RÉPUBLIQUE FRANÇAISE
Liberté Égalité Fraternité

INERIS
maîtriser le risque pour un développement durable

GUIDE

Ineris-201065-2172207-v1.0

Surveillance dans l'air autour des installations classées

Retombées des émissions atmosphériques

Impact des activités humaines sur les milieux

Deuxième édition – Décembre 2021

Préambule

Le présent document a été réalisé au titre de la mission d'appui aux pouvoirs publics confiée à l'Ineris, en vertu des dispositions de l'article R131-36 du Code de l'environnement.

La responsabilité de l'Ineris ne peut pas être engagée, directement ou indirectement, du fait d'inexactitudes, d'omissions ou d'erreurs ou tous faits équivalents relatifs aux informations utilisées.

L'exactitude de ce document doit être appréciée en fonction des connaissances disponibles et objectives et, le cas échéant, de la réglementation en vigueur à la date d'établissement du document. Par conséquent, l'Ineris ne peut pas être tenu responsable en raison de l'évolution de ces éléments postérieurement à cette date. La mission ne comporte aucune obligation pour l'Ineris d'actualiser ce document après cette date.

Au vu des missions qui lui incombent, l'Ineris n'est pas décideur. Les avis, recommandations, préconisations ou équivalents qui seraient proposés par l'Ineris dans le cadre des missions qui lui sont confiées, ont uniquement pour objectif de conseiller le décideur dans sa prise de décision. Par conséquent, la responsabilité de l'Ineris ne peut pas se substituer à celle du décideur qui est donc notamment seul responsable des interprétations qu'il pourrait réaliser sur la base de ce document. Tout destinataire du document utilisera les résultats qui y sont inclus intégralement ou sinon de manière objective. L'utilisation du document sous forme d'extraits ou de notes de synthèse s'effectuera également sous la seule et entière responsabilité de ce destinataire. Il en est de même pour toute autre modification qui y serait apportée. L'Ineris dégage également toute responsabilité pour chaque utilisation du document en dehors de l'objet de la mission.

Nom de la Direction en charge du rapport :
Direction Milieux et Impacts sur le Vivant

Rédaction :
Virginie Migné-Fouillen, Marc Durif

Vérification :
Jessica Queron

Approbation :
Céline Boudet

Liste des personnes ayant participé à l'étude :
François Gautier, Théo Claude, Brice Berthelot

Sommaire

1. RÉSUMÉ TECHNIQUE 8
1. 1 Stratégie de surveillance 8
1. 2 Stratégie de mesure 10
1.2.1 Matrices à prélever et choix des méthodes de mesure 10
1.2.2 Choix des points de mesure, des périodes de mesure et durées des campagnes 13
1.2.3 Méthodes d'optimisation des campagnes de mesure 18
1. 3 État initial 18
1. 4 Contrôles qualité 18
1. 5 Interprétation des campagnes de mesure 18
1.5.1 Vérifications préalables 18
1.5.2 Exploitation des données d'une campagne de mesure 19
1. 6 Historique 20

2. TECHNICAL ABSTRACT 22
2. 1 Monitoring strategy 22
2. 2 Measurement strategy 24
2.2.1 Matrices to be taken and choice of measurement methods 24
2.2.2 Choice of measurement points, measurement periods and campaign durations 27
2.2.3 Methods to optimise measurement campaigns 32
2. 3 Initial state 32
2. 4 Quality controls 32
2. 5 Interpretation of measurement campaigns 32
2.5.1 Prior verification 32
2.5.2 Use of a measurement campaign data 33
2. 6 History 34

3. INTRODUCTION 36

4. CADRE RÉGLEMENTAIRE 38
4. 1 Demande d'autorisation d'exploiter et étude d'impact 38
4. 2 Textes ministériels 38
4. 3 Dispositif national de surveillance 40

5. OBJECTIFS ET STRATÉGIE DE SURVEILLANCE 44
5. 1 Nature des retombées atmosphériques surveillées 44
5. 2 Objectifs de surveillance 46
5. 3 Stratégie de surveillance 46
5. 4 Stratégie de mesure 50

6. SPÉCIFICITÉS DU SITE D'ÉTUDE 52
6. 1 Caractéristiques des émissions atmosphériques 52
6.1.1 Nature des émissions 52
6.1.2 Variation des émissions 56
6. 2 Caractéristiques de la zone d'étude 57
6.2.1 Météorologie locale 57
6.2.2 Occupation des sols 59

7. CHOIX DES SUBSTANCES À SURVEILLER 62
7. 1 Substances à retenir 62
7. 2 Matrices à prélever 62

8. CHOIX DES MÉTHODES DE MESURE 68
8. 1 Méthodes de mesure retenues 68
8.1.1 Mesure de concentration 68
8.1.2 Mesure des dépôts atmosphériques 73
8. 2 Critères de choix des méthodes de mesure 80
8. 3 Mesures météorologiques 83

9. CHOIX DES POINTS DE MESURE 84
9. 1 Macro-implantation 84
9.1.1 Choix du point « impacté » 84
9.1.2 Cas des points témoins 94
9. 2 Micro-implantation du point de mesure 94

10. CHOIX DES PÉRIODES DE MESURE 98
10. 1 À la suite d'un dysfonctionnement 98
10. 2 Fonctionnement normal 98
10.2.1 Choix du niveau de couverture temporelle 98
10.2.2 Méthodes de resserrement de la période de mesure 100
10.2.3 Critères liés à la méthode de mesure utilisée 100

11. MÉTHODE D'OPTIMISATION DES CAMPAGNES DE MESURE 102
11. 1 Analyse sélective des supports de prélèvement 102
11. 2 Campagne ambulatoire 104
11. 3 Construction de roses de pollution d'échantillonnage 104
11. 4 Couplage de méthode *in situ* avec d'autres méthodes de mesure des dépôts atmosphériques 106

12. ÉTAT INITIAL 108

13. CONTRÔLES QUALITÉ 110
13. 1 Limite de quantification 110
13. 2 Incertitudes de mesure 110
13. 3 Blanc de terrain 110
13. 4 Réplicats 111
13. 5 Traçabilité documentaire 111

14. INTERPRÉTATION DES RÉSULTATS DE MESURE 114
14. 1 Vérifications préalables 114
14. 2 Exploitation des données d'une campagne 114
14.2.1 Prise en compte des incertitudes et de la dispersion 114
14.2.2 Exploitation de la mesure et sa dispersion 117
14.2.3 Limites des comparaisons aux valeurs de gestion et articulation entre les campagnes de 1er et 2nd niveaux 118
14. 3 Prise en compte de l'historique 119

ANNEXES 122

Annexe 1 : Glossaire 124
Définitions 124
Références 128

Annexe 2 : Atouts et limites de la surveillance dans l'air des retombées atmosphériques 129

Annexe 3 : Exigences en matière de surveillance de l'air autour des ICPE de l'arrêté du 2 février 1998 et des arrêtés sectoriels 132

Annexe 4 : Objectifs de qualité des données minimales à respecter pour la surveillance réglementaire de la qualité de l'air – Détail par substance 136

Annexe 5 : Influence de la météorologie locale – Effets liés à une topographie particulière du site 137
Influence de la météorologie locale 137
Effets liés à une topographie particulière du site 138

Annexe 6 : Exemples de roses des vents et pluies saisonnières 139
Rose des vents annuelle 139
Roses des vents saisonnières associées 139
Rose des pluies annuelle 140
Roses des pluies saisonnières associées 140

Annexe 7 : Exemple d'identification des points de prélèvement et des périodes de mesure 141
Utilisation des sorties de modélisation 141
Utilisation des données météorologiques 142

Annexe 8 : Liste des guides AFNOR pour l'estimation des incertitudes pour la métrologie de l'air ambiant 143

Annexe 9 : Études de cas 144
Étude de cas n° 1 : émission canalisée de composés exclusivement gazeux (COV, BTEX, NO_2, SO_2, NO, etc.) 144
Étude de cas n° 2 : émission diffuse de composés exclusivement gazeux (BTEX, COV, etc.) 147
Étude de cas n° 3 : émission canalisée et diffuse de dioxines/furannes 150
Étude de cas n° 4 : émission canalisée et diffuse de particules avec ETM (éléments traces métalliques) 154
Case study n° 1: channelled emissions of exclusively gaseous compounds (BTEX, VOC, etc.) 158
Case study n° 2: diffuse emission of exclusively gaseous compounds (BTEX, VOC, etc.) 161
Case study n° 3: channelled and diffuse dioxin/furan emission 164
Case study n° 4: channelled and diffuse trace metal particulate emission 168

Pour citer ce document, utilisez la mention ci-après :

Institut national de l'environnement industriel et des risques, Guide sur la surveillance dans l'air autour des installations classées - Retombées des émissions atmosphériques, Verneuil-en-Halatte : Ineris - 201065 - 2172207 - v1.0, décembre 2021.

Mots-clés :

Surveillance environnementale, ICPE, émissions diffuses, émissions canalisées, compartiment atmosphérique, air.

1 RÉSUMÉ TECHNIQUE

1.1 Stratégie de surveillance[1]

Les retombées atmosphériques issues des émissions d'une ICPE sont constituées de gaz et/ou de particules qui restent en suspension dans l'air ambiant (concentrations dans l'air) et/ou se déposent sur des compartiments environnementaux intégrateurs (sols, végétaux, eaux superficielles) en contact direct avec l'atmosphère (dépôts atmosphériques). Ces retombées, en fonction des substances et de l'usage des milieux, pourront conduire à une exposition directe des populations (par inhalation) ou indirecte par une consommation de matrices environnementales accumulatrices (par ingestion).

Figure 1 : Définition des retombées atmosphériques retenue dans ce guide.

L'objectif de surveillance est ici de disposer de résultats de mesure qui vont permettre, à travers des campagnes de mesures ponctuelles et hors situations accidentelles, de déterminer si les retombées locales des émissions atmosphériques actuelles d'un seul site risquent de dégrader l'environnement. Le cas échéant, on devra évaluer si cette dégradation peut provoquer des effets sanitaires à la suite d'expositions directes ou indirectes sur le long terme à ces retombées.

La surveillance de plusieurs installations en même temps (surveillance mutualisée, étude de zone) n'est pas traitée dans ce guide. Dans ce cas, les stratégies proposées dans ce guide pourront servir de base mais devront être adaptées.

Pour répondre à cet objectif, il est proposé une approche à deux niveaux qui peut être engagée lors d'études ponctuelles (étude d'impact, IEM…) ou dans le cadre d'un programme de surveillance réglementaire, ainsi que dans différentes configurations de fonctionnement de l'installation (normal ou suite à un dysfonctionnement récent et maintenant maîtrisé de celle-ci, hors situations accidentelles).

Tout d'abord, des campagnes de mesures ponctuelles **(campagnes de 1er niveau)** sont conduites au niveau soit du point de retombées maximales, soit des cibles qui sont le plus exposées aux retombées d'une installation. Les mesures y sont réalisées *a minima* lorsque cette contribution y est la plus forte. Ces caractéristiques sont évaluées sur des moyennes historiques adaptées au contexte de la surveillance (3-5 dernières années pour le suivi d'un fonctionnement normal de l'installation, pendant la période de la dérive à la suite de son dysfonctionnement).

[1] Si une pollution historique liée à des dépôts atmosphériques anciens de substances persistantes ou bioaccumulables est suspectée, celle-ci ne pourra être évaluée que par des prélèvements dans d'autres milieux récepteurs (sol notamment). Ce cas est hors champ de ce guide.

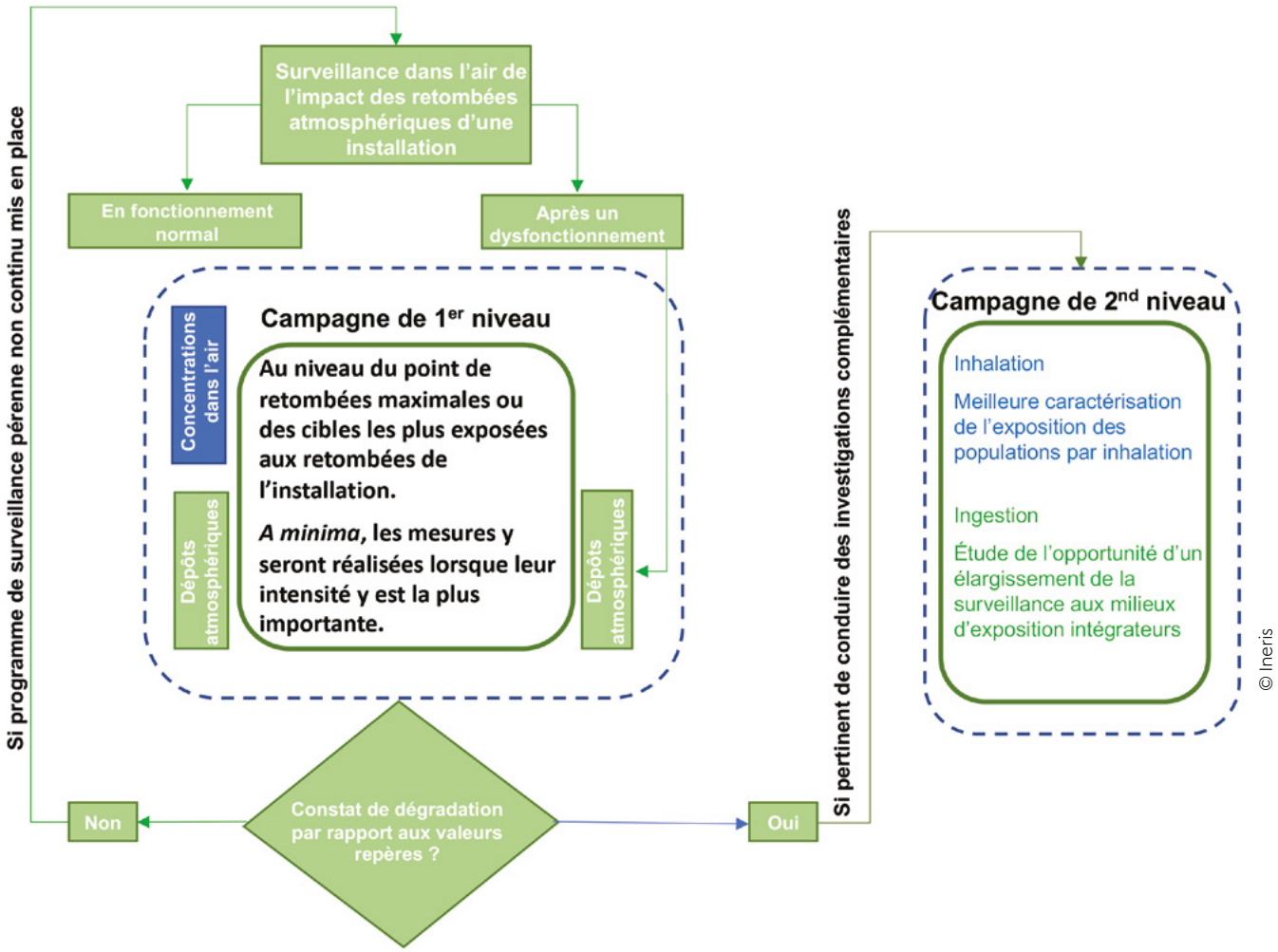
Si dans les conditions choisies, la contribution du site ne se démarque pas par rapport aux valeurs repères locales disponibles (état initial, environnement local témoin), les mesures peuvent être interrompues à condition d'émissions maîtrisées et constantes. Dans le cas contraire, si la substance mesurée dispose de valeurs de gestion ou à défaut d'autres valeurs de comparaison et qu'elles sont dépassées au point de mesure « impacté », il peut être engagé des mesures de gestion constituées d'un plan de maîtrise des émissions atmosphériques du site et/ou d'investigations complémentaires dans les milieux d'exposition **(campagnes de 2nd niveau)**.

En fonction des résultats des premières campagnes, des incertitudes, des enjeux locaux ou du contexte réglementaire, les campagnes de « 1er niveau » peuvent être reconduites régulièrement (par exemple, pendant trois années d'observations) afin de mieux apprécier la variabilité des impacts des émissions du site en régime d'exploitation normal.

La fréquence de ce programme de surveillance est alors adaptée aux enjeux et à leur évolution (tout en respectant les dispositions réglementaires minimales).

Elle est renforcée ou allégée en fonction de l'évolution des résultats de mesure (Figure 2).

Figure 2 : Schéma de principe de la stratégie de surveillance à deux niveaux proposée dans ce guide.

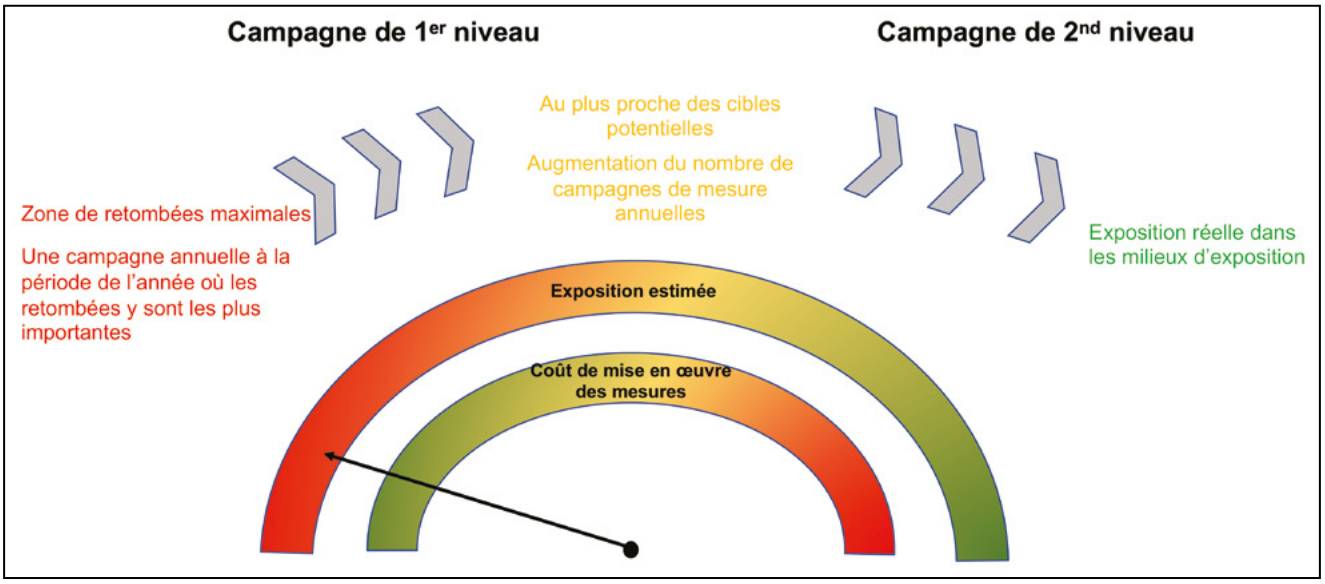


© Ineris

Cette approche est basée sur un engagement de moyen croissant avec le niveau de connaissance que l'on souhaite avoir de l'exposition réelle des populations (Figure 3).

Afin d'illustrer cette méthodologie, quatre études de cas sont présentées en Annexe 9.

Figure 3 : Adéquation objectif/moyen entre les campagnes de 1er et 2nd niveaux.



© Ineris

1.2 Stratégie de mesure[2]

L'adaptation de la stratégie de surveillance à l'installation classée et à son environnement définit la stratégie de mesure, soit l'ensemble des paramètres d'échantillonnage : forme physico-chimique pertinente du traceur, méthode de mesure, résolution de la mesure et limites de quantification, période des prélèvements, localisation des points de prélèvement et stratégies d'échantillonnage associées.

© Ineris

1.2.1 Matrices à prélever et choix des méthodes de mesures

En fonction des substances retenues, il est pertinent de ne surveiller que certaines matrices (Tableau 1). L'absence d'une voie d'exposition dans l'environnement local peut permettre de réduire le nombre de matrices à surveiller.

[2] La stratégie de mesure doit toujours être adaptée et proportionnée aux enjeux du site.

Tableau 1 : Matrices à prélever en fonction de certains polluants (le choix devra être adapté aux enjeux locaux d'exposition).

	Concentrations dans l'air		Dépôts atmosphériques	
Polluants	Mesure des concentrations de gaz et/ou particules en suspension dans l'air ambiant		Mesure des flux de dépôts atmosphériques secs (particulaires) et humides (gazeux et particulaires)	Mesure des concentrations résultant de la bioaccumulation des dépôts atmosphériques par le végétal utilisé (biosurveillance de la qualité de l'air)
	µg/m^3		µg/m^2/j	µg/g
	Gaz	Particulaire (fraction PM_{10})		
COV	X			
HCl gazeux	X			
F et composés fluorés	X	X	X[3]	
SO_2, NOx	X			
Particules		X	X	
ETM (hors Hg)		X	X	X
Hg	X		X	X
PCDD/F (17 congénères toxiques)			X	X
PCB-DL			X[4]	X
HAP	X (si moins de 3 cycles)	X	X	X[5]

© Ineris

[3] Méthode des papiers à la chaux - De Cormis, L. - Rapports d'activité annuels. Station d'études de la pollution atmosphérique d'Avignon-Montfavet (INRA).

[4] PCB 81, 77, 105, 114, 118, 123, 126, 156, 157, 167, 169, 189.

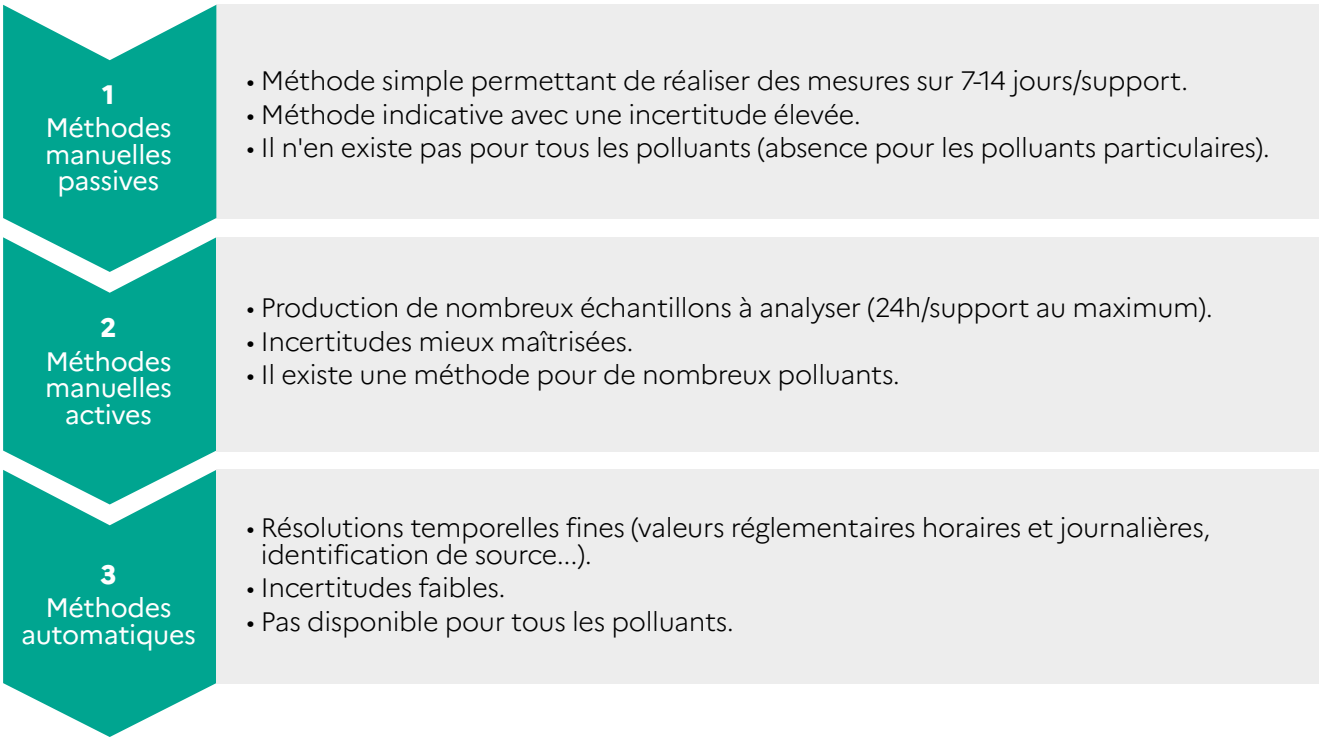
[5] Fluoranthène, benzo(a)fluoranthène, benzo(b)fluoranthène, benzo(k)fluoranthène, benzo(a)pyrène, dibenzo(a)anthracène, benzo(g,h,i)pérylène, indeno(1,2,3-c,d)pyrène.

1.2.1.1 Mesure des concentrations dans l'air ambiant

L'utilisation de méthodes « manuelles passives » est à privilégier pour la mesure des concentrations en polluants gazeux. Si elles ne sont pas disponibles pour la substance recherchée (elles n'existent que pour certains gaz) ou si le niveau d'incertitude ne permet pas une exploitation pertinente des résultats, les méthodes « manuelles actives » ou « automatiques » leur sont substituées.

Quand elles existent, l'usage des méthodes « automatiques » est réservé aux cas où il est nécessaire d'atteindre des résolutions temporelles fines (valeurs réglementaires horaires ou journalières, amélioration de l'identification de la contribution d'une source), ou d'obtenir de nombreux résultats sur de longues périodes pour mieux apprécier la dispersion des résultats et avoir une incertitude réduite. Une attention particulière est portée sur la résolution de la méthode qui devra permettre de mettre en évidence un éventuel signal lié à l'installation suivie.

Figure 4 : Principe général de choix d'une méthode de mesure des concentrations dans l'air.



