., 1994).

7.8 COSV

Les COSV regroupent de nombreux composés suscitant, depuis ces dernières années, beaucoup de questions sur leur impact sur la santé, notamment en tant que perturbateurs endocriniens. Sur les 46 substances mesurées dans cette campagne, 14 sont considérées comme étant vraisemblablement des perturbateurs endocriniens (Annexe 9).

Les COSV peuvent être présents à la fois dans l'air (phase gazeuse et particulaire) et dans les poussières déposées au sol. Leur répartition entre les trois milieux dépend de leurs caractéristiques physico-chimiques (volatilité) et de paramètres comme la taille des particules, la température, l'humidité relative. Les enfants peuvent ainsi être exposés à ces composés à la fois par inhalation mais aussi par ingestion de poussières contaminées en mettant leurs mains à la bouche. Afin de pouvoir appréhender leur exposition à ces composés dans les salles de classe, il est nécessaire d'étudier les trois milieux : la phase gazeuse, la phase particulaire et les poussières déposées. Les données dans les phases gazeuses et particulaires pourront être obtenues par modélisation d'après les travaux de Wei et al. (2016 ; 2017).

Dans la littérature, les HAP sont les composés les plus mesurés dans l'air des écoles suivis par les phtalates pour lesquels il y a également des données dans les crèches (Annexes 12, 13 et 14).

Sur les six phtalates recherchés, quatre sont ubiquitaires dans l'air et les poussières déposées des salles de classe en France. Ces phtalates entrent dans de nombreux produits de consommation courantes notamment les matériaux plastiques comme le PVC auquel ils donnent de la souplesse (Annexe 10).

Dans les produits finis, ils ne sont pas liés de manière covalente aux polymères et peuvent donc migrer et être relargués dans les environnements intérieurs et se retrouvent ainsi de manière ubiquitaire dans l'air et les poussières (Clausen et al., 2004). Ces composés sont strictement réglementés en raison de leur toxicité sur la reproduction et de leurs effets perturbateurs endocriniens (Annexe 9). Les DEHP, BBP, DBP et DiBP sont maintenant interdits dans les jouets, objets de puériculture, cosmétiques et câbles électriques (Annexe 10) et ne sont plus utilisés dans les sols en PVC depuis 2005. Comme déjà observé dans des crèches en Allemagne et en Californie (Fromme et al., 2013 ; Gaspar et al., 2014), des profils contrastés de phtalates sont retrouvés entre l'air et les poussières : les phtalates ayant une chaîne courte et un faible poids moléculaire (DBP, DIBP, DEP et BBP) sont les plus fréquemment détectés dans l'air. Compte tenu de leur caractéristiques physicochimiques (volatilité), ils se répartissent majoritairement en phase gazeuse par rapport à la phase particulaire. Les phtalates à chaîne longue, moins volatils, comme le DEHP et le DiNP se répartissent plutôt en phase particulaire et contribuent majoritairement à la contamination dans les poussières déposées. En revanche, les concentrations dans l'air et les poussières déposées dans les écoles et les crèches varient beaucoup d'une étude à l'autre (Annexe 14 et 15). Par exemple, des concentrations médianes en DEHP dans les poussières déposées varient de 290 µg/g dans des écoles maternelles en Suède (Larsson et al., 2017) à 3 030 µg/g dans des écoles maternelles en Corée (Kim et al., 2013) (Annexe 14 et 15). Les concentrations mesurées dans l'air (hormis celles en DEHP) et les poussières déposées des salles de classe en France se situent plutôt dans la partie haute de la distribution des concentrations des études antérieures.

Dans les salles de classe, en l'absence de sources de combustion (cuisine, chauffage, tabagisme, bougies), les HAP proviennent essentiellement de l'air extérieur : industries, trafic routier, incinération de déchets (Annexe 11). Les HAP les plus légers (acénaphthène, fluorène, phénanthrène), ayant deux ou trois cycles aromatiques sont les plus retrouvés dans l'air. Le pyrène et le fluoranthène, ayant quatre cycles, sont un peu moins volatils et donc moins détectés dans l'air. Les composés les plus lourds (cinq cycles et plus) sont peu volatils et principalement détectés en phase particulaire et dans les poussières déposées (Annexe 11). On le voit avec le benzo[a]pyrène qui est peu détecté dans l'air mais dans quasiment toutes les écoles dans les poussières déposées. Les concentrations dans les écoles en France sont proches de celles observées dans l'air d'écoles maternelles au Portugal en 2013 (Oliveira et al., 2017b ; 2017c), d'écoles primaires en Lituanie (hiver 2011-2012) (Krugly et al., 2014) et de 30 écoles en Bretagne (2010) (Raffy et al., 2017) (Annexe 12). Le composé avec les concentrations les plus élevées dans l'air est le phénanthrène avec une médiane égale à 6,5 ng/m³ en Lituanie (Krugly et al., 2014).

Bien qu'interdits respectivement depuis 1998 et 2005 à cause de leur toxicité et de leur caractère rémanent dans l'environnement, le lindane, son isomère, l' α -hexachlorohexane, et l' α -endosulfan sont détectés dans l'air des salles de classe de la quasi-totalité des écoles. Le lindane était un insecticide à large spectre d'activité utilisé à partir des années 1940 en agriculture, dans l'industrie du bois et en hygiène antiparasitaire (traitement anti-poux). L' α -endosulfan a été utilisé en tant qu'insecticide en agriculture et dans le traitement du bois. Ces pesticides ont été très peu mesurés dans les écoles. Les concentrations en lindane sont du même ordre de grandeur que celles mesurées dans l'air de 90 salles de classe de 30 écoles de Rennes en 2010, lors de la phase pilote de la CNE (Raffy et al., 2017) avec une médiane des concentrations dans l'air égale à 2 ng/m³.

De même, les deux muscs (galaxolide et tonalide) sont présents dans l'air et les poussières de 100 % des écoles. Ces substances aromatiques sont largement utilisées dans les parfums, les produits d'hygiène corporelle et les produits d'entretien (vernis à meubles, détergents, assouplissants) (Fromme et al., 2004 ; Sofuoglu et al., 2010). Il y a très peu de données sur ces composés dans les écoles.

Dans une école primaire en Turquie (Sofuoglu et al., 2010), ils ont été détectés dans 100 % des échantillons d'air, principalement en phase gazeuse. Les concentrations observées dans cette étude (tonalide : 60 ± 14 ng/m³ et galaxolide 267 ± 3 ng/m³) sont du même ordre de grandeur que celles observées dans les écoles en France. Les concentrations mesurées dans l'air de 90 salles de classe de 30 écoles de Rennes dans le cadre de la phase pilote de la CNE en 2010 étaient aussi du même ordre de grandeur (Annexe 14 et 15).

Bien qu'interdits d'usages depuis 1987, les PCB sont toujours présents dans des joints d'étanchéité d'ouvrants de bâtiment datant des années 1970. Le PCB 52 est le plus volatil des congénères et le mieux détecté dans l'air (Rudel et al., 2009). Les concentrations moyennes du PCB 52 dans l'air des écoles en France sont plus de mille fois plus faibles que celles observées dans une école en Allemagne ayant des joints d'étanchéité contenant des PCB (576 ng/m³) (Gabrio et al., 2000).

Parmi les composés très faiblement détectés, on retrouve les retardateurs de flamme bromés (PBDE) et les pyréthrinoides.

Les PBDE étaient ajoutés à de nombreux polymères, textiles, plastiques et autres pour diminuer leur inflammabilité. Ils sont présents dans de nombreux produits comme les équipements électroniques et informatiques (Król et al., 2012). Des mélanges de retardateurs de flamme bromés ont été commercialisés : penta-BDE (47, 58, 99, 100 et 153), deca-BDE (BDE-209) et octa-BDE (mélange de l'hexa au deca BDE). Les mélanges penta-BDE et octa-BDE sont interdits en Europe depuis 2004 et le decaBDE depuis 2008. Très peu d'études ont mesuré les PBDE dans l'air des écoles, beaucoup dans les poussières déposées où les concentrations sont plus élevées (Annexe 13). Une étude s'est intéressée aux retardateurs de flamme bromés et au tributylphosphate dans les écoles en Suède (Cequier et al., 2014). Les concentrations en BDE observées étaient très faibles, de l'ordre du pg/m³, et celles en tributylphosphate très proches de celles observées dans les écoles françaises (médiane égale à 3,8 ng/m³).

Les pyréthrinoides sont des pesticides très utilisés en tant qu'insecticide en usages domestiques (par exemple, traitement anti-poux, produits vétérinaires), mais ils sont peu volatils donc moins retrouvés dans l'air que dans les poussières déposées (Lopez et al., 2011). Ces pesticides ont été très peu étudiés dans les écoles. Les concentrations en perméthrine dans l'air des écoles en France sont similaires à celles qui ont été mesurées précédemment dans l'air de 90 salles de classe de 30 écoles de Rennes (Raffy et al., 2017) (médiane des concentrations dans l'air inférieure à 1 ng/m³), mais les celles dans les poussières déposées sont plus élevées (médiane égale à 279 ng/g *versus* 675 ng/g dans les écoles françaises).

7.9 Métaux dans les poussières déposées

Les métaux totaux et acido-solubles ont été analysés. Les métaux acido-solubles sont une fraction des métaux totaux. Il se solubilisent dans les fluides digestifs et sont susceptibles de traverser la barrière gastro-intestinale. Le rapport entre les deux fractions permet donc de déterminer la fraction bioaccessible du métal, c'est-à-dire le pourcentage de métal contenu dans les poussières déposées, et disponibles pour être absorbés (processus par lequel un corps ingère une substance et en fait une partie de lui-même) (AFNOR, 2008a).

7.9.1 Plomb

Les sources de plomb dans les environnements intérieurs peuvent provenir de la dégradation des peintures anciennes qui conduit à la formation d'écailles et contamine les poussières déposées. Les jeunes enfants sont exposés au plomb soit directement en ingérant les écailles, soit indirectement par le transport de poussières à la bouche par les mains. L'ingestion des sels de plomb contenus dans les peintures anciennes comme la céruse constituent une cause majeure de saturnisme infantile. Des sources extérieures industrielles peuvent exister avec la proximité à des industries métallurgiques, de fabrication de batteries et du verre (Annexe 16).

Dans la littérature, les mesures de plomb dans les poussières déposées sont majoritairement réalisées dans les logements et présentent des concentrations très variables en fonction de la localisation géographique et des techniques de prélèvement. Deux techniques de prélèvement de poussière peuvent être utilisées pour l'analyse du plomb : la lingette et l'aspirateur.

Le prélèvement par lingette humide fournit des concentrations surfaciques ($\mu\text{g}/\text{m}^2$). Celles-ci sont bien corrélées aux plombémies des enfants (Etchevers et al., 2015), la lingette permettant d'imiter la capacité de la main à capter et à retenir les poussières. Ce prélèvement est utilisé en France dans le cadre du contrôle des travaux de réduction de risque dans l'habitat¹³. Le prélèvement par un aspirateur a l'avantage de permettre d'exprimer les résultats en concentration massiques ($\mu\text{g}/\text{g}$) ou surfaciques ($\mu\text{g}/\text{m}^2$).

La distribution des concentrations surfaciques en plomb dans les écoles françaises est très proche de celle observée dans les 17 écoles de la région de Clermont-Ferrand (Canha et al., 2015) (Annexe 17). Dans les autres pays, trois études concernent les écoles (Annexe 17) et uniquement le plomb total. On trouve une seule investigation utilisant les lingettes humides menée dans des écoles ayant de la peinture au plomb et datant des années 1970 à Philadelphie aux États-Unis (Shorten et al., 2000). Les concentrations en plomb total observées sont plus élevées que celles de la CNE avec un minimum de $53 \mu\text{g}/\text{m}^2$ de plomb sur les surfaces accessibles aux enfants. En revanche, les concentrations en France sont du même ordre de grandeur que celles retrouvées dans les deux autres études exprimant les résultats en $\mu\text{g}/\text{g}$.

7.9.2 Autres métaux

Les autres métaux étudiés sont des éléments naturels existants dans l'environnement. Ils ont aussi de nombreux usages industriels comme par exemple dans l'industrie métallurgique (Annexe 16). Ils peuvent donc provenir des sols extérieurs au bâtiment (présence naturelle (fonds géochimique) ou anthropique passée ou actuelle) et des industries manufacturières à proximité, de l'incinération d'ordures ménagères ou de la combustion de combustibles fossiles. La fumée de tabac peut constituer une source de métaux. Cependant celle-ci n'est pas présente dans les salles de classe. L'antimoine est un métal qui conduit mal la chaleur et peut être utilisé en tant que retardateur de flamme imprégnant les textiles et les matières plastiques (Annexe 16).

La majorité des études ont été menées dans les logements. Deux études se sont intéressées au cadmium, au chrome et au nickel en Malaisie et au Mexique et expriment les résultats en $\mu\text{g}/\text{g}$ (Annexe 17). Hormis le cadmium qui est faiblement quantifié, les moyennes des concentrations des trois autres métaux sont supérieures en France à celles des deux autres études de la littérature.

¹³ Arrêté du 12 mai 2009 relatif au contrôle des travaux en présence de plomb, réalisés en application de l'article L. 1334-2 du code de la santé publique

7.10 Comparaison par rapport aux logements

La question est posée de savoir si les enfants sont plus ou moins exposés aux polluants de l'environnement intérieur dans les écoles par rapport à leurs logements. Pour cela, les distributions des concentrations en PM_{2,5}, COV, aldéhydes dans les écoles ont été comparées à celles des logements français. Cette comparaison a pu être réalisée avec les données disponibles de la campagne nationale « logements » de l'OQAI menée entre 2003 et 2005 (Kirchner, 2011) et de la campagne « plomb-habitat » réalisée entre 2008 et 2009 (Lucas et al., 2012).

Les concentrations en COV et aldéhydes sont significativement plus faibles (test du Chi², p<0,0001) dans les écoles que dans les logements. Seules les concentrations en formaldéhyde, hexaldéhyde et des PM_{2,5} ne diffèrent pas significativement entre les deux lieux de vie (Tableau 50).

Les médianes des concentrations en plomb mesurées dans les poussières déposées par lingette ne diffèrent pas non plus entre les écoles et les logements (respectivement, 8 µg/m² versus 9 µg/m²).

Il y a significativement plus de logements (36 %) qui ont un indice de contamination fongique positif reflétant une contamination active par les moisissures que d'écoles (15 %).

Ces différences peuvent relever du bâtiment, des activités des occupants et de l'absence de source de combustion comme le tabagisme, le chauffage au bois, la cuisine dans les écoles ou bien de l'évolution des concentrations du fait des années qui séparent les deux campagnes.

Tableau 50. Médianes des concentrations des COV, aldéhydes et PM_{2,5} (µg/m³) dans la campagne nationale « logements » (2003-2005) et la campagne nationale « écoles » (2013-2017).

Polluants	Médianes des concentrations dans la campagne nationale « logements » (2003 -2005) (CNL) (µg/m ³)	Médianes des concentrations dans la campagne nationale « écoles » (2013 -2017) (CNE) (µg/m ³)	Différence (%) entre la CNE versus la CNL
Formaldéhyde	19,6	19,3	-2 %
Acétaldéhyde	11,9	5,1	-57 % *
Hexaldéhyde	13,6	11,8	-13 %
Benzène	2,1	1,2	-43 % *
Toluène	12,0	3,7	-69 % *
Éthylbenzène	2,3	0,9	-61 % *
m,p-xylènes	5,6	2,0	-64 % *
o-xylène	2,4	0,9	-63 % *
Styrène	1,0	0,7	-30 % *
Décane	5,6	1,6	-71 % *
Tétrachloroéthylène	1,5	<0,1	-97 % *
PM _{2,5}	19,1	18,1	-5 %

* Test du Chi 2 : différence significative p<0,0001

8. CONCLUSION ET PERSPECTIVES

Les données de cette campagne de mesure d'envergure permettent d'apporter de précieuses connaissances sur la qualité des environnements intérieurs des écoles de France métropolitaine.

Dans la **majorité des établissements scolaires**, les **valeurs guides réglementaires** en formaldéhyde et benzène sont **respectées**. Dans les écoles où ces valeurs de référence sont dépassées, aucune concentration en benzène et formaldéhyde n'est au-dessus des valeurs limites de 10 et 100 µg/m³. Aucun dépassement de valeur guide de qualité d'air intérieur n'a été observé pour les autres COV mesurés qui en disposent (éthylbenzène, tétrachloroéthylène et toluène).

Les enfants dans les écoles sont exposés aux mêmes polluants que dans leurs logements. Cependant, les niveaux d'exposition sont significativement plus faibles. Ils sont équivalents pour quelques composés : formaldéhyde, hexaldéhyde, PM_{2,5} et plomb dans les poussières.

Par ailleurs, il ressort **quatre points de vigilance**. Le premier concerne la **pollution particulaire aux PM_{2,5} qui est omniprésente dans les écoles** avec des concentrations supérieures à la valeur guide à des fins de gestion proposée par l'OMS en 2005 dans quasi-totalité des écoles.

Le deuxième est relatif à **la présence de nombreux COSV dont certains parmi les phtalates, HAP et pesticides sont ubiquitaires** dans l'air des écoles. Compte tenu des effets perturbateurs endocriniens connus ou suspectés de ces polluants, les recherches sur ces pollutions doivent se poursuivre pour évaluer les contributions relatives de chaque milieu (phase gazeuse, particulaire et poussières déposées) à l'exposition des enfants à ces composés. En complétant les données déjà existantes sur cette problématique dans les logements, la contribution de la part des environnements intérieurs à l'exposition globale des enfants à ces composés pourra être estimée.

Le troisième point concerne **la présence de plomb dans les peintures** dans les écoles. En effet, la présence de plomb dans des peintures à l'état dégradé et à des concentrations surfaciques supérieures à 1 mg/cm² a été observée dans **15 % des écoles**. Certes, l'exposition des enfants au plomb survient majoritairement à leur domicile lorsque celui-ci contient de la peinture ancienne sur des revêtements écaillés. Cependant, dans la lutte contre le saturnisme, il paraît aussi indispensable de supprimer toute source d'exposition au plomb dans les écoles.

Enfin, **40 % des écoles ont au moins une classe ayant un confinement très élevé**. Il est important de souligner ce résultat puisque des études ont montré une influence du confinement de l'air des salles de classe sur l'absentéisme et les performances scolaires des élèves (Haverinen-Shaughnessy et al. 2015 ; Mendell et al. 2005 ; 2016). Cependant, la surveillance réglementaire de l'air dans les écoles, qui impose une évaluation des moyens d'aération et attire l'attention sur la problématique du confinement, devrait permettre de sensibiliser les gestionnaires et occupants des bâtiments scolaires et d'améliorer la situation.

Les travaux d'analyse des données de cette campagne vont se poursuivre avec :

- une recherche des déterminants des pollutions présentes dans les salles de classe, incluant la recherche des liens entre l'intérieur et l'extérieur ;
- le traitement des données de confort thermique, visuel et acoustique ainsi que des questionnaires perceptifs renseignés par les enseignants ;
- une approche de la multipollution et une analyse croisée entre les paramètres de confort et de pollution permettant de faire ressortir s'il y a des liens par exemple entre le bruit et la pollution et des typologies de bâtiments dans lesquels il pourrait y avoir des situations à améliorer.

9. REFERENCES

- AFNOR (2014). NF EN 12341. Qualité de l'air ambiant, méthode normalisée de mesurage gravimétrique pour la détermination de la fraction massique $MP_{2,5}$ et MP_{10} de matière particulaire en suspension. Association française de normalisation. La Plaine Saint Denis.
- AFNOR (2013). NF EN 16339 - Air ambiant - Méthode pour la détermination de la concentration du dioxyde d'azote au moyen d'échantillonneurs par diffusion Association française de normalisation. Association française de normalisation. La Plaine Saint Denis.
- AFNOR (2008a). Norme XP ISO/TS 17924. Qualité du sol -Evaluation de l'exposition humaine par ingestion de sol et de matériaux du sol. Association française de normalisation. La Plaine Saint Denis.
- AFNOR (2008b). Standard NF X46032. Lead diagnosis methodology for measuring lead in floor dusts. Association française de normalisation. La Plaine Saint Denis.
- AFNOR (2002). NF EN ISO 15587-1. Digestion pour la détermination de certains éléments dans l'eau - Partie 1 : digestion à l'eau régale. Association française de normalisation. La Plaine Saint Denis.
- AIRPL (2009). Evaluation de la qualité de l'air intérieur dans deux établissements scolaires nantais. Air Pays de la Loire. Nantes.
- Almeida, S. M., Canha, N., Silva, A., do Carmo Freitas, M., Pegas, P., Alves, C., Evtyugina, M. and Pio, C. A. Children exposure to atmospheric particles in indoor of Lisbon primary schools. . Atmospheric Environment 2011; 45: 7594-7599.
- Alméras, C. (2010). Mémoire de l'Ecole des Hautes Etudes en Santé Publique, Hiérarchisation sanitaire des polluants de l'environnement intérieur : mise à jour pour le cas des logements et extrapolation à d'autres environnements intérieurs, Collaboration CSTB, EHESP, MEDDEM.
- Amato, F., Rivas, I., Viana, M., Moreno, T., Bouso, L., Reche, C., Alvarez-Pedrerol, M., Alastuey, A., Sunyer, J. and Querol, X. Sources of indoor and outdoor PM_{2.5} concentrations in primary schools. Science of The Total Environment 2014; 490: 757-765.
- Annesi-Maesano, I., Baiz, N., Banerjee, S., Rudnai, P., Rive, S. and the, S. G. Indoor Air Quality and Sources in Schools and Related Health Effects. Journal of Toxicology and Environmental Health, Part B 2013; 16(8): 491-550.
- Annesi-Maesano, I., Hulin, M., Lavaud, F., Raherison, C., Kopferschmitt, C., de Blay, F., André Charpin, D. and Denis, C. Poor air quality in classrooms related to asthma and rhinitis in primary schoolchildren of the French 6 Cities Study. Thorax 2012; 67(8): 682-688.
- ANSES (2018). Proposition de valeurs guides de qualité d'air intérieur - Le toluène. Edition scientifique. Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail. Maison-Alfort.
- ANSES (2018). Mise à jour des valeurs guides de qualité d'air intérieur. Le formaldéhyde - Avis de l'Anses - Rapport d'expertise collective. Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail. Maison-Alfort.
- ANSES (2016). Proposition de valeurs guides de qualité d'air intérieur - L'éthylbenzène - Avis de l'Anses - Rapport d'expertise collective. Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail. Maison-Alfort.
- ANSES (2015). Guide de validation des méthodes d'analyses. Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail. Maison-Alfort.
- ANSES (2015). Connaissances relatives à la réglementation, à l'identification, aux propriétés chimiques, à la production et aux usages des composés de la famille des Phtalates (Tome 1). Note

d'accompagnement. Rapport d'étude. Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail. Maisons-Alfort.

ANSES (2014). Proposition de valeurs guide de qualité d'air intérieur. L'acétaldéhyde - Avis de l'Anses - Rapport d'expertise collective. Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail. Maisons-Alfort.

ANSES (2013). Proposition de valeurs guides de qualité d'air intérieur. Le dioxyde d'azote - Avis de l'Anses - Rapport d'expertise collective. Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail. Maisons-Alfort.

ANSES (2009). Valeur guide de qualité d'air intérieur. Le tétrachloroéthylène - Avis de l'Afsset - Rapport d'expertise collective. Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail. Maisons-Alfort.