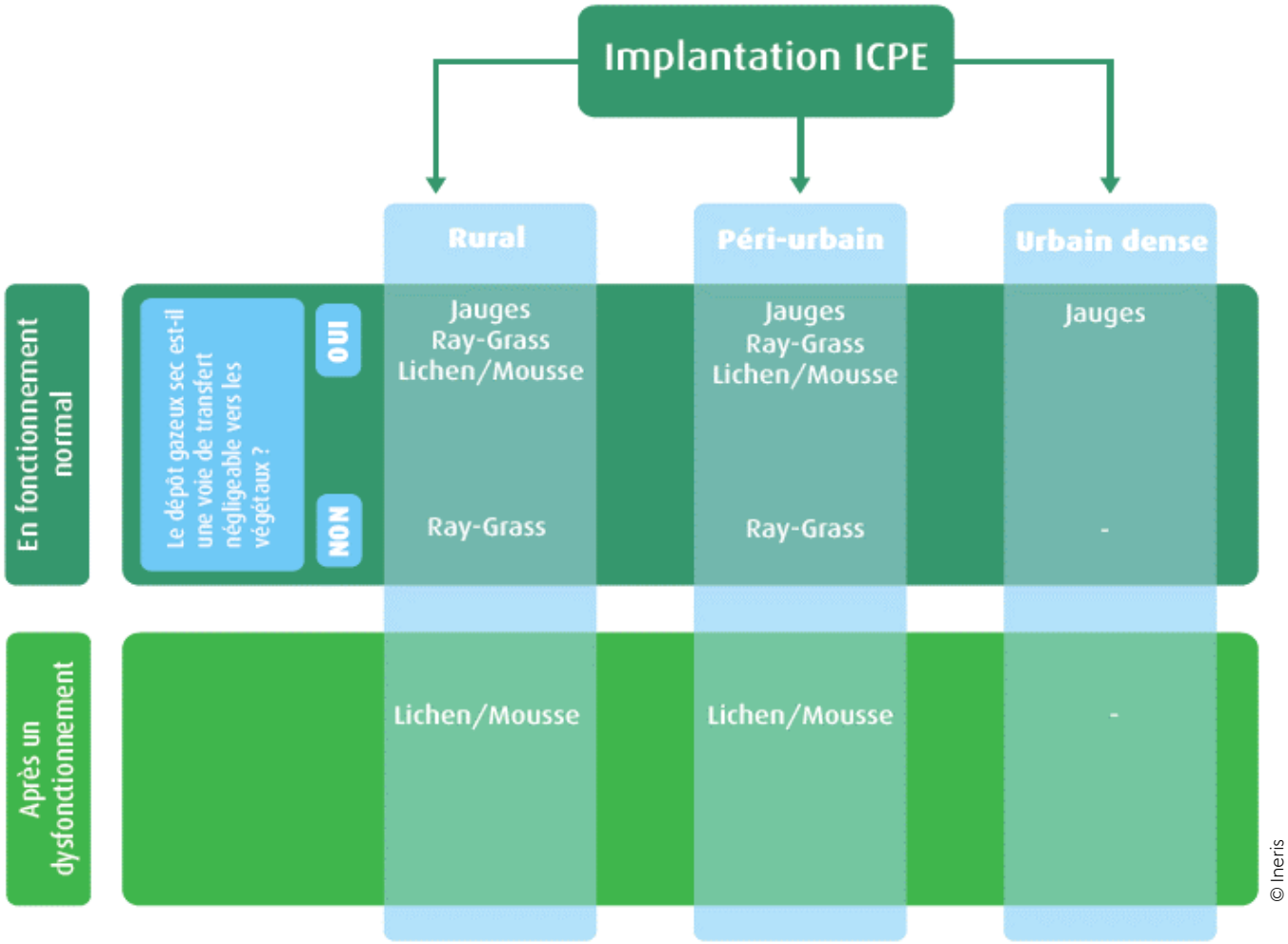
© Ineris

1.2.1.2 Mesure des dépôts atmosphériques

L'utilisation de jauges/collecteurs et/ou de prélèvements *in situ* de lichen/mousse constitue la base de la surveillance des dépôts atmosphériques. Les prélèvements de lichen/mousse sont mis en œuvre préférentiellement en milieu rural ou péri-urbain, et si le substrat est pérenne au point « impacté ».

Par ailleurs, on peut substituer à l'utilisation de jauges/collecteurs des stations de culture contrôlée de ray-grass si des cultures fourragères ou pâtures existent dans la zone d'étude. À la suite d'un dysfonctionnement, seuls des prélèvements *in situ* de lichen/mousse pourront être engagés, d'où la nécessité de préserver cette matrice sur le long terme.

Figure 5 : Choix des méthodes de mesure des dépôts atmosphériques dans différentes typologies d'environnement de site.

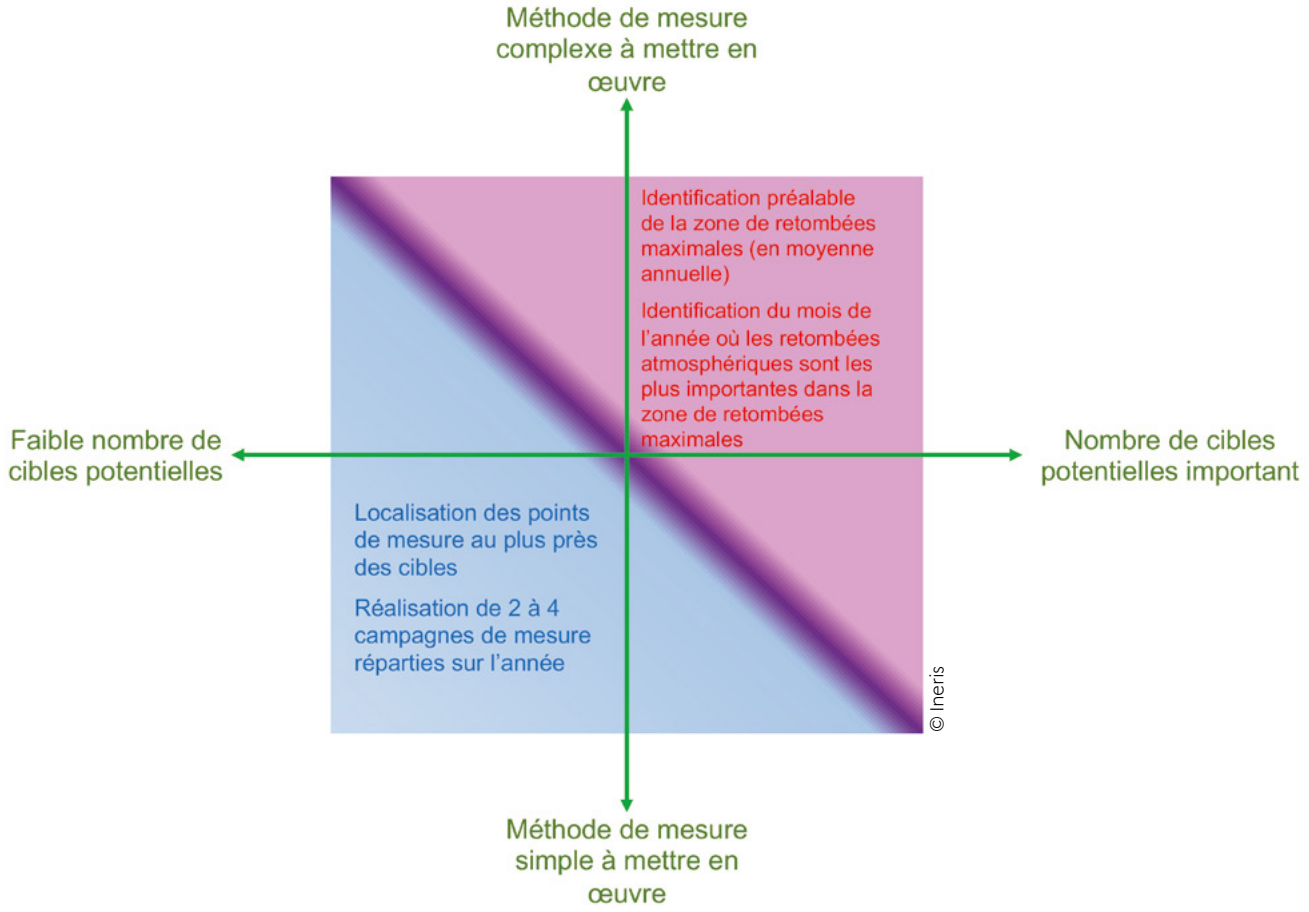


Des données météorologiques représentatives des conditions de dispersion auxquelles sont soumises les émissions atmosphériques (mesures au minimum horaires et à 10 m de haut de la direction et vitesse du vent, et au sol de la pluviométrie, température et pression atmosphérique) doivent systématiquement être enregistrées pendant les campagnes de mesure.

1.2.2 Choix des points de mesure, des périodes de mesure et durées des campagnes

Lorsque le nombre de points à instrumenter est important et que les techniques de mesure à mettre en œuvre sont complexes (production importante d'échantillons à analyser pour couvrir les périodes d'échantillonnage minimales, logistique associée lourde), on cherche, tout en restant en adéquation avec les enjeux locaux, à réduire le nombre de points d'échantillonnage et/ou la période d'échantillonnage. Les cibles les plus impactées et la période au cours de laquelle cet impact est le plus intense sont alors *a minima* documentées. Leur identification nécessite des études préalables.

Figure 6 : Choix de la stratégie de mesure en fonction du nombre de cibles et des techniques de mesure utilisées.



1.2.2.1 Choix des points de mesure

Deux types de points de mesure sont retenus : ceux sous l'influence de l'installation, points « impactés », et ceux en dehors de celle-ci, points « témoins ». Leur caractérisation doit être réalisée à chaque campagne de mesure. *A minima*, un point témoin doit être choisi où les niveaux attendus pour le paramètre mesuré sont localement les plus bas.

La localisation des points de mesure « impactés » dépend de la nature de la source d'émission, du type de profil des retombées, de la répartition des cibles potentielles autour de l'installation et de la technique de mesure utilisée ainsi que des conditions de dispersion rencontrées (Tableau 2).

Dans le cas de la mesure des dépôts atmosphériques, des critères de choix supplémentaires doivent également être pris en compte dans la sélection des périodes de prélèvement (Tableau 3).

L'implantation finale des points de mesure doit permettre une libre circulation de l'air autour de l'entrée du système de prélèvement. Il faut également s'éloigner de toute zone d'accroissement ou d'atténuation artificielle des concentrations/dépôts que l'on souhaite caractériser. La hauteur de prélèvement est fixée entre 1,5 et 3 m du sol (sauf pour la mousse : hauteur du sol). Pour les prélèvements *in situ*, les espèces prélevées sur les différents points doivent être identiques et récoltées sur des supports comparables.

Tableau 2 : Critères de choix du/des point(s) de mesure « impacté(s) ».

Typologie	Sources diffuses de faible hauteur (< 10 m)		Sources canalisées, ou diffuses de moyenne à grande hauteur (≥ 10 m) La technique de mesure permet-elle d'échantillonner toutes les cibles à un coût acceptable ?				
			oui		Non, une identification préalable du point de retombées maximales est nécessaire ➜ la modélisation atmosphérique est-elle disponible ?		
					oui	Non ➜ campagne de mesure d'investigation spécifique[6]	
« Moteur » principal de la dispersion des polluants	Transport (V ≥ 1,5 m/s) Cas 1	Diffusion (V < 1,5 m/s) Cas 2	Transport (V ≥ 1,5 m/s) Cas 3	Diffusion (V < 1,5 m/s) Cas 4	Transport (V ≥ 1,5 m/s) Cas 5	Transport (V ≥ 1,5 m/s) Cas 6	Diffusion (V < 1,5 m/s) Cas 7
Localisation du/des point(s) de mesure « impacté(s) »	Un point de mesure en limite de propriété, ou au niveau des premières cibles sous les vents du site. La zone impactée sera identifiée à partir de l'étude de la rose des vents et de la rose des pluies (dernières années ou période de dysfonctionnement).	Au minimum, points de mesure autour du site au niveau des cibles les plus proches ou limites de propriété.	Point de mesure au niveau des cibles existantes sous les vents du site. La zone impactée sera identifiée à partir de l'étude de la rose des vents et de la rose des pluies (dernières années ou période de dysfonctionnement).	Point de mesure au niveau des cibles existantes autour du site.	Identification du point où les concentrations/ dépôts modélisés sont les plus importants en moyenne (dernières années ou sur période de dysfonctionnement). Mesure au niveau du point de retombées maximales ou des cibles qui sont les plus proches.	Renforcement spatial du plan d'échantillonnage (5 points à 50, 100, 300, 500 et 1 000 m) sous le vent du site. Le choix de l'axe d'échantillonnage sera réalisé comme au cas 1. Un point supplémentaire en limite du site si présence d'une source diffuse. S'il est nécessaire de conduire d'autres campagnes de mesure par la suite (mesure sur un traceur de risques, méthode de mesure quantitative, campagne de 2nd niveau), les mesures seront conduites au niveau du point de retombées maximales identifié (ou des cibles qui sont les plus proches).	Plan d'échantillonnage identique au cas 6, mais multidirectionnel sur des axes espacés de 30°. Il pourra être resserré, si la topographie le justifie (vallée étroite, on vérifie dans ce cas l'absence de cibles qui pourraient être impactées par des courants ascendants/ descendants lors des alternances jour/nuit). S'il est nécessaire de conduire d'autres campagnes de mesure par la suite : idem cas 6.

© Ineris

[6] Ces études de hiérarchisation seront conduites sur une substance « traceur de risque et/ou de l'activité » à l'aide de méthodes manuelles passives pour la mesure des concentrations dans l'air des substances gazeuses, et de l'utilisation de jauges/collecteurs, de moss-bag ou des prélèvements *in situ* de lichen/mousse pour la mesure des dépôts atmosphériques.

Tableau 3 : Critères de choix supplémentaires à intégrer dans le choix des périodes de mesure en fonction de la méthode de mesure des dépôts atmosphériques utilisée.

Contexte de surveillance	Méthode de mesure	Critères supplémentaires liés à la méthode de mesure
Fonctionnement normal	Jauges/collecteurs	Attention aux périodes de grand froid où le gel peut faire éclater les jauges/collecteurs en verre, ainsi qu'aux forts orages qui peuvent faire déborder les jauges/collecteurs.
	Ray-grass	Mise en œuvre de mars à mi-novembre.
	Lichen	Éviter les périodes de pluie ou neige. Échantillonnage de l'ensemble des points sur 1 à 2 jours en septembre-octobre.
	Mousse	Échantillonnage de l'ensemble des points sur 1 à 2 jours en avril-juin.

© Ineris

1.2.2.2 Choix des périodes de mesure et durée des campagnes

À la suite d'un dysfonctionnement, les prélèvements *in situ* de lichen/mousse sont à réaliser dans un laps de temps court (quelques jours) après l'événement pour détecter une dérive pouvant générer un impact dans l'environnement (mesures à l'émission, conditions d'exploitation et/ou opérations de maintenance particulières, constat d'impact détecté lors de campagnes de surveillance ponctuelle). Ils sont réalisés en un ou deux jours consécutifs sur l'ensemble des points de mesure.

Dans le cas du suivi d'un site en fonctionnement normal et de campagnes de premier niveau impliquant la mise en place de matériel de mesure, deux approches sont proposées en fonction des méthodes de mesure retenues.

Pour des techniques de mesure de mise en œuvre simple, la durée cumulée de l'ensemble des prélèvements réalisés en un point est au minimum de 14 % de l'année. Cette couverture temporelle est assurée en réalisant 2 à 4 campagnes de mesure de 15 jours/un mois dans l'année.

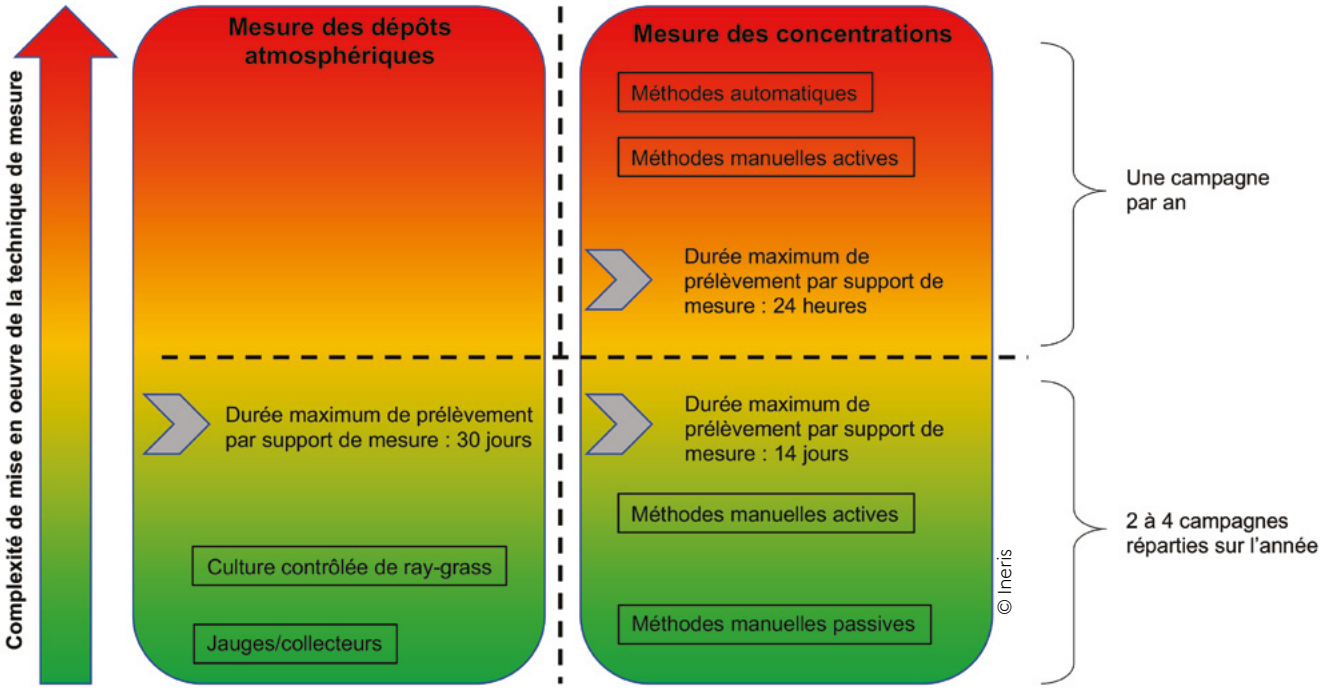
La répartition de ces campagnes dans l'année est argumentée en fonction des variations des conditions de dispersion observées sur la zone d'étude qui peuvent influencer le niveau d'intensité des retombées. L'une d'elles doit intégrer la période de plus forte intensité de ces retombées au point impacté retenu.

Selon les résultats de la campagne, il pourra être nécessaire d'augmenter le niveau de couverture temporelle afin de diminuer l'incertitude sur les résultats. En effet, selon une étude (Ineris, 2021[7]), couvrir 14 % de l'année donne des concentrations moyennes avec une erreur relative moyenne d'environ 19 % et une incertitude relative moyenne de 42 % sur la valeur moyenne annuelle. Ces dernières passent respectivement à 14 % et 32 % avec une couverture temporelle de 30 % (16 semaines) et un plan d'échantillonnage réparti de manière homogène sur l'année.

Pour les techniques de mesure complexes générant un nombre élevé d'échantillons à analyser ou dont les coûts d'immobilisation/logistique sont trop importants pour couvrir cette durée d'échantillonnage minimale, il est proposé de réduire la durée des campagnes à 10 jours. La période de mesure est choisie dans le mois de l'année au cours duquel les retombées atmosphériques sont les plus intenses au point impacté retenu.

[7] Ineris, 2021 - Analyse statistique de données de concentration de polluants pour l'optimisation de la stratégie de surveillance dans l'air autour de sites industriels : définition des durées et périodes d'échantillonnage - Ineris - 201065 - 2172207 – v1.0.

Figure 7 : Choix de la couverture temporelle en fonction de la méthode de mesure.



Ce resserrement de la période de mesure nécessite un travail préalable d'étude de l'évolution temporelle attendue des retombées atmosphériques à l'aide soit de l'étude des sorties de modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques, soit des données météorologiques locales.

Ce resserrement de la période de mesure peut également être envisagé dans le cas où l'on dispose d'une méthode de mesure simple mais que l'on souhaite, en adéquation avec les enjeux locaux ou réglementaires[8], se limiter à la réalisation d'une seule campagne de mesure par an. Cependant, lorsque cela est possible, la réalisation de plusieurs campagnes par an permet d'évaluer les variations de contribution des sources exogènes (ex. : chauffage domestique) par rapport à la contribution du site.

Il sera également conduit lors d'un renforcement spatial du plan d'échantillonnage.

Lors de la réalisation de prélèvements *in situ* de lichen/mousse, il n'y aura pas de période d'échantillonnage privilégiée (matrices environnementales accumulant/relarguant tout au long de l'année). Cependant, s'il existe une augmentation saisonnière des dépôts du fait de l'activité, il faut réaliser les prélèvements peu de temps après cet accroissement.

Quelle que soit l'approche (mise en place de matériel ou prélèvement *in situ*), les spécificités de certaines méthodes de mesure des dépôts atmosphériques doivent également être prises en compte dans le choix des périodes de mesure (voir Chapitre 8.2).

Les données météorologiques qui sont utilisées pour déterminer la localisation des points ou des périodes de mesure (modélisation ou étude des occurrences des phénomènes météorologiques) doivent être représentatives de la situation locale. Leur historique est adapté au contexte de la surveillance (3-5 dernières années pour le suivi d'un fonctionnement normal de l'installation, pendant la période de la dérive à la suite de son dysfonctionnement).

[8] L'arrêté ministériel du 20 septembre 2002 sur les installations d'incinération de déchets dangereux et non dangereux fixe la fréquence de surveillance à au minimum une fois par an (article 30).

1.2.3 Méthodes d'optimisation des campagnes de mesure

L'identification des points et des périodes de mesure doit être conduite distinctement pour les concentrations et les dépôts, les émissions canalisées et diffuses du site. Ces études doivent prendre en compte les périodes d'arrêts techniques/maintenance ou d'accroissement des émissions de l'installation au cours de l'année. Néanmoins, les convergences des zones d'échantillonnage et des périodes de mesure sont recherchées afin d'optimiser les campagnes de mesure.

Si, à l'échelle de l'année, il existe plusieurs zones d'impact autour du site (ex. : rose des vents bimodales, rose des pluies différentes de celles des vents, saison marquée par des vents faibles < 1.5 m/s), on peut n'en caractériser qu'une seule si on peut démontrer que celle-ci correspond à l'impact maximal pour le type de source, substance et paramètre considéré.

Par ailleurs, différentes méthodes existent pour augmenter les chances de réussite des campagnes de mesure : limiter le nombre d'échantillons à analyser ou le nombre d'équipements à mettre en oeuvre, analyse sélective des supports de prélèvement, campagne ambulatoire, construction de roses de pollution, couplage de méthodes *in situ* avec d'autres méthodes de mesure des dépôts atmosphériques.

1.3 État initial

Pour les substances d'intérêt, tous les types de mesures (µg/m^3, µg/m^2/jour, µg/g – voir Tableau 1) susceptibles d'être réalisés pendant le suivi de l'installation doivent être documentés lors de l'état initial. Ces caractérisations sont conduites sur les zones les plus impactées par les futures retombées atmosphériques des émissions canalisées et diffuses ainsi que dans l'environnement local témoin. Concernant les prélèvements *in situ* de lichen/mousse, on cherchera en complément à disposer de résultats de mesure sur des zones auxquelles sont associées des situations météorologiques peu fréquentes mais qui peuvent survenir ponctuellement (dysfonctionnement).

Hormis pour le cas de prélèvements *in situ* de lichen/mousse, il est fortement recommandé de réaliser plusieurs campagnes de mesure. Elles seront réalisées aux quatre saisons. Dans le cas où l'état initial a été peu ou pas documenté avant le démarrage de l'installation, l'utilisation des méthodes manuelles ou automatiques (concentrations dans l'air), des jauges/collecteurs ou ray-grass (dépôts atmosphériques) offre la possibilité de réaliser des « mises à jour » de l'état initial après que le site a démarré. Ces campagnes sont conduites, par exemple tous les 3 ans, lors de phases d'arrêt programmées des émissions de l'installation (maintenance, arrêt technique, fermeture annuelle…).

1.4 Contrôles qualité

Les laboratoires/bureaux d'études doivent préciser dans les rapports pour chaque paramètre mesuré, leur limite de quantification ainsi que leurs incertitudes de mesure en intégrant la phase de prélèvement et d'analyse.

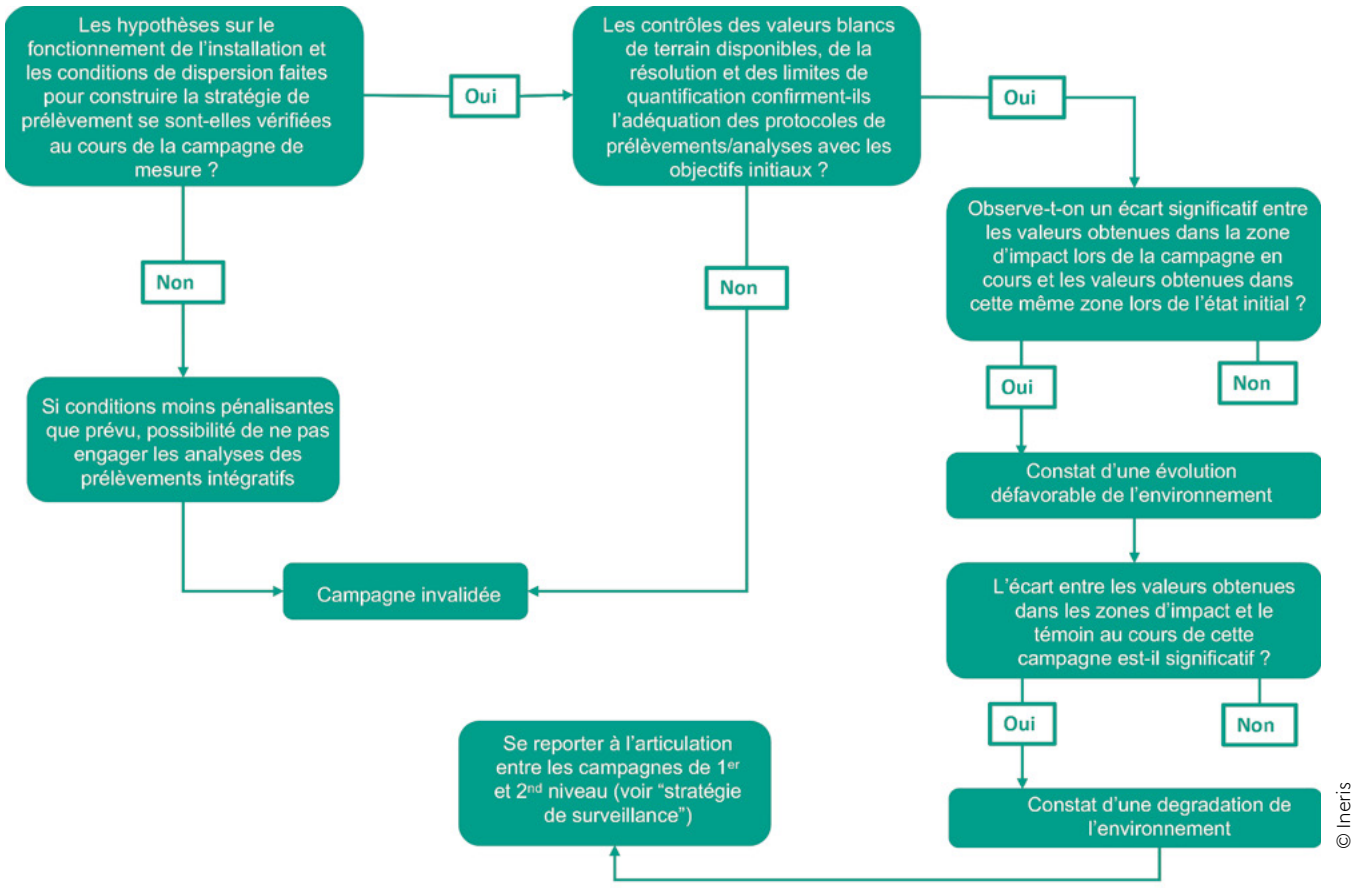
La réalisation de blancs de terrain doit être systématique pour chaque campagne de mesure et pour chaque couple de support/substance lors de l'utilisation de jauges/collecteurs (dépôts atmosphériques), méthodes manuelles (concentrations dans l'air). Les résultats des blancs de terrain associés doivent être indiqués dans le rapport et en aucun cas soustraits aux résultats de mesure. Leur exploitation sert uniquement à valider l'absence de contamination liée à la chaîne de prélèvement.

1.5 Interprétation des campagnes de mesure

1.5.1 Vérifications préalables

La vérification des hypothèses faites pour construire la stratégie de mesure est un préalable à toute analyse des supports de prélèvements et à toute interprétation (fonctionnement du site, météorologie locale). Le niveau de fonctionnement de l'installation et/ou les facteurs externes pouvant influencer les sources diffuses doivent être documentés. Les critères de performance des méthodes seront également contrôlés (QA/QC).