ANSES (2008). Valeurs guides de qualité d'air intérieur. Le benzène - Avis de l'Afsset - Rapport d'expertise collective. Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail. Maisons-Alfort.

ASTM International (2011). ASTM E1792 - 03(2011) - Standard Specification for Wipe Sampling Materials for Lead in Surface Dust. ASTM International. West Conshohocken.

ASTM International (2016). Standard Practice for Collection of Settled Dust Samples Using Wipe Sampling Methods for Subsequent Lead Determination. ASTM International. West Conshohocken.

Atmo Grand Est (2005). Campagne de mesure dans les lieux publics sur l'agglomération mulhousienne. Schiltigheim.

Axel Clausen, P., Lindeberg Bille, R. L., Nilsson, T., Hansen, V., Svensmark, B. and Bøwadt, S. Simultaneous extraction of di(2-ethylhexyl) phthalate and nonionic surfactants from house dust: Concentrations in floor dust from 15 Danish schools. *Journal of Chromatography A* 2003; 986(2): 179-190.

Blanchard O., Glorennec P., Mercier F., Bonvallot N., Chevrier C., Ramalho O., Mandin C., Le Bot B., Semivolatile organic compounds in indoor air and settled dust in 30 French dwellings., *Environ. Sci. Technol.* 48 (2014) 3959-3969.

Bonvallot, N., Mandin, C., Mercier, F., Le Bot, B. and Glorennec, P. Health ranking of ingested semi-volatile organic compounds in house dust: an application to France. *Indoor Air* 2010; 20(6): 458-472.

Borgini, A., Tittarelli, A., Ricci, C., Bertoldi, M., De Saeger, E. and Crosignani, P. Personal exposure to PM 2.5 among high-school students in Milan and background measurements: The EuroLifeNet study. *Atmospheric environment* 2011; 45: 4147-4151.

Canha, N., Mandin, C., Ramalho, O., Wyart, G., Riberon, J., Dassonville, C., Hanninen, O., Almeida, S. M. and Derbez, M. Assessment of ventilation and indoor air pollutants in nursery and elementary schools in France. *Indoor Air* 2016; 26(3): 350-365.

Canha, N., Mandin, C., Ramalho, O., Wyart, G., Riberon, J., Dassonville, C. and Derbez, M. Exposure assessment of allergens and metals in settled dust in French nursery and elementary schools. *Atmosphere* 2015; 6(1676-1694).

Castro, H. A. d., Cunha, M. F. d., Mendonça, G. A. e. S., Junger, W. L., Cunha-Cruz, J. and Leon, A. P. d. Efeitos da poluição do ar na função respiratória de escolares, Rio de Janeiro, RJ. *Revista de Saúde Pública* 2009; 43: 26-34.

Cequier, E., Ionas, A. C., Covaci, A., Marcé, R. M., Becher, G. and Thomsen, C. Occurrence of a Broad Range of Legacy and Emerging Flame Retardants in Indoor Environments in Norway. *Environmental Science & Technology* 2014; 48(12): 6827-6835.

CETIAT (2001). Guide de Conception – Ventilation performante dans les écoles. Centre technique des industries aérodynamiques et thermiques. Villeurbanne. <http://www.cetiat.fr>

Clausen, P. A., Hansen, V., Gunnarsen, L., Afshari, A. and Wolkoff, P. Emission of di-2-ethylhexyl phthalate from PVC flooring into air and uptake in dust: emission and sorption experiments in FLEC and CLIMPAQ. *Environmental Science & Technology*; 38(9): 2531-2537.

Choi H., Harrison R., Komulainen H. and Delgado Saborit, J. M. (2010). Polycyclic aromatic hydrocarbons. WHO Guidelines for Indoor Air Quality: Selected Pollutants. World Health Organization; Geneva: Available from: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK138709/>.

Csobod, E., Annesi-maesano, I., Paolo, C., Kephelopoulou, S., Madureira, J., Rudnai, P., De oliveira fernandes, E., Barrero, J., Beregszászi, T., Hyvärinen, A., et al. (2014). SINPHONIE - Schools Indoor Pollution and Health Observatory Network in Europe- Final-Report. Luxembourg, Publications Office of the European Union: 157.10.2788/99220

CSTB (1985). Conventions unifiées pour le calcul du coefficient B. Cahier 2000. Centre scientifique et technique du bâtiment. Marne-la-Vallée.

Darus, F. M., Nasir, R. A., Sumari, S. M., Ismail, Z. S. and Omar, N. A. Heavy Metals Composition of Indoor Dust in Nursery Schools Building. *Procedia - Social and Behavioral Sciences* 2012; 38: 169-175.

de Gennaro, G., Farella, G., Marzocca, A., Mazzone, A. and Tutino, M. Indoor and outdoor monitoring of volatile organic compounds in school buildings: indicators based on health risk assessment to single out critical issues. *International journal of environmental research and public health* 2013; 10(12): 6273-6291.

Deming, W. E. (1943). *Statistical Adjustment of Data*. 1st ed, New York : John Wiley & Sons ; London : Chapman & Hall.

Deroyon, T. (2017). Correction de la non-réponse par repondération. Insee ; Définitions, méthodes et qualité Modèles/ Fiches méthodologiques. <https://www.insee.fr/fr/information/2838097>

Diapouli, E., Chaloulakou, A., Mihalopoulos, N. and Spyrellis, N. Indoor and outdoor PM mass and number concentrations at schools in the Athens area. *Environmental Monitoring Assessment* 2008; 136(1-3): 13-20.

Dorizas, P. V., Assimakopoulos, M. N., Helmis, C. and Santamouris, M. An integrated evaluation study of the ventilation rate, the exposure and the indoor air quality in naturally ventilated classrooms in the Mediterranean region during spring. *Science of The Total Environment* 2015; 502: 557-570.

Ekren, O., Karadeniz, Z. H., Atmaca, I., Ugranli-Cicek, T., Sofuoglu, S. C. and Toksoy, M. Assessment and improvement of indoor environmental quality in a primary school. *Science and Technology for the Built Environment* 2017; 23: 391-402.

Elbayoumi, M., Ramli, N. A., Md Yusof, N. F. F., Yahaya, A. S. B., Al Madhoun, W. and Ul-Saufie, A. Z. Multivariate methods for indoor PM10 and PM2.5 modelling in naturally ventilated schools buildings. *Atmospheric Environment* 2014; 94: 11-21.

Etchevers, A., Le Tertre, A., Lucas, J.-P., Bretin, P., Oulhote, Y., Le Bot, B. and Glorennec, P. Environmental determinants of different blood lead levels in children: A quantile analysis from a nationwide survey. *Environment International* 2015; 74: 152-159.

Fraga, S., Ramos, E., Martins, A., João Samúdio, M., Silva, G., Guedes, J., Oliveira Fernandes, E. and Barros, H. Indoor air quality and respiratory symptoms in Porto schools. *Revista Portuguesa de Pneumologia (English Edition)* 2008; 14(4): 487-507.

Fromme, H., Lahrz, T., Kraft, M., Fembacher, L., Dietrich, S., Sievering, S., Burghardt, R., Schuster, R., Bolte, G. and Völkel, W. Phthalates in German daycare centers: Occurrence in air and dust and the excretion of their metabolites by children (LUPE 3). *Environment International* 2013; 61: 64-72.

Fromme, H., Diemer, J., Dietrich, S., Heinrich, J., Lang, W., Kiranoglu, M. and Twardella, D. Chemical and morphological properties of particulate matter (PM10, PM2.5) in school classrooms and outdoor air. *Atmospheric Environment* 2008; 42: 6597-6605.

Fromme, H., Dietrich, S., Twardella, D., Heitmann, D., Schierl, R., Liebl, B. and Ruden, H. Particulate matter in the indoor air of classrooms – exploratory results from Munich and surrounding. . Atmospheric Environment. 2007; 41: 854-866.

Fromme, H., Lahrz, T., Hainsch, A., Oddoy, A., Piloty, M. and Ruden, H. Elemental carbon and respirable particulate matter in the indoor air of apartments and nursery schools and ambient air in Berlin (Germany). Indoor Air 2005; 15(5): 335-341.

Fromme, H., Lahrz, T., Piloty, M., Gebhart, H., Oddoy, A. and Ruden, H. Occurrence of phthalates and musk fragrances in indoor air and dust from apartments and kindergartens in Berlin (Germany). Indoor Air 2004; 14(3): 188-195.

Gabrio, T., Piechotowski, I., Wallenhorst, T., Klett, M., Cott, L., Friebe, P., Link, B. and Schwenk, M. PCB-blood levels in teachers, working in PCB-contaminated schools. Chemosphere 2000; 40(9): 1055-1062.

Gaffin, J. M., Hauptman, M., Petty, C. R., Sheehan, W. J., Lai, P. S., Wolfson, J. M., Gold, D. R., Coull, B. A., Koutrakis, P. and Phipatanakul, W. Nitrogen dioxide exposure in school classrooms of inner-city children with asthma. Journal of Allergy & Clinical Immunology 2018; 141(6): 2249-2255 e2242.

Gaffin, J. M., Petty, C. R., Hauptman, M., Kang, C. M., Wolfson, J. M., Abu Awad, Y., Di, Q., Lai, P. S., Sheehan, W. J., Baxi, S., et al. Modeling indoor particulate exposures in inner-city school classrooms. Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology 2017; 27(5): 451-457.

Gaspar, F. W., Castorina, R., Maddalena, R. L., Nishioka, M. G., McKone, T. E. and Bradman, A. Phthalate Exposure and Risk Assessment in California Child Care Facilities. Environmental Science & Technology 2014; 48(13): 7593-7601.

Geoinformations. (2015). CORINE Land Cover. <http://www.geoinformations.developpement-durable.gouv.fr/corine-land-cover-r364.html>.

Guillam, M. T., Gallien, J., Ezannic, J., Segala, C., Riberon, J. and Derbez, M. (2011). Enquête descriptive nationale sur les écoles et les crèches et leurs pratiques d'aération. Rapport final. Observatoire de la qualité de l'air intérieur.

HCSP (2017). Mise à jour du guide pratique de dépistage et de prise en charge des expositions au plomb chez l'enfant mineur et la femme enceinte. Avis et rapport. Haut Conseil de la Santé Publique Disponible <https://www.hcsp.fr/Explore.cgi/avisrapportsdomaine?clefr=643>

Haverinen-Shaughnessy, U. and Shaughnessy, R. J. Effects of Classroom Ventilation Rate and Temperature on Students' Test Scores. PLoS One 2015; 10(8): e0136165.

Innenraumrichtwerte der Kommission. Richtwerte für Methylnisobutylketon in der Innenraumluft. Bundesgesundheitsblatt - Gesundheitsforschung - Gesundheitsschutz 2013; 56(1): 148-158.

INSEE. (2016, 13/10/2016). Unité urbaine / Agglomération / Agglomération multicommunale / Agglomération urbaine. <https://www.insee.fr/fr/metadonnees/definition/c1501>.

Janssen, N. A. H., van Vliet, P. H. N., Aarts, F., Harssema, H. and Brunekreef, B. Assessment of exposure to traffic related air pollution of children attending schools near motorways Atmospheric Environment 2001; 35: 3875-3884.

John, K., Karnae, S., Crist, K., Kim, M. and Kulkarni, A. Analysis of trace elements and ions in ambient fine particulate matter at three elementary schools in Ohio. Journal of the Air & Waste Management Association 2007; 57(394-406).

Journois, D. Concordance between two variables: graphical approach (Bland and Altman's method). Revue des Maladies Respiratoires 2004; 21(1): 127-130

Jovanović, M., Vučićević, B., Turanjanin, V., Živković, M. and Spasojević, V. Investigation of indoor and outdoor air quality of the classrooms at a school in Serbia. Energy 2014; 77: 42-48.

Kalimeri, K. K., Saraga, D. E., Lazaridis, V. D., Legkas, N. A., Missia, D. A., Tolis, E. I. and Bartzis, J. G. Indoor air quality investigation of the school environment and estimated health risks: Two-season

measurements in primary schools in Kozani, Greece. *Atmospheric Pollution Research* 2016; 7(6): 1128-1142.

Keeler, G. J., Dvonch, T., Yip, F. Y., Parker, E. A., Isreal, B. A., Marsik, F. J., Morishita, M., Barres, J. A., Robins, T. G., Brakefield-Caldwell, W., et al. Assessment of personal and community-level exposures to particulate matter among children with asthma in Detroit, Michigan, as part of Community Action Against Asthma (CAAA). *Environmental Health Perspectives* 2002; 110 Suppl 2(Suppl 2): 173-181.

Kerautret, M. A., Dusséaux, M., Bordenave, L., Tribout, M., Person, A., Le Moullec, Y., Lucas, J. P., Moularat, S., Ribéron, R., Kirchner, S., (2008). Protocole harmonisé de mesure de la qualité de l'air dans les établissements scolaires, Rapport final OQAI Programme d'actions 2007, N°ESE-Santé/2008-059. Collaboration CSTB, LHVP.

Kim, H. H., Lim, Y. W., Yang, J. Y., Shin, D. C., Ham, H. S., Choi, B. S. and Lee, J. Y. Health risk assessment of exposure to chlorpyrifos and dichlorvos in children at childcare facilities. *Science of The Total Environment* 2013; 444: 441-450.

Kirchner, S. (2011). Qualité d'air intérieur - Qualité de vie :10 ans de recherche et de progrès. Centre scientifique et technique du bâtiment. Marne-La-Vallée.

Koniecki, D., Wang, R., Moody, R. P. and Zhu, J. Phthalates in cosmetic and personal care products: Concentrations and possible dermal exposure. *Environmental Research* 2011; 111(3): 329-336.

Król, S., Zabiegała, B. and Namieśnik, J. PBDEs in environmental samples: Sampling and analysis. *Talanta* 2012; 93: 1-17.

Krugly, E., Martuzevicius, D., Sidaraviciute, R., Ciuzas, D., Prasauskas, T., Kauneliene, V., Stasiulaitiene, I. and Kliucininkas, L. Characterization of particulate and vapor phase polycyclic aromatic hydrocarbons in indoor and outdoor air of primary schools. *Atmospheric Environment* 2014; 82: 298-306.

Larsson, K., Lindh, C. H., Jönsson, B. A. G., Giovanoulis, G., Bibi, M., Bottai, M., Bergström, A. and Berglund, M. Phthalates, non-phthalate plasticizers and bisphenols in Swedish preschool dust in relation to children's exposure. *Environment International* 2017; 102: 114-124.

LCSQA (2008). Air intérieur. Élaboration de protocoles de surveillance du formaldéhyde, du benzène et du monoxyde de carbone dans l'air des lieux clos ouverts au public, rapport LCSQA/CSTB-EMD-INERIS-DRC-08-94298-15176A. Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air. <http://www.lcsqa.org>

Le Bot, B., Gilles, E., Durand, S. and Glorennec, P. Bioaccessible and quasi-total metals in soil and indoor dust. *European Journal of Mineralogy* 2010; 22(5): 651-657.

Letinois, L. and Malherbe, L. (2010). Etude des relations entre les concentrations dans l'air intérieur et extérieur. Institut national de l'environnement industriel et des risques (INERIS) - Observatoire de la qualité de l'air intérieur.

Levy, J. I. Impact of Residential Nitrogen Dioxide Exposure on Personal Exposure: An International Study. *Journal of the Air & Waste Management Association* 1998; 48(6): 553-560.

Lopez, O. and Fernandez-Bolanos, J. (2011). Green Trends in Insect Control. Green Chemistry Series (Book 11), Royal Society of Chemistry; 1 edition.

Lucas, J. P., Le Bot, B., Glorennec, P., Etchevers, A., Bretin, P., Douay, F., Sebille, V., Bellanger, L. and Mandin, C. Lead contamination in French children's homes and environment. *Environmental Research* 2012; 116: 58-65.

Madureira, J., Paciência, I., Rufo, J., Severo, M., Ramos, E., Barros, H. and de Oliveira Fernandes, E. Source apportionment of CO₂, PM₁₀ and VOCs levels and health risk assessment in naturally ventilated primary schools in Porto, Portugal. *Building & Environment* 2016; 96: 198-205.

Mainka, A., Brągoszewska, E., Kozielska, B., Pastuszka, J. S. and Zajusz-Zubek, E. Indoor air quality in urban nursery schools in Gliwice, Poland: Analysis of the case study. *Atmospheric Pollution Research* 2015; 6(6): 1098-1104.

Marks, G. B., Ezz, W., Aust, N., Toelle, B. G., Xuan, W., Belousova, E., Cosgrove, C., Jalaludin, B. and Smith, W. T. Respiratory health effects of exposure to low-NO_x unflued gas heaters in the classroom: a double-blind, cluster-randomized, crossover study. *Environmental Health Perspectives* 2010; 118(10): 1476-1482.

Martin, J. W., Guenther, F. R., Nguyen, T., Oakley, L., Liggett, W. S. and Byrd, E. (1994). Source of phenol emission affecting indoor air of an office building. NISTIR 5353. National Institute of Standards and Technology. Gaithersburg.

Mendell, M. J., Eliseeva, E. A., Davies, M. M. and Lobscheid, A. Do classroom ventilation rates in California elementary schools influence standardized test scores? Results from a prospective study. *Indoor Air* 2016; 26(4): 546-557.

Mendell, M. J. and Heath, G. A. Do indoor pollutants and thermal conditions in schools influence student performance? A critical review of the literature. *Indoor Air* 2005; 15(1): 27-52.

Mercier, F., Glorennec, P., Blanchard, O. and Le Bot, B. Analysis of semi-volatile organic compounds in indoor suspended particulate matter by thermal desorption coupled with gas chromatography/mass spectrometry. *Journal of Chromatography A* 2012; 1254: 107-114.

Meza-Figueroa, D., De la O-Villanueva, M. and De la Parra, M. Heavy metal distribution in dust from elementary schools in Hermosillo, Sonora, México. *Atmospheric Environment*. 2007; 41(2): 276-288.

Michelot, N., Mandin, C., Ramalho, O., Riberon, J., Marchand, C., L, M., Ramel, M., Personnaz, M. B., Delmans, V., Urban, S., et al. Campagne pilote de surveillance de la qualité de l'air dans les écoles et crèches en France. Résultats de la première phase. *Pollution atmosphérique* 2011; 211: 267.

Molnár, P., Bellander, T., Sällsten, G. and Boman, J. Indoor and outdoor concentrations of PM 2.5 trace elements at homes, preschools and schools in Stockholm, Sweden. *Journal of Environmental Monitoring* 2007; 9: 348-357.

Moreno, T., Rivas, I., Bouso, L., Viana, M., Jones, T., Álvarez-Pedrerol, M., Alastuey, A., Sunyer, J. and Querol, X. Variations in school playground and classroom atmospheric particulate chemistry. *Atmospheric Environment* 2014; 91: 162-171.

Moularat, S., Robine, E., Ramalho, O. and Oturan, M. A. Detection of fungal development in a closed environment through the identification of specific VOC: demonstration of a specific VOC fingerprint for fungal development. *Science of The Total Environment* 2008a; 407(1): 139-146.

Moularat, S., Robine, E., Ramalho, O. and Oturan, M. A. Detection of fungal development in closed spaces through the determination of specific chemical targets. *Chemosphere* 2008b; 72(2): 224-232.

Oliveira, M., Slezakova, K., Delerue-Matos, C., Pereira, M. d. C. and Morais, S. Indoor air quality in preschools (3- to 5-year-old children) in the Northeast of Portugal during spring–summer season: pollutants and comfort parameters. *Journal of Toxicology & Environmental Health, Part A* 2017a; 80(13-15): 740-755.

Oliveira, M., Slezakova, K., Madureira, J., de Oliveira Fernandes, E., Delerue-Matos, C., Morais, S. and do Carmo Pereira, M. Polycyclic aromatic hydrocarbons in primary school environments: Levels and potential risks. *Science of The Total Environment* 2017b; 575: 1156-1167.

Oliveira, M., Slezakova, K., Delerue-Matos, C., do Carmo Pereira, M. and Morais, S. Assessment of exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons in preschool children: Levels and impact of preschool indoor air on excretion of main urinary monohydroxyl metabolites. *Journal of Hazardous Materials* 2017c; 322: 357-369.

Oliveira, M., Slezakova, K., Delerue-Matos, C., Pereira, M. d. C. and Morais, S. Assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in indoor and outdoor air of preschool environments (3–5 years old children). *Environmental pollution* 2016; 208: 382-394.

Parker, J. L., Larson, R. R., Eskelson, E., Wood, E. M. and Veranth, J. M. Particle size distribution and composition in a mechanically ventilated school building during air pollution episodes. *Indoor Air* 2008; 18(5): 386-393.

Pennequin-Cardinal, A., Plaisance, H., Locoge, N., Ramalho, O., Kirchner, S. and Galloo, J.-C. Dependence on sampling rates of Radiello® diffusion sampler for BTEX measurements with the concentration level and exposure time. *Talanta* 2005a; 65(5): 1233-1240.

Pennequin-Cardinal, A., Plaisance, H., Locoge, N., Ramalho, O., Kirchner, S. and Galloo, J.-C. Performances of the Radiello® diffusive sampler for BTEX measurements: Influence of environmental conditions and determination of modelled sampling rates. *Atmospheric Environment* 2005b; 39(14): 2535-2544.

Persson, J., Wang, T. and Hagberg, J. Organophosphate flame retardants and plasticizers in indoor dust, air and window wipes in newly built low-energy preschools. *Science of The Total Environment* 2018; 628-629: 159-168.

Plaisance, H., Leonardis, T. and Gerboles, M. Assessment of uncertainty of benzene measurements by Radiello diffusive sampler. *Atmospheric Environment* 2008; 42(10): 2555-2568.

Plaisance, H. and Minguy, A. (2000). Etude des performances en chambre d'exposition des tubes à diffusion NO₂, rapport Ecole des Mines de Douai / LCSQA.

Raffy, G., Mercier, F., Blanchard, O., Derbez, M., Dassonville, C., Bonvallot, N., Glorennec, P. and Le Bot, B. Semi-volatile organic compounds in the air and dust of 30 French schools: a pilot study. *Indoor Air* 2017; 27(1): 114-127.

Ramalho, O., Le Ponner, E., Riberon, J., Derbez, M., Dassonville, C. and Mandin, C. [Occurrence of visible molds in French schools and nurseries]. *Revue des Maladies Respiratoires* 2018; 35(6): 659-672.

Ramalho, O., Wyart, G., Mandin, C., Blondeau, P., Cabanes, P.-A., Leclerc, N., Mullot, J.-U., Boulanger, G. and Redaelli, M. Association of carbon dioxide with indoor air pollutants and exceedance of health guideline values. *Building & Environment* 2015; 93: 115-124.

Ramalho O., Mandin C., Riberon J., Wyart G. (2013), Air stuffiness and air exchange rate in French schools and day-care centers, *International Journal of Ventilation*, 12(2), 175-180.

Ribéron, J. Protocole de surveillance du confinement de l'air dans les établissements d'accueil de la petite enfance et d'enseignement du premier degré. Campagne 2009-2010. 2009.

Rivas, I., Viana, M., Morenó, T., Pandolfi, M., Amato, F., Reche, C., Bouso, L., Álvarez-Pedrerol, M., Alastuey, A., Sunyer, J., et al. Child exposure to indoor and outdoor air pollutants in schools in Barcelona, Spain. *Environmental International* 2014; 69: 200-212.