Figure 8 : Logigramme de constat d'une dégradation de l'environnement dans le cadre de la surveillance de l'air ambiant autour d'une ICPE.



1.5.2 Exploitation des données d'une campagne de mesure

Les différences observées entre les valeurs mesurées sur le point « impacté » et l'environnement local témoin doivent être évaluées au regard de l'incertitude de la méthode de mesure utilisée et de la dispersion des résultats obtenue en chacun des points (étude du recouvrement des intervalles de confiance associés aux mesures, tests statistiques).

Si les résultats de mesure au point « impacté » retenu montrent une dégradation de l'environnement par rapport aux valeurs repères, ils seront comparés aux valeurs suivantes (Tableau 4) :

Tableau 4 : Valeurs de comparaisons possibles des valeurs mesurées au point « impacté » retenu si détection d'une dégradation de l'environnement.

	Concentrations dans l'air	Dépôts atmosphériques
Valeurs de gestion[9]	Choix 1	Choix 1 (ray-grass)*
VTR ou étude de l'Intervalle de gestion suite à l'utilisation des grilles de calculs IEM[10]	Choix 2	Non pertinent
Valeurs publiées caractéristiques de différents types de milieux[11]	En complément	Choix 2
Valeurs réglementaires de flux de dépôts atmosphériques allemandes ou suisses	Non pertinent	En complément

*Dans le cas de l'utilisation du ray-grass, la teneur en eau de l'échantillon devra être déterminée afin de pouvoir transposer les résultats aux valeurs disponibles dans la réglementation.

© Ineris

Les valeurs de gestion étant fixées généralement en moyenne annuelle, la transposition sur le long terme de résultats de mesure obtenus ponctuellement doit toujours être réalisée avec prudence. Ainsi, en fonction des conditions dans lesquelles est mesuré l'impact de l'installation, le dépassement de valeurs de gestion doit être utilisé comme un indicateur pour décider de la nature et des délais des mesures de gestion à engager (campagnes de second niveau et/ou maîtrise des émissions atmosphériques).

Dans le cas des méthodes *in situ* (lichen/mousse), les valeurs considérées comme élevées ne préjugent en rien d'un niveau de toxicité pour la mousse/lichen, ni pour l'écosystème, ni pour l'homme (ADEME, MNHN, 2013). Pour les lichens, des niveaux « sanitaires » ou de correspondance avec des valeurs de gestion d'autres milieux ont pu être proposés ; ils ne sont à utiliser en aucun cas.

1.6 Historique

Dans le cas de l'existence de données de surveillance antérieures, la mise en perspective d'un résultat de mesure obtenu en un point doit être faite par rapport à l'historique des valeurs obtenues en ce point et aux autres points de la zone d'étude (par exemple à l'aide de boxplot).

Cette comparaison permet d'identifier des dérives significatives qui peuvent faire craindre à terme une dégradation des milieux. Lors de ces études, on veillera à bien distinguer des populations de données qui sont potentiellement hétérogènes (ex. : avant/après la mise en place de traitements des émissions).

Si on souhaite comparer des séries temporelles de données issues d'une culture contrôlée de ray-grass afin de suivre l'évolution des intrants atmosphériques, l'influence de la biomasse doit être prise en compte pour tenir compte des effets de dilution/concentration qu'elle induit.

En ce qui concerne l'utilisation de jauges/collecteurs, cette comparaison doit prendre en compte les précipitations sur la période des prélèvements. Pour le prélèvement *in situ* de lichen/mousse, il faut tenir compte également des précipitations sur la période précédant les prélèvements, des espèces utilisées et de la nature des substrats de collecte.

[9] Pour les valeurs réglementaires, on se reportera à la synthèse des valeurs réglementaires pour les substances chimiques en vigueur dans l'eau, les denrées alimentaires et dans l'air en France au 30 juin 2020 (Ineris-20-200358-2190502-v 3.0), remise à jour tous les deux ans.

[10] Ces grilles permettent de déterminer des intervalles de gestion relatifs à la compatibilité des milieux avec les usages. Guide sur l'interprétation des milieux (MEDD, 2007) - http://ssp-infoterre.brgm.fr/iem

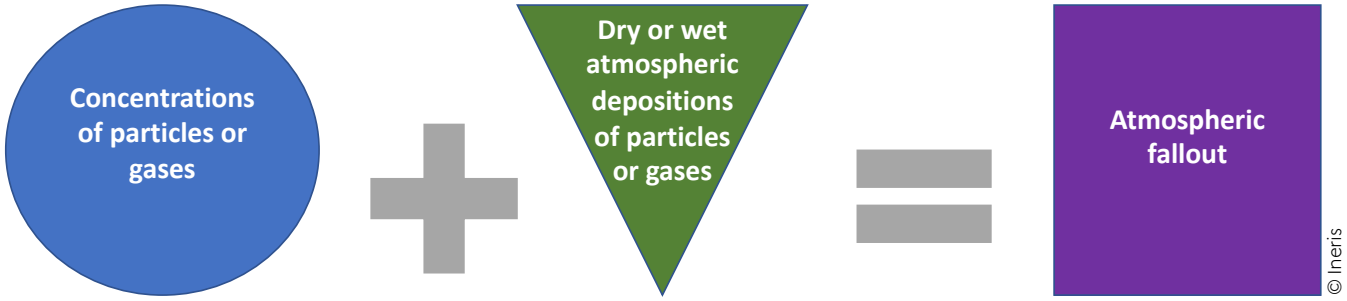
[11] Pour les concentrations dans l'air et les flux de dépôts atmosphériques on pourra se reporter au document d'accompagnement du présent guide (Ineris-201065-2172207-v1.0 – 2021).

2 TECHNICAL ABSTRACT

2.1 Monitoring strategy[12]

Atmospheric fallout from ICPE emissions (French designation: Facilities Classified for Environmental Protection) is made up of gases or particles that remain in suspension in ambient air (air concentrations) and/or settle on integrating environmental compartments (soil, plants, surface water) in direct contact with the atmosphere (atmospheric deposition). This fallout, depending on the substances and use of media, may potentially lead to population exposure, either directly (inhalation) or indirectly through the consumption of accumulating environmental matrices (ingestion).

Figure 9 : Definition of atmospheric fallout used in this document.



In this case, the objective of monitoring is to obtain measurement results that will allow, through measurement campaigns set up outside of accidental situations, to determine if local fallout of current atmospheric emissions from a specific site presents a risk to the environment. If so, one should assess whether direct or indirect long-term exposure to this fallout may affect health.

The monitoring of several installations at the same time (mutualized monitoring, area study) is not covered in this guide. In this case, the strategies proposed in this guide can serve as a basis but will have to be adapted.

To reach this objective, a two-tier approach is proposed that can be set up involving ad hoc studies (impact study, site pollution assessment…), in the context of a regulatory monitoring program, as well as during the different operational configurations of the facility (normal, or after a recent, malfunction which has been brought under control, outside of accidental situations).

Firstly, ad hoc measurement campaigns (1st-tier campaign) are conducted either at the point of maximum fallout or at the targets most exposed to a specific facility fallout. Measurements are taken at these points when this contribution is the highest. These characteristics are assessed in line with the monitoring context (the last 3-5 years when monitoring the facility under normal operating conditions, or during the deviation period following a malfunction).

If, given the selected conditions, the site contribution does not stand out in relation to available local benchmark values (initial state, local control environment), measurements may be interrupted as long as emissions are controlled and

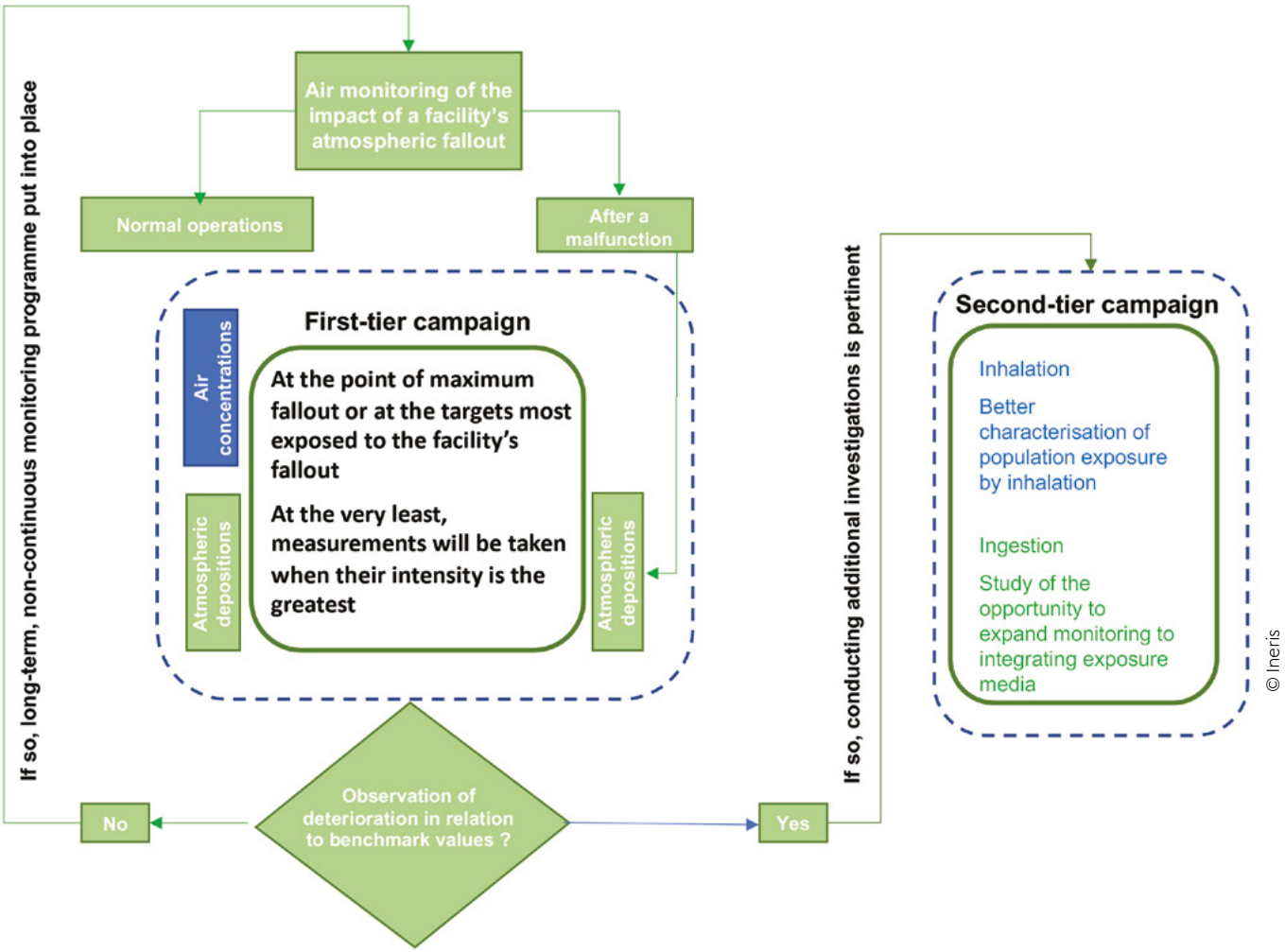
[12] If historical pollution related to past atmospheric depositions of persistent or bio-accumulable substances is suspected, this can only be assessed by sampling in other receptor media (notably soil). This case lies outside of the scope of this document.

constant. If the opposite occurs, if the measured substance has target values or other comparison values and these are exceeded at the selected "impacted" point, management measures made up of a plan to control the site's atmospheric emissions and/or additional investigations in the exposed media may be engaged (2nd-tier campaign).

Depending on the results of the first campaigns, uncertainties, local issues or regulatory context, "1st tier" campaigns can regularly be renewed (for observation over three years, for example). This is to better assess the variability of the impact of site emissions during normal operations.

The frequency of this monitoring program is then adapted to specific issues and their evolution (while respecting minimum regulatory provisions). It is reinforced or lightened depending on the evolution of measurement results (Figure 10).

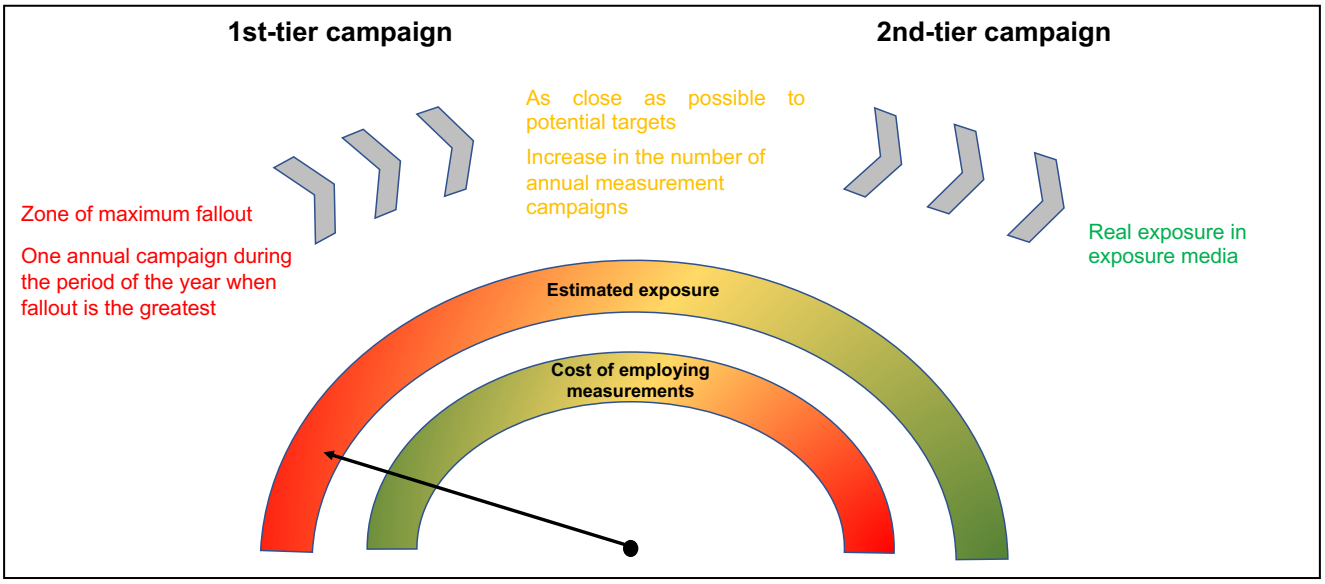
Figure 10 : Schematic diagram of the two-tier monitoring strategy proposed in this document.



This approach is based on a commitment to providing means that increase in parallel with a desire for knowledge of the true exposure of populations (Figure 11).

To illustrate this methodology, four case studies are presented in Annex 9.

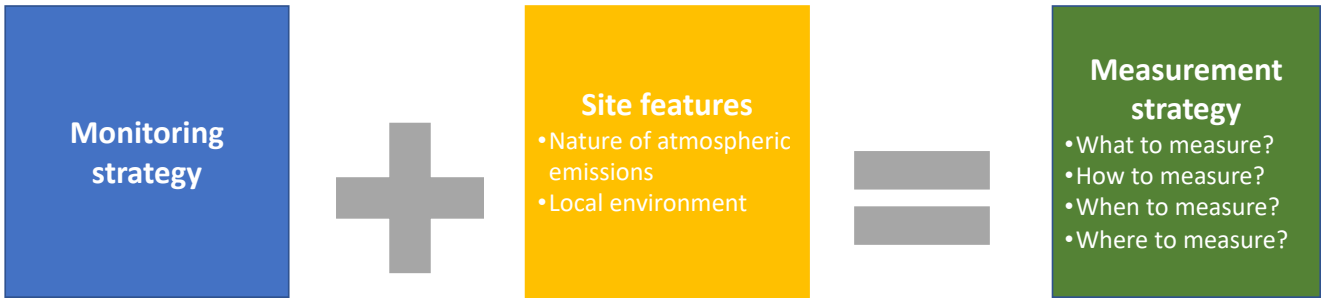
Figure 11 : Objective/means balance between 1st and 2nd-tier campaigns.



© Ineris

2.2 Measurement strategy[13]

The monitoring strategy is adapted to the classified facility and its environment, thus allowing the definition of a measurement strategy which includes the entirety of sampling parameters: the pertinent physico-chemical form of the tracer, measurement methods and quantification limits, sampling periods, the position of sampling points and associated sampling strategies.



© Ineris

2.2.1 Choice of measured matrices and measurement methods

Depending on the selected substances, it may be pertinent to only measure certain parameters (Table 5). The absence of an exposure route in the local environment may allow one to measure fewer matrices.

[13] The measurement strategy must always be adapted and in proportion to site issues.

Table 5 : Matrices to be used according to pollutants (the choice will have to be adapted to local exposure issues).

	Air concentrations		Atmospheric depositions	
Substances	Measurement of gaseous and/or suspended particulate concentrations in ambient air		Measurement of fluxes of dry (particulate) and wet (gaseous and particulate) atmospheric depositions)	Measurement of concentrations resulting from the bioaccumulation of atmospheric depositions (biomonitoring of air quality)
	µg/m^3		µg/m^2/d	µg/g
	Gas	Particulate (PM_{10} fraction)		
CVOC	X			
Gaseous hydrogen chloride (HCl)	X			
Fluorine and fluorinated compounds	X	X	X[14]	
SO_2, NOx	X			
Particles		X	X	
Trace metals (other than Hg)		X	X	X
Hg	X		X	X
PCDD/F (17 toxic congeners)			X	X
PCB-DL			X[15]	X
HAP	X (if less than 3 cycles)	X	X	X[16]

© Ineris

[14] Méthode des papiers à la chaux - De Cormis, L. - Rapport d'activité annuels. Station d'études de la Pollution atmosphériques d'Avignon-Montfavet (INRA).

[15] PCB 81, 77, 105, 114, 118, 123, 126, 156, 157, 167, 169, 189.

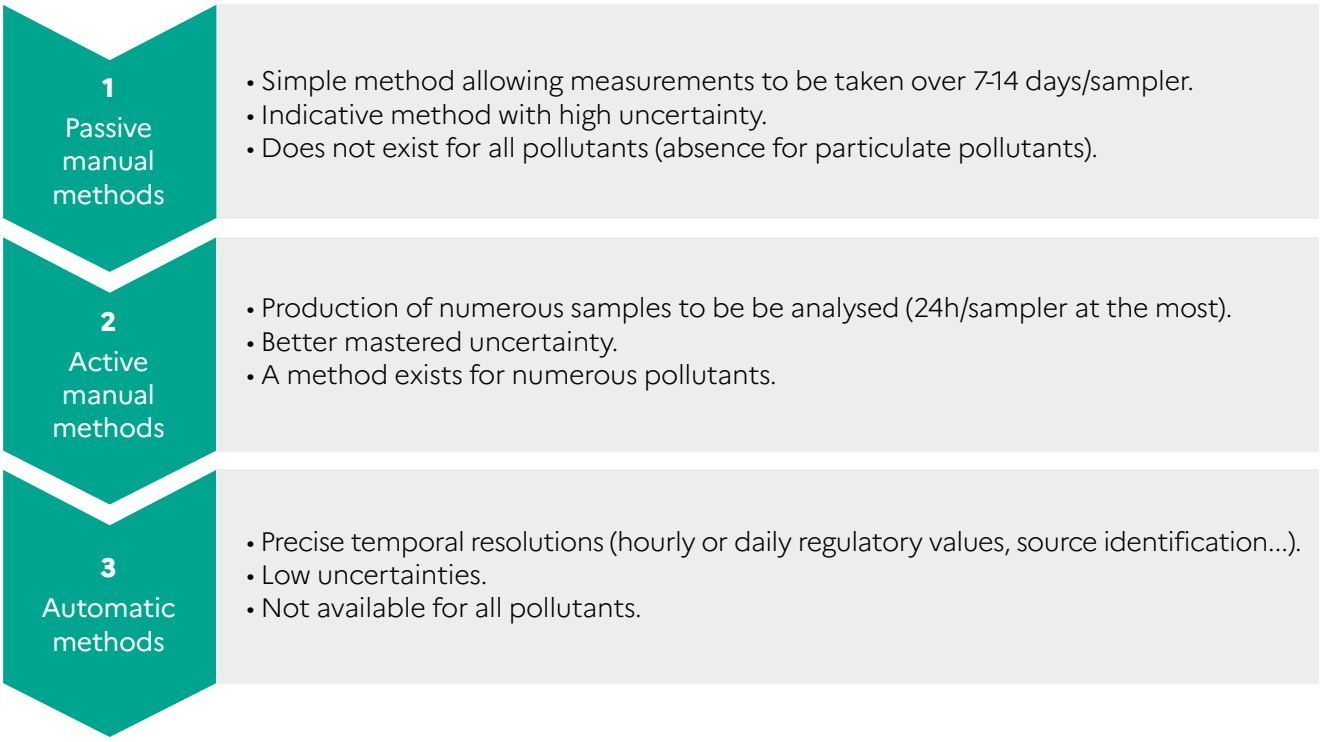
[16] Fluoranthène, benzo(a)fluoranthène, benzo(b)fluoranthène, benz(k)fluoranthène, benzo(a)pyrène, dibenzo(a)anthracène, benzo(g,h,i) pérylène, indeno(1,2,3-c,d)pyrène.

2.2.1.1 Measurement of ambient air concentration

The use of "passive manual" methods is preferred for the measurement of gaseous pollutant concentration. If these are not available for the target substance (they only exist for certain gases) or if the uncertainty level does not allow results to be used pertinently, "active manual" or "automatic" methods may be substituted.

When they exist, the use of "automatic" methods must be reserved for cases where it is necessary to obtain precise temporal resolutions (hourly or daily regulatory values, improved identification of a source contribution) or to gather numerous results over long periods, in order to better understand the distribution of results and have reduced uncertainty. Particular attention will be paid to the outcome of the method which should enable the highlighting of a possible signal linked to the monitored site.

Figure 12 : General principle for choosing an air concentration measurement method.



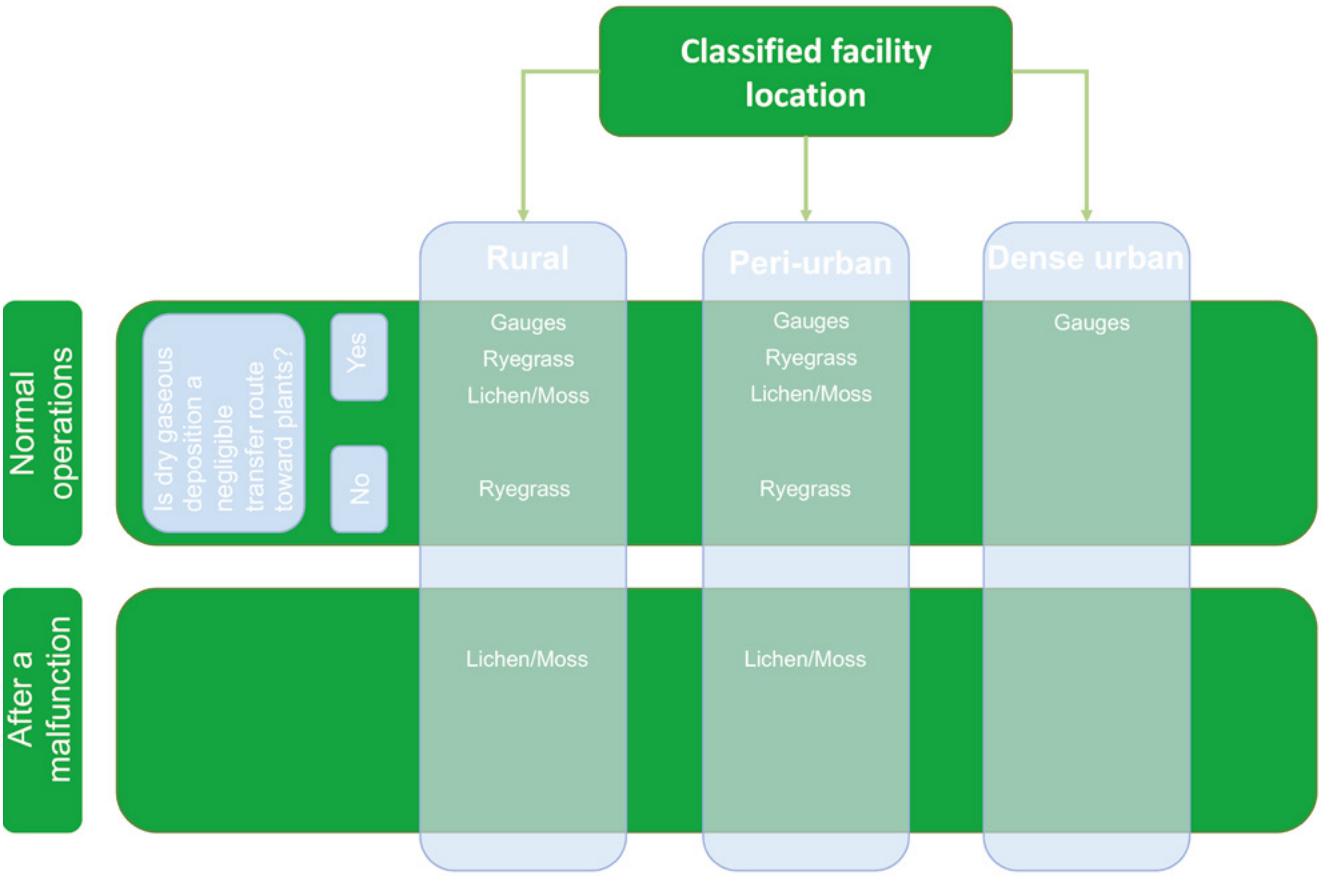
© Ineris

2.2.1.2 Measurement of atmospheric deposition

The use of gauges/collectors and/or *in situ* lichen/moss sampling forms the basis of atmospheric deposition monitoring . Lichen/moss sampling is preferred in rural or peri-urban environments, and if the substratum is perennial at the "impacted" point.

One can substitute the use of gauges/collectors with controlled ryegrass cultivation stations if forage or pasture crops exist in the study zone. Following a malfunction, only *in situ* lichen/moss sampling can be set up, whence the necessity of preserving this matrix over the long term.

Figure 13 : Choice of atmospheric deposition measurement methods according to different site environment typologies.

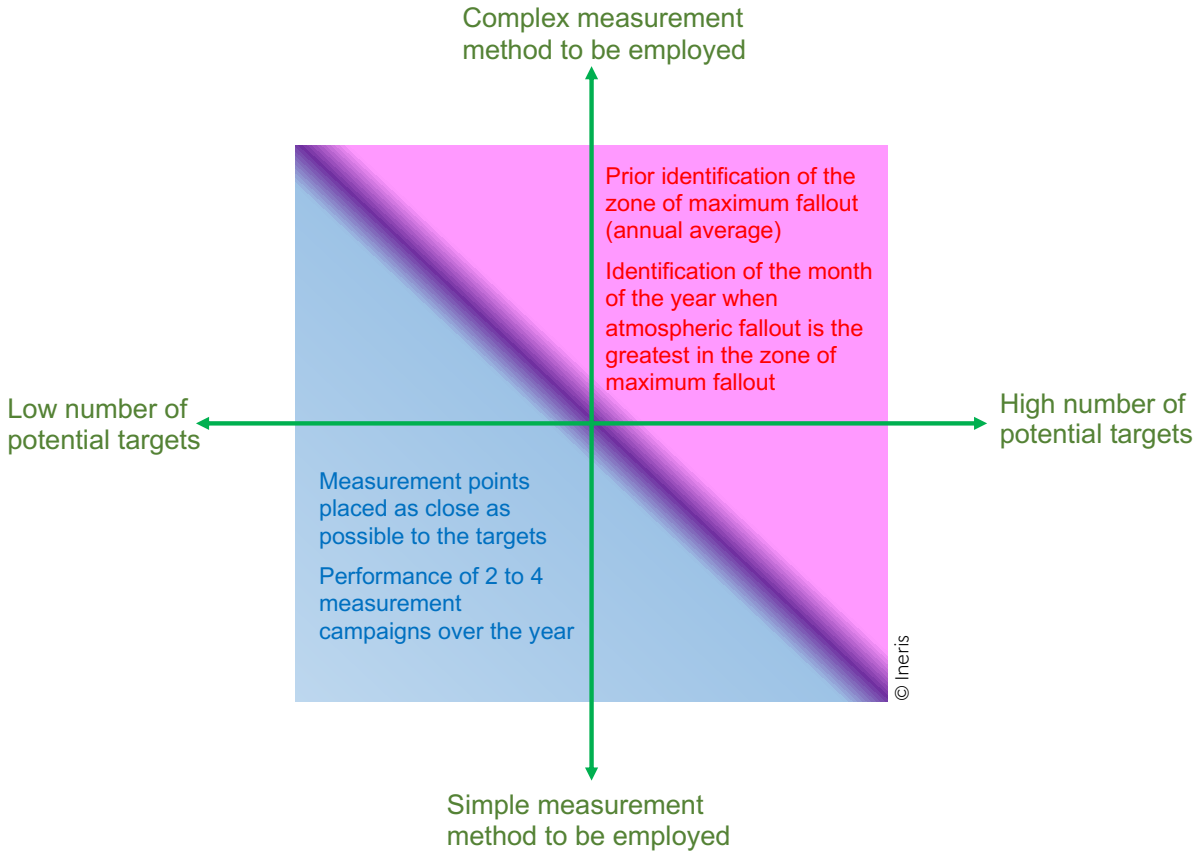


Representative meteorological data of the dispersion conditions atmospheric emissions are subject to (measuring duration, 10-m hight, wind direction and velocity, rainfall, temperature and atmospheric pressure at least) must be systematically recorded during measurement campaigns.

2.2.2 Choice of measurement points, measurement periods and campaign duration

When the number of measuring points is significant and the measurement techniques to be implemented are complex (significant sample production to be analyzed in order to cover minimum sampling periods, complicated associated logistics), one must seek, while complying with local issues, to reduce the number of sampling points and/or the sampling period. At the very least, the most impacted targets and the period during which this impact is the most intense should be documented. Their identification requires previous studies.

Figure 14 : Choice of measurement strategy according to the number of targets and the employed measurement techniques.



2.2.2.1 Choice of measurement points

Two types of measurement points are selected: those within the facility field of influence, or "impacted" points, and those outside of it, or "control" points. Their characterization must be conducted during each measurement campaign. At least one control point is chosen where the expected levels for the measured parameter are locally the lowest.

The location of "impacted" measurement points depends on the nature of the emission source and the profile of the resulting fallout on the ground in the surround ding area , how potential targets around the facility are distributed , the measurement technique as well as dispersion conditions (Table 6).

In the case of atmospheric deposition measurement, additional choice criteria must also be taken into account in the selection of sampling periods (Table 7).

Final placement of measurement points must allow unhindered circulation of the air around the entry of the sampling system. These must also be distanced from any zone where the concentrations/ depositions are artificially increased or decreased. Sampling height is between 1.5 and 3 m from the ground (except for moss: ground level). For *in situ* sampling, the sampled species at different points must be identical and collected on comparable samplers.

Table 6 : "Impacted" measurement point(s) - choice criteria.

Typology	Low diffuse source (<10 m)		Channelled or diffuse sources at medium or high height (≥10m) Does the measurement technique allow sampling of all targets at an acceptable cost?				
			Yes		No, a previous identification of the maximum fallout point is necessary ➜ Atmospheric modeling is available?		
					Yes	No ➜ specific investigative measurement campaign	
Principal "motor" of pollutant dispersion	Transport (V≥1.5 m/s) Case 1	Diffusion (V<1.5 m/s) Case 2	Transport (V≥1.5 m/s) Case 3	Diffusion (V<1.5 m/s) Case 4	Transport (V≥1.5 m/s) Case 5	Transport (V≥1.5 m/s) Case 6	Diffusion (V < 1.5 m/s) Case 7
Location of the "impacted" measurement point(s)	One measurement point at the property border or at the first targets downwind from the site. The impacted area will be identified from the study of the wind rose and the rain rose (last years or period of dysfunction).	At a minimum, measurement points around the site at the nearest targets or property border.	Measurement point at existing targets downwind from the site. The impacted area will be identified from the study of the wind rose and the rain rose (last years or period of dysfunction).	Measurement point at existing targets around the site.	Identification of the point where the concentrations/ modelled depositions are the highest on average (last years or during malfunction period). Measurement at the maximum fallout point or targets that are the closest to it.	Reinforcement of the spatial sampling map (5 points at 50, 100, 300, 500 and 1,000 m) downwind from the site. The choice of the sampling axis will be as in Case 1. An additional point at the site border if a diffuse source is present. If it is necessary to conduct subsequent-measurement campaigns later (measurement on a risk tracer, quantitative measurement campaign, 2nd-tier campaign), measurements will be taken at the identified point of maximum fallout (or targets that are the closest to it).	Sampling map identical to Case 6, but on multidirectional axes spaced by 30°. It can be reduced if the topography justifies it (narrow valley; one verifies in this case the absence of targets that could be impacted by ascending/descending currents during day/night alternations). If it is necessary to conduct other measurement campaigns later, same as Case 6.

© Ineris

Table 7 : Additional choice criteria to be incorporated into the choice of measurement periods depending on the employed atmospheric deposition measurement method.

Monitoring context	Measurement method	Additional criteria related to the measurement method
Normal operations	Gauges/collectors	Beware of freezing temperatures that can cause glass gauges/ collectors to burst as well as severe storms that can cause gauges/collectors to overflow.
	Ryegrass	Employed from March to mid-November.
	Lichen	Avoid periods of rain or snow. Sampling of all points over 1 to 2 days in September-October.
	Moss	Sampling of all points over 1 to 2 days in April-June.

© Ineris

2.2.2.2 Choice of measurement period and campaign duration

After a malfunction, *in situ* lichen/moss samples are to be taken within a short time period (a few days) after the event itself or the detection of a deviation which could impact the environment (emission measures, specific operational conditions and/or maintenance operations, impact detected during ad hoc monitoring campaigns). Samples must be taken over one or two consecutive days at all measurement points.

When a site is monitored during normal operations and first-tier campaigns involving the placement of measurement materials, two approaches are proposed, depending on the chosen measurement methods.

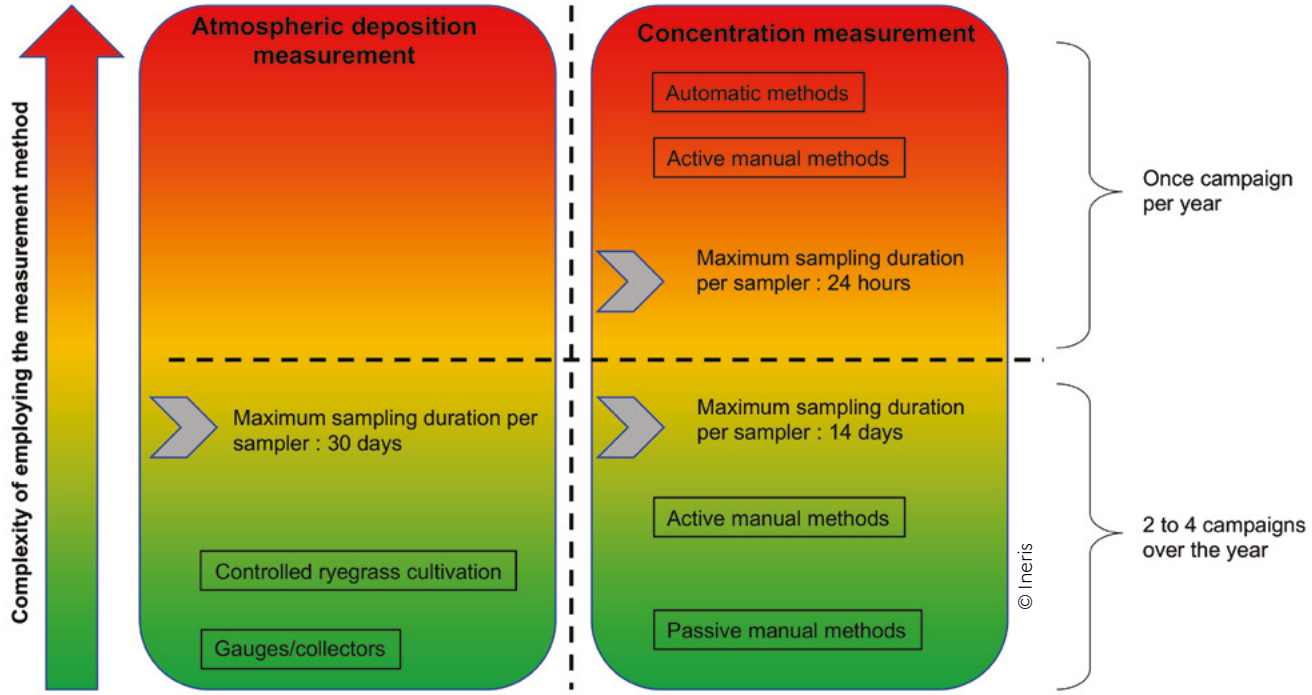
For measurement techniques that are simple to implement, total duration of the entire sampling process taken at one point is of at least 14% of the year. This time coverage is ensured by performing 2 to 4 15-day/one-month measurement campaigns in the year.

The distribution of these campaigns over the year depends on the observed variations in dispersion conditions within the study zone that influences fallout intensity. One of them must include the period with the greatest intensity of fallout at the retained impacted point.

Depending on the results of the campaign, it may be necessary to increase the level of temporal coverage in order to reduce uncertainty over results. Indeed, according to research (Ineris, 2021) covering 14% of the year gives average concentration with an average relative error of about 19%, and an average relative uncertainty of 42% on the annual average value. These increase to 14% and 32% respectively when temporal coverage rises to 30% (16 weeks) and a sampling plan distributed evenly over the year.

For complex measurement techniques generating too many samples to analyze or samples whose immobilization/logistical costs are too great to cover this minimum sampling duration, we suggest to reducing campaign duration to 10 days. The measurement period takes place during the month when atmospheric fallout is the most intense at the retained impacted point.

Figure 15 : Choice of time coverage according to the measurement method.



This shortening of the measurement period requires a previous study of the expected temporal evolution of atmospheric fallout through either a study of model outputs or local meteorological data.

This shortening of the measurement period can equally be considered in the case where a simple measurement method is adopted, but it has been decided , in line with the local or regulatory framework[17] , to only conduct one measurement campaign per year. However, when this is possible, conducting several campaigns per year allows for the assessment of variations in the contributions of external sources (e.g.: residential heating) in relation to site contribution.

They shall equally be conducted during the spatial reinforcement of the sampling map.

For *in situ* lichen/moss sampling, there is no favored period (they accumulate/release environmental matrices all year long). However, if there is a seasonal increase in deposition due to the activity, it is necessary to take samples shortly after this increase.

Whatever approach is chosen (placement of material or *in situ* sampling), the characteristics of certain atmospheric deposition measurement methods must equally be taken into account in the choice of measurement periods (see chapter 8.2).

Note: The meteorological data used to determine the location of points or measurement periods (modelling or study of the meteorological phenomena occurrence) must be representative of the local situation. The time period is adapted to the monitoring context (the last 3-5 years for monitoring normal facility operations , covering the deviation period following a malfunction).

[17] Ministerial decree of 20th September 2002 concerning hazardous and non-hazardous waste incineration facilities set a monitoring frequency of a minimum of once per year (item 30).

2.2.3 Methods to optimise measurement campaigns

The identification of measurement points and periods must be made separately for concentrations and depositions as well as the channeled and diffuse emissions of the site. These studies must take into account shutdown/maintenance periods or an increase in facility emissions during the year. Nevertheless, convergences in sampling zones and measurement periods are required in order to optimize measurement campaigns.

If, over the year, there are several impact zones around the site (e.g.: bimodal wind rose, rain rose different to wind rose, low <1.5 m/s wind season ...), only one needs to be characterized if it can be demonstrated that it is representative of maximum impact for the considered source, substance and parameter.

Moreover, different methods exist to increase the chances of successful measurement campaigns: limiting the number of samples to be analyzed or the amount of equipment to be used, selective analysis of samplers, ambulatory campaigns, pollution rose plotting and coupling of an *in situ* method with other atmospheric deposition measurement methods.

2.3 Initial state

For priority substances, all parameters (µg/m^3, µg/m^2/day, µg/g – cf. Table 5) likely to be used during facility monitoring must be characterized in the initial state. These characterizations are conducted in the zones that will be most impacted by future atmospheric fallout of channeled and diffuse emissions as well as in the local control environment. Concerning *in situ* lichen/moss sampling, one shall also seek to have measurement results for zones to which infrequent meteorological situations are associated, but possible (malfunction).

Except for the case of *in situ* samples of lichen/moss, it is strongly recommended to carry out several measurement campaigns. These will be implemented during the four seasons. In the event of the initial state being partially or totally undocumented prior to facility activation, the use of manual or automatic methods (air concentration), gauges/collectors or ryegrass (atmospheric deposition) offer the possibility of "updating" the initial state after site activation. These campaigns are led every three years, for example, during programmed facility emission stop phases (maintenance, shutdown, annual closing...).

2.4 Quality controls

In reports for each measured parameter, laboratories/research centers must specify their limit of quantification as well as their measurement uncertainty, including the sampling and analysis phase.

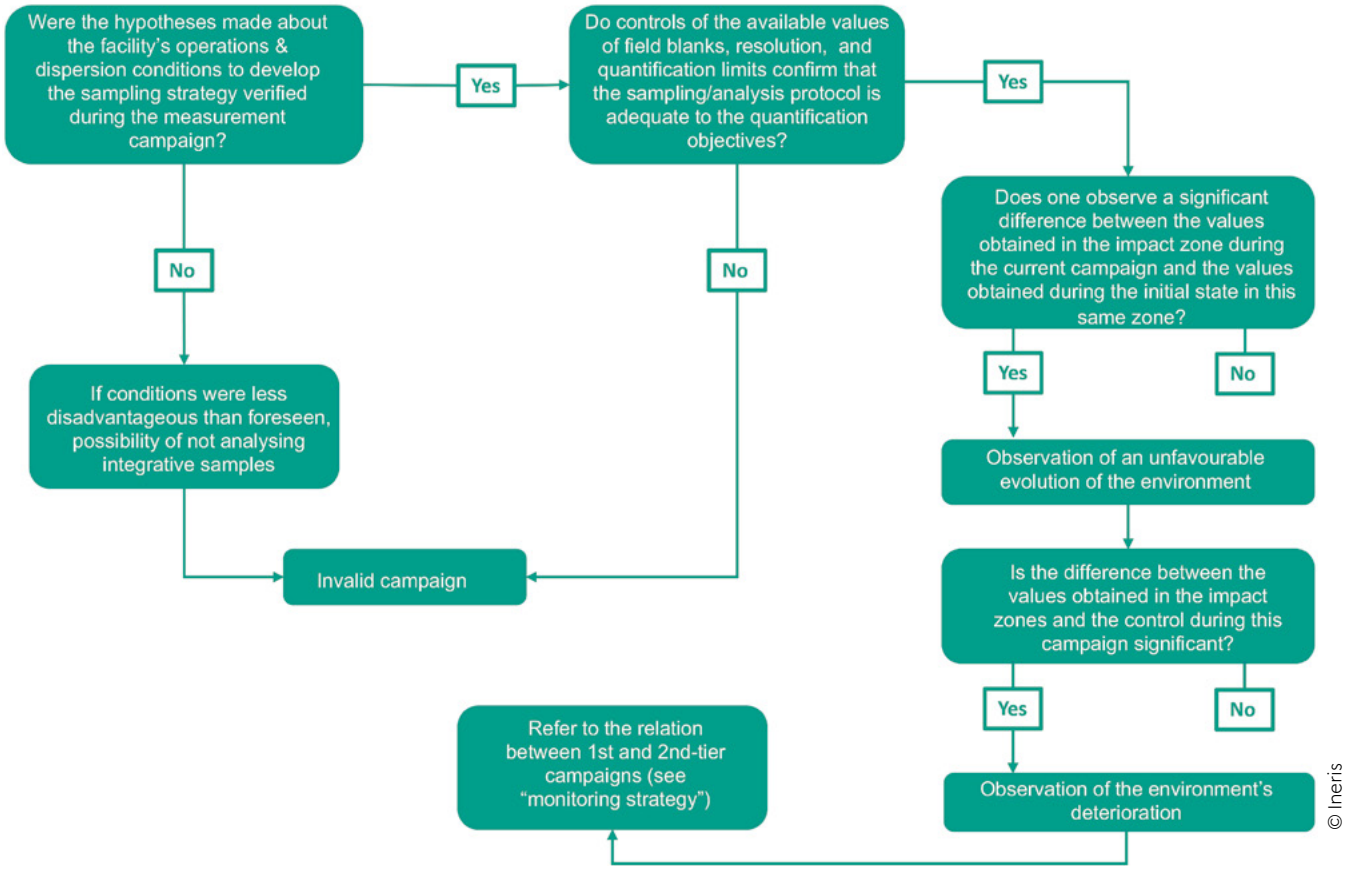
Field blanks must be systematic for each measurement campaign and sampler/substance couple when using gauges/collectors (atmospheric deposition) and manual methods (air concentration). The associated results must be indicated in the report and in no case should their values be subtracted from those of the measurements. Their use is only to validate the absence of contamination due to the measurement process.

2.5 Interpretation of measurement campaigns

2.5.1 Prior verification

A precondition to any analysis of samples and interpretation is that the hypotheses made to develop the measurement strategy (site operations, local meteorology) have been verified. The facility level of operations and/or external factors capable of influencing diffuse sources must also be documented. The performance criteria of the method will equally be controlled (QA/QC).

Figure 16 : Flowchart of the observation of environmental deterioration in the context of monitoring ambient air around a classified facility.



2.5.2 Use of measurement campaign data

The differences observed between the values measured at the "impacted" point and the local control environment must be assessed in terms of the uncertainty of the measurement method and the dispersion of the results obtained at each point (study of the confidence interval range associated with the measurements, statistical tests).

If the measurement results at the selected "impacted" point show environmental deterioration in comparison with benchmark values, they will be compared to the following values (Table 8).

Table 8 : Possible values to compare to measured values at the "impacted" point if deterioration of the environment is detected.

	Air concentrations	Atmospheric depositions
Target values[18]	Choice 1	Choice 1 (ryegrass)*
TRV or study of process intervals following the use of site pollution assessment calculation tables[19]	Choice 2	Not pertinent
Published characteristic values of different media types[20]	In addition	Choice 2
German or Swiss atmospheric deposition flux regulatory values	Not pertinent	In addition

*When ryegrass is used, the amount of water in the sample will have to be determined in order to be able to transpose the results to available regulatory values

© Ineris

Because target values are generally set as an annual average, transposition over the long term of *ad hoc* measurement results must always be undertaken prudently. Thus, depending on the conditions under which the facility impact is measured, exceeding target values must be used as an indicator to determine the nature of management measures as well as their timeline (second-tier campaigns and/or controlling atmospheric emissions).

In the case of *in situ* methods (lichen/moss), seemingly high values do not indicate a toxicity level for moss, the ecosystem or man (ADEME, MNHN, 2013). It is the same is for lichens. For the latter, "sanitary" levels or correspondences with target values of other media have been proposed; they must not be used whatever the case.

2.6 Case History

When prior monitoring data exists, a measurement result obtained at one point must be put into perspective, in relation to the history of values obtained at this point and other points in the study zone (using a *boxplot*, for example).

This comparison allows the identification of significant deviations that would be cause for concern over the long-term deterioration of said media. During these studies, one must single out data populations that are potentially heterogenous (e.g.: before/after implementation of emission treatment).

If one wishes to compare temporal data series from controlled ryegrass cultivation in order to monitor the evolution of atmospheric input, the biomass influence must be taken into account to account for the dilution/concentration effects it induces.

As for the use of gauges/collectors, this comparison must take into account precipitation during the sampling period. For *in situ* lichen/moss sampling, one must also take into account precipitation during the period preceding the sampling, the species used and the nature of the substrata.

[18] For regulatory values, please refer to "Synthèse des valeurs réglementaires pour les substances chimiques en vigueur dans l'eau, les denrées alimentaires et dans l'air en France", 30 juin 2020 (Ineris-20-200358-2190502-v3.0) updated every two years.

[19] These tables allow the determination of process intervals relative to the compatibility of media with uses. Guide sur l'interprétation des milieux (MEDD, 2007) - http://ssp-infoterre.brgm.fr/iem

[20] For air concentration and atmospheric deposition fluxes, please refer to the document that accompanies this guide (Ineris-201065-2172207-v1.0 – 2021).

3 INTRODUCTION

La surveillance dans l'air des retombées des émissions atmosphériques autour d'une ICPE soumise à autorisation peut être mise en place volontairement par l'exploitant pour répondre, par exemple, à des demandes des populations ou bien être imposée par différents cadres réglementaires (dossier de demande d'autorisation d'exploiter, arrêté préfectoral, arrêtés ministériels…).

Ce guide propose de donner les repères méthodologiques nécessaires à la mise en œuvre de cette surveillance :

- soit ponctuellement, pour permettre d'établir l'état actuel du milieu atmosphérique dans le cadre d'une demande d'autorisation d'exploiter d'une ICPE ou d'une modification substantielle de ses conditions d'exploitation ;
- soit lorsque celle-ci s'inscrit dans un programme de surveillance environnementale autour d'une ICPE, exigé par la réglementation nationale ou prescrit par arrêté préfectoral.

La surveillance dans l'air ne peut se substituer à la surveillance d'autres matrices notamment pour caractériser une pollution historique d'un milieu accumulateur. Ses atouts et limites sont présentés en Annexe 2.

Ce guide est destiné à des acteurs de terrain (industriels, laboratoires, bureaux d'études, DREAL) qui sont confrontés dans le cadre de leurs activités quotidiennes à la mise en place ou à l'évaluation de la qualité de campagnes de mesure. Il est un complément sur le volet « air » au guide sur l'évaluation de l'état des milieux et des risques sanitaires (Ineris, 2021)[21].

Les stratégies de mesure présentées dans ces guides ne répondent pas aux critères imposés :

- par une surveillance en continu des retombées atmosphériques autour d'un site ;
- par la reconstruction des expositions moyennes des populations par inhalation sur le long terme dans les milieux d'exposition ;
- par la surveillance de l'impact d'activités particulières sur un site (opérations de démantèlement, chantiers de construction ou dépollutions…).

Elles ne sont pas non plus adaptées à la surveillance des niveaux de concentration de substances gazeuses pouvant conduire à des effets aigus lors d'expositions sur le court terme, ni à la surveillance des nuisances olfactives ou des impacts sur les écosystèmes, ni à la quantification des flux d'émissions diffuses. Elles permettront néanmoins de quantifier l'impact de ce type d'émissions.

Enfin, elles ne sont pas adaptées à la surveillance de plusieurs installations en même temps (surveillance mutualisée, étude de zone). Dans ce cas, les stratégies proposées dans ce guide pourront servir de base mais devront être adaptées.

L'approche proposée dans ce guide repose sur une phase approfondie d'études préalables (documentaire et de terrain) du site et de son environnement, qui doit permettre de construire une stratégie de mesure proportionnée aux enjeux.

Si ce guide propose des repères méthodologiques, leur bonne mise en œuvre repose sur un important savoir-faire des opérateurs de terrain et une bonne connaissance des normes de mesure auxquels ce guide ne peut pas se substituer.

[21] Évaluation de l'état des milieux et des risques sanitaires – Démarche intégrée pour la gestion des émissions de substances chimiques par les installations classées, 2021 (Ineris-200357-2563482-v1.0).

Par ailleurs, les services de l'État (DREAL, Préfecture) restent les prescripteurs de la surveillance autour des ICPE au moyen d'arrêtés préfectoraux qui « fixent les moyens d'analyses et de mesures nécessaires au contrôle de l'installation et à la surveillance de ses effets sur l'environnement » (article R. 512-28 du Code de l'environnement).

Enfin une méthodologie de surveillance est un outil « vivant » qui doit évoluer dans le temps afin de s'adapter à l'évolution des enjeux autour du site. Elle peut donc être renforcée ou allégée. On veillera cependant à toujours permettre de raccorder les résultats de mesure à l'historique des données précédemment acquis.

Le premier chapitre de ce guide regroupe les points importants à retenir pour mettre en place cette surveillance dans l'air. Un document séparé (réf. Ineris - 201065 - 2172207 - v1.0[22]) accompagne ce guide et regroupe les principales caractéristiques physico-chimiques, valeurs de gestion, méthodes de mesure dans l'air de certaines substances (COV chlorés, COV aromatiques, 1,3-butadiène, dioxyde de soufre, éléments traces métalliques dont le chrome, HAP, PCDD/F).

Il est prévu de mettre à jour et compléter ces documents régulièrement pour refléter les évolutions de la réglementation, des connaissances et des outils.

[22] Principales caractéristiques physico-chimiques, valeurs de gestion et niveaux mesurés dans l'air ambiant, méthodes de mesures de certaines substances (COV chlorés, COV aromatiques, 1,3-butadiène, dioxyde de soufre, éléments traces métalliques dont le chrome, HAP, PCDD/F – Ineris-203517-2718633-v1.0 – prochainement publié).

4 CADRE RÉGLEMENTAIRE

En complément des démarches volontaires de l'exploitant pour répondre, par exemple, à des demandes des populations, la caractérisation de la pollution de l'air autour d'une installation peut être rendue nécessaire dans différents cadres réglementaires concernant les ICPE soumises à autorisation.

4.1 Demande d'autorisation d'exploiter et étude d'impact

Au moment de l'étude d'impact (article L122-1) d'une installation en projet, lors de l'analyse de l'état initial de la zone et des milieux susceptibles d'être affectés par cette installation (article R122-5), on réalise des mesures qui doivent permettre d'évaluer la sensibilité initiale du compartiment atmosphérique et de fournir des repères qui serviront à évaluer l'impact de l'installation après sa mise en service.

Par la suite, l'arrêté d'autorisation d'exploiter peut imposer un programme de surveillance dans l'air au voisinage de l'installation existante compte tenu de la sensibilité des milieux et/ou du risque de leur dégradation (article R512-28). Il sera proportionné aux enjeux et devra permettre d'alerter en cas de dérive liée aux émissions atmosphériques de l'installation qui pourrait à terme dégrader les milieux. Cette surveillance pourra être renforcée ou allégée au cours de la vie de l'installation (article R512-31) en fonction de l'évolution des émissions atmosphériques de l'installation ou de la sensibilité de son environnement.