Rodrigues, J. L. G., Bandeira, M. J., Araújo, C. F. S., dos Santos, N. R., Anjos, A. L. S., Koin, N. L., Pereira, L. C., Oliveira, S. S. P., Mergler, D. and Menezes-Filho, J. A. Manganese and lead levels in settled dust in elementary schools are correlated with biomarkers of exposure in school-aged children. *Environmental pollution* 2018; 236: 1004-1013.

Romagnoli, P., Balducci, C., Perilli, M., Gherardi, M., Gordiani, A., Gariazzo, C., Gatto, M. P. and Cecinato, A. Indoor PAHs at schools, homes and offices in Rome, Italy. *Atmospheric Environment* 2014; 92: 51-59.

Rudel, R. A. and Perovich, L. J. Endocrine disrupting chemicals in indoor and outdoor air. *Atmospheric environment (Oxford, England : 1994)* 2009; 43(1): 170-181.

Sacco, P., Quaglio, F., Cocheo, V., Cocheo, C. (2000), Etude pour la mise au point définitive du protocole d'échantillonnage et d'analyse pour les COV y compris les aldéhydes. Rapport Prot. 231/2000. Fondazione Salvatore Maugeri et CSTB.

Salthammer, T., Uhde, E., Schripp, T., Schieweck, A., Morawska, L., Mazaheri, M., Clifford, S., He, C., Buonanno, G., Querol, X., Viana, M. and Kumar, P. Children's well-being at schools: Impact of climatic conditions and air pollution. *Environment International* 2016. 94: 196-210.

- Salthammer, T., Mentese, S. and Marutzky, R. Formaldehyde in the Indoor Environment. *Chemical Reviews* 2010; 110(4): 2536-2572.
- Shorten, C. V. and Hooven, M. K. Methods of exposure assessment: lead-contaminated dust in Philadelphia schools. *Environmental Health Perspectives* 2000; 108(7): 663-666.
- Sofuoglu, A., Kiyimet, N., Kavcar, P. and Sofuoglu, S. C. Polycyclic and nitro musks in indoor air: a primary school classroom and a women's sport center. *Indoor Air* 2010; 20(6): 515-522.
- Stranger, M., Potgieter-Vermaak, S. S. and Van Grieken, R. Characterization of indoor air quality in primary schools in Antwerp, Belgium. *Indoor Air* 2008; 18(6): 454-463.
- Stranger, M., Potgieter-Vermaak, S. and Van Grieken, R. Comparative overview of indoor air quality in Antwerp, Belgium. *Environment International* 2007; 33: 789-797.
- Van Roosbroeck, S., Jacobs, J., Janssen, N. A., Oldenwening, M., Hoek, G. and Brunekreef, B. Long-term personal exposure to PM 2.5, soot and NOx in children attending schools located near busy roads, a validation study. *Atmospheric Environment* 2007; 41: 3381-3394.
- Villanueva, F., Tapia, A., Lara, S. and Amo-Salas, M. Indoor and outdoor air concentrations of volatile organic compounds and NO2 in schools of urban, industrial and rural areas in Central-Southern Spain. *Science of The Total Environment* 2018; 622-623: 222-235.
- Wang, J., Cao, J., Dong, Z., Guinot, B., Gao, M., Huang, R., Han, Y., Huang, Y., Ho, S. S. H. and Shen, Z. Seasonal variation, spatial distribution and source apportionment for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) at nineteen communities in Xi'an, China: The effects of suburban scattered emissions in winter. *Environmental Pollution* 2017; 231: 1330-1343.
- Ward, T. J., Noonan, C. W. and Hooper, K. Results of an indoor size fractionated PM school sampling program in Libby, Montana. *Environmental Monitoring Assessment* 2007; 130(1-3): 163-171.
- Wargocki P., Porras-Salazar J.A., and Contreras-Espinoza S. The relationship between classroom temperature and children's performance in school. *Building and Environment*. 2019; 157: 197-204.
- Wei, W., Mandin, C., Blanchard, O., Mercier, F., Pelletier, M., Le Bot, B., Glorennec, P. and Ramalho, O. Predicting the gas-phase concentration of semi-volatile organic compounds from airborne particles: Application to a French nationwide survey. *Science of The Total Environment* 2017; 576: 319-325.
- Wei, W., Mandin, C., Blanchard, O., Mercier, F., Pelletier, M., Le Bot, B., Glorennec, P. and Ramalho, O. Distributions of the particle/gas and dust/gas partition coefficients for seventy-two semi-volatile organic compounds in indoor environment. *Chemosphere* 2016; 153: 212-219.
- Weichenthal, S., Dufresne, A., Infante-Rivard, C. and Joseph, L. Characterizing and predicting ultrafine particle counts in Canadian classrooms during the winter months: model development and evaluation. *Environmental Research* 2008; 106(3): 349-360.
- Wolkoff, P. and Nielsen, G. D. Effects by inhalation of abundant fragrances in indoor air – An overview. *Environment International* 2017; 101: 96-107.
- Xu, H., Guinot, B., Niu, X., Cao, J., Ho, K. F., Zhao, Z., Ho, S. S. H. and Liu, S. Concentrations, particle-size distributions, and indoor/outdoor differences of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in a middle school classroom in Xi'an, China. *Environmental Geochemistry and Health* 2015; 37(5): 861-873.
- Zhao, Z., Zhang, Z., Wang, Z., Ferm, M., Liang, Y. and Norback, D. Asthmatic symptoms among pupils in relation to winter indoor and outdoor air pollution in schools in Taiyuan, China. *Environmental Health Perspectives* 2008; 116(1): 90-97.
- Živković, M., Jovašević-Stojanović, M., Cvetković, A., Lazović, I., Tasić, V., Stevanović, Z. and Gržetić, I. PAHs levels in gas and particle-bound phase in schools at different locations in Serbia *Chem. Chemical Industry and Chemical Engineering* 2015; 21(1): 159-167.
- Zhong, L., Su, F.-C. and Batterman, S. Volatile Organic Compounds (VOCs) in Conventional and High Performance School Buildings in the U.S. *International journal of environmental research & public health* 2017; 14(1): 100.

10. ANNEXES

10.1 Annexe 1. Etude des réplicats

La concordance entre les séries de réplicats a été évaluée graphiquement en représentant la droite de régression linéaire ainsi que les écarts par rapport à la moyenne des deux séries correspondantes. Cette méthode (Bland et Altman) permet d'évaluer l'écart observé entre les deux séries de valeurs et d'en déduire à l'échelle de la population observée le biais, la précision et les limites de l'intervalle de confiance à 95 % qui permettront d'apprécier la concordance entre les deux séries (Journois, 2004). Le biais représente la moyenne des différences entre les réplicats. La précision se définit comme la valeur absolue des différences et tient ainsi compte de tous les écarts quel que soit leur sens. Les limites de concordance supérieures et inférieures englobent l'intervalle dans lequel sont comprises 95 % des différences entre les réplicats sous l'hypothèse que leur distribution suive une loi normale. Ces limites sont égales au biais $\pm 1,96$ ET. Les résultats sont présentés dans le Tableau 51 ci-dessous.

Seules les distributions des biais de l'acétaldéhyde, hexaldéhyde et benzène sont normales et les résultats montrent une bonne concordance pour ces trois composés avec des biais proches de zéro des écarts entre les deux séries n'augmentant pas avec les concentrations. Pour les autres composés, les résultats sont indiqués à titre informatifs puisque les distributions des biais ne sont pas normales. Cependant, hormis pour le n-hexane et le tétrachloroéthylène, pour lesquels la majorité des concentrations sont non quantifiées et pour le limonène dont le biais est supérieur à 1, les résultats montrent une relativement bonne concordance entre les deux séries.

Tableau 51. Statistiques des écarts entre les deux séries de prélèvement.

Variables	Effectif (n)	Biais	ET des différences ^a	LI ^b	LS ^c	Précision	Normalité ^d
Formaldéhyde	17	0,11	0,97	-1,80	2,01	0,68	Non
Acétaldéhyde	17	0,05	0,26	-0,47	0,57	0,21	Oui
Hexaldéhyde	17	0,35	1,84	-3,25	3,96	1,34	Oui
Benzène	18	-0,06	0,38	-0,79	0,68	0,29	Oui
Toluène	18	0,08	1,02	-1,92	2,09	0,63	Non
Ethylbenzène	18	-0,27	1,43	-3,07	2,53	0,60	Non
m,p-xylènes	18	0,63	2,51	-4,29	5,55	0,96	Non
o-xylène	18	0,00	0,39	-0,76	0,76	0,24	Non
Styrène	18	-0,04	0,22	-0,47	0,39	0,12	Non
Décane	18	-0,31	1,53	-3,31	2,69	0,93	Non
n-hexane	18	0,48	1,31	-2,09	3,06	0,94	Non
Tétrachloroéthylène	18	-0,02	0,12	-0,25	0,21	0,06	Non
Limonène	18	1,38	3,71	-5,89	8,65	2,18	Non
Alpha-pinène	18	-0,20	9,28	-18,40	17,99	4,87	Non
MIBK	18	0,41	1,63	-2,79	3,61	0,95	Non
Phénol	18	0,05	0,54	-1,01	1,11	0,31	Non
NO ₂	17	-0,06	0,92	-1,87	1,75	0,56	Non

^a Ecart-type des différences entre les réplicats

^b LI : limite de concordance inférieure ; ^c LS : limite de concordance supérieure

^d Test de Shapiro-Wilk au seuil de 5%

10.1.1 Dioxyde d'azote

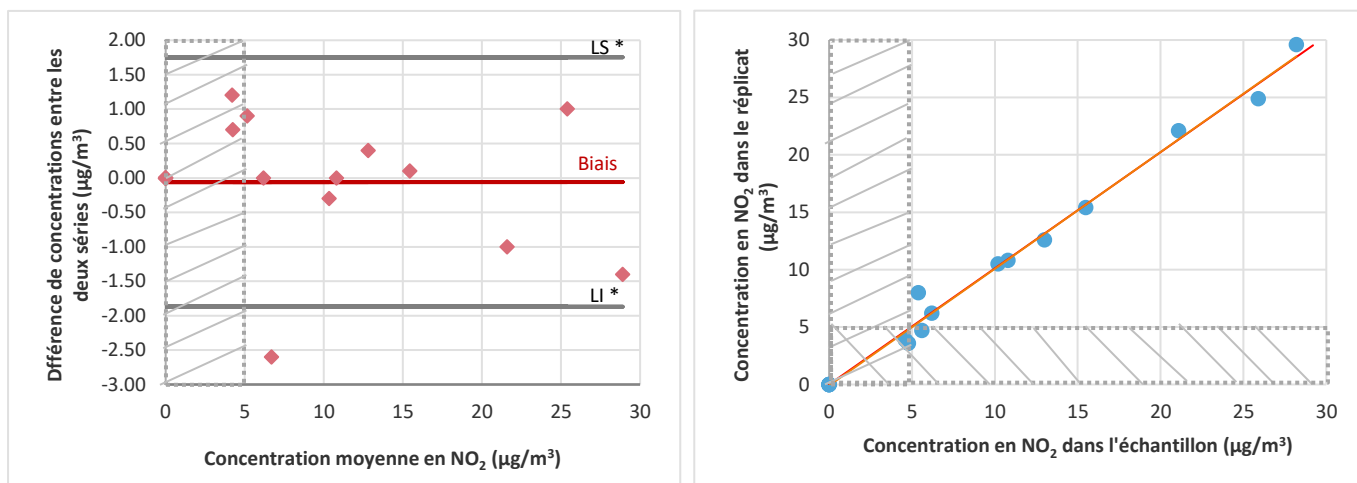


Figure 47. Représentation de la concordance entre les concentrations en NO_2 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) dans les dix-sept séries de réplcats

La figure de gauche représente les écarts entre les deux séries en fonction de la concentration moyenne en NO_2 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

La figure de droite représente la relation entre les deux séries de réplcats et la droite de régression linéaire

LQ est égale à $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et LD égale à $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$

La zone grisée représente les concentrations inférieures à la LQ

* Limites indiquées à titre informatif

10.1.2 COV

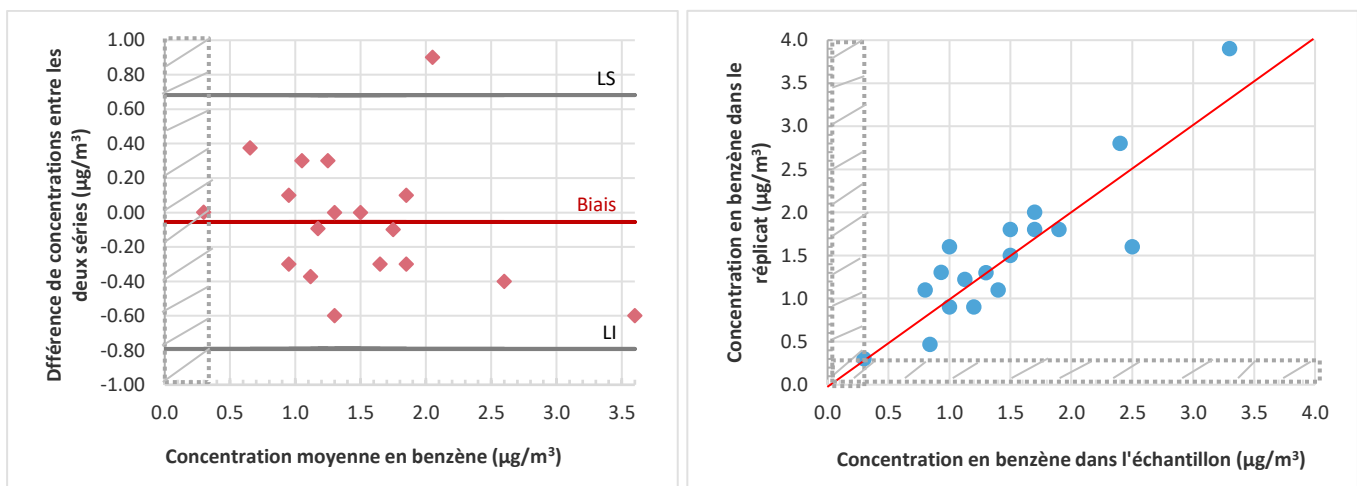


Figure 48. Représentation de la concordance entre les concentrations en **benzène** ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) dans les dix-huit séries de réplcats

La figure de gauche représente les écarts entre les deux séries en fonction de la concentration moyenne en benzène ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

La figure de droite représente la relation entre les deux séries de réplcats et la droite de régression linéaire

LD et LQ sont égales à $0,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$

La zone grisée représente les concentrations inférieures à la LQ

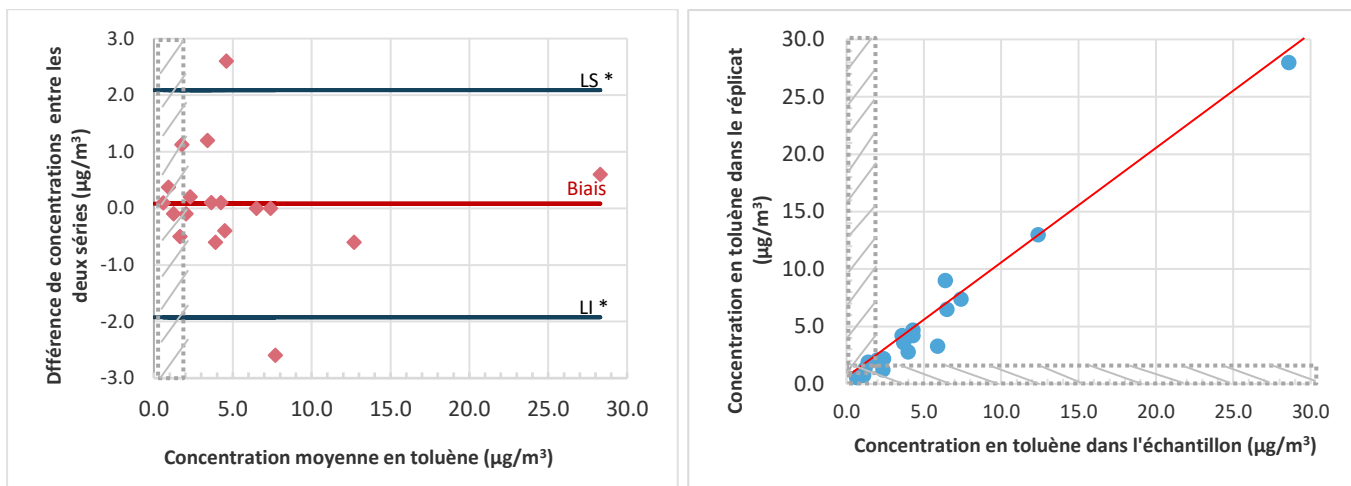


Figure 49. Représentation de la concordance entre les concentrations en **toluène** ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) dans les dix-huit séries de réplicats

La figure de gauche représente les écarts entre les deux séries en fonction de la concentration moyenne en toluène ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

La figure de droite représente la relation entre les deux séries de réplicats et la droite de régression linéaire

LQ est égale à $1,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et LD égale à $1,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$

La zone grisée représente les concentrations inférieures à la LQ

* Limites indiquées à titre informatif

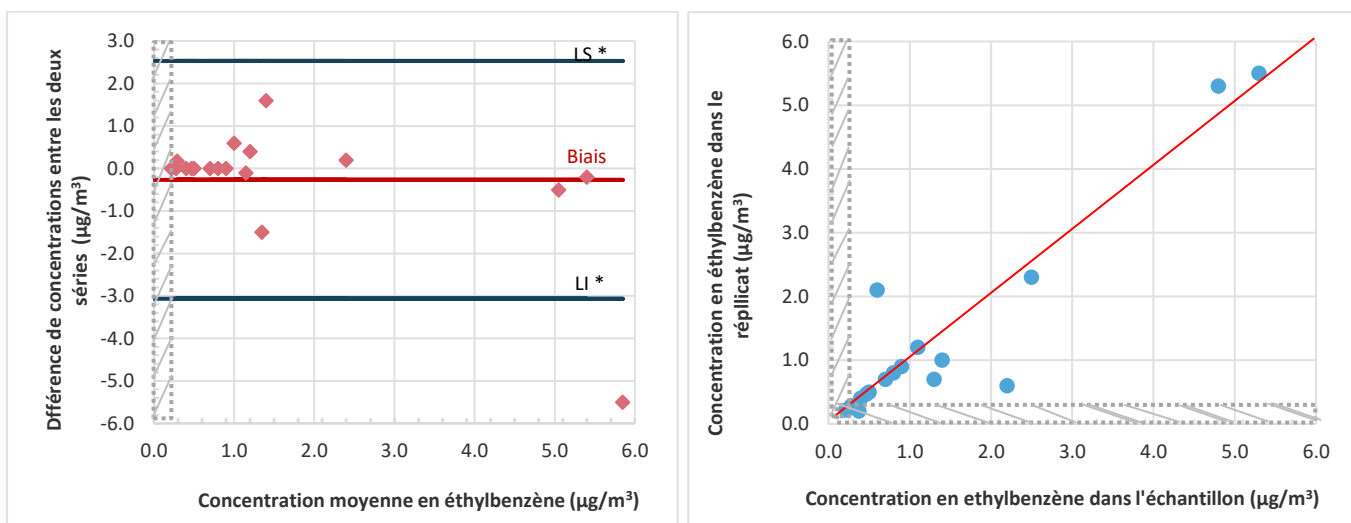


Figure 50. Représentation de la concordance entre les concentrations en **éthylbenzène** ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) dans les dix-huit séries de réplicats

La figure de gauche représente les écarts entre les deux séries en fonction de la concentration moyenne en toluène ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

La figure de droite représente la relation entre les deux séries de réplicats et la droite de régression linéaire

LQ est égale à $0,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et LD égale à $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$

La zone grisée représente les concentrations inférieures à la LQ

* Limites indiquées à titre informatif

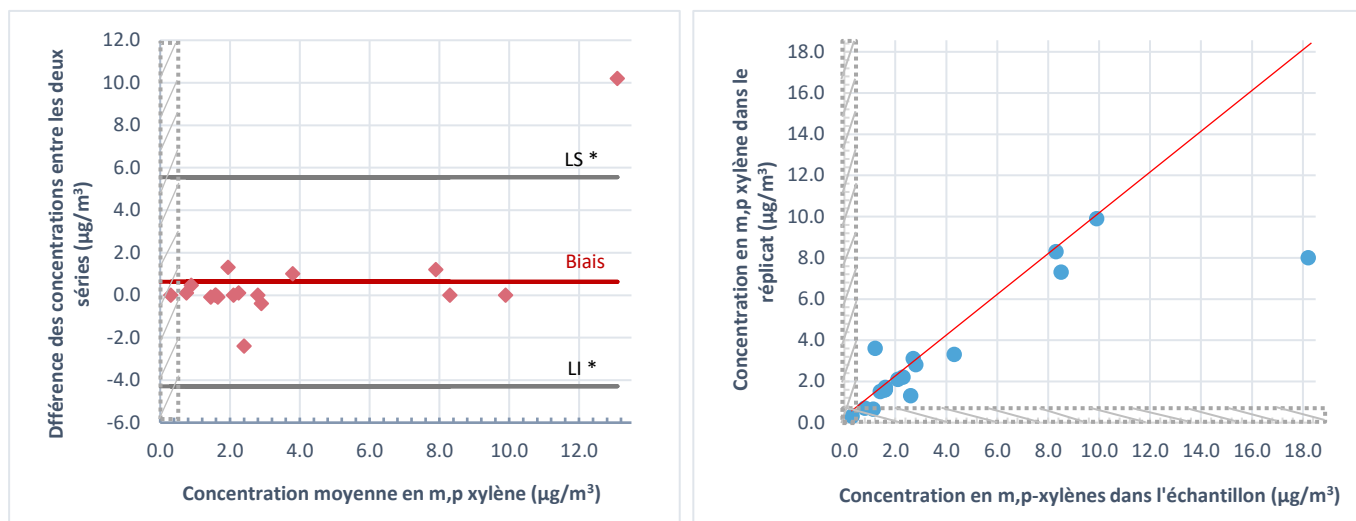


Figure 51. Représentation de la concordance entre les concentrations en **m,p-xylène** ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) dans les dix-huit séries de réplicats

La figure de gauche représente les écarts entre les deux séries en fonction de la concentration moyenne en m,p-xylène ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

La figure de droite représente la relation entre les deux séries de réplicats et la droite de régression linéaire

LQ est égale à $0,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et LD égale à $0,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$

La zone grisée représente les concentrations inférieures à la LQ

* Limites indiquées à titre informatif

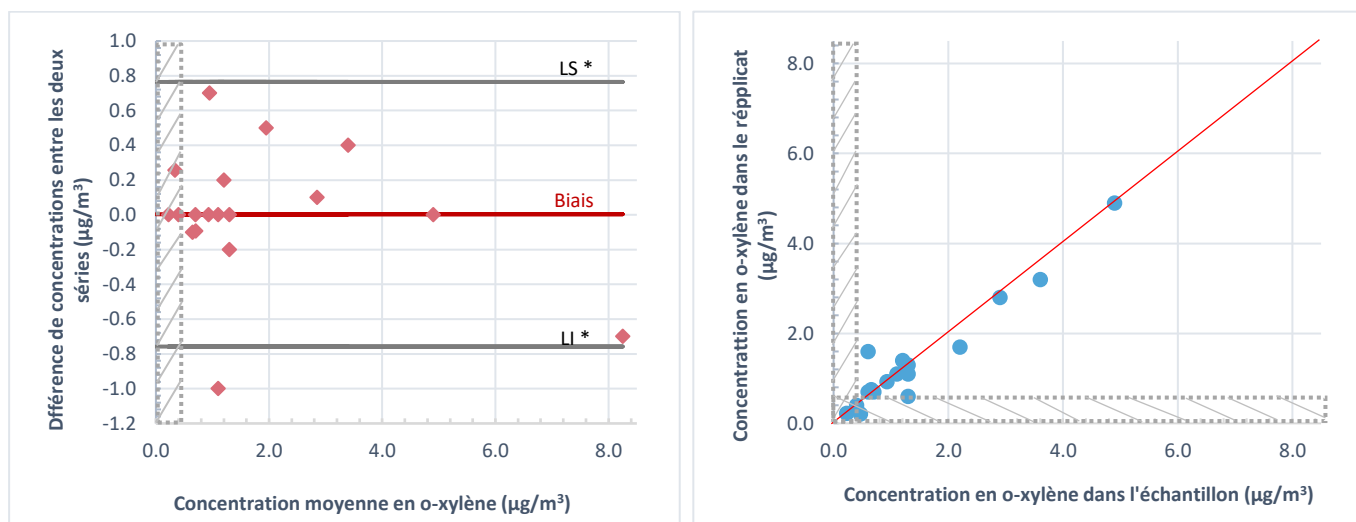


Figure 52. Représentation de la concordance entre les concentrations en **o-xylène** ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) dans les dix-huit séries de réplicats

La figure de gauche représente les écarts entre les deux séries en fonction de la concentration moyenne en o-xylène ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

La figure de droite représente la relation entre les deux séries de réplicats et la droite de régression linéaire

LQ est égale à $0,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et LD égale à $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$

La zone grisée représente les concentrations inférieures à la LQ.

* Limites indiquées à titre informatif

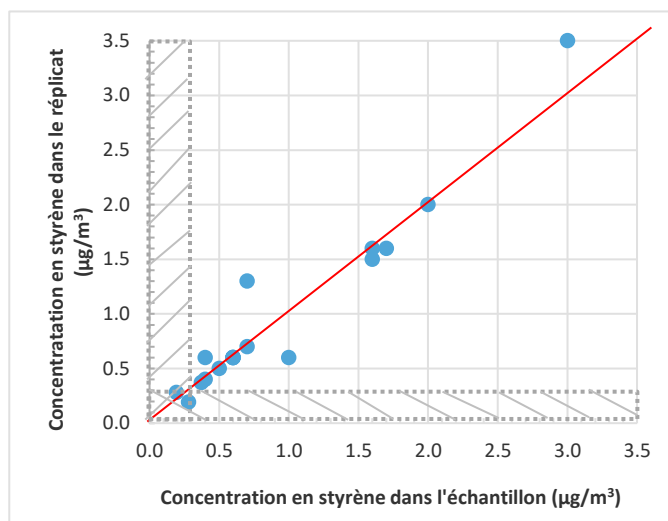
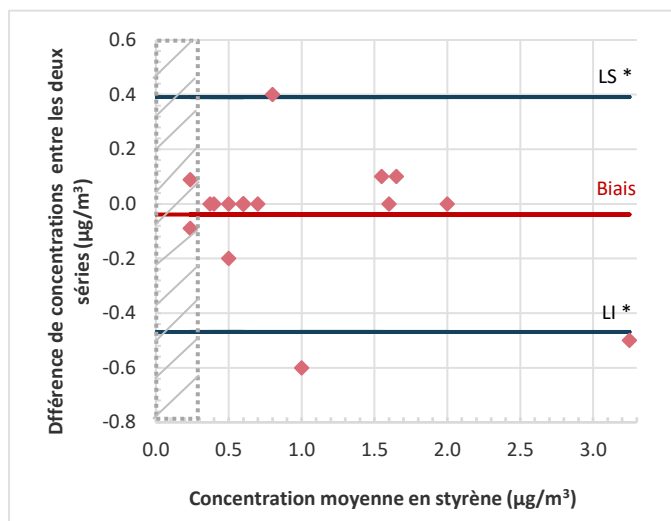


Figure 53. Représentation de la concordance entre les concentrations en **styrène** ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) dans les dix-huit séries de répliquats

La figure de gauche représente les écarts entre les deux séries en fonction de la concentration moyenne en styrène ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

La figure de droite représente la relation entre les deux séries de répliquats et la droite de régression linéaire

LQ est égale à $0,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et LD égale à $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$

La zone grisée représente les concentrations inférieures à la LQ.

* Limites indiquées à titre informatif

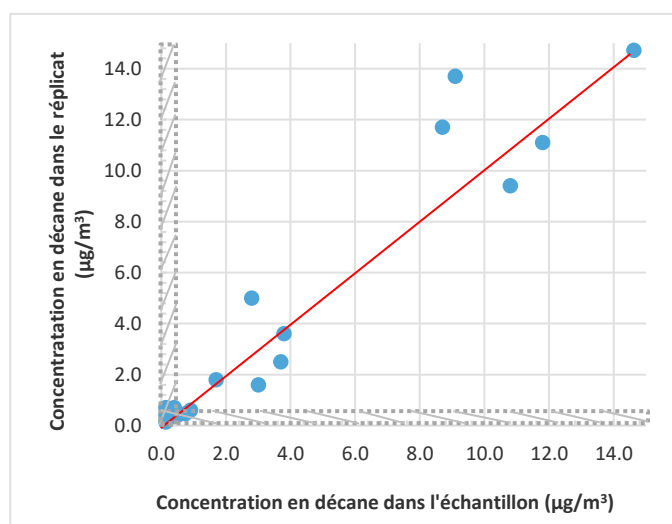
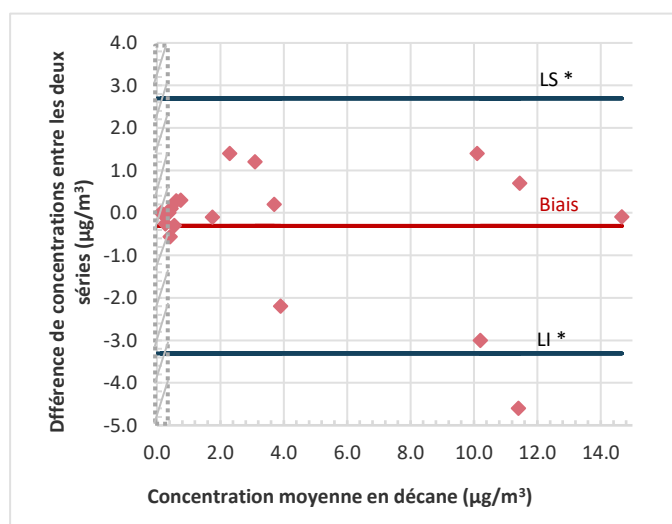


Figure 54. Représentation de la concordance entre les concentrations en **décane** ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) dans les dix-huit séries de répliquats

La figure de gauche représente les écarts entre les deux séries en fonction de la concentration moyenne en décane ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

La figure de droite représente la relation entre les deux séries de répliquats et la droite de régression linéaire

LQ est égale à $0,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et LD égale à $0,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$

La zone grisée représente les concentrations inférieures à la LQ.

* Limites indiquées à titre informatif

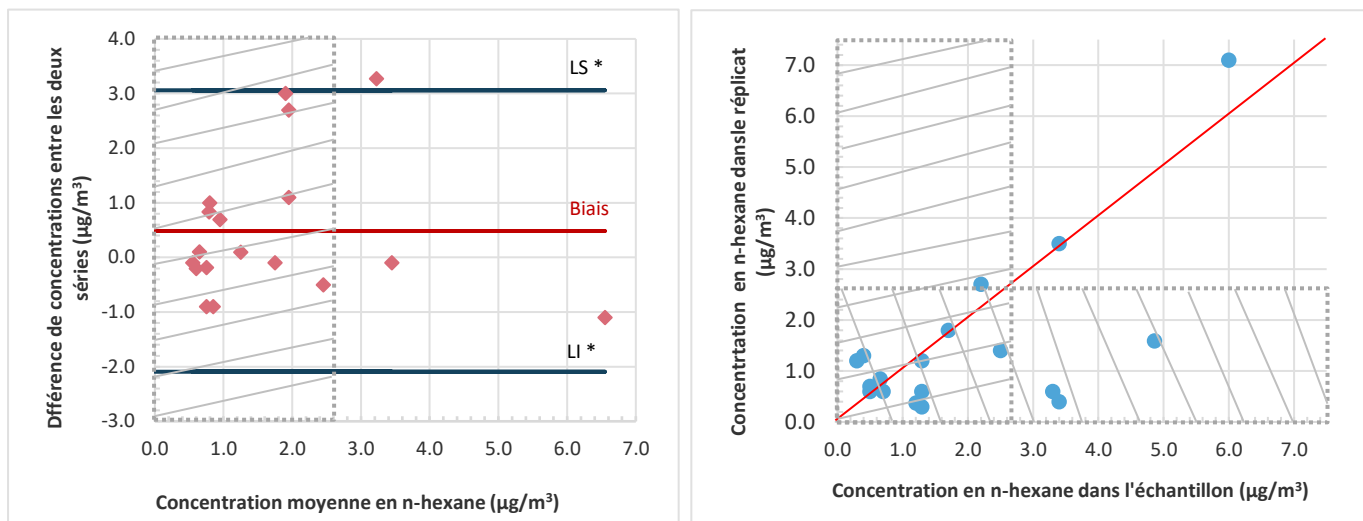


Figure 55. Représentation de la concordance entre les concentrations en **n-hexane** (µg/m³) dans les dix-huit séries de réplicats

La figure de gauche représente les écarts entre les deux séries en fonction de la concentration moyenne en n-hexane (µg/m³)

La figure de droite représente la relation entre les deux séries de réplicats et la droite de régression linéaire

LQ est égale à 2,6 µg/m³ et LD égale à 2,6 µg/m³

La zone grisée représente les concentrations inférieures à la LQ.

* Limites indiquées à titre informatif

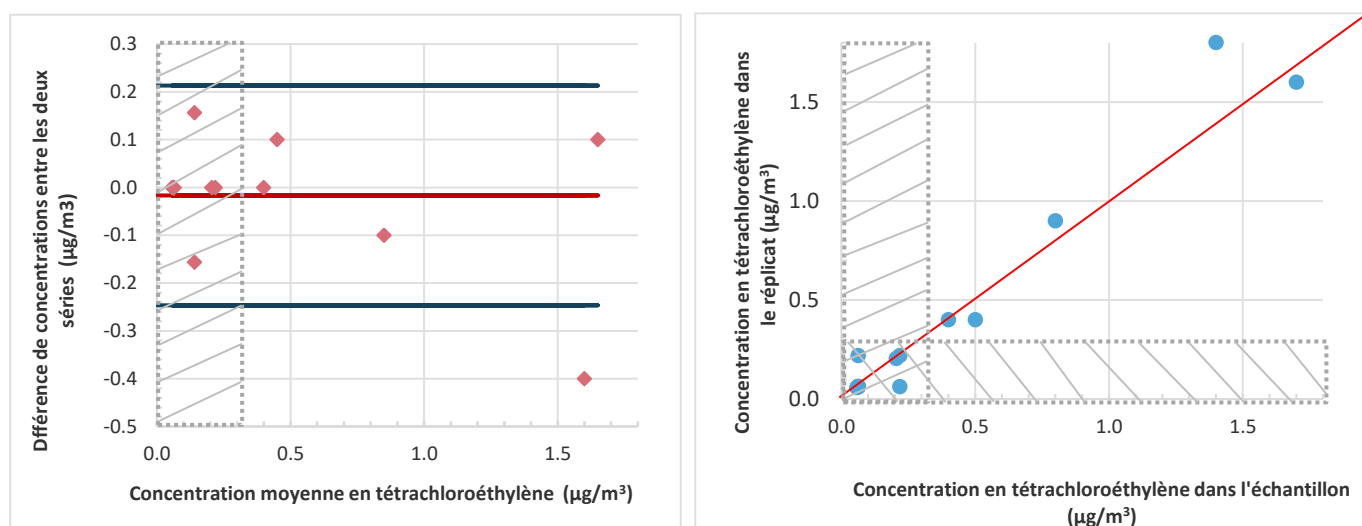


Figure 56. Représentation de la concordance entre les concentrations en **tétrachloroéthylène** (µg/m³) dans les dix-huit séries de réplicats

La figure de gauche représente les écarts entre les deux séries en fonction de la concentration moyenne en tétrachloroéthylène (µg/m³)

La figure de droite représente la relation entre les deux séries de réplicats et la droite de régression linéaire

LQ est égale à 0,3 µg/m³ et LD égale à 0,1 µg/m³

La zone grisée représente les concentrations inférieures à la LQ.

* Limites indiquées à titre informatif

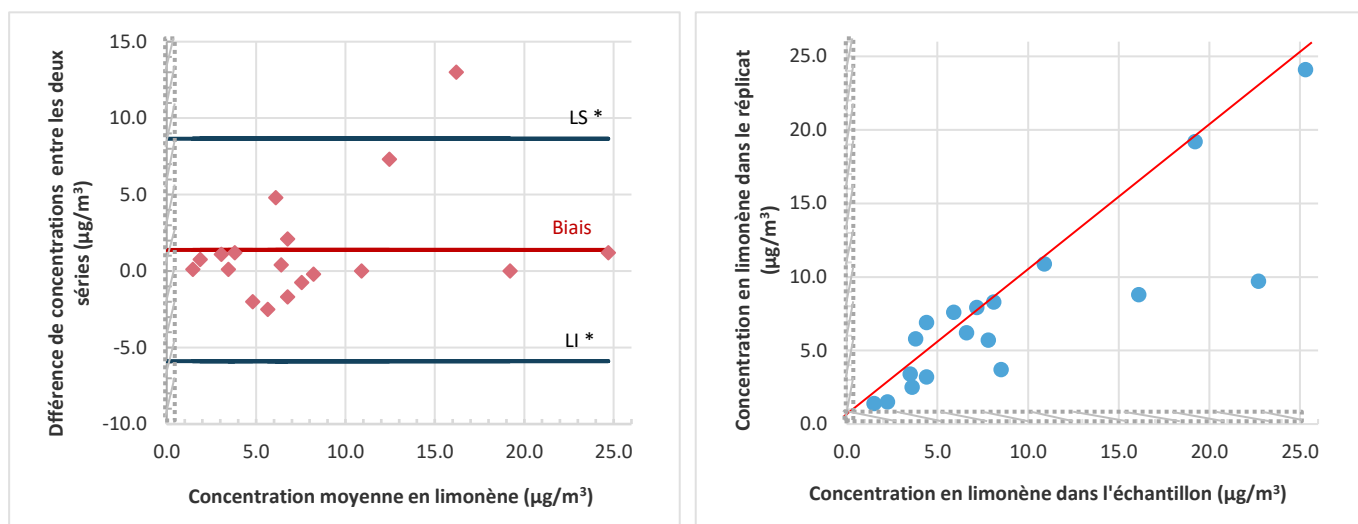


Figure 57. Représentation de la concordance entre les concentrations en **limonène** ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) dans les dix-huit séries de réplcats

La figure de gauche représente les écarts entre les deux séries en fonction de la concentration moyenne en limonène ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

La figure de droite représente la relation entre les deux séries de réplcats et la droite de régression linéaire

LQ est égale à $0,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et LD égale à $0,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$

La zone grisée représente les concentrations inférieures à la LQ.

* Limites indiquées à titre informatif

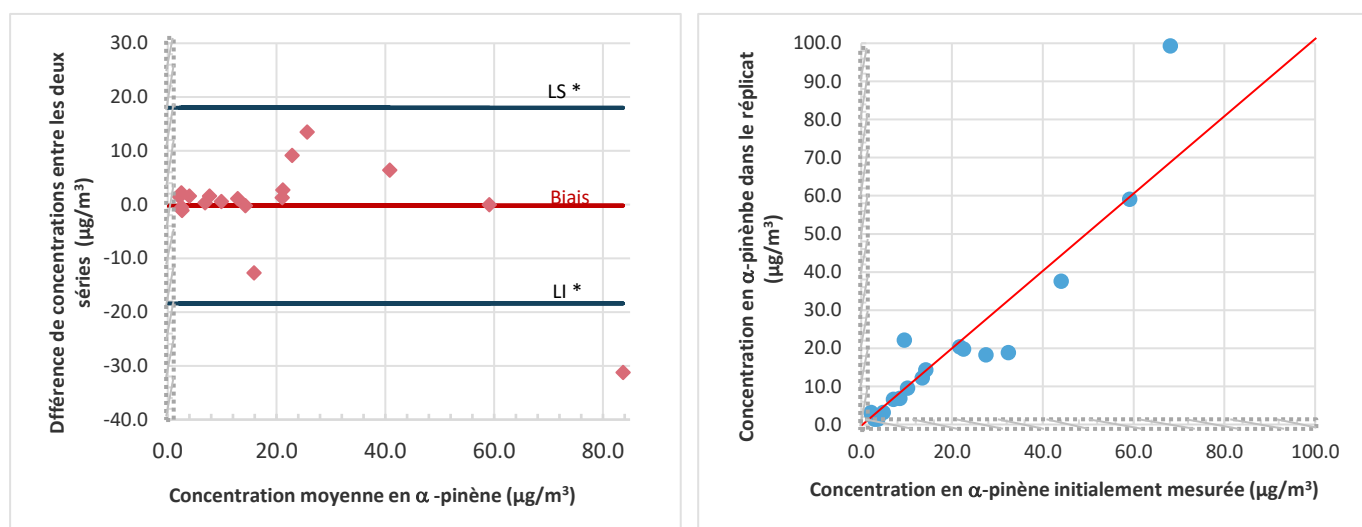


Figure 58. Représentation de la concordance entre les concentrations en **α -pinène** ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) dans les dix-huit séries de réplcats

La figure de gauche représente les écarts entre les deux séries en fonction de la concentration moyenne en α -pinène ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

La figure de droite représente la relation entre les deux séries de réplcats et la droite de régression linéaire

LQ est égale à $1,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et LD égale à $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$

La zone grisée représente les concentrations inférieures à la LQ.

* Limites indiquées à titre informatif

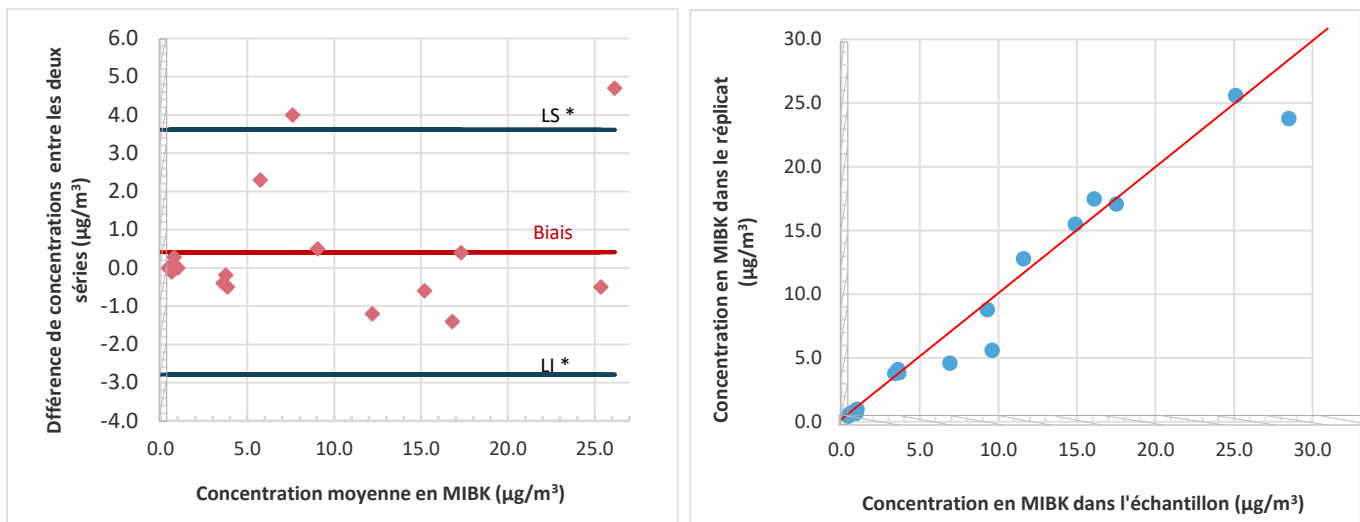


Figure 59. Représentation de la concordance entre les concentrations en **MIBK** (µg/m³) dans les dix-huit séries de réplicats

La figure de gauche représente les écarts entre les deux séries en fonction de la concentration moyenne en MIBK (µg/m³)

La figure de droite représente la relation entre les deux séries de réplicats et la droite de régression linéaire

LQ est égale à 0,6 µg/m³ et LD égale à 0,3 µg/m³

La zone grisée représente les concentrations inférieures à la LQ.

* Limites indiquées à titre informatif

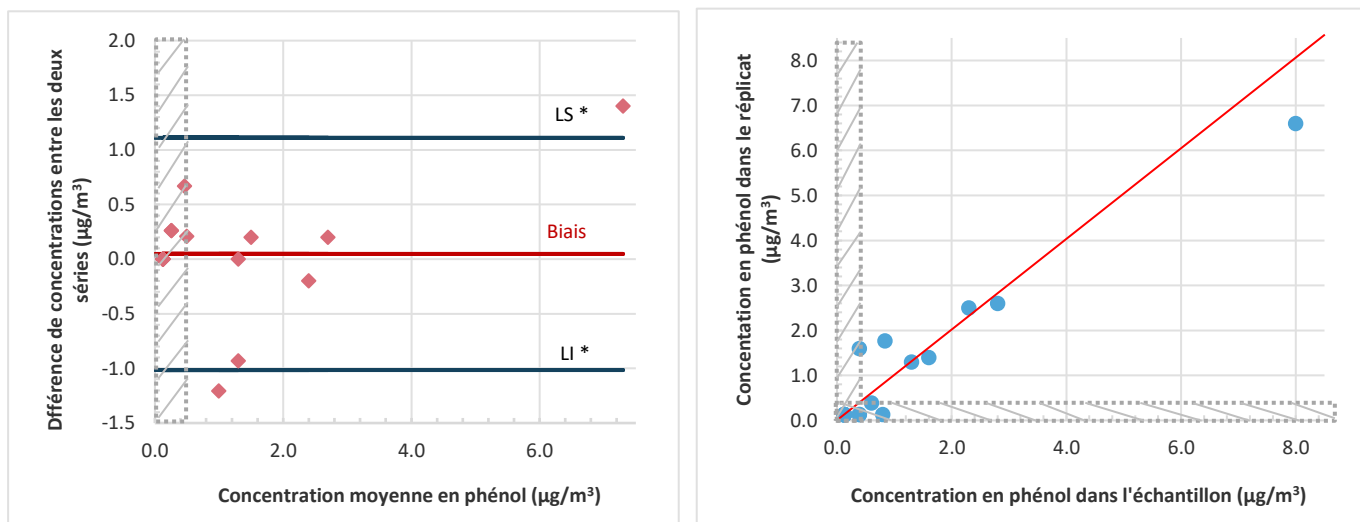


Figure 60. Représentation de la concordance entre les concentrations en **phénol** (µg/m³) dans les dix-huit séries de réplicats

La figure de gauche représente les écarts entre les deux séries en fonction de la concentration moyenne en phénol (µg/m³)

La figure de droite représente la relation entre les deux séries de réplicats et la droite de régression linéaire

LQ est égale à 0,5 µg/m³ et LD égale à 0,3 µg/m³

La zone grisée représente les concentrations inférieures à la LQ.