Initialement, les paramètres à surveiller et les enjeux particuliers sont mis en évidence lors de l'étude d'impact. Concernant le volet sanitaire des études d'impact, l'analyse des effets sur la santé est réalisée conformément à la circulaire du 9 août 2013 relative à la démarche de prévention et de gestion des risques sanitaires des installations classées soumises à autorisation. Elle repose sur une démarche intégrée associant « Interprétation de l'État des Milieux » (IEM) initiale et actuelle par la mesure dans différents milieux environnementaux dont l'air, complétée par une « Évaluation prospective des Risques Sanitaires » (ERS). Cette démarche peut être reconduite tout au long de la vie d'une ICPE, notamment lors de la mise à jour de l'étude d'impact :

- à l'occasion du réexamen des conditions d'autorisation, imposé par la Directive sur les émissions industrielles (IED) ;
- en réponse à la constatation du non-respect des prescriptions, d'un impact avéré dans l'environnement ou d'une préoccupation justifiée des populations (article L512-20).

4.2 Textes ministériels

Certaines installations classées sont soumises à des règles techniques fixées par arrêtés ministériels pris en application de l'article L512-5 visant à prévenir et réduire les pollutions de toutes natures liées à l'installation (protection des intérêts mentionnés à l'article L511-1).

L'arrêté du 2 février 1998, relatif aux prélèvements et à la consommation d'eau ainsi qu'aux émissions de toutes natures des installations classées pour la protection de l'environnement soumises à autorisation, impose (art. 63) une surveillance de la qualité de l'air ou des retombées (pour les poussières) autour du site.

Sa mise en œuvre est conditionnée au dépassement de seuils de flux massique horaire (kg/h) des rejets atmosphériques (canalisés et diffus) de l'installation pour certains polluants : NOx, SOx, COVT, 45 COV[23] spécifiques, poussières, composés inorganiques gazeux du chlore, HCl, fluor et composés fluorés, 15 éléments traces métalliques.

[23] Voir Annexe III de l'arrêté du 2 février 1998.

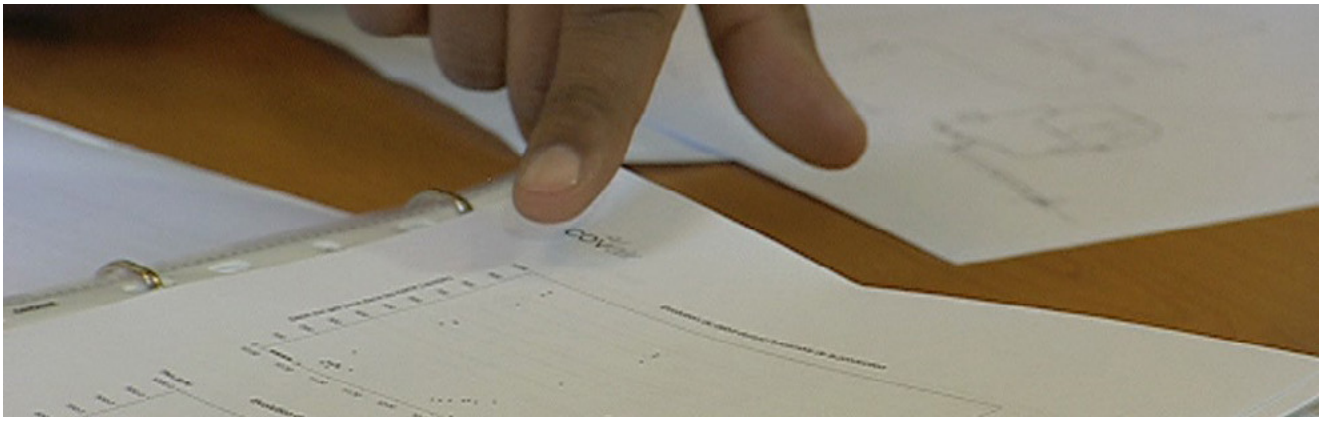
Cet arrêté s'applique à toutes les installations classées soumises à autorisation, à l'exclusion d'activités listées dans son article premier[24].

Pour la majeure partie des activités exclues du champ d'application de l'arrêté du 2 février 1998, des arrêtés sectoriels imposent des exigences similaires à cet article, par exemple :

- arrêté du 12 mars 2003 relatif à l'industrie du verre et de la fibre minérale (art. 76) ;
- arrêté du 25 avril 2008 relatif aux installations de traitement de cadavres, des déchets ou des sous-produits d'origine animale.

Les exigences en matière de surveillance de l'air autour du site sont similaires à l'article 63 de l'arrêté du 2 février 1998 modifié par l'article 14 de l'arrêté du 17 juin 2014 (différents seuils limites sur les flux massiques horaires (kg/h) de rejets atmosphériques imposant une surveillance environnementale, voir Annexe 3). Des méthodes de prélèvement, mesure et analyse sont précisées dans ces textes (voir Annexe 3), mais pas la stratégie de mesure associée qui sera proposée par l'exploitant à la validation de l'Inspection. Ces méthodes correspondent aux méthodes à utiliser dans le cadre de la surveillance réglementaire de la qualité de l'air ambiant conformément aux exigences des directives 2008/50/CE et 2004/107/CE (voir Chapitre 4.3). Dans le cadre de la stratégie de surveillance décrite dans ce guide, la contrainte logistique annoncée à la mise en œuvre de ces normes peut être disproportionnée au regard des objectifs visés.

Seul l'arrêté ministériel du 20 septembre 2002 sur les installations d'incinération de déchets dangereux et non dangereux impose, de façon systématique et obligatoire, quel que soit le niveau des émissions, une surveillance des effets de l'installation sur son environnement. Cette surveillance doit obligatoirement comprendre les éléments traces métalliques (ETM) et les dioxines/furanes (PCDD/F) et ne concerne que l'impact dans les milieux dû au transfert des émissions atmosphériques du site dans l'environnement.

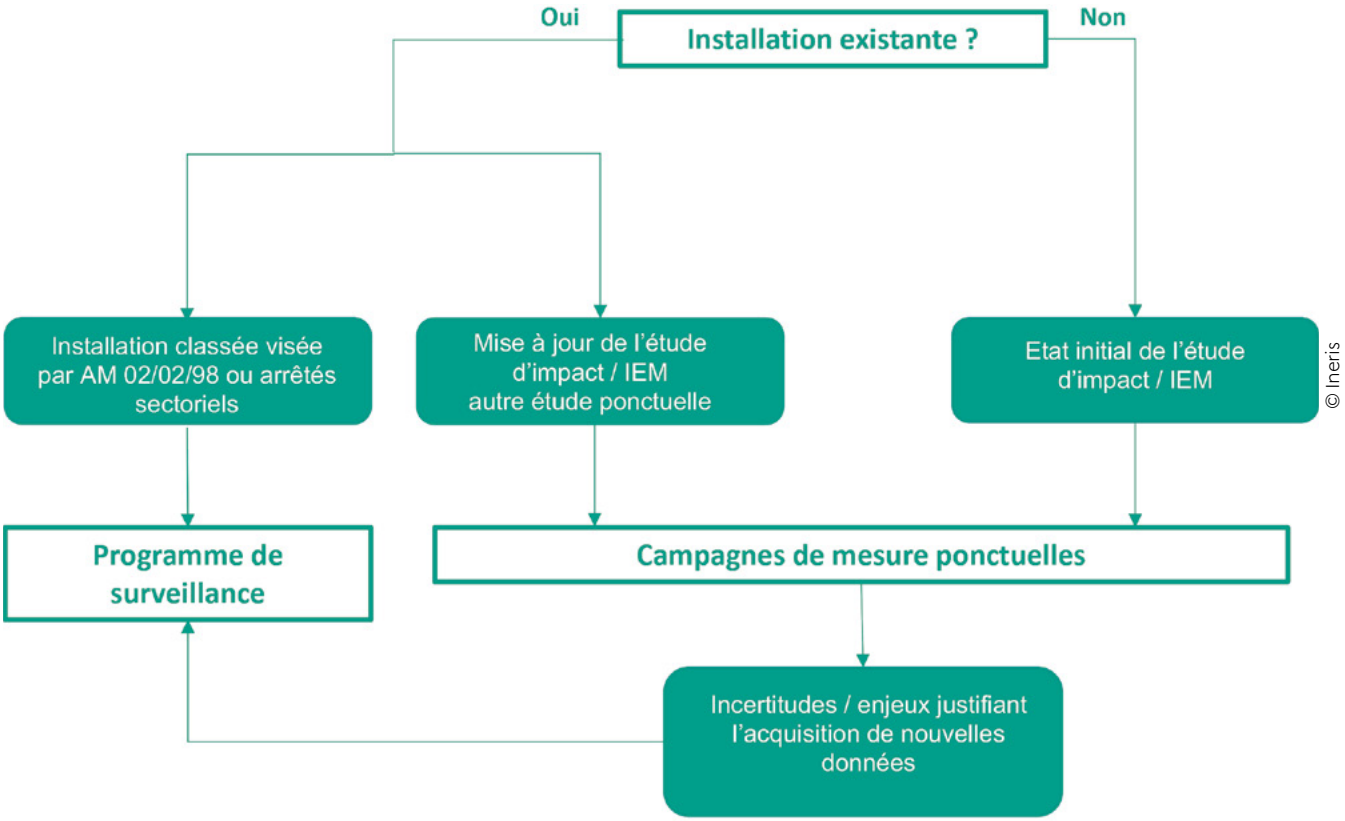


Hormis des exigences minimales de fréquence annuelle, de familles de substances concernées, de caractérisation au point d'impact maximal et l'introduction de la notion d'état initial (point zéro), ce texte ne détaille pas les modalités de mise en application de la surveillance prescrite. Le choix de la stratégie de surveillance est laissé libre, notamment en ce qui concerne :

- l'objectif de cette surveillance environnementale ;
- la nature des milieux et/ou matrices à surveiller ;
- le choix des périodes de mesures et/ou prélèvements ;
- le nombre de points de mesures et/ou prélèvements ;
- la liste des ETM ou PCDD/F à analyser ;
- les protocoles de prélèvements, de préparation des échantillons et d'analyses associées, les unités de restitution des résultats, les limites de quantifications ;
- l'interprétation des résultats.

[24] Notamment : les installations d'incinération et de stockage de déchets dangereux et non dangereux, les installations de traitement de cadavres, des déchets ou des sous-produits d'origine animale, l'industrie du verre et de la fibre minérale, les installations de préparation et de conditionnement de vin, les activités de traitement de surface, les exploitations de carrières.

Figure 17 : Contextes réglementaires où des campagnes de mesures « air » peuvent être rendues nécessaires autour d'une ICPE.



4.3 Dispositif national de surveillance[25]

En France, en application de la Loi sur l'Air et l'Utilisation Rationnelle de l'Énergie (LAURE) du 30 décembre 1996, la mise en œuvre de la surveillance de la qualité de l'air et l'information du public sont confiées par l'État à des Associations Agréées pour la Surveillance de la Qualité de l'Air (18 AASQA réparties dans les régions administratives de métropole et d'outre-mer, 1 en Nouvelle-Calédonie).

Cette surveillance porte en priorité sur les polluants réglementés[26] (décret n° 2010-1250 du 21 octobre 2010 qui transpose la directive 2008/50/CE du 21 mai 2008 et concerne également la directive 2004/107/CE).

En fonction des polluants, la réglementation fixe des concentrations moyennes annuelles[27], journalières ou horaires à ne pas dépasser un certain nombre de jours ou heures par an. Les valeurs ont été choisies afin de protéger les populations d'effets sanitaires et d'éviter des effets nocifs directs sur la végétation (cas des NOx, SO_2 et O_3). Pour certaines substances (Pb, Cd, Ni, Hg, HAP), les dépôts atmosphériques doivent également être surveillés, mais il n'existe pas de seuils réglementaires.

[25] D'après « Bilan de la qualité de l'air en France en 2011 ». Direction Générale de l'Énergie et du Climat. Ministère de l'Écologie du Développement Durable et de l'Énergie.

[26] SO_2, NO/NO_2, O_3, PM_{10} et $PM_{2.5}$, CO, benzène, plomb, arsenic, cadmium, nickel, mercure, hydrocarbures aromatiques polycycliques (principalement le benzo[a]pyrène).

[27] Valeurs limites et/ou cibles, objectifs de qualité de l'air, seuils de recommandation et d'information, seuils d'alerte, niveau critique.

Le respect de ces valeurs doit être vérifié par des mesures. Elles sont réalisées à l'aide de stations fixes de surveillance dotées d'un ou plusieurs instruments de prélèvements automatiques[28]. Les équipements et les sites de mesure des AASQA reposent sur des préconisations techniques communes, en vue de répondre de manière harmonisée aux obligations nationales ou européennes. Dans le cadre des travaux du LCSQA, plusieurs guides méthodologiques ont été rédigés pour la surveillance réglementaire de la qualité de l'air pour le benzène, les HAP et quatre ETM (As, Cd, Ni, Pb)[29].

Outre les différentes méthodes de mesure de référence ou indicatives, ces guides présentent la stratégie de mesure (points et implantations des sites de mesure, seuils d'évaluation, critères de performance, normes mises en œuvre, implantation…) afin de respecter les exigences des directives et des normes européennes.

Les stations de mesures sont réparties sur le territoire suivant des critères précis d'implantation afin d'assurer une surveillance dans différentes typologies de sites :

- stations de fond (péri) urbain : stations de suivi du niveau d'exposition de la majorité de la population aux phénomènes de pollution dits de « fond » dans les centres urbains et à leur périphérie ;
- stations de proximité trafic : stations de mesure des concentrations dans des zones représentatives des niveaux les plus élevés auxquels la population située à proximité d'une infrastructure routière est susceptible d'être exposée ;
- stations de fond rural : stations de surveillance de l'exposition de la végétation, des écosystèmes naturels et de la population à la pollution atmosphérique de « fond », notamment photochimique, dans les zones rurales ;
- stations de proximité industrielle : stations de mesure des concentrations dans des zones représentatives des niveaux les plus élevés auxquels la population riveraine de sources fixes est susceptible d'être exposée, par des phénomènes de panache ou d'accumulation.

Ces stations doivent assurer dans ces zones une surveillance avec des mesures fixes ou indicatives qui se distinguent par des exigences différentes. Ces exigences sont fixées par l'arrêté du 16 avril 2021, en termes de niveaux d'incertitude et de durées d'échantillonnages minimales annuelles en fonction des polluants, des typologies de sites et de la proximité des valeurs mesurées avec les valeurs seuils/ limites/cibles réglementaires (Tableau 9 - voir Annexe 4 pour le détail par substance).

Pour les polluants concernés par la directive 2008/501/CE, les échantillonnages doivent être répartis uniformément tout au long de l'année[30] et réalisés soit en grappe (ex. : 8 semaines réparties uniformément sur l'année), soit de façon discrète (ex. : un ou deux jour(s) choisi(s) aléatoirement par semaine). Pour les HAP, et les métaux (directive 2004/107/CE), les mesures fixes et indicatives doivent également être réparties sur l'année de manière à éviter de fausser les résultats.

[28] Le parc analytique des AASQA comprenait, en 2020, environ 1 400 analyseurs déclarés en sites fixes, répartis sur près de 561 stations de mesure. Il comporte également des préleveurs pour le suivi de polluants tels que les métaux, les HAP, les COV (dont le benzène), ou d'autres polluants dont la mesure peut nécessiter une phase de prélèvement suivie d'analyses en différé en laboratoire.

[29] Guide technique et méthodologique de l'analyse de l'As, Cd, Ni et Pb dans l'air ambiant et dans les dépôts atmosphériques – L. Alleman, B. Malet - Mines de Douai – Novembre 2011.
Mesure du benzène – Guide technique de recommandations concernant la mesure du benzène dans l'air ambiant - N.Locoge, H. Plaisance, L. Chiappini – Mines de Douai, Ineris - Décembre 2009.
Guide méthodologique pour la surveillance des Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP) dans l'air ambiant et dans les dépôts atmosphériques – A. Albinet – Ineris - 2011.

[30] Excepté pour l'ozone et les NOx, pour lesquels une période d'au moins 10 % du temps doit être assurée en été.

Tableau 9 : Objectifs de qualité des données pour la surveillance réglementaire de la qualité de l'air.

	Incertitude	Durée d'échantillonnage annuelle	Conditions de mise en œuvre
Mesures fixes	De 15 à 70 %	De 33 à 90 %	Quand dépassement des valeurs seuils et des valeurs limites et/ou cibles des directives.
Mesures indicatives	De 25 à 70 %	De 14 à 33 %	Lors d'une première évaluation. Non dépassement des valeurs seuils fixées dans les directives lors des évaluations suivantes.

© Ineris

Pour les stations de proximité industrielle, il est précisé dans l'annexe 4 des directives de 2004/107/CE et 2008/50/CE[31] que « lorsqu'il s'agit d'évaluer les contributions des sources industrielles, au moins un point de prélèvement est installé sous le vent par rapport à la source dans la zone résidentielle la plus proche. Si la concentration de fond n'est pas connue, un point de prélèvement supplémentaire est installé dans la direction principale du vent ».

Dans les cas de dépassement des valeurs cibles attribuables principalement à des installations relevant de la directive 96/61/CE[32] , « les points de prélèvement devraient être placés de sorte que la mise en œuvre des MTD puisse être contrôlée ».

Ce réseau peut donc fournir des données de qualité utiles à la surveillance environnementale des ICPE prescrites réglementairement. Il est ainsi précisé dans l'arrêté du 2 février 1998 et dans les arrêtés sectoriels (sauf incinérations) que « les exploitants qui participent à un réseau de mesure de la qualité de l'air qui comporte des mesures du polluant concerné peuvent être dispensés de cette obligation, si le réseau existant permet de surveiller correctement les effets de leurs rejets ».

Ainsi, avant tout engagement de moyens de mesures supplémentaires, on doit vérifier auprès des AASQA qu'il n'existe pas des données locales permettant de caractériser soit les niveaux de concentrations dans l'air ou des dépôts atmosphériques au niveau de l'environnement local témoin (bruits de fond urbain, rural, industriel) ou du point d'impact que l'on souhaite investiguer (voir Chapitre 9.1) pour la période choisie (voir Chapitre 10), soit des données météorologiques locales.

Ces données pourront venir alimenter l'historique nécessaire à la construction de la stratégie de mesures, ou l'interprétation de nouvelles mesures.

Le réseau national de surveillance ne concerne cependant pas toutes les substances citées par les arrêtés sectoriels ou susceptibles de générer des effets sanitaires. Néanmoins, ponctuellement certaines AASQA peuvent être amenées à travailler sur ces polluants non réglementés dans le cadre d'étude spécifiques ou d'observatoires régionaux.

[31] Directive 2008/50/CE du 21 mai 2008 concernant la qualité de l'air ambiant et un air pur pour l'Europe (SO_2, NO_x, CO, benzène, PM_{10}, $PM_{2.5}$, plomb, ozone).
Directive 2004/107/CE du 15 décembre 2004 concernant l'arsenic, le cadmium, le mercure, le nickel et les hydrocarbures aromatiques polycycliques dans l'air ambiant.

[32] Directive 96/61/CE du 24 septembre 1996 relative à la prévention et à la réduction intégrées de la pollution.

5 OBJECTIFS ET STRATÉGIE DE SURVEILLANCE

5.1 Nature des retombées atmosphériques surveillées

Les retombées atmosphériques issues des émissions d'une ICPE sont constituées de gaz ou de particules qui restent en suspension dans l'air ambiant (concentrations dans l'air) et/ou se déposent sur des compartiments environnementaux intégrateurs (dépôts atmosphériques) en contact direct avec l'atmosphère (sols, végétaux, eaux superficielles) (Figure 18).

Figure 18 : Définition des retombées atmosphériques retenue dans ce guide.

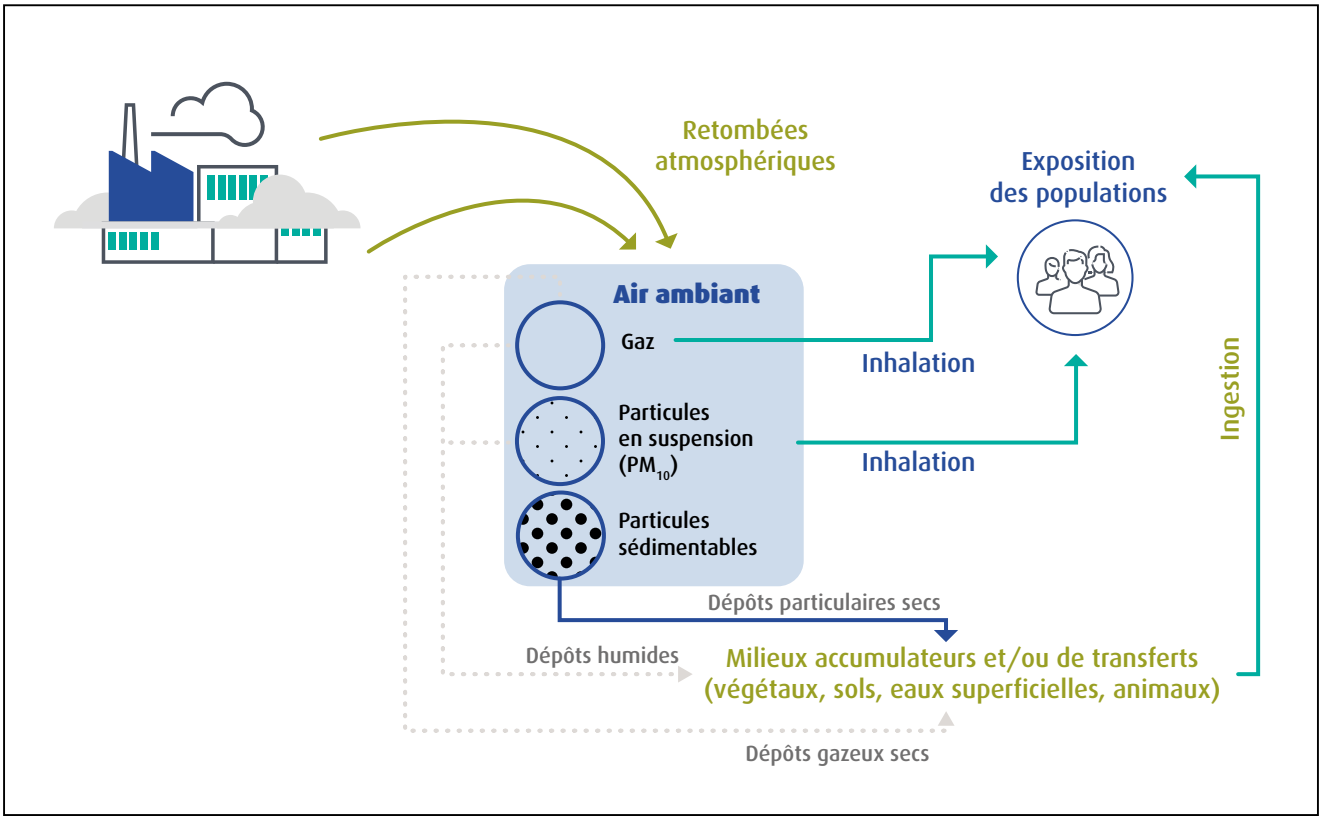
C'est donc sous deux formes physiques, gaz et/ou particulaire, que les polluants atmosphériques vont atteindre les premiers compartiments environnementaux après leur émission. Les processus associés à ces transferts sont divers et complexes. On peut retenir en première approche que :

- les gaz et les particules (PM_{10} i.e diamètre < 10 µm) diffusent et restent en suspension dans l'air ambiant ; ils pourront conduire à une exposition des populations par inhalation (voie d'exposition directe). Dans le cas des polluants présents sous forme particulaire, cette exposition est fonction de la taille des particules qui conditionnera leur pénétration plus ou moins profonde dans les voies respiratoires ;
- à l'interface air/végétaux, les gaz peuvent s'adsorber sur les plantes par dépôts gazeux secs ;
- les particules (PM_{10} i.e diamètre < 10 µm) ou les gaz peuvent être déposés par dépôts humides (pluie, brouillard) sur les sols, végétaux, eaux de surfaces ;
- les particules sédimentables contribuent aux dépôts particulaires secs (sols, végétaux, eaux de surfaces).

Ces trois derniers types de contributions peuvent conduire à une exposition des populations par ingestion (voie d'exposition indirecte) par une consommation de matrices environnementales accumulatrices des dépôts atmosphériques[33].

[33] Ingestion de végétaux, voire de sols (cas particuliers des enfants) impactés, et/ou par la consommation de produits (lait, viandes bovines, oeufs, poissons, crustacés...) impactés localement et présents dans la chaîne alimentaire.

Figure 19 : Principaux mécanismes de transfert des polluants atmosphériques et voies d'expositions associées (illustration).



© Ineris

Les méthodes retenues dans ce guide pour mesurer ces retombées atmosphériques reposent, soit sur la mise en place de matériel dans l'environnement du site, soit sur des prélèvements de matrices utilisées en biosurveillance[34] de la qualité de l'air et qui sont déjà présentes dans les milieux environnants (Tableau 10).

Tableau 10 : Méthodes de mesures retenues dans ce guide.

			Méthodes de mesure	
		Unité de mesure	Systèmes mis en place spécifiquement dans l'environnement	Utilisation des milieux environnants
Mesures physico-chimiques	Concentrations dans l'air	µg/m³	Analyseurs, préleveurs actifs et/ou passifs	-
	Dépôts atmosphériques	µg/m²/j	Jauges, collecteurs	-
Biosurveillance de la qualité de l'air	Dépôts atmosphériques	µg/g	Culture standardisée de ray-grass	Prélèvement *in situ* de lichen/mousse

© Ineris

[34] À ne pas confondre ici avec le dosage d'une substance ou de ses produits de dégradation/transformation dans une matrice biologique d'organismes vivants : sang, urine, tissus corporels, sève...

Concernant la voie d'exposition par inhalation, la mesure des concentrations des polluants en suspension dans l'air permet d'assurer une surveillance dans un compartiment qui contribue directement et au moment des mesures à l'exposition par inhalation. Cette mesure permet d'isoler au mieux la contribution des émissions atmosphériques de l'installation.

Concernant la voie d'exposition par ingestion, les résultats de mesure des dépôts atmosphériques ou leurs méthodes dérivées (ray-grass, lichen/mousse), ne permettent pas d'évaluer directement l'exposition par ingestion. En revanche, ils permettront une bonne qualification de la contribution actuelle de la source dans une matrice environnementale sentinelle à l'accumulation récente des dépôts atmosphériques dans les milieux environnementaux et/ou d'exposition. Ces mesures peuvent ainsi permettre d'identifier en amont une tendance qui, à terme, pourrait contaminer les sols, végétaux, eaux superficielles, sédiments, animaux et populations.

5.2 Objectifs de surveillance

La définition des objectifs d'un programme de mesure est un préalable à tout déploiement de matériel sur le terrain.

L'objectif de surveillance retenu ici est de disposer de résultats de mesures dans l'air qui vont permettre, à travers des campagnes de mesure ponctuelles et hors situations accidentelles, de déterminer si les retombées locales des émissions atmosphériques actuelles du site dégradent ou risquent de dégrader l'environnement au regard de valeurs repères locales. Le cas échéant, on devra évaluer si cette dégradation peut provoquer des effets sanitaires sur le long terme à la suite d'expositions directes ou indirectes à ces retombées.

Cette surveillance doit permettre d'identifier la part attribuable des émissions atmosphériques de l'installation dans l'observation d'un éventuel marquage environnemental[35], de le mettre en perspective et, si besoin, de fournir des données d'entrées permettant d'évaluer l'exposition des populations.

Si une pollution historique liée à des dépôts atmosphériques anciens de substances persistantes ou bioaccumulables est suspectée, celle-ci ne pourra être évaluée que par des prélèvements dans d'autres milieux récepteurs (sols notamment). Ce cas est hors champ du présent guide.

5.3 Stratégie de surveillance

La stratégie de surveillance proposée pour répondre à ces objectifs s'inscrit dans une démarche à deux niveaux. Elle peut être engagée lors d'études ponctuelles (étude d'impact, IEM…) ou dans le cadre d'un programme de surveillance, ainsi que dans différentes configurations de fonctionnement de l'installation (normal ou suite à un dysfonctionnement récent et maintenant maîtrisé, hors situations accidentelles).

Tout d'abord, des campagnes de mesure ponctuelles sont conduites, soit au niveau du point de retombées maximales, soit au niveau des cibles qui sont les plus exposées aux retombées de l'installation **(campagne de 1er niveau)**. Les mesures y sont réalisées *a minima* lorsque cette contribution y est la plus forte. Ces caractéristiques sont évaluées sur des moyennes adaptées au contexte de la surveillance (3-5 dernières années pour le suivi d'un fonctionnement normal de l'installation, pendant la période de la dérive à la suite de son dysfonctionnement).

Les résultats de ces mesures sont en premier lieu comparés à des valeurs repères propres à l'environnement local. Ces valeurs sont obtenues à différents moments de la vie de l'installation (état initial) et endroits autour du site (environnement local témoin non marqué par l'installation : fond urbain et rural). Une évolution défavorable de

[35] La détermination de la contribution de l'installation par rapport au fond n'est pas une fin en soi. Elle sera parfois même impossible lorsque la contribution du site est négligeable par rapport à l'environnement local témoin. Il faudra néanmoins vérifier que tout a été mis en oeuvre dans la construction de la stratégie de mesure pour pouvoir détecter cette émergence au minimum là où les cibles sont les plus exposées à cette contribution.

l'environnement est constatée quand l'écart entre la valeur obtenue au point de mesure « impacté » et celle qui y a été mesurée lors de l'état initial (pour des mêmes conditions) est significatif.

Si, lors de cette campagne, l'écart entre le point « impacté » retenu et l'environnement local témoin est également significatif, une dégradation du milieu atmosphérique pourra être attribuée à l'installation.

Si dans ces conditions de mesure, la contribution du site ne se démarque pas par rapport aux valeurs repères disponibles, les mesures peuvent être interrompues à condition que les émissions soient maîtrisées et constantes. Cette logique donne toute son importance à la bonne caractérisation de l'état initial et de l'environnement local témoin. Ces premières mesures auront permis de conclure à un faible risque de dégradation de l'environnement par les retombées atmosphériques locales actuelles du site et ceci en limitant le nombre de points et de campagnes de mesure et leur durée.

Dans le cas contraire, si la substance mesurée dispose de valeurs de gestion et qu'elles sont dépassées au point « impacté » retenu, il peut être engagé des mesures de gestion constituées d'un plan de maîtrise des émissions atmosphériques du site, et/ou d'investigations complémentaires dans les milieux d'exposition **(campagne de 2nd niveau)** pour :

- améliorer la connaissance de l'exposition par inhalation par de nouvelles campagnes de mesure. Elles devront permettre de mieux caractériser les niveaux moyens de concentration (allongement des périodes d'échantillonnage, rapprochement des milieux d'exposition) et d'ainsi consolider les premières interprétations ;
- caractériser les niveaux de contamination moyens des milieux intégrateurs ou matrices environnementales accumulatrices (sols, végétaux consommés, eaux superficielles…) impacté(e)s par les dépôts atmosphériques mesurés (charge récemment acquise) et pouvant indirectement exposer les populations par ingestion[36].

Les valeurs de gestion dans l'air étant fixées généralement en moyenne annuelle, la transposition sur le long terme de résultats de mesure obtenus ponctuellement devra toujours être réalisée avec prudence. Ainsi, le dépassement de valeurs de gestion devra être utilisé comme un indicateur pour décider de la nature et des délais des mesures de gestion à engager (campagnes de 2nd niveau et/ou maîtrise des émissions atmosphériques).

Si la substance ne dispose pas de valeurs de gestion :

- dans le cas des concentrations dans l'air : on pourra les comparer à une VTR choisie conformément aux recommandations de la Direction Générale de la Santé[37] ou utiliser les grilles de calculs IEM[38], annexées au guide sur l'interprétation de l'état des milieux (MEDD, 2007[39]). Ce choix sera fonction de la représentativité de la concentration mesurée par rapport au milieu d'exposition et de la possibilité de lui associer un scénario d'exposition pertinent. On veillera dans tous les cas à bien respecter leurs conditions de mise en œuvre et précautions d'interprétation. Celles-ci sont décrites dans le guide sur l'interprétation de l'état des milieux (MEDD, 2007) et dans celui sur l'évaluation de l'état des milieux et des risques sanitaires[40]. Là aussi, la transposition sur le long terme de valeurs obtenues ponctuellement devra être réalisée avec prudence. Le dépassement d'une VTR ou un intervalle de gestion des risques défavorable devra également être utilisé comme un indicateur et non immédiatement considéré comme la traduction d'une situation sanitaire préoccupante.

[36] Pour les plantes potagères, ces investigations seront conduites selon les préconisations du guide d'échantillonnage des plantes potagères dans le cadre des diagnostics environnementaux (Ademe, Ineris - 2014).
[37] Note d'information n° DGS/EA1/ DGPR/2014/307 du 31 octobre 2014 relative aux modalités de sélection des substances chimiques et de choix des valeurs toxicologiques de référence pour mener les évaluations des risques sanitaires dans le cadre des études d'impact et de la gestion des sites et sols pollués.
[38] Ces grilles permettent de déterminer des intervalles de gestion relatifs à la compatibilité des milieux avec les usages.
[39] http://ssp-infoterre.brgm.fr/iem
[40] Ineris (2021) - Évaluation de l'état des milieux et des risques sanitaires - Démarche intégrée pour la gestion des émissions de substances chimiques par les installations classées.

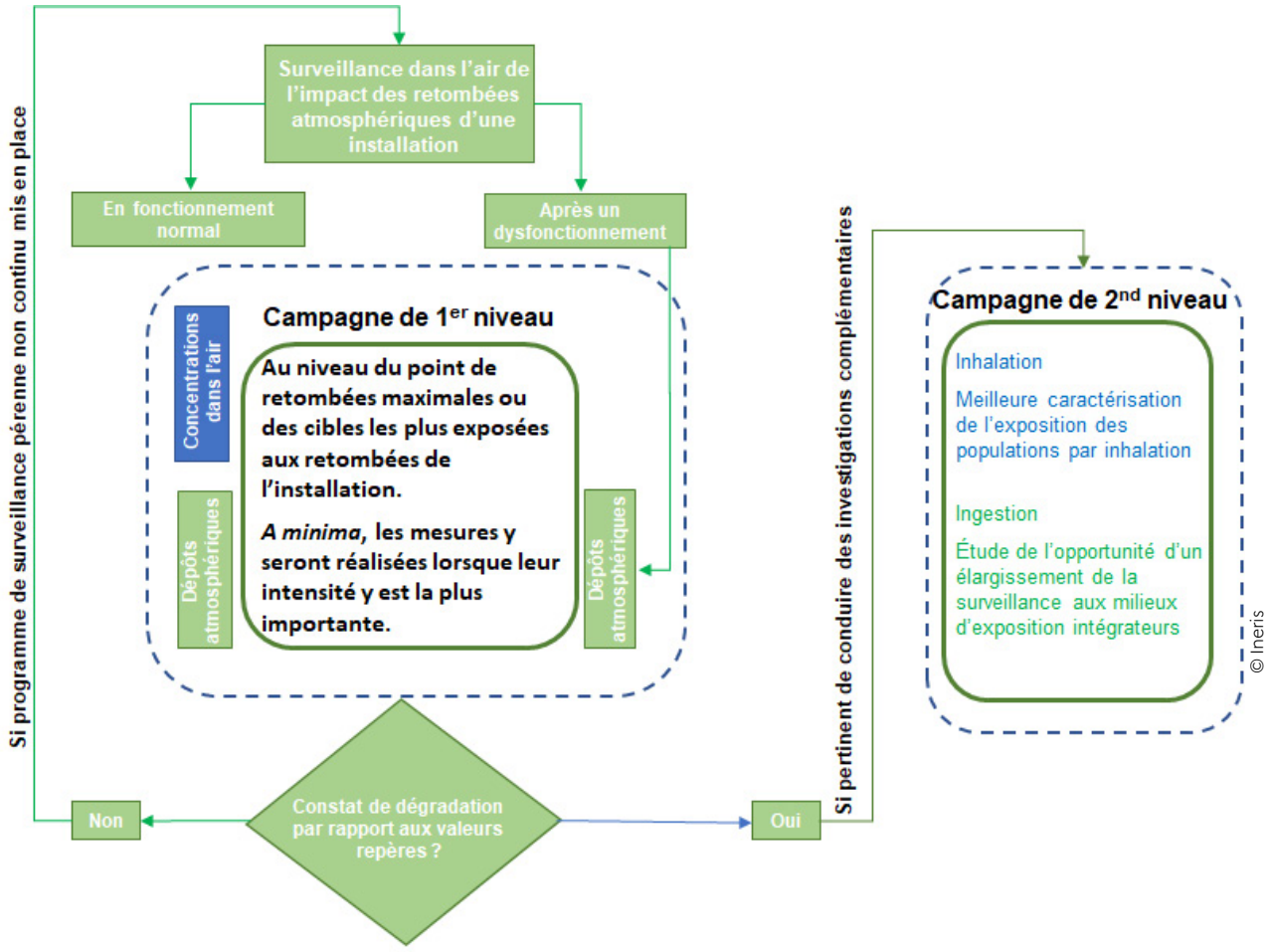
- dans le cas des dépôts atmosphériques : on utilisera comme valeurs de comparaison celles issues de publications répertoriant des niveaux de dépôts dans différents types de milieux atmosphériques (urbain, rural, sous influence de certaines d'activités industrielles ou anthropiques[41]).

Bien qu'il existe des valeurs réglementaires (très élevées) allemandes et suisses pour les flux de dépôts atmosphériques de certaines substances, on comparera en premier lieu les résultats des **campagnes de « 1er niveau »** avec ceux issus de typologies publiées. Ces mises en perspective de la contribution du site seront utilisées pour apprécier la pertinence d'élargir la surveillance aux matrices environnementales accumulatrices de la chaîne alimentaire humaine/animale locale **(campagne de 2nd niveau)**.

En fonction des résultats des premières campagnes, des incertitudes, des enjeux locaux ou du contexte réglementaire, les **campagnes de « 1er niveau »** peuvent être reconduites régulièrement. Ceci permet de mieux apprécier la variabilité des impacts et d'alerter sur une éventuelle dérive des émissions du site en régime d'exploitation normal.

La fréquence de ce programme de surveillance est alors adaptée aux enjeux et à leur évolution. Elle est renforcée ou allégée en fonction de l'évolution des résultats des mesures, par exemple après trois années, lorsque les incertitudes ou les enjeux locaux sont importants.

Figure 20 : Schéma de principe de la stratégie de surveillance à deux niveaux proposée dans ce guide.



[41] Ineris (2011) - Hiérarchisation des substances - Définition d'une stratégie de hiérarchisation et mise en application sur un nombre limité de substances : premier rapport d'étape (Ineris-DRC-11-115712-00485A).

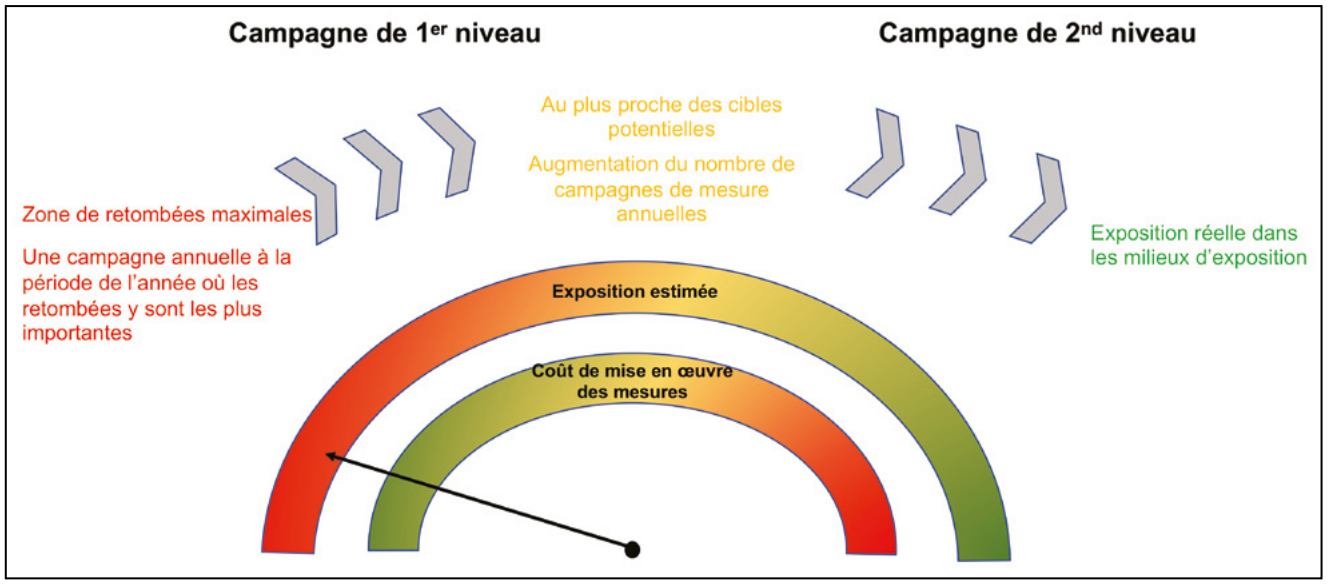
Tableau 11 : Méthodologie de choix de valeurs de comparaisons possibles des valeurs mesurées au point « impacté » retenu si détection d'une dégradation de l'environnement.

	Concentrations dans l'air	Dépôts atmosphériques
Valeurs de gestion[9]	Choix 1	Choix 1 (ray-grass)*
VTR ou étude de l'Intervalle de gestion suite à l'utilisation des grilles de calculs IEM[10]	Choix 2	Non pertinent
Valeurs publiées caractéristiques de différents types de milieux[11]	En complément	Choix 2
Valeurs réglementaires de flux de dépôts atmosphériques allemandes ou suisses	Non pertinent	En complément

*Dans le cas de l'utilisation du ray-grass, la teneur en eau de l'échantillon devra être déterminée afin de pouvoir transposer les résultats aux valeurs disponibles dans la réglementation.

© Ineris

Figure 21 : Adéquation objectif/moyen entre les campagnes de 1er et 2nd niveaux.



© Ineris

Dans le cas de mesures à réaliser à la suite d'un dysfonctionnement récent et maintenant maîtrisé de l'installation, seules les méthodes de biosurveillance de la qualité de l'air par prélèvement *in situ* de lichen/mousse pourront être engagées pour évaluer les dépôts atmosphériques passés liés à cet événement.

L'approche proposée est illustrée dans la Figure 20 et le Tableau 11. Elle est fondée sur un engagement de moyens qui augmentent avec le niveau de connaissance que l'on souhaite avoir de l'exposition réelle des populations (Figure 21).

5.4 Stratégie de mesure

L'adaptation de la stratégie de surveillance aux spécificités du site (installation classée et son environnement), définit la stratégie de mesure (Figure 22), c'est-à-dire l'ensemble des paramètres d'échantillonnage comme : la forme physico-chimique pertinente du traceur à suivre (Quoi mesurer ?), la méthode de mesure associée en lien avec des limites de quantification (Comment mesurer ?), la période des prélèvements (Quand mesurer ?), la localisation des points de prélèvement (Où mesurer ?) et les stratégies d'échantillonnage associées.

Figure 22 : Définition d'une stratégie de mesure environnementale autour d'une installation.

On cherchera toujours à disposer d'une stratégie de mesure adaptée et proportionnée aux enjeux du site.

6 SPÉCIFICITÉS DU SITE D'ÉTUDE

Les spécificités du site sont définies par l'ensemble des caractéristiques des émissions atmosphériques de l'installation et de la zone d'étude (météorologie, topographie, occupation des sols, bâtis). La nature et la variation des émissions atmosphériques de l'installation, combinées à celles des conditions de dispersion vont moduler l'intensité et la localisation de leur impact local. L'occupation des sols autour de l'installation pourra également orienter le choix des méthodes de mesure et la localisation des points de mesure.

L'identification et la description du site d'étude sont un préalable à la construction de la stratégie de mesure. Elles doivent être réalisées à partir de la visite physique de l'installation et de son environnement, qui permettront de récupérer l'ensemble des informations et documentations nécessaires à la construction de la stratégie de mesure.

Ce travail préparatoire permettra d'adapter localement la stratégie de surveillance et de construire une stratégie de mesure adaptée aux spécificités du site.

6.1 Caractéristiques des émissions atmosphériques

6.1.1 Nature des émissions

Chacune des sources à l'origine des émissions atmosphériques du site doit être localisée sur un plan, sur lequel leurs caractéristiques sont annotées : type d'émission (canalisée ou diffuse), nature gazeuse et/ou particulaire, granulométrie des polluants émis, hauteur, température et vitesse des émissions atmosphériques. Ces informations permettent d'appréhender les distances d'impact.

L'impossibilité de décrire ces paramètres devra être clairement indiquée dans le rapport de mesure (« source non caractérisée » ou liste des paramètres manquants).

Les sources d'émissions diffuses sont nombreuses (Tableau 12), il ne s'agit pas de les répertorier une à une, mais de localiser les zones d'émission en précisant si, prises dans leur ensemble[42], elles peuvent être considérées comme des sources volumiques, surfaciques, linéiques ou ponctuelles.

[42] Unité géographique à ajuster en fonction de la distance à laquelle se trouve les cibles.

Tableau 12 : Exemples de sources diffuses dans différents secteurs d'activité (liste non exhaustive).

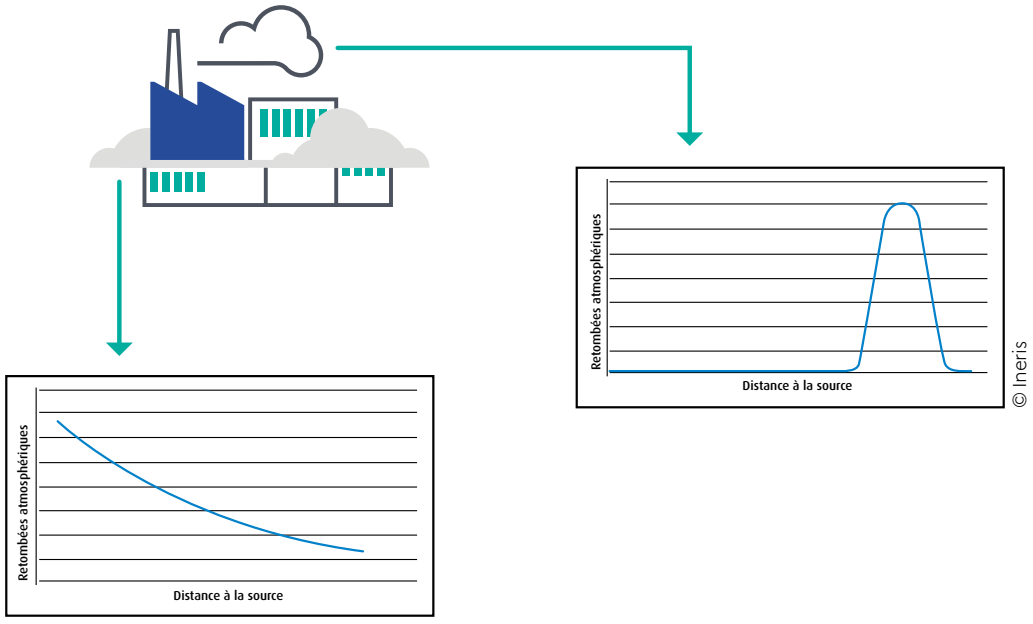
Activités	Sources diffuses
Fabriques de chlore	Émissions par les ouvrants des salles abritant les cellules d'électrolyse (lanterneaux…).
Métallurgie/Fonderie	Émissions par les ouvrants des salles abritant les procédés chauds (lanterneaux, fenêtres de toit…). Stockage à l'air libre (matières premières, déchets).
Aciéries	Émissions par les ouvrants des bâtiments (lanterneaux, portes, fenêtres…).
Pétrochimie	Citernes de stockage d'hydrocarbures. Ensemble des fuites aux équipements. Bassins de traitement des eaux. Zones de chargements/déchargements.
Carrières	Roulage des engins. Explosion/Taille/Concassage.
Traitement de déchets	Andains de compost ou de mâchefers.
Centres de stockage des déchets ultimes (Anciennement : Centres d'enfouissement technique)	Émissions par les anfractuosités du sol (échanges sol/air).
Zones portuaires	Zones de chargements/déchargements. Stockage de matières à l'air libre.

© Ineris

Ces émissions sont souvent caractérisées par des hauteurs, des températures ou des vitesses d'émission faibles, cela induit une dispersion moindre et des distances d'impact réduites. Les concentrations et dépôts atmosphériques associés peuvent donc être plus importants en proximité immédiate du site.

Comparé aux émissions canalisées, le profil des retombées, mesuré au sol le long de l'axe des vents dominants, sera différent pour ces deux types de sources en fonction de l'éloignement du site (Figure 23).

Figure 23 : Profils comparés des retombées d'une substance mesurée dans l'air au niveau du sol le long de l'axe des vents dominants pour une source diffuse (gauche) ou canalisée (droite) de même composition.



© Ineris

Des profils de retombées de type « source canalisée » peuvent également être associés à certaines sources diffuses de moyenne à grande hauteur et/ou avec des vitesses et des températures d'injection élevées des polluants au point d'émission.

Les méthodes de quantification des flux émis par les sources diffuses peuvent être difficiles à mettre en œuvre et approximatives. Une vigilance particulière devra être accordée aux installations concernées par l'arrêté du 2 février 1998, ou par les arrêtés sectoriels, afin de s'assurer que la part du diffus n'est pas minorée dans sa contribution à l'atteinte des seuils d'émission à partir desquels une surveillance dans l'air ambiant est obligatoire.

Quelle que soit l'installation, une incertitude importante sur les flux d'émissions diffuses pourra légitimement conduire à préconiser une surveillance dans l'air dont les résultats permettront une levée de doute quant à leur éventuel impact. En effet, leur modélisation sera très incertaine faute de données précises sur la ou les sources émettrices.

Remarque

Dans des situations complexes et/ou d'émetteurs importants (grandes installations de combustion, raffineries, cokerie…) pour lesquels une incertitude forte existe sur la localisation des sources ou des flux d'émission, l'utilisation de méthodes à long trajet optique pourra permettre d'obtenir une cartographie des niveaux de concentration de certains polluants gazeux (O_3, NH_3, CH_4, NO_2, SO_2, BTEX, 1,3-butadiène notamment) ou d'aérosols, ou des émissions associées. Ces études préalables permettront d'orienter et/ou valider les hypothèses faites dans la modélisation de la dispersion des émissions ou le choix des emplacements des points de mesure.

Ces méthodes sont basées soit sur l'analyse d'un spectre d'émission ou d'absorption de l'air ambiant, soit sur la mesure d'absorption à une longueur spécifique au composé ciblé. En pratique, ces instruments peuvent être déployés sous différentes formes :

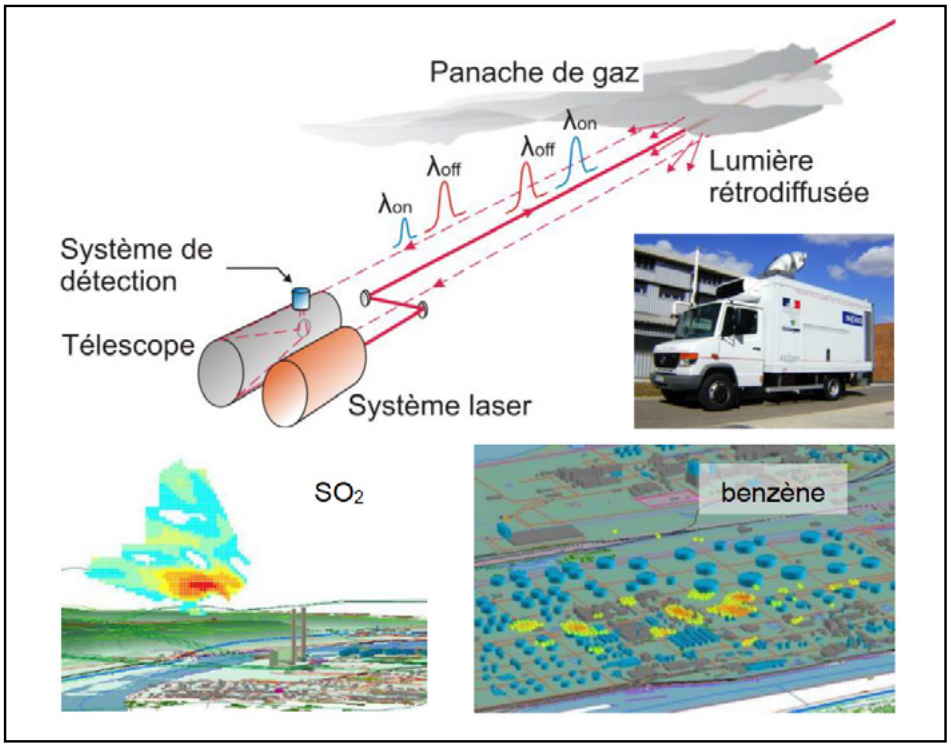
- mesure d'une concentration moyenne sur le trajet optique entre le détecteur et la source lumineuse (ex. : spectroscopie infrarouge par transformée de Fourier en chemin ouvert – OP-FTIR actif[43], spectroscopie optique par absorption différentielle – DOAS active, LiDAR à absorption différentielle intégrée sur le chemin optique – IP-DiAL, spectroscopie d'absorption par diode laser accordable – TDLAS) ;
- mesure d'une concentration moyenne sur une colonne atmosphérique avec le soleil comme source lumineuse directe ou indirecte (ex. : OP-FTIR solaire, DOAS passive ZenithSky ou DirectSun). Cette technique permet, une fois installée sur une plateforme mobile, de cartographier les concentrations sur le périmètre d'un site émetteur. Dans un second temps, avec l'aide des données météorologiques, le flux d'émission peut être estimé (ex. : Solar Occultation Flux – SOF[44]) ;
- mesure par balayage multiaxe (ex. : LiDAR à absorption différentielle - DiAL, OP-FTIR passif[45], DOAS multiaxe – MAX DOAS) donnant des cartographies 2D ou 3D de concentrations moyennées sur le trajet optique sauf pour le DiALqui donne des concentrations résolues spatialement ;
- caméra d'imagerie optique multispectrale du gaz (OGI) permettant de localiser des fuites importantes de gaz avec une précision variable selon l'appareil.

À titre d'exemples, les techniques DiAL et SOF sont illustrées respectivement Figure 24 et Figure 25.

L'incertitude de ces techniques de mesure est en général bien maîtrisée, mais elles peuvent être lourdes à mettre en œuvre tant au niveau logistique que dans l'expertise associée à l'exploitation des résultats. Avec une intégration du signal de mesure sur une distance d'une à plusieurs centaines de mètres, ces méthodes peuvent être très sensibles (limites de détections de l'ordre de la dizaine de µg/m³) et précises (incertitudes de l'ordre du µg/m³).