* Limites indiquées à titre informatif

10.1.3 Aldéhydes

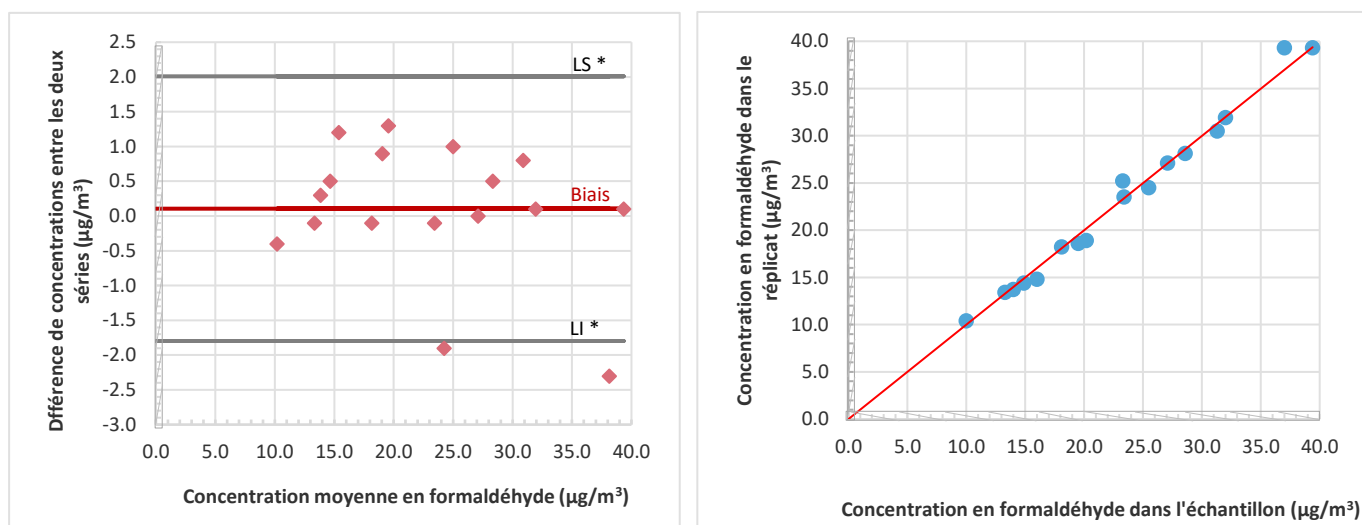


Figure 61. Représentation de la concordance entre les concentrations en **formaldéhyde** ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) dans les dix-sept séries de réplicats

La figure de gauche représente les écarts entre les deux séries en fonction de la concentration moyenne en formaldéhyde ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

La figure de droite représente la relation entre les deux séries de réplicats et la droite de régression linéaire

LQ est égale à $0,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et LD égale à $0,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$

La zone grisée représente les concentrations inférieures à la LQ.

* Limites indiquées à titre informatif

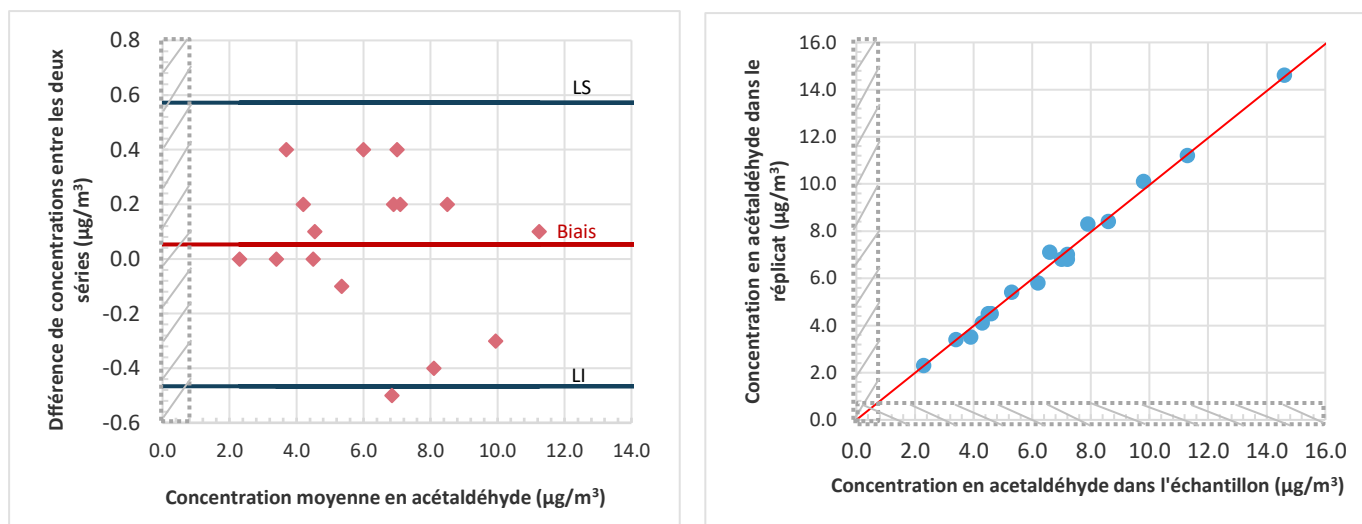


Figure 62. Représentation de la concordance entre les concentrations en **acétaldéhyde** ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) dans les dix-sept séries de réplicats

La figure de gauche représente les écarts entre les deux séries en fonction de la concentration moyenne en acétaldéhyde ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

La figure de droite représente la relation entre les deux séries de réplicats et la droite de régression linéaire

LQ est égale à $0,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et LD égale à $0,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$

La zone grisée représente les concentrations inférieures à la LQ.

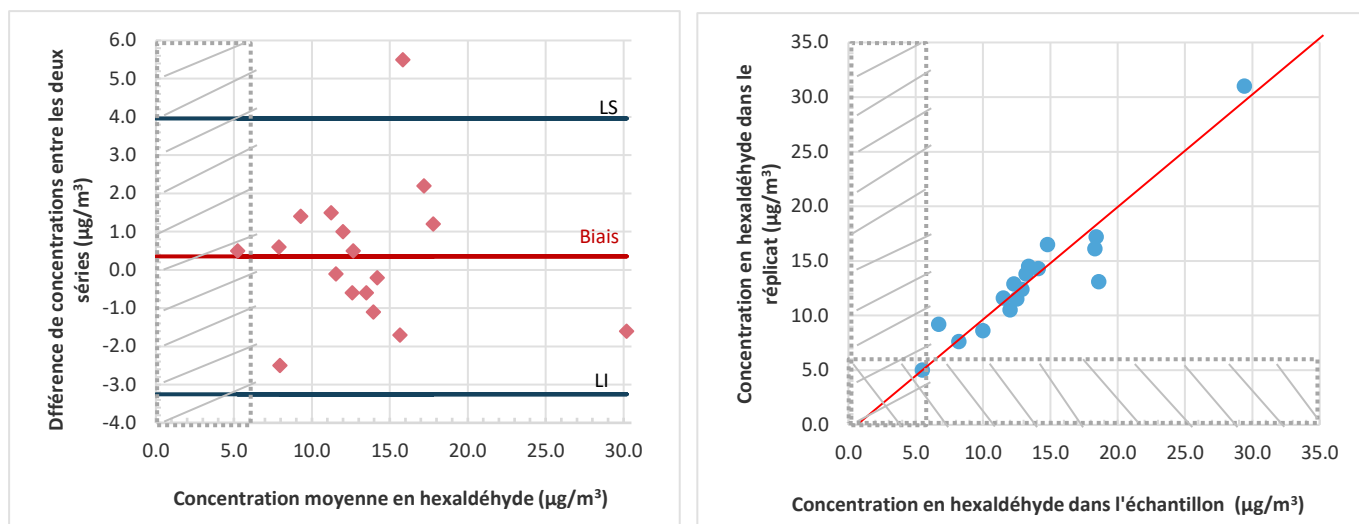


Figure 63. Représentation de la concordance entre les concentrations en **hexaldéhyde** ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) dans les dix-sept séries de répliqués

La figure de gauche représente les écarts entre les deux séries en fonction de la concentration moyenne en hexaldéhyde ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

La figure de droite représente la relation entre les deux séries de répliqués et la droite de régression linéaire

LQ est égale à 5,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ et LD égale à 5,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

La zone grisée représente les concentrations inférieures à la LQ.

10.2 Annexe 2. Liste des items décrits dans les questionnaires

QG : questionnaire gestionnaire

QTE : questionnaire technicien enquêteur (TE)

QE : questionnaire enseignant

QP : questionnaire perceptif enseignant

Echelle du bâtiment abritant la salle de classe

- QG : année de construction
- QG : matériaux principaux des murs du/des bâtiments
- QG : travaux de rénovation et de réhabilitation
- QG : système de chauffage et entretien
- QG : fréquence de nettoyage des salles de classe
- QG : dégâts des eaux, infiltrations d'eau dans les 12 derniers mois
- QG : taille en nombre d'élèves et de classes
- QG : environnement proche du bâtiment (trafic routier, ferroviaire, aéroportuaire, industries)

Echelle de la salle

- QT : structure du bâtiment abritant la salle
- QT : surface et volume de la salle
- QT : type de revêtements de sols, muraux et de plafond
- QT : description du mobilier de la salle de classe (type, nombre et âge)
- QT : type de baies et ouvrants et leurs caractéristiques (type ouverture, orientation, état des menuiseries, transparence, protection solaire)
- QT et QG : présence du système de ventilation, description de ce système et maintenance
- QT, QG, QE : présence, description du système de chauffage : fonctionnement et maintenance
- QT et QG : éclairage artificiel : description, état de fonctionnement et maintenance
- QT : équipements présents dans la salle de classe : tableaux, rideaux
- QT : signes d'humidité (condensation, humidité, dégradation, odeur de moisi, moisissures visibles, surface de moisi)
- QE : fonctionnement chauffage durant la semaine
- QE : nombre d'enfants, d'adultes toutes les 30 minutes
- QE : ouverture des ouvrants intérieurs et extérieurs toutes les 30 minutes
- QE : activités pédagogiques (colles, peintures, cuisine etc.)
- QE : présence d'animaux dans la salle
- QE : présence de plantes dans la salle
- QE : utilisation de produits désodorisants

Perception du confort des enseignants et des enfants

- QP: perception du confort olfactif, acoustique, thermique, visuel
- QP : perception de la QAI

10.3 Annexe 3. Correction sur la population finie

La proportion de la population faisant partie de l'échantillon, $\frac{n}{N}$, est appelée la fraction d'échantillonnage (dénotée par f). Le facteur $1 - \frac{n}{N}$, ou $1 - f$, qui est la population ne faisant pas partie de l'échantillon, est appelé coefficient de correction sur population finie (fpc). Le fpc représente l'ajustement apporté à l'erreur-type de l'estimation pour tenir compte du fait que l'échantillon est sélectionné sans remplacement parmi une population finie. Toutefois, lorsque la fraction d'échantillonnage est quasi-nulle, le fpc peut être ignoré. Dans la pratique, il peut être ignoré si la fraction d'échantillonnage ne dépasse pas 5 % (Cochran, 1977).

Par ailleurs pour un échantillonnage à plusieurs degrés, l'estimation de la variance par linéarisation de Taylor dépend uniquement du premier degré d'échantillonnage.

Ainsi, seul le premier degré d'échantillonnage de la CNE sera étudié ici. 17 zones d'enquêtes ont été sélectionnées au sein de 9 zones géographiques (ZC). Les fractions d'échantillonnage par strate sont toutes supérieures à 5 % (Tableau 52). Les erreurs-type des estimations seront donc ajustées du fpc .

Tableau 52. Fractions d'échantillonnage par strate relatives au 1^{er} degré d'échantillonnage.

Strate (ZC)	Taille de la population (N _{ZE})	Taille de l'échantillon (n _{ZE})	Fraction d'échantillonnage (n _{ZE} /N _{ZE})
H1a_hidf	7	2	29 %
H1a_idf	5	2	40 %
H1b	8	2	25 %
H1c	10	3	30 %
H2a	5	1	20 %
H2b	8	2	25 %
H2c	6	2	33 %
H2d	3	1	33 %
H3	4	2	50 %

10.4 Annexe 4. Règles de validation et de correction de la saison (chauffe/hors-chauffe) (n=301)

Cohérence Questionnaire vs Période conventionnelle	Questionnaire La SDC est-elle chauffée ?	Période conventionnelle	Mois	Température extérieure	Saison	Nombre de SDC	% SDC
Non vérifié 0,3%	Non renseigné	Chauffe	x	x	Chauffe	2	0,3%
	Non renseigné	Hors chauffe	x	x	Hors-chauffe		
Oui 84,9%	"Oui, tout le temps " "Oui, la plupart du temps"	Chauffe	x	x	Chauffe	399	67,9%
	"Non"	Hors chauffe	x	x	Hors-chauffe	100	17,0%
Non 14,8%	x	x	décembre, janvier, février	x	Chauffe	6	1,0%
	N° de la salle de classe	x	juillet, août	x	Hors-chauffe		
	x	x	mars, avril, mai, juin, septembre, octobre, novembre	< 13°	Chauffe	30	5,1%
	x	x	mars, avril, mai, juin, septembre, octobre, novembre	>= 17 °	Hors-chauffe	13	2,2%
	x	x	mars, novembre	entre 13° et 17 °	Chauffe	7	1,2%
	"Oui, tout le temps " "Oui, la plupart du temps"	Hors chauffe	avril, mai, juin, septembre, octobre	entre 13° et 17 °	Chauffe	6	1,0%
	"Non"	Chauffe	avril, mai, juin, septembre, octobre	entre 13° et 17 °	Hors-chauffe	25	4,3%

Légende : x : critère non pris en compte

SDC: salles de classe

10.5 Annexe 5. Synthèse des études évaluant les concentrations en PM_{2,5} (µg/m³) dans l'air des écoles en Europe et aux Etats-Unis depuis 2001

Pays Auteurs	Protocole d'étude	Niveaux des PM _{2,5} (µg/m ³)		
États-Unis (Gaffin et al., 2017)	30 écoles 136 salles de classe Boston Inner City Asthma Study 1 semaine à 2 saisons - 1,8 L/min 2008-2013	MA	5,3	
Portugal (Oliveira, M., Slezakova, Madureira, et al., 2017)	10 écoles primaires -20 salles de classe Oporto 3 jours consécutifs (mardi à jeudi) sur 10 semaines consécutives 2 L/min Janvier - avril 2014	MA Min-Max	9,2-66 4,5-85	
Turquie (Ekren et al., 2017)	1 école Izmir 6 fois 1 semaine Octobre 2014 - janvier 2015	MA ± ET	452 ± 177	
Portugal (Oliveira, Marta et al., 2016)	2 écoles maternelles Paranhos et Chaves 1 jour - 63 jours consécutifs 2,3 m ³ /h Avril - juin 2013	MA Min-Max	Ecole 1 18,4 8,3-34,8	Ecole 2 14,2 5,8-28,1
France (Canha et al., 2016)	17 écoles maternelles et élémentaires 51 salles de classe Clermont-Ferrand 5 jours - 1,8 L/min Période d'occupation Janvier - juin 2010	MA ± ET	22 ± 8	
Grèce (Dorizas et al., 2015)	9 écoles sans système de ventilation Bassin Attique 32 jours de prélèvements Périodes d'occupation Avril - mai 2013	MA	17,9	
Pologne (Mainka et al., 2015)	2 écoles 2 salles de classe Silesie 5 jours - 30 L/min Période d'occupation Décembre 2013 - janvier 2014	Min - Max	47-106	
Espagne (Moreno et al., 2014)	39 écoles primaires Barcelone Projet BREATHE 4 j/semaine - 2 semaines 8h/j - 30 m ³ /h Février 2012 - février 2013	MA Max	37 83	
Espagne (Amato et al., 2014)	39 écoles primaires Barcelone 4 j/semaine - 2 semaines 8h/j - 30 m ³ /h Février 2012 - février 2013	Min - Max	7-105	

Pays Auteurs	Protocole d'étude	Niveaux des PM_{2,5} (µg/m³)		
Palestine (Elbayoumi et al., 2014)	12 écoles sans système de ventilation Bande de Gaza 5 jours Périodes d'occupation	MA ± ET	60,5 ± 50,7	
Espagne (Rivas et al., 2014)	39 écoles primaires Barcelone 4 j/semaine - 2 semaines 8h/j - 30 m ³ /h Février 2012-février 2013	MA Médiane	39 37	
Serbie (Jovanović et al., 2014)	1 école primaire – 5 classes 3,2 m ³ /h 2012	MA Min-Max	44 ± 13 27-64	
Portugal (Almeida et al., 2011)	3 écoles primaires Lisbonne 2 périodes de 2 semaines Lundi - vendredi 480 min/j Mai et novembre 2009	Min-Max MA	3-10 10	
Italie (Borgini et al., 2011)	3 écoles primaires Milan Comptage en nombre Correction pour masse Novembre-décembre 2006	Médiane MA	58 75,9	
Etats-Unis (Parker et al., 2008)	1 école Salt Lake City Bibliothèque	MA	1,7	
Belgique (Stranger et al., 2008)	27 écoles primaires Anvers 5 jours Hivers et été 12h/j - 5 jours Décembre 2002-Juin 2003	MA	59	63
Etats-Unis (Weichenthal et al., 2008)	2 écoles Pembroke, Ontario Novembre 2006	MA ± ET Min-Max	Ecole 1 22,6 ± 22,7 4,9-78,7	Ecole 2 10,9 ± 10 4,3-40,8
Allemagne (Fromme et al., 2008)	1 école - 2 salles de classe Munich 5h/j - 1 j 2,3 m ³ /h Novembre 2005	Médiane Min - Max	37 19,3-106	
Grèce (Diapouli et al., 2008)	7 écoles Athènes Période d'occupation 2003-2004	MA Extérieur	82 ~ 100	
Etats-Unis (Ward et al., 2007)	2 écoles (1 primaire, 1 collège) Libby, Montana 24 heures 2005	Min - Max	4,6-54	
Pays-Bas (Van Roosbroeck et al., 2007)	2 écoles à 100 m d'une voie à fort trafic 2 écoles plus éloignées Utrecht 4 périodes de 48 h <u>Extérieur</u>	Min-Max	18-20	

Pays Auteurs	Protocole d'étude	Niveaux des PM_{2,5} (µg/m³)		
Belgique (Stranger et al., 2007)	27 écoles primaires Anvers - 15 urbaines (fort trafic) et 12 rurales 12 heures 2002-2003	MA Min - Max Extérieur MA	61 11-166 51	
Suède (Molnár et al., 2007)	5 écoles primaires et maternelles 10 salles de classe Période d'occupation	MA Min - Max	8 3,3-19	
Allemagne (Fromme et al., 2007)	64 écoles primaires et collèges Munich Hiver : 79 salles de classe Eté : 74 salles de classe 5h/j - 1 j 2,3 m ³ /h 2004 - 2005	MA Médiane Min - Max	Hiver 38,9 20 3-81	Eté 22,1 13 5-35
Etats-Unis (John et al., 2007)	3 écoles 1 semaine 1999	Médiane	15,6/17,3/16,2	
Allemagne (Fromme et al., 2005)	73 jardins d'enfants – crèches Berlin 7-8 h/j - 4 m ³ /h 2000-2001	Médiane Min - Max	54 13-128	
France (Annesi-Maesano et al., 2013)	6 villes françaises (Strasbourg, Créteil, Reims, Marseille, Bordeaux, Clermont-Ferrand) (ISAAC) 387 salles de classe Période d'occupation 1999 – 2000	MA Min - Max	20 5,1-70,3	
Etats-Unis (Keeler et al., 2002)	2 écoles - 5 points de prélèvements Détroit 24 heures 1999 – 2000	Min - Max	8-16,4	
Pays Bas (Janssen et al., 2001)	24 écoles dans un rayon de 400 m d'une autoroute Période d'occupation 1997 - 1998	MA ± ET Médiane Min - Max	23 ± 6,2 23 7,7-52,8	

MA ± ET : moyenne arithmétique ± écart-type

Min - Max : minimum - maximum

10.6 Annexe 6. Synthèse des études évaluant les concentrations en NO₂ (µg/m³) dans l'air des écoles depuis 2001

Pays Auteurs	Protocole d'étude	Concentrations en NO ₂ (µg/m ³)	
Espagne (Villanueva et al., 2018)	6 écoles rurales - 12 classes Passif	MA ± ET Médiane Min - Max	8,9 ± 10,5 5,2 1,4-9,3
Espagne (Villanueva et al., 2018)	6 écoles urbaines - 12 classes Passif	MA ± ET Médiane Min - Max	15,2 ± 5,3 15,1 7,5-23,1
Serbie (Jovanović et al., 2014)	1 école primaires – 5 classes Passif 2012	MA ± ET Min - Max	15 ± 8 8-22
Etats-Unis (Gaffin et al., 2018)	37 écoles - 218 salles de classe Boston Inner City Asthma Study 1 semaine de cours - 2 fois/an Passif 2008 - 2013	MA Médiane Min - Max	21 19 8-56
Espagne (Rivas et al., 2014)	39 écoles primaires Barcelone 4 j/semaine - 2 semaines Passif Février 2012 - février 2013	MA Médiane Min - Max	30 30 5-69
Europe (Csobod et al., 2014)	Etude Sinphonie 114 écoles – 300 salles de classe 1 semaine de cours Passif 2011 - 2012	MA Médiane Min - Max	14 11 <LD-88
France (Annesi-Maesano et al., 2012)	Six villes 408 salles de classe 1999 - 2000	MA Min - Max	29 13-47
Australie (Marks et al., 2010)	22 écoles avec chauffage au gaz (avec conduit et sans conduit) Sydney 1 semaine de cours Passif - CIRSO 2009	MA Min - Max	44 9-230
Taiwan (Zhao et al., 2008)	10 écoles Taiwan 7 jours Passif - IVL Swedish Environmental Research Institute Ltd Décembre 2004	MA ± ET Min - Max	39 ± 10 16-62
Brésil (Castro et al., 2009)	12 classes Rio de Janeiro Mai à Octobre 2004	MA Médiane Min - Max	93 ± 635 86 35-216
Belgique (Stranger et al., 2007)	27 écoles primaires Anvers - 15 urbaines (fort trafic) et 12 rurales 2002-2003	MA Min - Max	57 14-159

Pays Auteurs	Protocole d'étude	Concentrations en NO ₂ (µg/m ³)	
Pays Bas (Janssen et al., 2001)	24 écoles situées dans un rayon de 400 m d'une autoroute Période d'occupation 1997 - 1998	MA ± ET Médiane	19,1 ± 8,1 17,5

MA ± ET : moyenne arithmétique ± écart-type

Min - Max : minimum - maximum

10.7 Annexe 7. Synthèse des concentrations en COV (µg/m³) mesurées dans l'air des écoles depuis 2010 en Europe et aux États-Unis

Composés	Auteurs	Types d'écoles	Pays	Année	Nombres d'écoles	Nombre de pièces	Min	MA	ET	Médiane	Max
Benzène	(Villanueva et al., 2018)	Ecoles primaires urbaines	Espagne	2013	6	12	0,4	0,5	0,1	0,5	0,5
Benzène	(Villanueva et al., 2018)	Ecoles primaires rurales	Espagne	2013	6	12	0,2	0,3	0,1	0,3	0,4
Benzène	(Villanueva et al., 2018)	Ecoles primaires zones industrielles	Espagne	2013	6	12	0,6	0,7	0,1	0,7	0,9
Benzène	(Zhong et al., 2017)	Ecoles élémentaires	Etats-Unis	2015 - 2016	37	144	-	0,5	-	0,3	4,4
Benzène	(Canha et al., 2016)	Ecoles maternelles Ecoles élémentaires	France	2010	17	51	<LD	2,1	2,2	1,4	8,5
Benzène	(Madureira et al., 2016)	Ecoles	Portugal	2011 - 2013	20	-	1,5	2,2	-	2,5	2,7
Benzène	(Ramalho et al., 2015)	Ecoles maternelles	France	2009 - 2010	46	-	0,7	2,5	1,0	2,3	6,5
Benzène	(Ramalho et al., 2015)	Ecoles élémentaires	France	2009 - 2010	53	-	0,2	2,5	1,4	2,2	21,7
Benzène	(Csobod et al., 2014)	Ecoles	Europe	2011 - 2012	114	-	<LD	4	-	2	38
Benzène	(de Gennaro et al., 2013)	Ecoles	Italie	2013	1	3	0,5	-	-	-	1,1
Toluène	(Villanueva et al., 2018)	Ecoles primaires urbaines	Espagne	2013	6	12	1,4	2,2	1,1	2	4,3
Toluène	(Villanueva et al., 2018)	Ecoles primaires urbaines	Espagne	2013	6	12	1,1	3,4	3,5	2,9	10,2
Toluène	(Villanueva et al., 2018)	Ecoles primaires urbaines	Espagne	2013	6	12	1,1	7,9	12	1,9	31,4
Toluène	(Zhong et al., 2017)	Ecoles élémentaires	Etats-Unis	2015 - 2016	37	144	-	0,2	-	0,1	2

Composés	Auteurs	Types d'écoles	Pays	Année	Nombres d'écoles	Nombre de pièces	Min	MA	ET	Médiane	Max
Toluène	(Canha et al., 2016)	Ecoles maternelles Ecoles élémentaires	France	2010	17	51	1,7	5,2	5,1	3,2	24,4
Toluène	(Madureira et al., 2016)	Ecoles	Portugal	2011 - 2013	20	-	1,8	15,1	-	6,4	202,5
Toluène	(de Gennaro et al., 2013)	Ecoles	Italie	2013	1	-	4,1	-	-	-	6,8
Ethylbenzène	(Villanueva et al., 2018)	Ecoles primaires urbaines	Espagne	2013	6	12	<LD	0,6	0,8	0,6	2,2
Ethylbenzène	(Villanueva et al., 2018)	Ecoles primaires urbaines	Espagne	2013	6	12	0,2	1	0,9	0,6	2,1
Ethylbenzène	(Villanueva et al., 2018)	Ecoles primaires urbaines	Espagne	2013	6	12	0,3	0,8	0,5	0,5	2,2
Ethylbenzène	(Zhong et al., 2017)	Ecoles élémentaires	Etats-Unis	2015 - 2016	37	144	-	0,2	-	0,1	2
Ethylbenzène	(Canha et al., 2016)	Ecoles maternelles Ecoles élémentaires	France	2010	17	51	1,2	2,2	1,3	1,7	6
Ethylbenzène	(de Gennaro et al., 2013)	Ecoles	Italie	2013	1	3	0,5	-	-	-	1,5
m,p xylène	(Villanueva et al., 2018)	Ecoles primaires urbaines	Espagne	2013	6	12	0,6	1,3	0,6	1,1	2,1
m,p xylène	(Villanueva et al., 2018)	Ecoles primaires urbaines	Espagne	2013	6	12	0,7	2,1	1,4	1,5	4,1
m,p xylène	(Villanueva et al., 2018)	Ecoles primaires urbaines	Espagne	2013	6	12	0,9	0,3	0,1	0,3	0,6
m,p xylène	(Zhong et al., 2017)	Ecoles élémentaires	Etats-Unis	2015 - 2016	37	144	-	0,9	-	0,4	7,4
m,p xylène	(Canha et al., 2016)	Ecoles maternelles Ecoles élémentaires	France	2010	17	51	1,6	4,4	3,5	2,8	14,9
m,p xylène	(Madureira et al., 2016)	Ecoles	Portugal	2011 - 2013	20	-	1,2	17,7	-	5	365,2
m,p xylène	(de Gennaro et al., 2013)	Ecoles	Italie	2013	1	3	1,7	-	-	-	5,8

Composés	Auteurs	Types d'écoles	Pays	Année	Nombres d'écoles	Nombre de pièces	Min	MA	ET	Médiane	Max
o xylène	(Madureira et al., 2016)	Ecoles	Portugal	2011 - 2013	20	-	1,1	3,9	-	2,3	52,4
o xylène	(Zhong et al., 2017)	Ecoles élémentaires	Etats-Unis	2015 - 2016	37	144	-	0,3	-	0,1	2,2
Styrène	(Villanueva et al., 2018)	Ecoles primaires urbaines	Espagne	2013	6	12	-	0,9	0,8	0,4	2
Styrène	(Villanueva et al., 2018)	Ecoles primaires urbaines	Espagne	2013	6	12	-	0,4	0,6	<LD	1,5
Styrène	(Villanueva et al., 2018)	Ecoles primaires urbaines	Espagne	2013	6	12	-	2,1	3,9	0,6	8
Styrène	(Canha et al., 2016)	Ecoles maternelles Ecoles élémentaires	France	2010	17	-	0,9	1,1	1,3	1,4	4
Décane	(Villanueva et al., 2018)	Ecoles primaires urbaines	Espagne	2013	6	12	0,4	0,8	0,3	0,8	1,1
Décane	(Villanueva et al., 2018)	Ecoles primaires urbaines	Espagne	2013	6	12	0,4	0,8	0,3	0,8	1,1
Décane	(Villanueva et al., 2018)	Ecoles primaires urbaines	Espagne	2013	6	12	0,3	1,8	3,3	0,5	8,6
Décane	(Madureira et al., 2016)	Ecoles	Portugal	2011 - 2013	20	-	1,1	3,9	-	2,3	52,4
Décane	(de Gennaro et al., 2013)	Ecoles	Italie	2013	1	3	0,4	-	-	-	2,9
Hexane	(Villanueva et al., 2018)	Ecoles primaires urbaines	Espagne	2013	6	12	0,7	<LD	-	<LD	4,9
Hexane	(Villanueva et al., 2018)	Ecoles primaires urbaines	Espagne	2013	6	12	<LD	1,1	1,5	0,7	3,7
Hexane	(Villanueva et al., 2018)	Ecoles primaires urbaines	Espagne	2013	6	12	<LD	<LD	-	<LD	<LD
Hexane	(Zhong et al., 2017)	Ecoles élémentaires	Etats-Unis	2015 - 2016	37	144	-	3,2	-	2,2	27,2
α-pinène	(Villanueva et al., 2018)	Ecoles primaires rurales	Espagne	2013	6	12	0,3	1,6	1,4	1,1	3,7

Composés	Auteurs	Types d'écoles	Pays	Année	Nombres d'écoles	Nombre de pièces	Min	MA	ET	Médiane	Max
α-pinène	(Villanueva et al., 2018)	Ecoles primaires zones industrielles	Espagne	2013	6	12	1,5	3	1,6	2,8	6
α-pinène	(Villanueva et al., 2018)	Ecoles primaires zones industrielles	Espagne	2013	6	12	0,6	1,8	1,2	1,7	3,6
α-pinène	(Zhong et al., 2017)	Ecoles élémentaires	Etats-Unis	2015 - 2016	37	144	-	1,5	-	0,1	55,7
α-pinène	(de Gennaro et al., 2013)	Ecoles	Italie	2013	1	3	0,6	-	-	-	5,1
α-pinène	(Madureira et al., 2016)	Ecoles	Portugal	2011 - 2013	20	-	1	3,4		1,8	32
Limonène	(Villanueva et al., 2018)	Ecoles primaires urbaines	Espagne	2013	6	12	6,3	18,9	8	14,9	25,7
Limonène	(Villanueva et al., 2018)	Ecoles primaires rurales	Espagne	2013	6	12	6,2	14,3	8	14,9	37
Limonène	(Zhong et al., 2017)	Ecoles élémentaires	Etats-Unis	2015-2016	37	144	-	11,3	-	3,5	158,5
Limonène	(Villanueva et al., 2018)	Ecoles primaires zones industrielles	Espagne	2013	6	12	1,1	33,2	36,5	18,4	33,7
Limonène	(Madureira et al., 2016)	Ecoles	Portugal	2011 - 2013	20	-	2,8	-	38,1	23,1	215,3
Limonène	(Csobod et al., 2014)	Ecoles	Europe	2011 - 2012	114	<LD	-	-	-	9,3	671
MIBK	(Zhong et al., 2017)	Ecoles élémentaires	Etats-Unis	2015 - 2016	37	144	-	0,2	-	<0,04	4,3
MIBK	(Innenraumrichtwerte der Kommission, 2013)	Ecoles et crèches	Allemagne	2003-2005	-	285	-	-	-	<2	-
Tétrachloroéthylène	(Canha et al., 2016)	Ecoles maternelles Ecoles élémentaires	France	2010	17	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	11,5

Min : minimum ; MA : moyenne arithmétique ; ET : écart-type ; Max : maximum

10.8 Annexe 8. Synthèse des concentrations en aldéhydes (µg/m³) mesurées dans l'air des écoles depuis 2010 en Europe, États-Unis et Australie

Composés	Auteurs	Types d'écoles	Pays	Année	Nombres d'écoles	Nombre de pièces	Min	MA	ET	Médiane	Max
Formaldéhyde	(Villanueva et al., 2018)	Ecoles primaires urbaines	Espagne	2013	6	12	11,2	31,1	22,6	20,4	27,7
Formaldéhyde	(Villanueva et al., 2018)	Ecoles primaires rurales	Espagne	2013	6	12	18,4	30,2	9,1	27,7	41,7
Formaldéhyde	(Villanueva et al., 2018)	Ecoles primaires zones industrielles	Espagne	2013	6	12	13	24,7	12,4	22,3	48,3
Formaldéhyde	(Oliveira et al., 2017a)	Ecole maternelle	Portugal	2013	1	1 salle de jeu 1 classe	10	30	-	-	60
Formaldéhyde	(Oliveira et al., 2017a)	Ecole maternelle	Portugal	2013	1	1 salle de jeu 1 classe	10	40	-	-	90
Formaldéhyde	(Canha et al., 2016)	Ecoles maternelles Ecoles élémentaires	France	2010	17	51	6,8	25,1	-	19,2	66,2
Formaldéhyde	(Zhong et al., 2017)	Ecoles élémentaires	Etats-Unis	2015-2016	37	144	-	8,6	-	6	32
Formaldéhyde	(Kalimeri et al., 2016)	Ecoles - Eté	Grèce	2008 2005 1997	3	-	6,7	14,2	-	10,5	28,5
Formaldéhyde	(Kalimeri et al., 2016)	Ecoles - Hiver	Grèce	2008 2005 1997	3	-	2,3	4	-	3	7,3
Formaldéhyde	(Madureira et al., 2016)	Ecoles	Portugal	2011 / 2013	20	72	8,24	19,8	-	17,5	126,9
Formaldéhyde	(Ramalho, Olivier et al., 2015)	Ecoles maternelles	France	2009 - 2010	46	1 ou 2	2,5	14,0	-	12,0	181
Formaldéhyde	(Ramalho, Olivier et al., 2015)	Ecoles élémentaires	France	2009 - 2010	53	1 ou 2	1,6	19,0	-	17,0	70
Formaldéhyde	(Csobod et al., 2014)	Ecoles	Europe	2011 - 2012	114	300	1	15,0	11	12	66
Formaldéhyde	(Jovanović et al., 2014)	Ecoles primaires	Serbie	2012	1	5	43	64	23	-	88

Composés	Auteurs	Types d'écoles	Pays	Année	Nombres d'écoles	Nombre de pièces	Min	MA	ET	Médiane	Max
Formaldéhyde	(Annesi-Maesano et al., 2012)	Ecoles	France	1999 - 2000	-	337	12	-	-	28,0	55
Formaldéhyde	(Marks et al., 2010)	Ecoles avec chauffage gaz avec conduit de fumée	Australie	2009	-	-	4,05	30,3	-	-	56,6
Formaldéhyde	(Marks et al., 2010)	Ecoles avec chauffage gaz sans conduit de fumée	Australie	2009	-	-	3,81	40,0	-	-	76,2
Acétaldéhyde	(Fraga et al., 2008)	Ecoles	Portugal	-	9	-	5,2	NA	-	-	18
Acétaldéhyde	(Canha et al., 2016)	Ecoles maternelles Ecoles élémentaires	France	2010	17	51	2,7	6,3	-	6,1	10,7
Acétaldéhyde	(Villanueva et al., 2018)	Ecoles primaires urbaines	Espagne	2013	6	12	3,2	4,6	1	4,6	5,7
Acétaldéhyde	(Villanueva et al., 2018)	Ecoles primaires rurales	Espagne	2013	6	12	4,7	6,8	2	6,5	10,1
Acétaldéhyde	(Villanueva et al., 2018)	Ecoles primaires zones industrielles	Espagne	2013	6	12	3,8	6	1,3	6,3	7,4
Acétaldéhyde	Madureira et al. (2016)	Ecoles	Portugal	2011 - 2013	20	72	1,92	9,3	-	7,7	64,6
Hexaldéhyde	(Villanueva et al., 2018)	Ecoles primaires urbaines	Espagne	2013	6	12	3,9	13,5	8,4	10,7	26,7
Hexaldéhyde	(Villanueva et al., 2018)	Ecoles primaires rurales	Espagne	2013	6	12	9	15,8	6,3	15,2	26,9
Hexaldéhyde	(Villanueva et al., 2018)	Ecoles primaires zones industrielles	Espagne	2013	6	-	5,8	108	4,7	10,6	18,5
Hexaldéhyde	(Canha et al., 2016)	Ecoles maternelles Ecoles élémentaires	France	2010	17	51	<LQ	11,7	7,4	10,0	29

Min : minimum ; MA : moyenne arithmétique ; ET : écart-type ; Max : maximum

10.9 Annexe 9. Identification des effets perturbateurs endocriniens des substances mesurées dans la campagne nationale Ecoles

Un **perturbateur endocrinien** est une substance ou un mélange de substances, qui altère les fonctions du système endocrinien et de ce fait induit des effets néfastes dans un organisme intact, chez sa progéniture ou au sein de (sous)-populations (définition de l'OMS).

Pour identifier le caractère perturbateur endocrinien (PE) des composés mesurés dans cette campagne, une recherche dans différentes sources de données a été menée. Cette démarche est similaire à celle employée par l'Anses dans ses travaux sur les pesticides dans l'air ambiant (ANSES, 2017). Les différentes sources consultées sont reprises dans le Tableau 53 et le Tableau 54 ainsi que les informations relevées pour chacune.

Tableau 53. Sources consultées pour la recherche du potentiel PE des substances de la campagne nationale Ecoles.

Sources consultées	Modalités / Informations relevées pour chaque source
ECHA / UE, Liste SVHC et Article 57(f) – human health – Endocrine disrupting properties	Absence ou présence dans la liste
Rapport de l'agence environnementale de l'Illinois IEPA (1997)	Catégorie relevée : « Known », « Probable » ou « Suspected »
Classifications de BKH consulting Engineers (2000/2002) / DHI Water and Environment (2006)	Catégorie relevée : 1, 2, 3, 3a et 3b
Liste de l'US EPA – Programme EDSP – Endocrine Disruptor Screening Program	Absence ou présence dans la liste
Liste TEDX – The Endocrine Disruption Exchange	Absence ou présence dans la liste
Liste SIN – Substitute It Now	Absence ou présence dans la liste

Tableau 54. Les différentes catégories pour le potentiel PE, selon BKH (2000/2002) et DHI (2006).

Catégories	Explications
Catégorie 1	« At least one study providing evidence of endocrine disruption in an intact organism. Not a formal weight of evidence approach »
Catégorie 2	« Potential for endocrine disruption. In vitro data indicating potential for endocrine disruption in intact organisms. Also includes effects in-vivo that may, or may not, be ED-mediated. May include structural analyses and metabolic considerations »
Catégorie 3	« No scientific basis for inclusion in list or Substances with no or insufficient data gathered (BKH 2000 report) »
Catégorie 3a	« No scientific basis for inclusion in list, based on data in the ED database »
Catégorie 3b	« Substances with no or insufficient data gathered »

La synthèse est présentée dans le Tableau 55. Parmi les soixante-quatorze substances mesurées dans la campagne, soixante-quatre soit 86 % sont potentiellement PE, c'est-à-dire retrouvées dans au moins une des sources consultées. De plus, si l'on ne conserve que les substances classées dans la catégorie 1 par BKH (2000/2002) et DHI (2006), ou présente dans la liste établie par l'ECHA, quinze sont vraisemblablement PE, soit 20 %.

Tableau 55. Synthèse des effets perturbateurs endocriniens des substances mesurées dans la campagne nationale Ecoles.

Substance mesurée	n°CAS	Effets Perturbateurs Endocriniens (PE)						Synthèse
		ECHA / UE SVHC list (Présence)	DHI (2006)	US EPA - EDSP	IEPA (1997)	SIN List (Présence)	TEDX List (Présence)	
Formaldéhyde	50-00-0	Non présente	Non classée	Non présente	Non classée	Non présente	Présente	PE
Acétaldéhyde	75-07-0	Non présente	Non classée	Non présente	Non classée	Non présente	Présente	PE
Hexaldéhyde	66-25-1	Non présente	Non classée	Non présente	Non classée	Non présente	Présente	PE
Benzène	71-43-2	Non présente	Non classée	Non présente	Non classée	Non présente	Présente	PE
Toluène	108-88-3	Non présente	Non classée	Non présente	Non classée	Non présente	Présente	PE
Ethylbenzène	100-41-4	Non présente	Non classée	Non présente	Non classée	Non présente	Présente	PE
o-xylène	95-47-6	Non présente	Non classée	Non présente	Non classée	Non présente	Non présente	Non classée
m-xylène	108-38-3	Non présente	Non classée	Non présente	Non classée	Non présente	Non présente	Non classée
p-xylène	106-42-3	Non présente	Non classée	Non présente	Non classée	Non présente	Non présente	Non classée
Styrène	100-42-5	Non présente	Cat. 1	Non présente	Probable	Présente	Présente	PE
Décane	124-18-5	Non présente	Non classée	Non présente	Non classée	Non présente	Non présente	Non classée
Hexane	110-54-3	Non présente	Non classée	Non présente	Non classée	Présente	Présente	PE
Tétrachloroéthylène	127-18-4	Non présente	Cat.2	Non présente	Non classée	Présente	Présente	PE
Limonène	138-86-3	Non présente	Non classée	Non présente	Non classée	Non présente	Non présente	Non classée
α -pinène	80-56-8	Non présente	Non classée	Non présente	Non classée	Non présente	Non présente	Non classée
BBP	85-68-7	Présente	Cat. 1	Présente liste 1	Suspect	Non présente	Présente	PE
DBP	84-74-2	Présente	Cat. 1	Présente liste 1	Suspect	Non présente	Présente	PE
DEHP	117-81-7	Présente	Cat. 1	Présente liste 1	Probable	Non présente	Présente	PE
DEP	84-66-2	Non présente	Cat. 1	Présente liste 1	Non classée	Présente	Présente	PE
DiBP	84-69-5	Présente	Cat.2	Non présente	Non classée	Non présente	Présente	PE
DINP	28553-12-0	Non présente	Cat.2	Non présente	Non classée	Présente	Présente	PE

Effets Perturbateurs Endocriniens (PE)								
Substance mesurée	n°CAS	ECHA / UE SVHC list (Présence)	DHI (2006)	US EPA - EDSP	IEPA (1997)	SIN List (Présence)	TEDX List (Présence)	Synthèse
Acénaphène	83-32-9	Non présente	Non classée	Non présente	Non classée	Non présente	Non présente	Non classée
Anthracène	120-12-7	Non présente	Non classée	Non présente	Non classée	Non présente	Présente	PE
Benzo(a)pyrène	50-32-8	Non présente	Cat. 1	Non présente	Non classée	Non présente	Présente	PE
Benzo[b]fluoranthène	205-99-2	Non présente	Non classée	Non présente	Non classée	Non présente	Présente	PE
Benzo[k]fluoranthène	207-08-9	Non présente	Non classée	Non présente	Non classée	Non présente	Présente	PE
Dibenzo[a,h]anthracène	53-70-3	Non présente	Non classée	Non présente	Non classée	Non présente	Présente	PE
Fluoranthène	206-44-0	Non présente	Non classée	Non présente	Non classée	Non présente	Présente	PE
Fluorène	86-73-7	Non présente	Non classée	Non présente	Non classée	Non présente	Présente	PE
Indeno[1,2,3-cd]pyrène	193-39-5	Non présente	Non classée	Non présente	Non classée	Non présente	Présente	PE
Phénanthrène	85-01-8	Non présente	Non classée	Non présente	Non classée	Non présente	Présente	PE
Pyrène	129-00-0	Non présente	Non classée	Non présente	Non classée	Non présente	Présente	PE
PCB28	7012-37-5	Non présente	Cat. 1	Non présente	Non classée	Non présente	Présente	PE
PCB31	16606-02-3	Non présente	Non classée	Non présente	Non classée	Non présente	Non présente	Non classée
PCB52	35693-99-3	Non présente	Cat. 1	Non présente	Non classée	Non présente	Présente	PE
PCB101	37680-73-2	Non présente	Non classée	Non présente	Non classée	Non présente	Présente	PE
PCB105	32598-14-4	Non présente	Non classée	Non présente	Non classée	Non présente	Présente	PE
PCB118	31508-00-6	Non présente	Cat. 1	Non présente	Non classée	Non présente	Présente	PE
PCB138	35065-28-2	Non présente	Non classée	Non présente	Non classée	Non présente	Présente	PE
PCB153	35065-27-1	Non présente	Cat. 1	Non présente	Non classée	Non présente	Présente	PE
PCB180	35065-29-3	Non présente	Non classée	Non présente	Non classée	Non présente	Présente	PE
Tributylphosphate	126-73-8	Non présente	Non classée	Non présente	Non classée	Non présente	Présente	PE
Galaxolide	1222-05-5	Non présente	Cat. 3b	Non présente	Non classée	Présente	Présente	PE