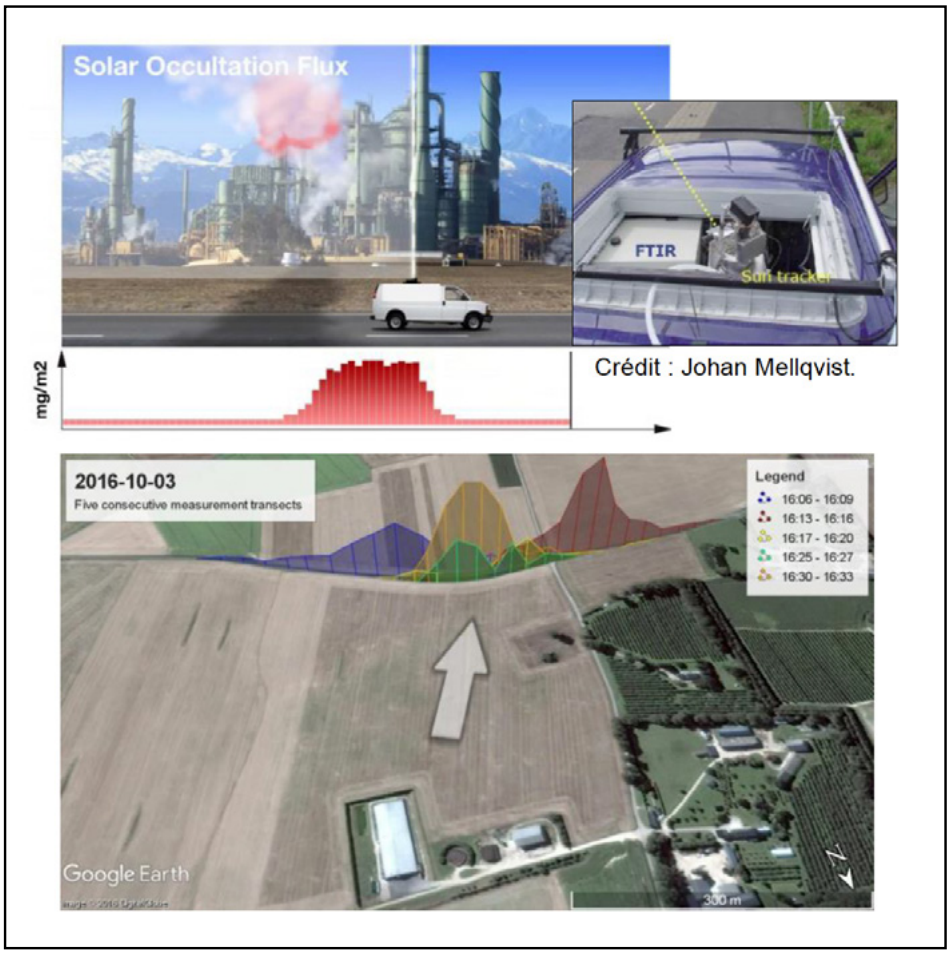
[43] Le terme « actif » sous-entend ici l'utilisation d'une source artificielle de rayonnement (lampe IR pour le FTIR ou UV-visible pour la DOAS par exemple) par opposition aux techniques « passives » qui utilisent le rayonnement solaire ou le fond thermique local.
[44] Mellqvist et al. (2007). Measurements of industrial emissions of VOCs, NH_3, NO_2 and SO_2 in Texas using the solar occultation flux method and mobile DOAS. AGU Fall Meeting Abstracts.
[45] de Donato et al. (2016). Advances in 3-D infrared remote sensing gas monitoring. Application to an urban atmospheric environment. Remote Sensing of Environment, 175, 301-309.

Figure 24 : Principe de la technique DiAL et exemples de cartographie de concentrations à proximité de sites industriels.



© Ineris

Figure 25 : Principe de la technique SOF et exemple de mesure de la quantité de NH_3 sur la colonne d'air à proximité d'un site d'élevage en vue de la détermination du flux d'émission (Ineris).



© Ineris

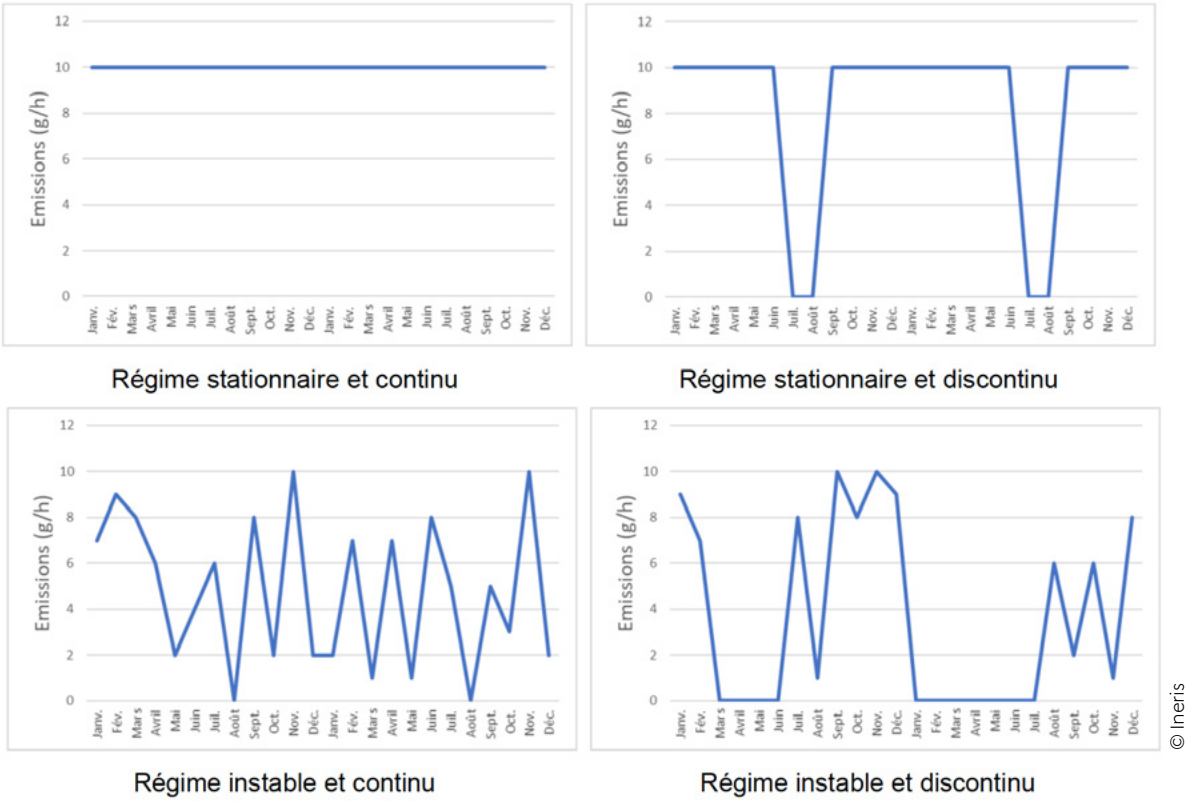
Plusieurs normes décrivent l'utilisation de ces techniques dans le cas de la surveillance industrielle :

- **La norme EN 15483**, parue en 2009, concerne les Mesurages de l'air ambiant à proximité du sol par spectroscopie à transformée de Fourier (FTIR). Elle décrit la fonction et les performances des systèmes OP-FTIR actifs dans le cadre de la surveillance à proximité de sources et donne des exemples d'application pour la mesure de CO, NH_3 et CH_4 de l'éthène et du propène.
- **La norme EN 16253**, parue en 2013, concerne les Mesurages atmosphériques à proximité du sol par Spectroscopie d'Absorption Optique Différentielle (DOAS) dans le cadre des Mesurages de l'air ambiant et des émissions diffuses. Elle décrit le fonctionnement de systèmes de mesure DOAS actives et les procédures et applications d'étalonnage pour la détermination des constituants gazeux tels que O_3, NO_2, SO_2, BTX ou Hg° dans l'air ambiant ou dans les émissions diffuses.
- **La norme EN 17628**, à paraître prochainement, décrit la Méthode normalisée pour la détermination des émissions diffuses de composés organiques volatils dans l'atmosphère pour les Émissions fugitives et diffuses concernant les secteurs industriels. Elle détaille, entre autres, l'utilisation des techniques DiAL, SOF et d'imagerie optique de gaz dans ce cadre.

6.1.2 Variation des émissions

Les variations de l'activité du site peuvent influer sur l'intensité des émissions atmosphériques. On doit décrire ces variations en se plaçant sur une échelle à long terme, l'année civile par exemple, afin d'identifier les périodes où les émissions sont les plus fortes (production accrue, nombre d'installations en fonctionnement plus important…).

Figure 26 : Différents régimes des émissions d'une source fixe.



© Ineris

À ce titre, une synthèse des mesures réalisées à l'émission des cheminées (autocontrôle et contrôles réglementaires) peut être conduite. Son but est d'identifier des périodes de variations des substances traceurs d'émission ou de risques qui peuvent être un indicateur de la variation des émissions.

Ces variations peuvent également être dues à l'influence de paramètres environnementaux agissant sur l'intensité de la source. Par exemple, les émissions diffuses dues à l'aération naturelle des bâtiments sont plus importantes lorsque la différence de température entre l'extérieur et l'intérieur est la plus importante (hiver) ou lorsque les vents sont importants (augmentation du tirage naturel).

Pour certains sites chlore-alcali, les flux diffus augmentent d'au moins 50 % l'été par rapport à l'hiver (mesures réalisées par technique DiAL[46]). Ce type de phénomènes peut également exister dans tout bâtiment ayant une ventilation naturelle (ex. : lanterneaux). Autres exemples, les émissions diffuses gazeuses de centres de stockage des déchets ultimes ou les émissions particulaires des parcs à mâchefers gérés à ciel ouvert peuvent augmenter par temps sec et/ou vent fort.

6.2 Caractéristiques des émissions atmosphériques

6.2.1 Météorologie locale

La localisation des points d'impact des émissions, ainsi que les variations temporelles des concentrations dans l'air et/ou des dépôts atmosphériques qui en résultent, sont influencées par l'interaction entre les émissions atmosphériques, la météorologie et la topographie du site.

En fonction de la forme physico-chimique des polluants, les processus de contamination de l'environnement seront reliés à différents phénomènes météorologiques (vitesse des vents, précipitations, stabilité atmosphérique...) (voir Annexe 5).

Cette contamination se fait dans les directions de dispersion auxquelles sont associées les plus importantes fréquences de ces phénomènes météorologiques.

Il faut être particulièrement vigilant sur l'influence d'effets locaux dont l'occurrence saisonnière peut venir fausser une stratégie de mesure définie d'après l'analyse de tendance annuelle (voir Annexe 6).

La prise en compte de ces effets et leur description n'est pas réservée au seul modélisateur. Leur étude est nécessaire à la construction de la stratégie de mesure. Elle repose sur l'exploitation des données météorologiques historiques, représentatives de la situation locale sur au moins trois années, et sur une phase de reconnaissance sur le terrain.

L'exploitation des données météorologiques (construction et analyse des roses des vents, des pluies et de stabilité annuelles et saisonnières) permet d'identifier :

- les directions de dispersion les plus fréquentes ;
- les directions de vents les plus fréquentes associées aux précipitations[47] ;
- les stabilités atmosphériques associées à l'ensemble des différentes directions de vents.

6.2.1.1 Rose des vents

La construction de la rose des vents annuelle permet d'étudier la répartition des fréquences de vents calmes (vitesse <1,5 m/s), faibles (vitesse comprise entre 1,5 et 4,5 m/s) et forts (vitesse > 4,5 m/s) en fonction des différentes directions.

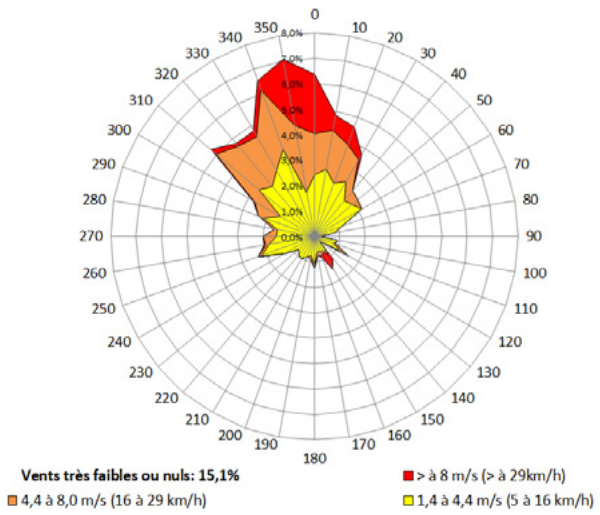
Par convention, les roses des vents sont établies en représentant les directions d'où proviennent les vents.

Seuls les vents dont la vitesse est supérieure à 1,5 m/s sont représentés, car ce seuil correspond à la vitesse de vent minimale pour que la dispersion des polluants ait pour moteur principal le transport et non la diffusion. Le pourcentage de vent calme doit néanmoins être indiqué.

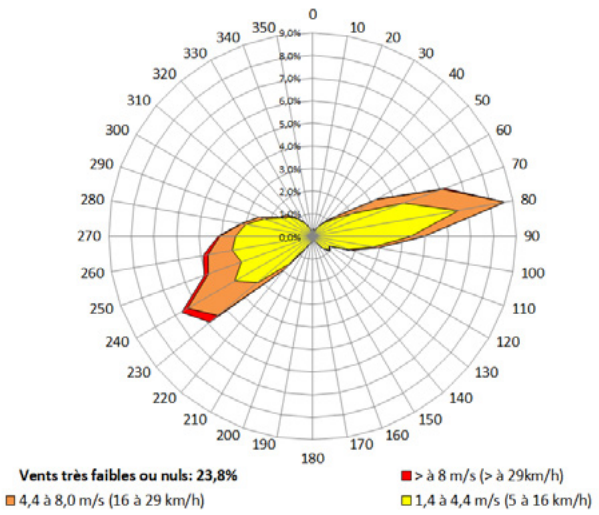
Les distributions annuelles obtenues peuvent être unimodales, bimodales ou sans direction privilégiée (Figure 27).

[46] Grönlund et al. (2005). Elemental mercury emissions from chlor-alkali plants measured by lidar techniques, Atmospheric environnement, 39, 7474-7480.
[47] Il est à noter qu'une direction de vent peu fréquente peut être associée à des précipitations.

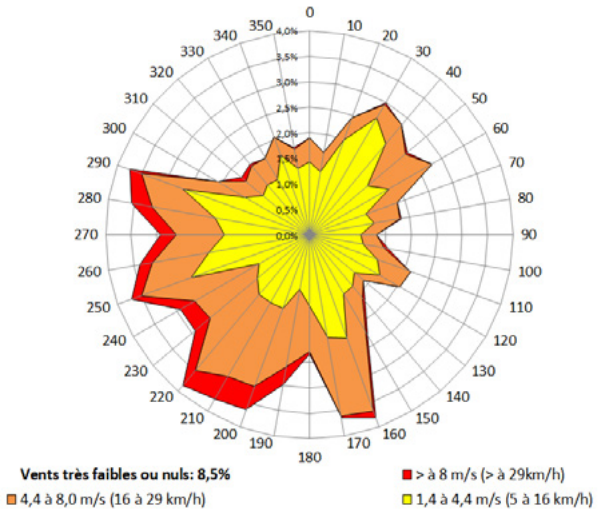
Figure 27 : Différents types de roses des vents.



UNIMODALE :
les vents proviennent en grande majorité d'une seule direction (ici, nord)



BIMODALE :
les vents sont associés à part égale entre deux directions (ici, est-nord-est et ouest-sud-ouest)



MULTIMODALE :
plusieurs directions privilégiées

© Ineris

Les roses des vents saisonnières mettent en évidence les périodes pour lesquelles il peut exister des modifications importantes de la distribution de la direction ou de la vitesse des vents par rapport à la rose des vents annuelle (voir Annexe 6).

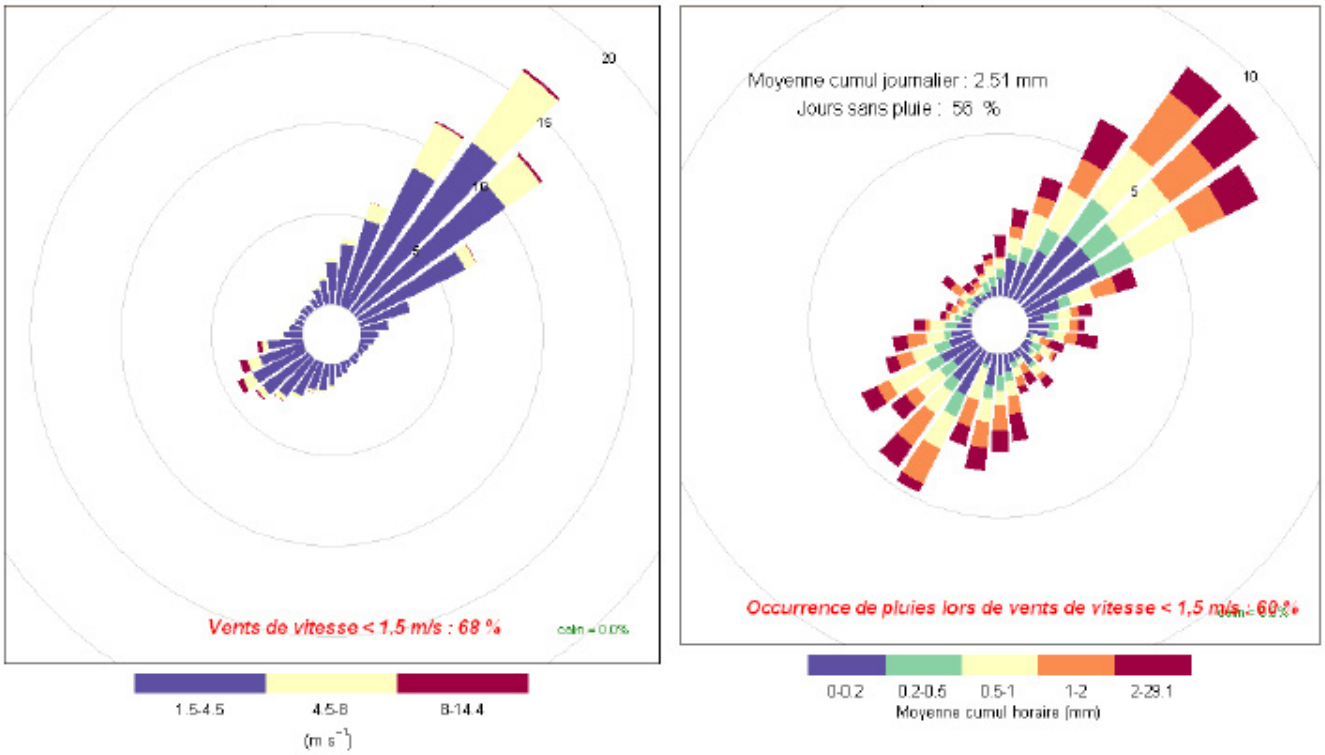
6.2.1.2 Rose des pluies

Dans le cas où le polluant est sensible aux dépôts humides, l'analyse des roses des vents est complétée par une analyse des roses des pluies. En effet, il peut apparaître qu'une direction de vent peu fréquente soit associée des précipitations significatives (Figure 28).

Ces roses représentent le cumul horaire des précipitations (mm) en fonction des directions du vent. Seuls les vents dont la vitesse est supérieure à 1,5 m/s, associés à un cumul horaire de précipitations non nul, seront pris en considération. Le pourcentage de jours sans pluie doit être indiqué.

Ces roses peuvent également être étudiées sur les différentes saisons (voir Annexe 6).

Figure 28 : Exemple de comparaison de roses de vents et des pluies annuelles pour un même site.



© Ineris

6.2.2 Occupation des sols

La pollution de l'air d'une zone d'étude n'est souvent pas imputable à une seule source. Il peut exister, à proximité du site étudié, des sources qui émettent des substances de même nature. Ces sources peuvent être naturelles (biogénique, érosion éolienne, feux de forêts…) ou anthropiques (combustions, transports, sites industriels, traitements phytosanitaires). Elles peuvent se situer dans une zone bien délimitée (usine, grand axe routier, jardin…) ou au contraire très étendue (ville, zone d'activité industrielle, champ). Ces sources exogènes (extérieures à l'ICPE) constituent le fond (urbain, rural, routier, industriel…).

On peut se reporter aux fiches technico-économiques du Portail Substances Chimiques de l'Ineris (www.ineris.fr/substances/fr/) ou aux données du CITEPA pour avoir une première idée des émetteurs connus de ces substances au niveau national.

Cependant, à l'échelle locale, la hiérarchie obtenue au niveau national pour les émetteurs peut être complètement remise en cause. Un inventaire de terrain précis des émetteurs présents autour de l'installation permet de :

- repérer la typologie des différentes zones autour de l'installation (urbain, périurbain, rural) afin de pouvoir identifier la nature des différents environnements locaux témoins présents autour du site. On pourra ainsi sélectionner des points de mesure qui permettent de mettre en perspective la contribution du site au regard de bruits de fond locaux de différentes intensités ;
- situer des sources locales d'émissions atmosphériques exogènes à l'installation, qui pourraient venir interférer avec la surveillance mise en place et, ainsi, éviter de placer le point « impacté » sous l'influence directe de l'une d'elles.

Lorsque l'on ne souhaite pas être sous l'influence directe de certaines de ces sources, des distances minimales du point de prélèvement doivent être respectées (ADEME, 2002, Tableau 13), (NFX-43-901, 903, 904, Tableau 14).

Tableau 13 : Distance minimale au-delà de laquelle un point de prélèvement n'est pas sous l'influence directe de certaines sources diffuses linéiques ou surfaciques.

Type de sources	Substances	TMJA*	Distances minimales (m)**
Voies de circulation	SO_2, COV, NOx, ETM	TMJA < 1 000	
		1 000 < TMJA < 3 000	10
		3 000 < TMJA < 6 000	20
		6 000 < TMJA < 15 000	30
		15 000 < TMJA < 40 000	40
		40 000 < TMJA < 70 000	100
		TMJA > 70 000	200
Stations-services, garages de réparations automobiles, parkings importants	SO_2, COV, NOx, ETM		200
Gares routières, stations de taxis ou de bus	SO_2, COV, NOx, ETM		100
Route non bituminée	Particules, ETM		200

*TMJA : Trafic moyen journalier annuel dans les deux sens (véhicules/jour).

**Distance du point prélèvement au bord de la première voie de circulation, voie de bus ou de stationnement.

© Ineris

Tableau 14 : Distance minimale au-delà de laquelle un point de prélèvement n'est pas sous l'influence directe de certaines sources diffuses linéiques ou surfaciques – Biosurveillance de la qualité de l'air.

Type de sources	Substances	Distances minimales (m)
Grandes voies de circulation	ETM, PCDD/F, PCB-DL, HAP	300
Routes secondaires	SO_2, COV, NOx, ETM	100
Habitations isolées	Particules, ETM	100

© Ineris

Cet inventaire doit être complété par une identification des milieux de transfert entre les sources atmosphériques et les populations afin d'orienter la nature des mesures à réaliser et leur localisation.

L'ensemble de ces informations sera reporté sur une carte à l'échelle 1/25 000.

7 CHOIX DES SUBSTANCES À SURVEILLER

7.1 Substances à retenir

Le choix des substances à mesurer est fonction du cadre réglementaire ou du type d'études pour lequel les campagnes de mesures ponctuelles sont mises en œuvre. Ces substances correspondent aux substances émises par l'installation :

- substances citées dans les arrêtés du 2 février 1998[48] ou sectoriels et dont le flux annuel des émissions canalisées et diffuses dépasse le niveau au-delà duquel une surveillance de l'environnement doit être mise en place.
- substances traceurs de risques susceptibles de générer *a priori* des effets sanitaires chez les personnes qui y sont exposées (inhalation et/ou ingestion de matrices environnementales accumulant les retombées atmosphériques de l'installation) et dont les données disponibles sont insuffisantes ou incertaines pour évaluer l'impact à l'aide de modélisations (cas des émissions diffuses[49]).

Cette liste est établie selon la méthodologie décrite dans le guide de l'Ineris sur l'évaluation de l'état des milieux et des risques sanitaires. Les limites de quantification à atteindre seront fixées au regard des VTR et/ou des valeurs de bruits de fond locaux des substances concernées.

- substances dont la démarche intégrée IEM/ERS aurait fait ressortir un questionnement particulier sur les voies d'expositions par inhalation et/ou ingestion d'une matrice environnementale particulière.

Dans ce dernier cas, la mesure des dépôts atmosphériques peut venir en complément de prélèvements dans les milieux intégrateurs notamment pour caractériser les niveaux actuels des dépôts (par rapport à l'environnement local témoin) et leur évolution en s'affranchissant de l'historique inhérent aux matrices environnementales accumulatrices.

La liste peut être complétée par des substances :

- pour lesquelles il existe un questionnement local important (ex. : plaintes) ;
- traceurs d'émission qui sont des substances spécifiques à l'activité de l'installation mais qui représentent des enjeux sanitaires plus faibles au regard de la classification établie par l'évaluateur des risques pour le site étudié (voir méthodologie ERS).

La mesure de ces substances peut faciliter l'identification de la contribution de l'installation aux niveaux des traceurs de risques mesurés dans l'environnement (ex. : vanadium / plomb).

- peu ou pas émises par l'installation, mais dont un usage important par une autre activité humaine ou dont les caractéristiques locales pourraient marquer significativement l'air à des périodes de l'année.

Leur prise en compte est particulièrement importante lors de l'état initial ou de sa remise à jour pour montrer que l'installation n'est pas une source de ces substances.

Dans le cadre de mesures réalisées à la suite d'un dysfonctionnement, les substances pouvant être mesurées seront limitées à celles pour lesquelles les lichen/ mousse restent des outils pertinents pour la surveillance des retombées atmosphériques de l'ICPE.