Effets Perturbateurs Endocriniens (PE)								
Substance mesurée	n°CAS	ECHA / UE SVHC list (Présence)	DHI (2006)	US EPA - EDSP	IEPA (1997)	SIN List (Présence)	TEDX List (Présence)	Synthèse
Tonalide	21145-77-7	Non présente	Non classée	Non présente	Non classée	Non présente	Présente	PE
α -HCH	319-84-6	Non présente	Non classée	Non présente	Non classée	Non présente	Présente	PE
Gamma-HCH (lindane)	58-89-9	Non présente	Cat. 1	Présente Liste 2	Known	Non présente	Présente	PE
Aldrine	309-00-2	Non présente	Cat.2	Non présente	Probable	Non présente	Présente	PE
Dieldrine	60-57-1	Non présente	Cat.2	Non présente	Known	Non présente	Présente	PE
α -Endosulfan	959-98-8	Non présente	Cat.2	Non présente	Known	Non présente	Présente	PE
4,4'-DDE	72-55-9	Non présente	Cat. 1	Non présente	Non classée	Non présente	Présente	PE
4,4'-DDT	50-29-3	Non présente	Cat. 1	Non présente	Known	Non présente	Présente	PE
Chlorpyrifos-éthyl	2921-88-2	Non présente	Cat.3a	Présente liste 1	Non classée	Non présente	Présente	PE
Diazinon	333-41-5	Non présente	Cat. 3	Présente liste 1	Non classée	Non présente	Présente	PE
Dichlorvos	62-73-7	Non présente	Cat.3a	Non présente	Non classée	Non présente	Présente	PE
Oxadiazon	19666-30-9	Non présente	Non classée	Non présente	Non classée	Non présente	Présente	PE
Cyfluthrine	68359-37-5	Non présente	Non classée	Présente liste 1	Non classée	Non présente	Présente	PE
Cyperméthrine	52315-07-8	Non présente	Cat.3a	Présente liste 1	Non classée	Non présente	Présente	PE
Deltaméthrine	52918-63-5	Non présente	Cat. 1	Non présente	Non classée	Non présente	Présente	PE
Perméthrine	52645-53-1	Non présente	Cat.2	Présente liste 1	Non classée	Non présente	Présente	PE
Tetraméthrine	7696-12-0	Non présente	Non classée	Non présente	Non classée	Non présente	Présente	PE
BDE 47	5436-43-1	Non présente	Non classée	Non présente	Non classée	Non présente	Présente	PE
BDE 85	182346-21-0	Non présente	Non classée	Non présente	Non classée	Non présente	Présente	PE
BDE 99	60348-60-9	Non présente	Non classée	Non présente	Non classée	Non présente	Présente	PE
BDE 100	189084-64-8	Non présente	Non classée	Non présente	Non classée	Non présente	Présente	PE
BDE 153	68631-49-2	Non présente	Non classée	Non présente	Non classée	Non présente	Présente	PE

Effets Perturbateurs Endocriniens (PE)								
Substance mesurée	n°CAS	ECHA / UE SVHC list (Présence)	DHI (2006)	US EPA - EDSP	IEPA (1997)	SIN List (Présence)	TEDX List (Présence)	Synthèse
Triclosan	3380-34-5	Non présente	Non classée	Non présente	Non classée	Présente	Présente	PE
Antimoine	7440-36-0	Non présente	Non classée	Non présente	Non classée	Non présente	Non présente	Non classée
Arsenic	7440-38-2	Non présente	Non classée	Non présente	Non classée	Non présente	Présente	PE
Cadmium	7440-43-9	Non présente	Non classée	Non présente	Probable	Non présente	Présente	PE
Chrome	7440-47-3	Non présente	Non classée	Non présente	Non classée	Non présente	Présente	PE
Manganèse	7439-96-5	Non présente	Non classée	Non présente	Non classée	Non présente	Présente	PE
Nickel	7440-02-0	Non présente	Non classée	Non présente	Non classée	Non présente	Non présente	Non classée
Plomb	7439-92-1	Non présente	Non classée	Non présente	Probable	Non présente	Présente	PE
Phénol	108-95-2	Non présente	Non classée	Non présente	Non classée	Non présente	Présente	PE

10.10 Annexe 10. Phtalates. Caractéristiques, utilisation et réglementation

Composés		Numéros CAS	Formule	Masse molaire (g/mol)	Utilisation	Réglementation en Europe
DEP	Diéthyl-phtalate		C ₁₂ H ₁₄ O ₄	222,2	Produits d'hygiènes, cosmétiques, composants, outils, emballages alimentaires	-
DBP	Dibutyl-phtalate	84-74-2	C ₁₆ H ₂₂ O ₄	278,3	Matières plastiques pour ameublement, textile, jouets, PVC et revêtements de sol en PVC, peintures, vernis, encres d'impressions, colles, adhésifs, agents d'étanchéité utilisés dans la construction, additifs pour les parfums, déodorants, laques pour cheveux et vernis à ongles	Interdit d'utiliser et d'entrer dans la composition des jouets depuis 2013 (Décret n°2010-166) Interdit dans les cosmétiques (règlement européen n°1223/2009) Interdit dans les câbles et fils électriques (Directive Européenne ROHS ^a) A partir du 22 juillet 2019, les concentrations dans les matériaux homogènes des appareils électriques et électroniques (hormis les appareils médicaux et les instruments de contrôle et de mesure) devront être inférieures à 0,1% Annexe XIV ^b du Règlement REACH
DIBP	Diisobutyl-phtalate		C ₁₆ H ₂₂ O ₄	278,3	Revêtements de sol et murs, plastiques en nitrocellulose, colles, adhésifs, laques, peintures, vernis, encres d'impression, adhésifs, parfums	Interdit d'utiliser et d'entrer dans la composition des jouets depuis 2013 (Décret n°2010-166) Interdit dans les câbles et fils électriques (Directive Européenne ROHS ^a) A partir du 22 juillet 2019, les concentrations dans les matériaux homogènes des appareils électriques et électroniques (hormis les appareils médicaux et les instruments de contrôle et de mesure) devront être inférieures à 0,1% Annexe XIV XVII ^c du Règlement REACH ^b
BBP	Butylbenzyl-phtalate	131-70-4	C ₁₉ H ₂₀ O ₄	312,4	Revêtements de sol et mur en PVC, PVC rigide, jouets, tissus d'ameublement, adhésifs et colles, mastics, laques, peintures, encres d'impression, films d'emballage	Interdit d'utiliser et d'entrer dans la composition des jouets depuis 2013 (Décret n°2010-166) Interdit dans les cosmétiques (règlement européen n°1223/2009) Interdit dans les câbles et fils électriques (Directive Européenne ROHS ^a) A partir du 22 juillet 2019, les concentrations dans les matériaux homogènes des appareils électriques et électroniques (hormis les appareils médicaux et les instruments de contrôle et de mesure) devront être inférieures à 0,1%. Annexes XIV ^b et XVII ^c du Règlement REACH

Composés		Numéros CAS	Formule	Masse molaire (g/mol)	Utilisation	Réglementation en Europe
DEHP	Di(2-éthyl-hexyl) - phtalate	117-81-7	C ₂₄ H ₃₈ O ₄	390,6	PVC (plastifiant), revêtements de sols en PVC, bâtis de fenêtres, isolants, câbles électriques, emballages et films plastiques, jouets, certaines fournitures scolaires comme les classeurs ou les trousseaux, produits ménagers et détergents	Interdit d'utiliser et d'entrer dans la composition des jouets depuis 2013 (Décret n°2010-166) Interdit dans les cosmétiques (règlement européen n°1223/2009) Interdit dans les câbles et fils électriques (Directive Européenne ROHS ^a) A partir du 22 juillet 2019, les concentrations dans les matériaux homogènes des appareils électriques et électroniques (hormis les appareils médicaux et les instruments de contrôle et de mesure) devront être inférieures à 0,1%. Annexes XIV ^b et XVII ^c du Règlement REACH
DiNP	Di-isononyl-phtalate	28553-12-0	C ₂₆ H ₄₂ O ₄	420,6	PVC (flexibilité et isolation), revêtements de sol et muraux, tissus d'ameublement, jouets, emballages, câbles et fils, emballages, gommes, encres, adhésifs, imperméabilisants, peintures, laques, mastics Substituant du DEHP	Interdit d'utiliser et d'entrer dans la composition des jouets depuis 2013 (Décret n°2010-166) Annexes XVII ^c du Règlement REACH ^b

Sources : Union européenne, [INERIS](#), ANSES, 2015 et Koniecki et al., 2011

^a ROHS: *Restriction of Hazardous Substances in electrical and electronic equipment*, cette directive européenne vise limiter l'utilisation de certaines substances dangereuses dans les équipements électriques et électroniques mis sur le marché de l'Union Européenne, qu'ils soient importés ou fabriqués dans l'Union.

Haut poids moléculaire : 7 à 13 atomes de carbone

Bas poids moléculaire : moins de 7 atomes de carbone

^b Annexe du règlement REACH listant les substances pour lesquelles une autorisation est nécessaire afin de pouvoir les mettre sur le marché au sein de l'Union Européenne

^c Annexe du règlement REACH relative aux restrictions d'usage de certaines substances

10.11 Annexe 11. Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP). Caractéristiques et sources d'émission

HAP	Numéro CAS	Nombre de cycles	Formules	Cancérogénicité Groupe			Sources	Réglementation (air)
Acénaphthène	83-32-9	3	C12H10	-	-	-	Combustions incomplètes d'hydrocarbures ou de charbon Trafic routier : moteurs diesel Raffinage du pétrole Distillation du goudron de charbon	-
Fluorène	86-73-7	3	C13H10	3	Inclassable quant à sa cancérogénicité pour l'homme	CIRC, 2010	Combustions incomplètes d'hydrocarbures ou de charbon Trafic routier : moteurs diesel et essence Raffinage du pétrole Goudron (revêtement routier) Incinération d'ordures ménagères Fumée de tabac	-
Anthracène	120-12-7	3	C14H10	3	Inclassable quant à sa cancérogénicité pour l'homme	CIRC, 2010	Trafic routier Fours à charbon et à fioul Raffinage du pétrole Combustion de déchets pneumatiques Asphalte Huile d'imprégnation pour le traitement du bois	-
Phénanthrène	85-01-8	3	C14H10	3	Inclassable quant à sa cancérogénicité pour l'homme	CIRC, 2010	Combustions incomplètes d'hydrocarbures ou de charbon Trafic routier : moteurs diesel et essence Goudron Huiles usages Fumée de tabac	-

HAP	Numéro CAS	Nombre de cycles	Formules		Cancérogénicité Groupe		Sources	Réglementation (air)
Fluoranthène	206-44-0	4	C16H10	3	Inclassable quant à sa cancérogénicité pour l'homme	CIRC, 2010	Combustions incomplètes d'hydrocarbures ou de charbon Trafic routier : moteurs diesel Cheminées et fours à bois domestiques Goudron et asphalte Craquage du pétrole Incinération d'ordures ménagères	-
Pyrène	12-00-0	4	C16H10	3	Inclassable quant à sa cancérogénicité pour l'homme	CIRC, 2010	Combustions incomplètes d'hydrocarbures ou de charbon Fumée de tabac Trafic routier Goudron (revêtements routiers) Incinération d'ordures ménagères Fonderies et production d'acier, aluminium	-
Benzo[a]anthracène (BaA)	56-55-3	4	C18H12	2B	Peut-être cancérogène pour l'Homme	CIRC, 2010	Combustions incomplètes d'hydrocarbures ou de charbon Fumée de tabac Aliments fumés ou grillés au charbon de bois Trafic routier	-
Benzo(a)pyrène (Bap)	50-32-8	5	C20H10	1	Cancérogène pour l'homme	CIRC, 2012	Combustions incomplètes d'hydrocarbures ou de charbon Fumée de tabac Chauffage au bois Aliments fumés ou grillés au charbon de bois Raffinage du pétrole Trafic routier Goudron (revêtements routiers)	Surveillance de la qualité de l'air ambiant : moyenne annuelle sur fraction PM ₁₀ : 1 ng/m ³ (traceur du risque cancérogène) (Directive 2004/107/CE) Nomenclature des installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE) Déclaration annuelle des émissions et des transferts de polluants et des déchets

HAP	Numéro CAS	Nombre de cycles	Formules		Cancérogénicité Groupe		Sources	Réglementation (air)
Benzo[b]fluoranthène (BbF)	205-99-2	5	C20H12	2B	Peut-être cancérigène pour l'Homme	CIRC, 2010	Combustions incomplètes d'hydrocarbures ou de charbon Raffinage du pétrole Trafic routier	Nomenclature des installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE) Déclaration annuelle des émissions et des transferts de polluants et des déchets
Benzo[k]fluoranthène (BkF)	207-08-9	5	C20H12	2B	Peut-être cancérigène pour l'Homme	CIRC, 2010	Combustions incomplètes d'hydrocarbures ou de charbon Fumée de tabac Trafic routier Combustions de charbon ou d'huile	Nomenclature des installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE) Déclaration annuelle des émissions et des transferts de polluants et des déchets
Dibenzo[a,h]anthracène (DahA)	53-70-3	5	C22H14	2A	Probablement cancérigène pour l'Homme	CIRC, 2010	Combustions incomplètes d'hydrocarbures ou de charbon Fumée de tabac Trafic routier : moteurs diesel (+++) et essence	-
Indeno[1,2,3-cd]pyrène	193-39-5	6	C22H12	2B	Peut-être cancérigène pour l'Homme	CIRC, 2010	Combustions incomplètes d'hydrocarbures ou de charbon Fumée de tabac Aliments grillés au charbon Trafic routier (diesel et essence) Incinération d'ordures ménagères Fumées industrielles	Nomenclature des installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE) Déclaration annuelle des émissions et des transferts de polluants et des déchets

CIRC : Centre international de recherche contre le cancer

Sources : [Airparif](#), [INERIS - portail substances chimiques](#) et OMS (Choi et al., 2010)

10.12 Annexe 12. Synthèse des concentrations en HAP (ng/m³) mesurées dans l'air des écoles dans le monde depuis 2010

COSV	Auteurs	Années	Pays	Villes	Type d'écoles	Nombre d'écoles	Nombre de classe	Nombre d'échantillons	Phase	Min	P25	P50	P75	Max	MA	ET
Acénaphthène	Oliveira et al., 2017c)	Mai - juin 2015	Portugal	Paranhos	Ecole maternelle	1	-	88	Air	0,03	-	0,6	-	0,8	-	-
Acénaphthène	Oliveira et al., 2017c)	Mai - juin 2015	Portugal	Chaves	Ecole maternelle	1	-	64	Air	0,7	-	0,714	-	8,19	-	-
Acénaphthène	(Oliveira et al., 2017b)	Janvier-Avril 2014	Portugal	Porto	Ecoles primaires	10	20	60	PM _{2,5}	0,7	-	-	-	2,4	0,9 - 2,3	-
Acénaphthène	(Wang et al., 2017)	Mai 2012	Chine	Xian	Ecole primaire	1	2	33	PM _{2,5}	-	-	-	-	-	1,2 - 1,3	-
Acénaphthène	(Wang et al., 2017)	Mars 2012	Chine	Xian	Ecole primaire	1	1	26	PM _{2,5}	-	-	-	-	-	1,2	0,4
Acénaphthène	(Živković et al., 2015)	Décembre 2011 - Juin 2012 Chauffe	Serbie	Multi	Ecoles	4	-	-	Air	-	-	4,2 - 18,1	-	-	-	-
Acénaphthène	(Živković et al., 2015)	Décembre 2011 - Juin 2012 Hors chauffe	Serbie	Multi	Ecoles	4	-	-	Air	-	-	3,4 - 13,8	-	-	-	-
Anthracène	Oliveira et al., 2017c)	Mai - juin 2015	Portugal	Paranhos	Ecole maternelle	1	-	88	Air	0,005	-	0,2	-	0,7	-	-
Anthracène	(Oliveira et al., 2017c)	Mai - juin 2015	Portugal	Chaves	Ecole maternelle	1	-	64	Air	0,3	-	0,5	-	0,6	-	-
Anthracène	Oliveira, 2017 #125}	Janvier - Avril 2014	Portugal	Porto	Ecoles primaires	10	20	60	PM _{2,5}	-	-	-	-	-	0,003-0,08	-
Anthracène	(Wang et al., 2017)	Mai 2012	Chine	Xian	Ecole primaire	1	2	33	PM _{2,5}	-	-	-	-	-	1,5 - 1,6	-
Anthracène	(Wang et al., 2017)	Mars 2012	Chine	Xian	Ecole primaire	1	1	26	PM _{2,5}	-	-	-	-	-	1,6	0,3

COSV	Auteurs	Années	Pays	Villes	Type d'écoles	Nombre d'écoles	Nombre de classe	Nombre d'échantillons	Phase	Min	P25	P50	P75	Max	MA	ET
Anthracène	(Živković et al., 2015)	Décembre 2011 - Juin 2012 Chauffe	Serbie	Multi	Ecoles	4	-	-	Air	-	-	1 - 15,8	-	-	-	-
Anthracène	(Živković et al., 2015)	Décembre 2011 - Juin 2012 Hors chauffe	Serbie	Multi	Ecoles	4	-	-	Air	-	-	0,5 - 2,9	-	-	-	-
Benzo(a)pyrène	Oliveira et al., 2017c)	Mai - juin 2015	Portugal	Paranhos	Ecole maternelle	1	-	88	Air	0,05	-	0,05	-	0,08	-	-
Benzo(a)pyrène	Oliveira et al., 2017c)	Mai - juin 2015	Portugal	Chaves	Ecole maternelle	1	-	64	Air	0,06	-	0,1	-	0,1	-	-
Benzo(a)pyrène	(Oliveira et al., 2017b)	Janvier - Avril 2014	Portugal	Porto	Ecoles primaires	10	20	60	PM _{2,5}	0,03	-	-	-	4,2	0,04 - 3,5	-
Benzo(a)pyrène	(Wang et al., 2017)	Mai 2012	Chine	Xian	Ecole primaire	1	2	33	PM _{2,5}	-	-	-	-	-	3,1	-
Benzo(a)pyrène	(Wang et al., 2017)	Mars 2012	Chine	Xian	Ecole primaire	1	1	26	PM _{2,5}	-	-	-	-	-	4,7	1,3
Benzo(a)pyrène	(Xu et al., 2015)	Mai 2012	Chine	Xian	Ecoles primaire	1	1	60	PM _{2,5}	-	-	-	-	-	2,3	-
Benzo(a)pyrène	(Živković et al., 2015)	Décembre 2011 – Juin 2012 - Chauffe	Serbie	Multi	Ecoles	4	-	-	Air	-	-	1,2 - 9,8	-	-	-	-
Benzo(a)pyrène	(Živković et al., 2015)	Décembre 2011 - Juin 2012 Hors chauffe	Serbie	Multi	Ecoles	4	-	-	Air	-	-	0,1 - 0,8	-	-	-	-
Benzo(a)pyrène	(Romagnoli et al., 2014)	Hiver 2011-2012	Italie		Ecoles	6	1	18	PM _{2,5}	0,71	-	-	-	1,6	1,2	-
Benzo(a)pyrène	(Krugly et al., 2014)	2011-2012	Lituanie	Kaunas	Ecoles primaires	5	1	25	PM _{2,5}	-	-	1 - 3,2	-	8,4	-	-
Fluoranthène	(Oliveira et al., 2017c)	Mai - juin 2015	Portugal	Paranhos	Ecole maternelle	1	-	88	Air	0,04	-	0,6	-	2,9	-	-

COSV	Auteurs	Années	Pays	Villes	Type d'écoles	Nombre d'écoles	Nombre de classe	Nombre d'échantillons	Phase	Min	P25	P50	P75	Max	MA	ET
Fluoranthène	(Oliveira et al., 2017c)	Mai - juin 2015	Portugal	Chaves	Ecole maternelle	1	-	64	Air	2,3		2,5	-	3,3	-	-
Fluoranthène	(Oliveira et al., 2017b)	Janvier - Avril 2014	Portugal	Porto	Ecoles primaires	10	20	60	PM _{2,5}	0,06	-	-	-	7,5	0,008 - 6,1	-
Fluoranthène	(Wang et al., 2017)	Mai 2012	Chine	Xian	Ecole primaire	1	2	33	PM _{2,5}	-	-	-	-	-	2,6 - 2,8	-
Fluoranthène	(Wang et al., 2017)	Mars 2012	Chine	Xian	Ecole primaire	1	1	26	PM _{2,5}	-	-	-	-	-	4,7	1,8
Fluoranthène	(Živković et al., 2015)	Décembre 2011 - Juin 2012 Chauffe	Serbie	Multi	Ecoles	4	-	-	Air	-	-	4,5 - 23,4	-	-	-	-
Fluoranthène	(Živković et al., 2015)	Décembre 2011 - Juin 2012 Hors chauffe	Serbie	Multi	Ecoles	4	-	-	Air	-	-	1,7 - 44,9	-	-	-	-
Fluoranthène	(Raffy et al., 2017)	2010	France	Rennes	Ecoles	30	3	62	Air	-	-	<1	-	-	-	-
Fluorène	(Oliveira et al., 2017c)	Mai - juin 2015	Portugal	Paranhos	Ecole maternelle	1	-	88	Air	3,7	-	5,6	-	23	-	-
Fluorène	(Oliveira et al., 2017c)	Mai - juin 2015	Portugal	Chaves	Ecole maternelle	1	-	64	Air	5,1		8,0	-	14,3	-	-
Fluorène	(Oliveira et al., 2017b)	Janvier - Avril 2014	Portugal	Porto	Ecoles primaires	10	20	60	PM _{2,5}	0,003	-	-	-	0,1	0,006 - 0,08	-
Fluorène	(Wang et al., 2017)	Mai 2012	Chine	Xian	Ecole primaire	1	2	33	PM _{2,5}	-	-	-	-	-	1,6	-
Fluorène	(Wang et al., 2017)	Mars 2012	Chine	Xian	Ecole primaire	1	1	26	PM _{2,5}	-	-	-	-	-	1,3	0,3
Fluorène	(Živković et al., 2015)	Décembre 2011 - Juin 2012 Chauffe	Serbie	Multi	Ecoles	4	-	-	Air	-	-	11 - 55	-	-	-	-

COSV	Auteurs	Années	Pays	Villes	Type d'écoles	Nombre d'écoles	Nombre de classe	Nombre d'échantillons	Phase	Min	P25	P50	P75	Max	MA	ET
Fluorène	(Živković et al., 2015)	Décembre 2011 - Juin 2012 Hors chauffe	Serbie	Multi	Ecoles	4	-	-	Air	-	-	9,5 - 35,2	-	-	-	-
Fluorène	(Raffy et al., 2017)	2010	France	Rennes	Ecoles	30	3	62	Air	-	-	5,5	-	-	-	-
Phénanthrène	(Oliveira et al., 2017c)	Mai - juin 2015	Portugal	Paranhos	Ecole maternelle	1	-	88	Air	6,1	-	10,3	-	56,1	-	-
Phénanthrène	(Oliveira et al., 2017c)	Mai - juin 2015	Portugal	Chaves	Ecole maternelle	1	-	64	Air	25,7		33,7	-	35,3	-	-
Phénanthrène	(Oliveira et al., 2017b)	Janvier - Avril 2014	Portugal	Porto	Ecoles primaires	10	20	60	PM _{2,5}	0,08	-	-	-	1	0,09 - 0,9	-
Phénanthrène	(Wang et al., 2017)	Mai 2012	Chine	Xian	Ecole primaire	1	2	33	PM _{2,5}	-	-	-	-	-	3,9	-
Phénanthrène	(Wang et al., 2017)	Mars 2012	Chine	Xian	Ecole primaire	1	1	26	PM _{2,5}	-	-	-	-	-	4,2	1,2
Phénanthrène	(Živković et al., 2015)	Décembre 2011 - Juin 2012 Chauffe	Serbie	Multi	Ecoles	4	-	-	Air	-	-	18,7 - 95,5	-	-	-	-
Phénanthrène	(Živković et al., 2015)	Décembre 2011 - Juin 2012 Hors chauffe	Serbie	Multi	Ecoles	4	-	-	Air	-	-	14 - 119	-	-	-	-
Phénanthrène	(Raffy et al., 2017)	2010	France	Rennes	Ecoles	30	3	62	Air	-	-	8,7	-	-	-	-
Phénanthrène	(Krugly et al., 2014)	2011-2012	Lituanie	Kaunas	Ecoles primaires	5	1	25	PM _{2,5}	-	-	2,5 - 6,4	-	115	-	-
Pyrène	(Oliveira et al., 2017c)	Mai - juin 2015	Portugal	Paranhos	Ecole maternelle	1	-	88	Air	0,05	-	0,8	-	3,7	-	-
Pyrène	(Oliveira et al., 2017c)	Mai - juin 2015	Portugal	Chaves	Ecole maternelle	1	-	64	Air	0,09		1,9	-	2,1	-	-

COSV	Auteurs	Années	Pays	Villes	Type d'écoles	Nombre d'écoles	Nombre de classe	Nombre d'échantillons	Phase	Min	P25	P50	P75	Max	MA	ET
Pyrène	(Oliveira et al., 2017b)	Janvier - Avril 2014	Portugal	Porto	Ecoles primaires	10	20	60	PM _{2,5}	0,05	-	-	-	1,7	0,05 - 1,4	-
Pyrène	(Wang et al., 2017)	Mai 2012	Chine	Xian	Ecole primaire	1	2	33	PM _{2,5}	-	-	-	-	-	2,4 - 2,5	-
Pyrène	(Wang et al., 2017)	Mars 2012	Chine	Xian	Ecole primaire	1	1	26	PM _{2,5}	-	-	-	-	-	4,4	1,4
Pyrène	(Živković et al., 2015)	Décembre 2011 - Juin 2012 Chauffe	Serbie	Multi	Ecoles	4	-	-	Air	-	-	4,1 - 22,2	-	-	-	-
Pyrène	(Živković et al., 2015)	Décembre 2011 - Juin 2012 Hors chauffe	Serbie	Multi	Ecoles	4	-	-	Air	-	-	1,3 - 20,1	-	-	-	-
Pyrène	(Raffy et al., 2017)	2010	France	Rennes	Ecoles	30	3	62	Air	-	-	<1	-	-	-	-

Min : minimum ; MA : moyenne arithmétique ; ET : écart-type ; Max : maximum

10.13 Annexe 13. Synthèse des concentrations en retardateurs de flamme (ng/m³) mesurées dans l'air des écoles dans le monde depuis 2010

COSV	Auteurs	Années	Pays	Villes	Type d'écoles	Nombre d'écoles	Nombre de classe	Nombre d'échantillons	Phase	Min	P25	P50	P75	Max	MA	ET
Tributylphosphate	(Cequier et al., 2014)	Janvier - Mai 2012	Norvège	Oslo	Ecoles primaires	2	6	6	Air	-	-	3,1	-	4,6	3,1	-
Tributylphosphate	(Persson et al., 2018)	2015-2016	Suède	-	Ecole maternelle Standard	1	2 à 4	12	Gaz	<LD	-	<LD	-	<LD	<LD	-
Tributylphosphate	(Persson et al., 2018)	2015-2016	Suède	-	Ecole maternelle BPE	1	2 à 4	12	Gaz	<LD	-	<LD	-	21	<LD	-
Tributylphosphate	(Persson et al., 2018)	2015-2016	Suède	-	Ecole maternelle BPE	1	2 à 4	12	Gaz	<LD	-	<LD	-	82	<LD	-
Tributylphosphate	(Persson et al., 2018)	2015-2016	Suède	-	Ecole maternelle BPE	1	2 à 4	12	Gaz	<LD	-	<LD	-	150	36	46
Tributylphosphate	(Raffy et al., 2017)	2010	France	Rennes	Ecoles	30	3	62	Air	-	-	4,7	-	-	-	-
BDE47	(Cequier et al., 2014)	Janvier - Mai 2012	Norvège	Oslo	Ecoles primaires	2	6	6	Air	-	-	0,1	-	0,5	0,2	-
BDE85	(Cequier et al., 2014)	Janvier - Mai 2012	Norvège	Oslo	Ecoles primaires	2	6	6	Air	-	-	0,0006	-	0,001	0,0007	-
BDE99	(Cequier et al., 2014)	Janvier - Mai 2012	Norvège	Oslo	Ecoles primaires	2	6	6	Air	-	-	0,02	-	0,05	0,03	-
BDE99	(Raffy et al., 2017)	2010	France	Rennes	Ecoles	30	3	62	Air	-	-	<1	-	-	-	-
BDE100	(Cequier et al., 2014)	Janvier - Mai 2012	Norvège	Oslo	Ecoles primaires	2	6	6	Air	-	-	0,008	-	0,02	0,009	-
BDE153	(Cequier et al., 2014)	Janvier - Mai 2012	Norvège	Oslo	Ecoles primaires	2	6	6	Air	-	-	0,0007	-	0,002	0,0007	-

Min : minimum

MA : moyenne arithmétique

ET : écart-type

Max : maximum

BPE : bâtiment performant en énergie

10.14 Annexe 14. Synthèse des concentrations en phtalates et muscs (ng/m³) mesurées dans l'air des écoles dans le monde depuis 2000

COSV	Auteurs	Années	Pays	Villes	Type d'écoles	Nombre d'écoles	Nombre de classe	Nombre d'échantillons	Phase	Min	P25	P50	P75	Max	MA	ET
BBP	(Wang et al., 2017)	Mai 2012	Chine	Xian	Ecole primaire	1	2	33	PM _{2,5}	-	-	-	-	-	42,5 - 43,5	-
BBP	(Raffy et al., 2017)	2010	France	Rennes	Ecoles	30	90	62	Air	-	-	19	-	-	-	-
DBP	(Wang et al., 2017)	Mai 2012	Chine	Xian	Ecole primaire	1	2	33	PM _{2,5}	-	-	-	-	-	255 - 309	-
DBP	(Raffy et al., 2017)	2010	France	Rennes	Ecoles	30	90	62	Air	-	-	228	-	-	-	-
DEHP	(Wang et al., 2017)	Mai 2012	Chine	Xian	Ecole primaire	1	2	33	PM _{2,5}	-	-	-	-	-	319 - 338	-
DEHP	(Raffy et al., 2017)	2010	France	Rennes	Ecoles	30	90	62	Air	-	-	108	-	-	-	-
DEP	(Wang et al., 2017)	Mai 2012	Chine	Xian	Ecole primaire	1	2	33	PM _{2,5}	-	-	-	-	-	56,2 - 80,1	-
DEP	(Raffy et al., 2017)	2010	France	Rennes	Ecoles	30	90	62	Air	-	-	221	-	-	-	-
DIBP	(Raffy et al., 2017)	2010	France	Rennes	Ecoles	30	90	62	Air	-	-	>800	-	-	-	-
DINP	(Raffy et al., 2017)	2010	France	Rennes	Ecoles	30	90	62	Air	-	-	35	-	-	-	-
Galaxolide	(Raffy et al., 2017)	2010	France	Rennes	Ecoles	30	90	62	Air	-	-	>50	-	-	--	-
Galaxolide	(Sofuoglu et al., 2010)	2008	Turquie	Izmir	Ecole primaire	1	1	10	Gazeuse	-	-	-	-	-	267	56
Galaxolide	(Sofuoglu et al., 2010)	2008	Turquie	Izmir	Ecole primaire	1	1	10	PM _{2,5}	-	-	-	-	-	2,5	0,9
Tonalide	(Raffy et al., 2017)	2010	France	Rennes	Ecoles	30	90	62	Air	-	-	20	-	-	-	-

COSV	Auteurs	Années	Pays	Villes	Type d'écoles	Nombre d'écoles	Nombre de classe	Nombre d'échantillons	Phase	Min	P25	P50	P75	Max	MA	ET
Tonalide	(Sofuoglu et al., 2010)	2008	Turquie	Izmir	Ecole	1	1	10	Gazeuse	-	-	-	-	-	59	3,5
Tonalide	(Sofuoglu et al., 2010)	2008	Turquie	Izmir	Ecole	1	1	10	PM _{2,5}	-	-	-	-	-	1,2	0,4

Min : minimum ; MA : moyenne arithmétique ; ET : écart-type ; Max : maximum
 DEHP Di(2-éthyl-hexyl) –phtalate ; DIBP Diisobutyl-phtalate ; DBP Dibutyl-phtalate
 BBP Butylbenzyl-phtalate ; DiNP Diisononyl-phtalate ; DEP Diéthyl-phtalate

10.15 Annexe 15. Synthèse des concentrations en phtalates et muscs ($\mu\text{g/g}$) mesurées dans les poussières déposées au sol des écoles dans le monde depuis 2000

COSV	Auteurs	Années	Pays	Villes	Type d'écoles	Nombre d'écoles	Nombre de classe	Nombre d'échantillons	Type	Min	P25	P50	P95	Max	MA	ET
BBP	(Larsson et al., 2017)	Février - Avril 2015 Septembre – novembre 2015	Suède	Stockholm	Ecoles maternelles	100	1	100	Aspirateur	0,01	-	8,7	110	240	24	42
BBP	(Raffy et al., 2017)	2010	France	Rennes	Ecoles	30	90	22	Aspirateur	--	-	105	468	-	-	-
BBP	(Kim et al., 2013)	Mars-Octobre 2012	Corée	Séoul	Ecole maternelle	50	2	64	Aspirateur	-	-	50,4	-	-	60,7	35,9
DBP	(Larsson et al., 2017)	Février - Avril 2015 Septembre – novembre 2015	Suède	Stockholm	Ecoles maternelles	100	1	100	Aspirateur	1,2	-	21	140	21 000	250	2100
DBP	(Raffy et al., 2017)	2010	France	Rennes	Ecoles	30	90	89	Aspirateur	-	-	38,2	-	-	-	-
DBP	(Kim et al., 2013)	Mars-Octobre 2012	Corée	Séoul	Ecole maternelle	50	2	64	Aspirateur	--		52	14	-	66,9	50,1
DEHP	(Larsson et al., 2017)	Février - Avril 2015 Septembre – novembre 2015	Suède	Stockholm	Ecoles maternelles	100	1	99	Aspirateur	<0,27	-	290	1900	4500	470	670
DEHP	(Raffy et al., 2017)	2010	France	Rennes	Ecoles	30	90	28	Aspirateur	-	-	1430	5830	-	-	-
DEHP	(Kim et al., 2013)	Mars-Octobre 2012	Corée	Séoul	Ecole maternelle	50	2	64	Aspirateur	-	-	3030	9030	-	3950	2760
DEHP	(Axel Clausen et al., 2003)	-	Danemark	-	Ecoles	15	-	15	Aspirateur	-	-	-	7063	-	3214	

COSV	Auteurs	Années	Pays	Villes	Type d'écoles	Nombre d'écoles	Nombre de classe	Nombre d'échantillons	Type	Min	P25	P50	P95	Max	MA	ET
DEP	(Larsson et al., 2017)	Février - Avril 2015 Septembre – novembre 2015	Suède	Stockholm	Ecoles maternelles	100	1	100	Aspirateur	-	<0,02	0,46	130	390	15	51
DEP	(Raffy et al., 2017)	2010	France	Rennes	Ecoles	30	90	76	Aspirateur	-	-	2,9	6,6	-	-	-
DIBP	(Larsson et al., 2017)	Février - Avril 2015 Septembre – novembre 2015	Suède	Stockholm	Ecoles maternelles	100	1	100	Aspirateur	1	-	6,4	46	130	12	18
DINP	(Larsson et al., 2017)	Février - Avril 2015 Septembre – novembre 2015	Suède	Stockholm	Ecoles maternelles	100	1	100	Aspirateur	58	-	380	3400	66 000	1400	6600
DINP	(Raffy et al., 2017)	2010	France	Rennes	Ecoles	30	90	32	Aspirateur	-	-	1030	4100	-	-	-
DINP	(Kim et al., 2013)	Mars-Octobre 2012	Corée	Séoul	Ecole maternelle	50	2	64	Aspirateur	-	-	946	3200	-	1090	1070
Galaxolide	(Raffy et al., 2017)	2010	France	Rennes	Ecoles	30	90	89	Aspirateur	-	-	0,965	2,2	-	-	-
Tonalide	(Raffy et al., 2017)	2010	France	Rennes	Ecoles	30	90	89	Aspirateur	-	-	0,337	0,9	-	-	-

Min : minimum ; MA : moyenne arithmétique ; ET : écart-type ; Max : maximum
DEHP Di(2-éthyl-hexyl)-phtalate ; DIBP Diisobutyl-phtalate ; DBP Dibutyl-phtalate
BBP Butylbenzyl-phtalate ; DiNP Diisononyl-phtalate ; DEP Diéthyl-phtalate

10.16 Annexe 16. Métaux. Caractéristiques, utilisations, sources et réglementation

Métaux	Numéro cas	Caractéristiques	Usages	Sources dans les environnements intérieurs (air et poussières)	Eléments de réglementation
Antimoine (Sb)	7440-36-0	- Élément semi-métallique présent naturellement dans l'environnement - Dans la nature, peut être associé à d'autres métaux comme le plomb, le cuivre ou l'argent	- Métallurgie : alliages (dureté et anticorrosion) - Retardateur de flamme des textiles, matières plastiques - Pigment dans les peintures, la céramique, les émaux, le verre et dans les feux d'artifice	- Mobiliers textiles (retardateur de flamme) - Sources extérieures : - industrielles	- Nomenclature des installations - Nomenclature des installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE)
Arsenic (As)	7440-38-2	- Élément naturel semi-métallique existant dans l'environnement sous forme inorganique (roches, sol, eau) ou organique (plantes et animaux)	- Métallurgie : alliages métalliques et du verre - Fabrication de composants électroniques - Pigment (émaux, peinture, verre), pour le tannage des peaux et la naturalisation des animaux - Utilisation comme médicament chez l'homme et l'animal - Protection du bois (association cuivre-chrome-arsenic) - Agriculture : utilisation comme pesticides	- Fumée de tabac - Sources extérieures : - industrielles - combustibles fossiles - fond géochimique	- Programme de surveillance de l'air ambiant : Arrêté du 19 avril 2017 relatif au dispositif national de surveillance de la qualité de l'air ambiant : valeur cible : 6 ng/m³ - Nomenclature des installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE) - Déclaration annuelle des émissions et des transferts de polluants et des déchets
Cadmium (Cd)	7440-43-9	- Élément naturel existant dans l'environnement	- Métallurgie : alliages - Fabrication de piles, d'accumulateurs, de batteries, de câbles, de roulements à bille, de colorants, stabilisant pour les matières plastiques - Equipements électroniques et informatiques - Fabrication de piles et accumulateurs - Traitement contre la corrosion	- Fumée de tabac - Sources extérieures : - industrielles - incinération d'ordures ménagères	- Programme de surveillance de l'air ambiant : Arrêté du 19 avril 2017 relatif au dispositif national de surveillance de la qualité de l'air ambiant : valeur cible : 5 ng/m³ - Restrictions d'usage : - o équipements électriques et électroniques : Directive européenne RoHS^a : limiter l'utilisation de six substances dangereuses (plomb, mercure, cadmium, chrome hexavalent, polybromobiphényles (PBB), polybromodiphényléthers (PBDE)) - o piles et accumulateurs - o stabilisants de matières plastiques - o engrais - Nomenclature des installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE) - Déclaration annuelle des émissions et des transferts de polluants et des déchets

Métaux	Numéro cas	Caractéristiques	Usages	Sources dans les environnements intérieurs (air et poussières)	Éléments de réglementation
Chrome (Cr)	7440-47-3	Élément naturel métallique existant dans l'environnement Présent dans l'environnement sous différentes formes chimiques	- Métallurgie : alliages (acier inoxydable) - Traitement anticorrosion - Utilisation de dérivés du chrome : comme colorants et pigments, pour le tannage des peaux, dans l'industrie textile et dans la préservation du bois	- Fumée de tabac - Sources extérieures : industrielles	- Nomenclature des installations - Nomenclature des installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE) - Déclaration annuelle des émissions et des transferts de polluants et des déchets - Plusieurs composés du chrome sont soumis à autorisation au titre de l'annexe XIV du règlement REACH^b. Composés interdits sauf à autorisation de mise sur le marché.
Manganèse (Mn)	7439-96-5	Élément naturel existant dans l'environnement	- Métallurgie : production d'alliages (acier) - Composant des électrodes de soudage - Fabrication de piles sèches (alcalines), de composants électroniques - Carburants (additif) - Pesticides (mancozèbe et manèbe sont des dérivés du manganèse) - Compléments alimentaires et produits thérapeutiques	- Fumée de tabac - Sources extérieures : - industrielles - incinération d'ordures ménagères - combustibles fossiles	-
Nickel (Ni)	7440-02-0	Élément naturel existant dans l'environnement	- Métallurgie : alliages avec le fer (aciers inoxydables), l'aluminium, le cuivre, le chrome, le cobalt, le molybdène et le zinc : ustensiles de cuisine, pièces de monnaie, boutons, mécanique automobile, aviation, agroalimentaire, plomberie, équipements ménagers, prothèses dentaires et chirurgicales, etc. - Fabrication de batteries, de pigments (émaux, céramiques), etc.	- Sources extérieures : - industrielles - combustibles fossiles - incinération des déchets épandage des boues d'épuration	- Programme de surveillance de l'air ambiant : Arrêté du 19 avril 2017 relatif au dispositif national de surveillance de la qualité de l'air ambiant : valeur cible : 20 ng/m³ - Mise sur le marché ou importation des produits destinés à entrer au contact avec la peau (boucles d'oreilles, colliers, bracelets, bagues, fermetures à glissière etc.) réglementée - Nomenclature des installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE) - Déclaration annuelle des émissions et des transferts de polluants et des déchets

Métaux	Numéro cas	Caractéristiques	Usages	Sources dans les environnements intérieurs (air et poussières)	Éléments de réglementation
Plomb (Pb)	7439-92-1	Elément naturel existant dans l'environnement	- Fabrication et recyclage de batteries, matières plastiques, verres, céramiques munitions - Métallurgie : alliages - Soudure - Peintures (minium et céruse) - Plomberie - Carburant (additif)	- Peintures au plomb (céruse) dégradée et générant es écailles, objets ou jouets recouverts de plombs - Fumée de tabac - Sources extérieures : - industrielles (batteries)	- Code de la Santé Publique : obligation pour les propriétaires d'immeubles à usage d'habitation, construits avant le 1er janvier 1949, de produire, à différentes occasions, un constat de risque d'exposition au plomb (CREP) - Plomb dans l'essence interdit depuis 2000 - Programme de surveillance de l'air ambiant : arrêté du 19 avril 2017 relatif au dispositif national de surveillance de la qualité de l'air ambiant : valeur limite : moyenne annuelle : 0,5 ng/m³ - Nomenclature des installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE) - Déclaration annuelle des émissions et des transferts de polluants et des déchets

Sources : [Santé-Publique-France-Dossiers thématiques-Biosurveillance](#), [Citepa-métaux-lourds](#), [Airparif](#), [INRS](#)

^a « Restriction of Hazardous Substances » (2002/95/CE)

^b Règlement (CE) n° 1907/2006 du 18/12/06 concernant l'enregistrement, l'évaluation et l'autorisation des substances chimiques, ainsi que les restrictions applicables à ces substances (REACH), instituant une agence européenne des produits chimiques.

10.17 Annexe 17. Synthèse des concentrations en métaux mesurées dans les poussières déposées des écoles dans le monde depuis 2000

Métaux	Référence	Ville Pays	Lieu	Type de prélèvement de poussière	D (%)	Concentration dans les poussières déposées µg/m²					Concentration dans les poussières déposées µg/g				
						MA	Min	P50	P95	Max	AM	Min	P50	P95	Max
Sb	(Canha et al., 2015)	Clermont- Ferrand France	Ecoles maternelles et élémentaires	Lingettes Sols (3 emplacements)	68	4,2	<0,8	1,2	14,5	118	--	--	--	--	--
Arsenic	(Canha et al., 2015)	Clermont- Ferrand France	Ecoles maternelles et élémentaires	Lingettes Sols (3 emplacements)	96	3,4	<0,6	2,7	8,9	15,4	--	--	--	--	--
Cadmium	(Canha et al., 2015)	Clermont- Ferrand France	Ecoles maternelles et élémentaires	Lingettes Sols (3 emplacements)	8	<0,8	<0,8	<0,8	1,8	12,4	--	--	--	--	--
Cadmium	(Meza-Figueroa et al., 2007)	Hermosillo Mexique	Ecoles	Brossage des poussières déposées du toit	--	--	--	--	--	--	4,2	--	--	--	--
Chrome	(Canha et al., 2015)	Clermont- Ferrand France	Ecoles maternelles et élémentaires	Lingettes Sols (3 emplacements)	24	<4	<4	<4	32	83	--	--	--	--	--
Chrome	(Darus et al., 2012)	Shah Alam city Malaisie	Ecoles maternelle	Balayage des poussières du sol	--	--	--	--	--	--	16,2	12	16,2	-	22,6
Chrome	(Meza-Figueroa et al., 2007)	Hermosillo Mexique	Ecoles	Brossage des poussières déposée du toit	--	--	--	--	--	--	11,2	--	--	--	--
Mn	(Rodrigues et al., 2018)	Simoes Filho Brésil	Ecoles élémentaires n=14	Sédimentation des poussières (30 jours)	100	--	182 ^a	--	--	7 886 ^a	--	--	--	--	--
Mn	(Canha et al., 2015)	Clermont- Ferrand France	Ecoles maternelles et élémentaires	Lingettes Sols (3 emplacements)	36	65	<64	<64	164	643	--	--	--	--	--
Nickel	(Darus et al., 2012)	Shah Alam city Malaisie	Ecoles maternelle	Balayage des poussières du sol	--	--	--	--	--	--	9	5,5	9,1	-	14,4
Plomb	(Rodrigues et al., 2018)	Simoes Filho Brésil	Ecoles élémentaires n=14	Sédimentation des poussières (30 jours)	100	--	19	--	--	81	--	--	--	--	--
Plomb	(Canha et al., 2015)	Clermont- Ferrand France	Ecoles maternelles et élémentaires	Lingettes Sols (3 emplacements)	99	16	<2	9	46	128	--	--	--	--	--
Plomb	(Darus et al., 2012)	Shah Alam city Malaisie	Ecoles maternelle	Balayage des poussières du sol	--	--	--	--	--	--	31,2	13,2	25,5	--	64,6

Métaux	Référence	Ville Pays	Lieu	Type de prélèvement de poussière	D (%)	Concentration dans les poussières déposées µg/m²					Concentration dans les poussières déposées µg/g				
						MA	Min	P50	P95	Max	AM	Min	P50	P95	Max
Plomb	(Meza-Figueroa et al., 2007)	Hermosillo Mexique	Ecoles	Brossage des poussières déposées du toit	--	--	--	--	--	--	36,2	--	--	--	--
Plomb	(Shorten et al., 2000)	Philadelphie Etats-Unis	Ecoles 10 salles de classe	Lingettes Surfaces accessibles	--	--	53	--	--	710,4	--	--	--	--	--
Plomb	(Shorten et al., 2000)	Philadelphie Etats-Unis	Ecoles 10 salles de classe	Lingettes Surfaces inaccessibles	--	--	646	--	--	12 207	--	--	--	--	--

Sb : Antimoine ; Mn : manganèse ; MA : moyenne arithmétique ; MG : moyenne géométrique ; P : percentile ; D (%) : fréquence de détection

^a Unité : µg/m²/30 jours