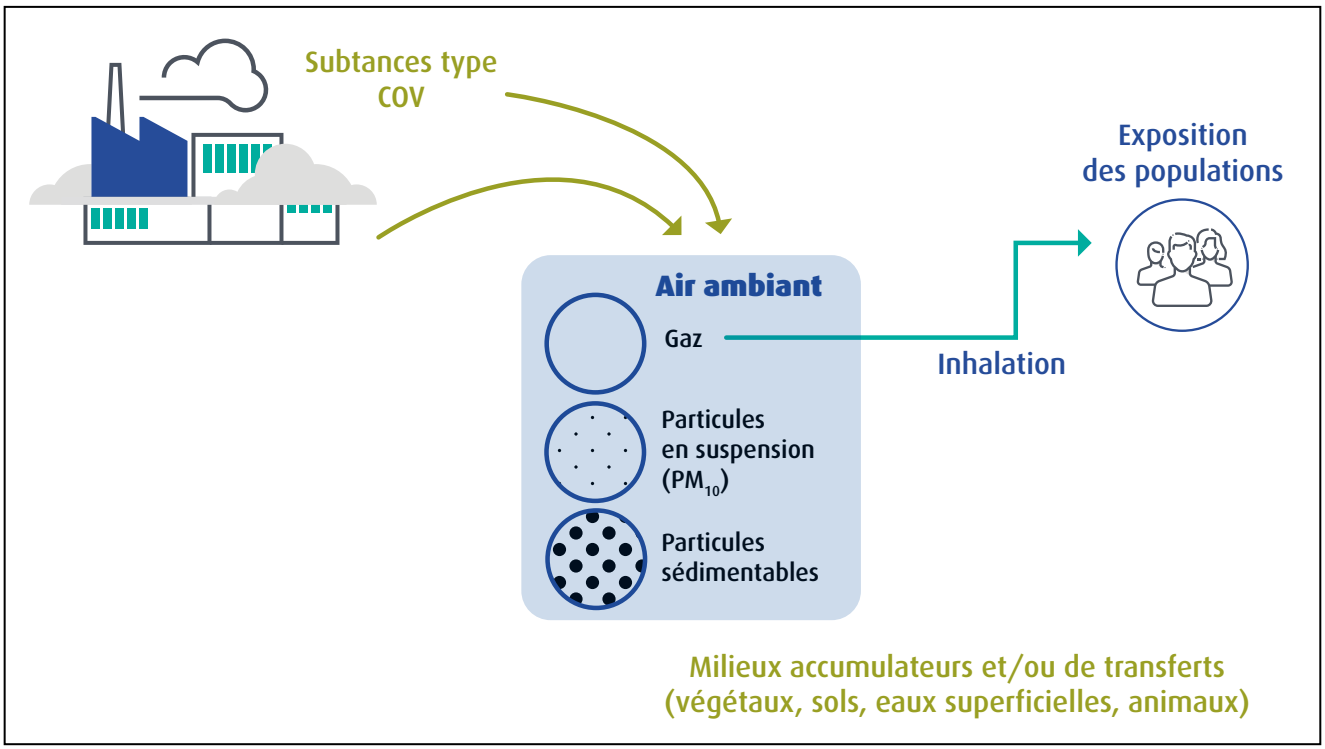
7.2 Matrices à prélever

En fonction des substances retenues, des processus de contamination des milieux et des voies d'exposition potentielles associées, on peut limiter la surveillance des retombées atmosphériques à certains paramètres.

[48] Composés visés par l'article 63 de l'arrêté ministériel du 2 février 1998 modifié et ceux listés en annexe III du même arrêté.
[49] Le flux des émissions diffuses est difficilement mesurable et souvent avec une incertitude très importante. Celle-ci venant se cumuler avec celle des modèles de dispersion utilisés pour déterminer les concentrations dans l'air et/ou les dépôts atmosphériques résultants, il est préférable d'évaluer l'impact de ces émissions par des mesures dans l'environnement.

Pour la plupart des COV, la voie d'exposition aux retombées atmosphériques est l'inhalation. Dans ce cas, seules les concentrations dans l'air des phases gazeuses de ces substances sont mesurées (Figure 29, Tableau 15).

Figure 29 : Principales voies de transfert des polluants atmosphériques de type COV vers l'exposition des populations locales (hors situations accidentelles).



© Ineris

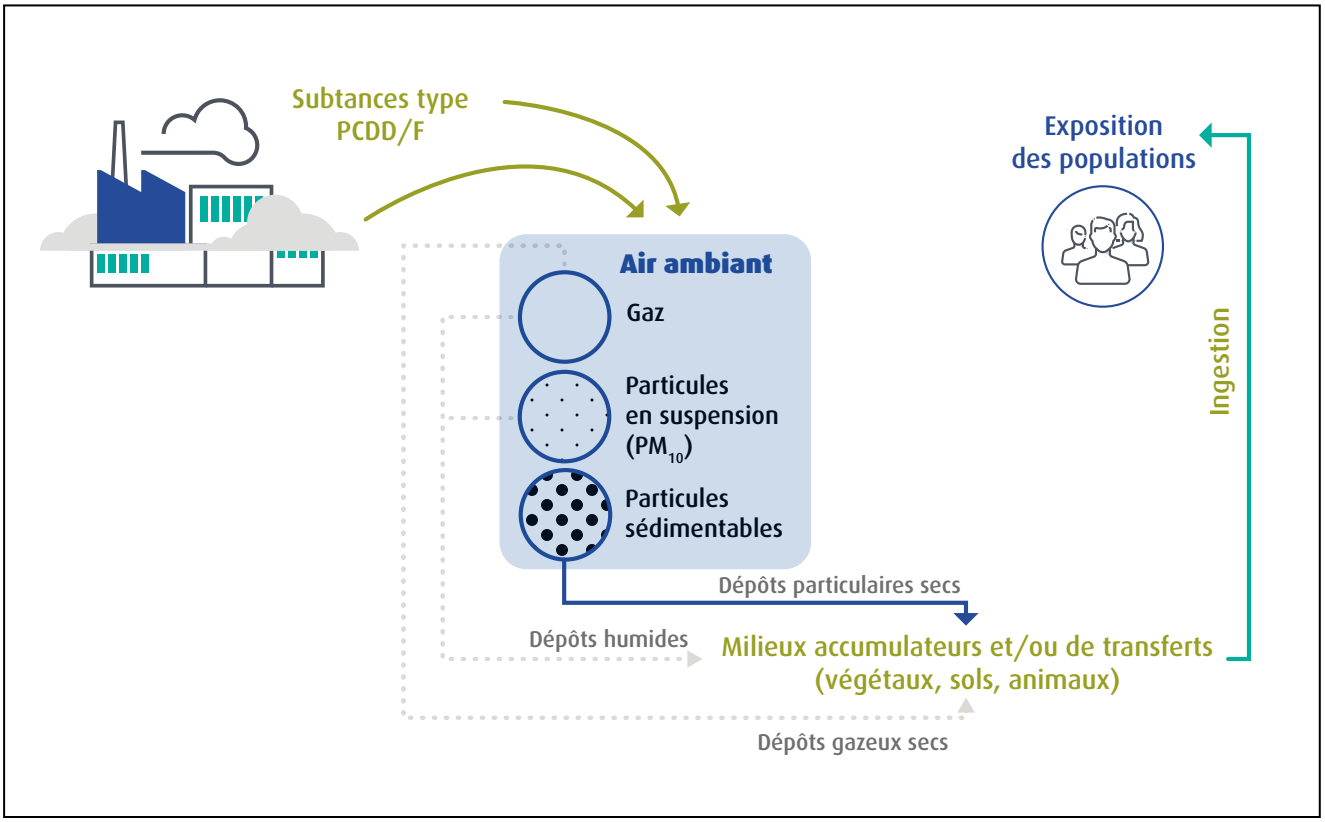
Pour les PCDD/F, il est admis que l'exposition moyenne générale des populations se fait à plus de 95 % par voie alimentaire, en particulier par ingestion de graisses animales, et à seulement 5 % par inhalation (INSERM, 2000).

Cette proportion doit être considérée comme reflétant une situation générale au niveau national. Elle peut être réévaluée dans des cas particuliers où les émissions d'une installation impacteraient fortement des zones d'habitations et où la consommation de produits locaux impactés serait inexistante.

Ainsi, la surveillance des concentrations de PCDD/F en suspension dans l'air ambiant peut uniquement se justifier dans des conditions très particulières qui devront être argumentées.

Compte tenu de ce mode de contamination des milieux accumulateurs, seuls les dépôts atmosphériques de PCCD/F sont suivis (Figure 30, Tableau 15).

Figure 30 : Principales voies de transfert des polluants atmosphériques type PCDD/F vers l'exposition des populations locales (hors situations accidentelles).



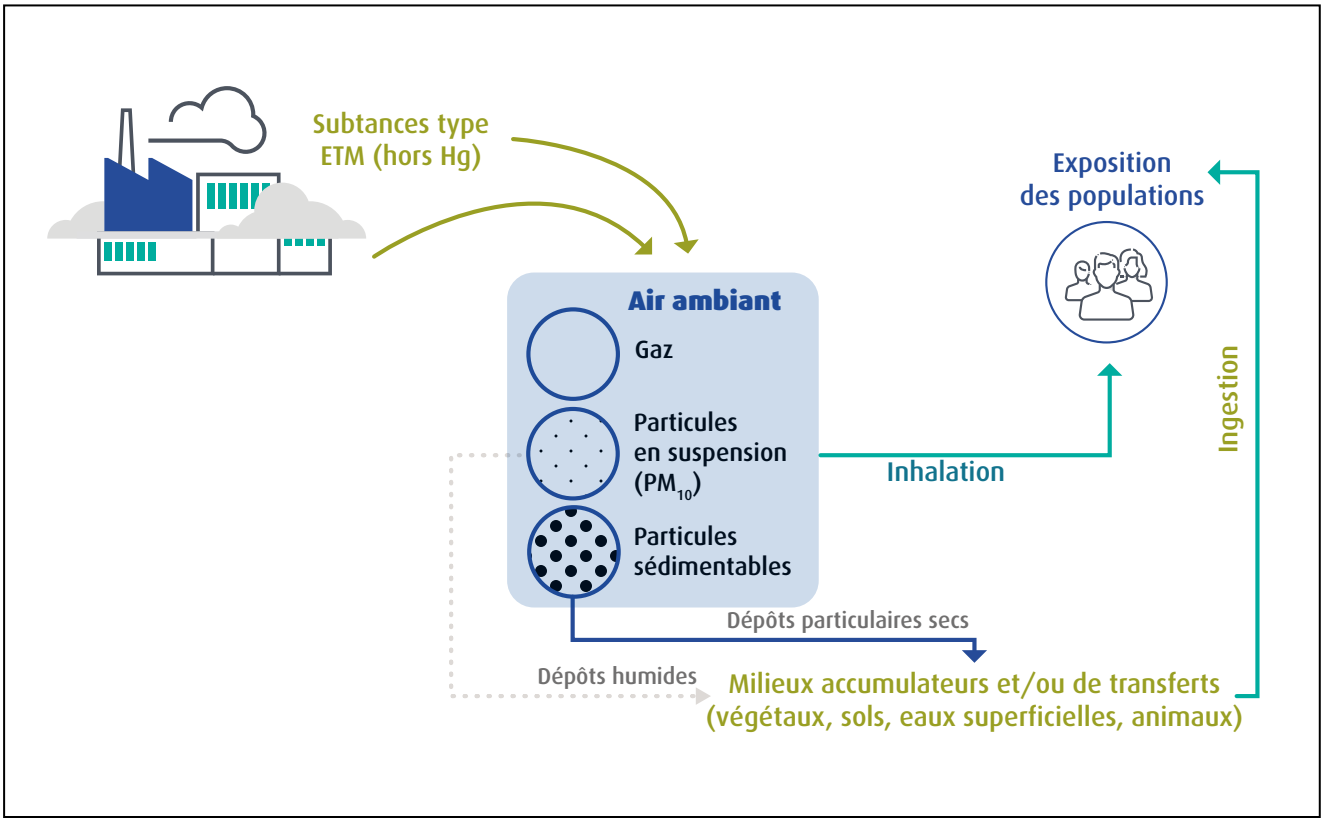
© Ineris

Pour les ETM hors mercure, compte tenu des voies d'exposition potentielles à ces substances, la concentration particulaire associée au PM_{10} dans l'air ainsi que les dépôts atmosphériques particulaires doivent être quantifiés (Figure 31, Tableau 15).

Pour le mercure, le suivi des dépôts atmosphériques est complété par celui de la concentration de la fraction gazeuse (Hg^0) dans l'air (Figure 32).

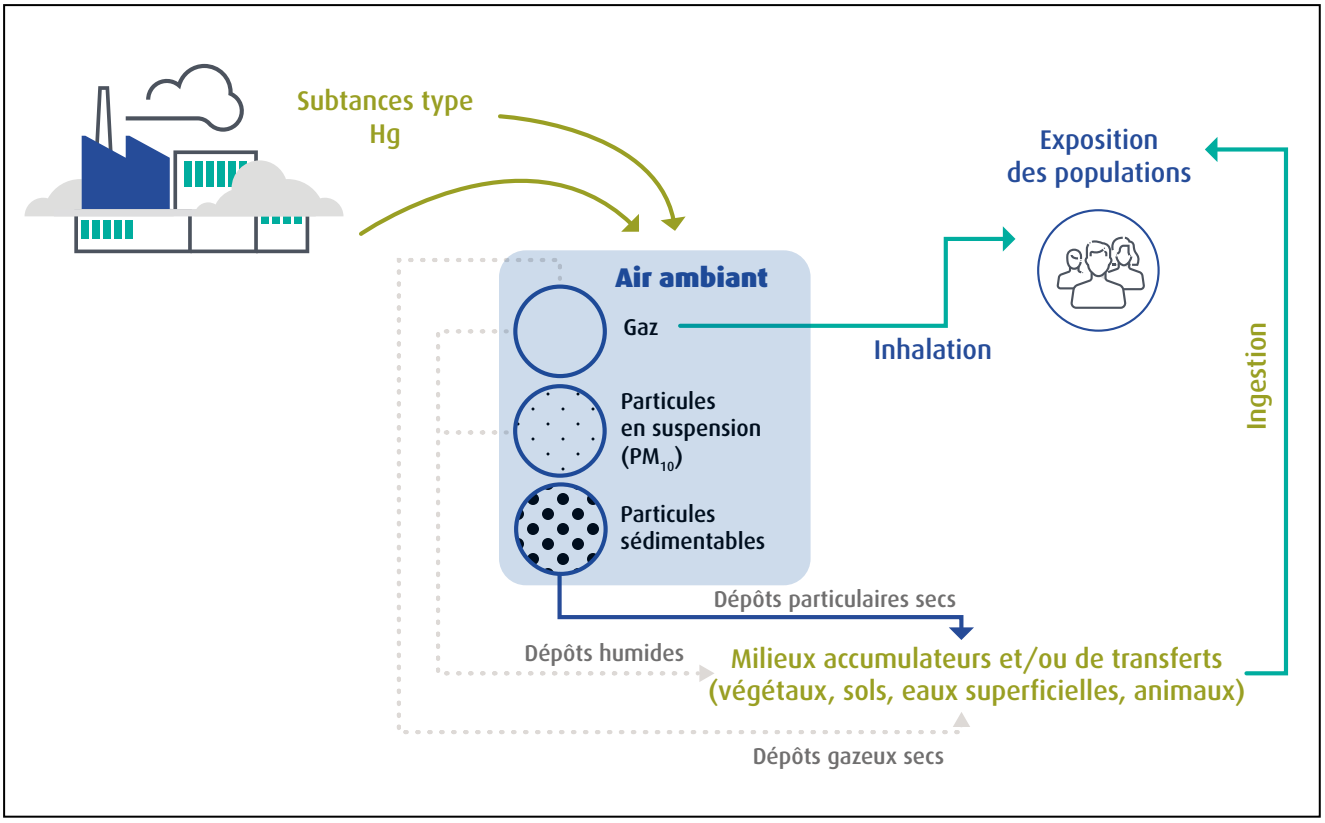
Pour les HAP, pour les substances avec moins de trois cycles, on se retrouve dans une configuration de surveillance type COV (mesure des concentrations des phases gazeuses) ; pour les autres, on se retrouve dans une configuration de surveillance type ETM (mesure des concentrations particulaires associée au PM_{10} dans l'air ainsi que des dépôts atmosphériques particulaires).

Figure 31 : Principales voies de transfert des polluants atmosphériques type ETM vers l'exposition des populations locales (hors situations accidentelles).



© Ineris

Figure 32 : Principales voies de transfert des polluants atmosphériques du mercure vers l'exposition des populations locales (hors situations accidentelles).



© Ineris

En fonction des substances retenues, il est pertinent de ne mesurer que certains paramètres (Tableau 15). L'absence d'une voie d'exposition dans l'environnement local peut permettre de réduire le nombre de paramètres à mesurer.

Tableau 15 : Paramètre à mesurer en fonction des polluants (le choix devra être adapté aux enjeux locaux d'exposition).

	Concentrations dans l'air		Dépôts atmosphériques	
Paramètres/ substances	Mesure des concentrations de gaz et/ou particules en suspension dans l'air ambiant.		Mesure des flux de dépôts atmosphériques secs (particulaires) et humides (gazeux et particulaires).	Mesure de concentrations résultant de la bioaccumulation des dépôts atmosphériques par le végétal utilisé (biosurveillance de la qualité de l'air).
	µg/m^3		µg/m^2/j	µg/g
	Gaz	Particulaire (fraction PM_{10})		
COV	X	X		
HCl gazeux	X			
F et composés fluorés	X	X	X[50]	
SO_2, NOx	X			
Particules		X	X	
ETM (hors Hg)		X	X	X
Hg	X		X	X
PCDD/F (17 congénères toxiques)			X	X
PCB-DL			X[51]	X
HAP	X (si moins de 3 cycles)	X	X	X[52]

© Ineris

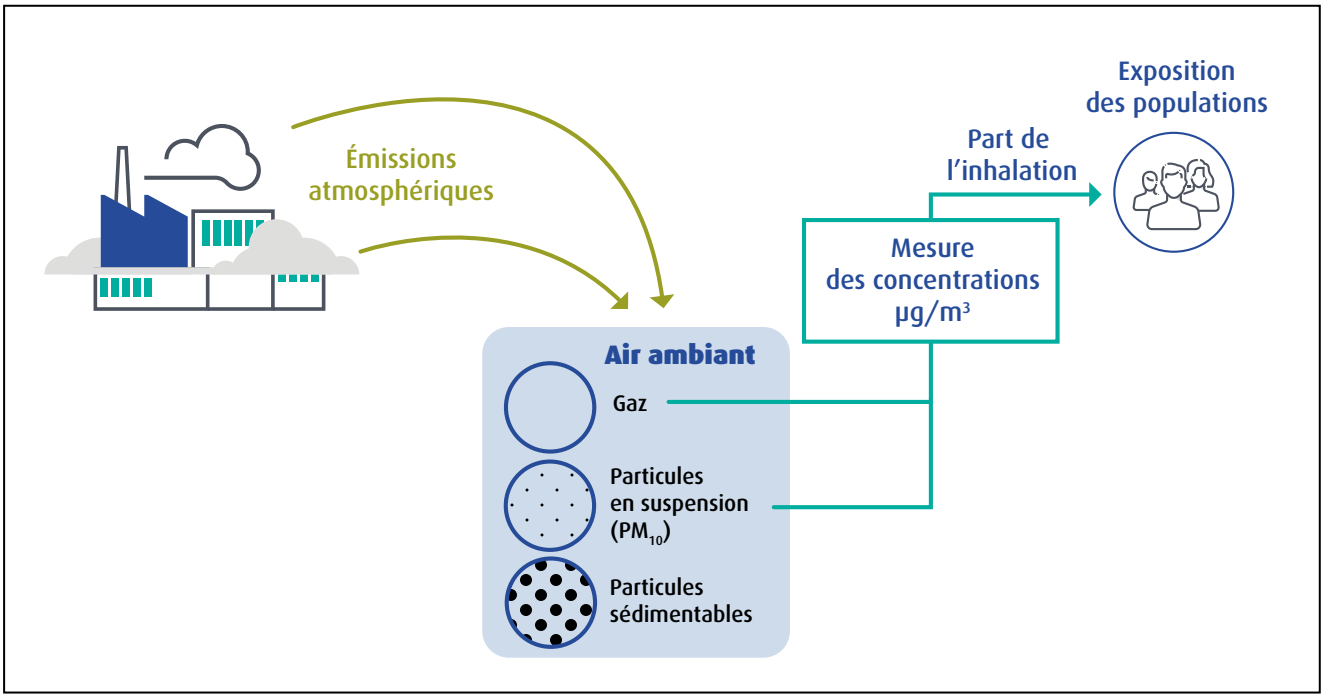
[50] Méthode des papiers à la chaux - De Cormis, L. - Rapport d'activité annuel. Station d'études de la pollution atmosphérique d'Avignon-Montfavet (INRA).
[51] PCB 81, 77, 105, 114, 118, 123, 126, 156, 157, 167, 169, 189.
[52] Fluoranthène, benzo(a)fluoranthène, benzo(b)fluoranthène, benz(k)fluoranthène, benzo(a)pyrène, dibenzo(a)anthracène, benzo(g,h,i) pérylène, indeno(1,2,3-c,d)pyrène.

8 CHOIX DES MÉTHODES DE MESURE

8.1 Méthodes de mesure retenues

8.1.1 Mesure de concentration

Figure 33 : Paramètres mesurables dans l'air ambiant pour évaluer le niveau des intrants atmosphériques pouvant contribuer à l'exposition des populations par inhalation.



© Ineris

La mesure des concentrations des polluants gazeux ou particulaires dans l'air (µg/m³) offre le plus d'alternatives techniques. Dans le cas des particules, le système de prélèvement est équipé en amont d'une tête de prélèvement permettant d'échantillonner les particules présentes dans l'air ambiant ayant un diamètre aérodynamique inférieur à 10 µm (PM_{10}) ou 2,5 µm ($PM_{2.5}$) (Figure 33).

On distingue d'une part les mesures « en temps réel » (réalisées avec des méthodes « automatiques ») avec lesquelles il est possible de suivre l'évolution des concentrations dans l'air ambiant avec une résolution temporelle de quelques secondes à plusieurs minutes et, d'autre part, les mesures « intégrées » (réalisées avec des méthodes « manuelles »), avec lesquelles la concentration mesurée correspondra à la moyenne des concentrations dans l'air sur la durée du prélèvement, qui peut être comprise entre quelques heures et plusieurs jours (< 14 jours).

8.1.1.1 Méthodes automatiques

Les mesures sont réalisées à l'aide d'analyseurs associant prélèvement d'air et analyse en quasi-simultanée des concentrations massiques ou volumiques des polluants gazeux et des concentrations massiques des particules non spécifiques (PM_{10}, $PM_{2.5}$). Ces méthodes ne sont disponibles que pour quelques polluants, notamment : SO_2, NOx, NH_3, BTEX, Hg°, et pour les PM_{10} et $PM_{2.5}$.

Pour les PM, la technique utilisée repose sur la technologie TEOM (Tapered Element Oscillating Microbalance). L'air aspiré est filtré sur un filtre absolu mis en oscillation. La masse déposée sur le filtre engendre une diminution de la fréquence d'oscillation de la microbalance. Cette variation de fréquence est enregistrée en continu et convertie en variation de masse. Cette technique peut minimiser la part de matière particulaire semi-volatile si un Système de Mesure à Filtration Dynamique (FDMS) n'est pas installé en amont. L'ajout d'un FDMS permet d'effectuer alternativement une mesure par TEOM classique (mesure de la fraction non volatile) et une mesure après passage du prélèvement dans un piège froid (mesure de la fraction volatile par défaut de masse). Ce système TEOM-FDMS a été démontré comme équivalent à la méthode de référence par gravimétrie pour la mesure des PM en air ambiant (NF EN 12341)[53].

Les résultats des mesures associées à ces techniques sont ceux pour lesquels l'incertitude est la plus faible, mais les analyseurs sont souvent lourds à mettre en œuvre (climatisation, abris, fluides, QA/QC[54]…) et nécessiteront toujours une alimentation électrique (220 V, 15A).

Cependant, une fois installés, ces équipements peuvent fournir de longues séries temporelles pour un coût limité par rapport aux techniques nécessitant des analyses en laboratoire. Hors situations à enjeux très importants, on ne peut les déployer simultanément que sur un nombre très limité de points de mesure.

Figure 34 : Exemples d'analyseurs fixes ou embarqués dans un moyen mobile.

BAIE D'ANALYSEURS DE GAZ

ANALYSEURS TEOM POUR MESURE PM_{10} ET $PM_{2.5}$

MOYEN MOBILE : CAMION LABORATOIRE

MOYEN MOBILE : REMORQUE

© Ineris

[53] Cette équivalence est régulièrement vérifiée par le LCSQA dans le cadre de ses missions pour le dispositif national de surveillance de la qualité de l'air (https://www.lcsqa.org/fr/rapport/2012/ineris/suivi-optimisation-utilisation-teom-fdms-bilan-campagnes-2011-2012-suivi-equival).

[54] AQ/CQ (Quality Assurance / Quality Control) : combinaison de l'assurance qualité et du contrôle qualité.

L'utilisation de méthodes « automatiques » est réservée :

- soit à des polluants pour lesquels les méthodes manuelles sont délicates à mettre en œuvre (ex. : Hg°) ou sont associées à des incertitudes trop importantes au regard des enjeux de la campagne ;
- soit à des situations où l'on s'intéresse à des variations sur le court terme des concentrations dans l'air du fait d'enjeux liés à des expositions court terme (ex. : respect des valeurs moyennes horaires ou journalières en NO_2 et SO_2) ;
- soit pour mieux comprendre l'origine des niveaux mesurés (identification de sources).

Une attention particulière est portée sur la résolution de la méthode qui devra permettre de mettre en évidence un éventuel signal lié à l'installation suivie afin de répondre à l'objectif visé.

8.1.1.2 Méthodes manuelles (actives et passives)

Ces méthodes sont basées sur une phase préalable de collecte de la substance recherchée dans l'air sur un piège, puis d'une analyse en différé en laboratoire. Ce piège peut être un support adsorbant solide, un filtre ou un contenant. L'analyse du piège ne donnera qu'un résultat de mesure par point et période de piégeage.

8.1.1.2. Méthodes actives

Pour ces méthodes, la collecte des polluants gazeux ou particulaires nécessite le pompage d'un volume d'air. La durée de prélèvement sur chaque piège est fonction des limites de quantification souhaitées (ex. : VTR) et de la capacité de rétention du piège (saturation, colmatage, perçage).

Dans le cas des particules, le volume d'air prélevé passe au travers d'un filtre dont la porosité permet de retenir les substances particulaires. Dans le cas de composés semi-volatiles (ex. : HAP), un support adsorbant (mousses) est utilisé en aval de celui-ci afin d'en collecter la phase gazeuse présente dans l'air. Le volume d'air prélevé peut être mesuré au moyen d'un compteur volumétrique dans lequel la température est relevée en continu, afin de corriger le volume mesuré sur la durée du prélèvement.

Après la phase de prélèvement, le filtre est analysé en laboratoire afin de déterminer la masse de polluant particulaire retenu par pesée (détermination des concentrations massiques des PM_{10} et $PM_{2.5}$ – Unité : µg/m^3) suivie, si besoin, par une analyse chimique (détermination des concentrations massiques de polluants particulaires spécifiques, ex. : plomb – Unité : ng ou µg/m^3).

Le pompage nécessitera systématiquement une alimentation électrique (220 V, 15A) (Figure 35).

Figure 35 : Préleveur sur filtres de particules en suspension permettant la détermination des concentrations massiques en PM_{10} et ETM associés.

Dans le cas des gaz, le piégeage est assuré :

- soit par un support adsorbant (ex. : charbon actif) branché sur une pompe autonome (Figure 36 – gauche) ou non. Dans ce cas, le volume d'air prélevé sera déterminé à partir de la durée du prélèvement et des mesures du débit volumique au début et à la fin du prélèvement, en amont de la chaîne de prélèvement. La masse de substance absorbée sera quantifiée en différé au laboratoire (Unité : ng ou µg/m^3) ;
- soit par un contenant inerte (ex. : canister) mis sous vide préalablement à sa mise en œuvre sur le terrain. Il permet ainsi un prélèvement par aspiration naturelle (sous contrôle d'un régulateur de débit) de l'air ambiant pendant la période d'exposition (Figure 36 – droite). Après le prélèvement, les concentrations des substances recherchées seront directement quantifiées au laboratoire dans l'air capté dans le contenant (Unité : ng ou µg/m^3).

Figure 36 : Systèmes de prélèvement actifs autonomes.

POMPE DE PRÉLÈVEMENT PERMETTANT LE PIÉGEAGE DE GAZ ET FONCTIONNANT SUR BATTERIE

PRÉLEVEUR D'AIR DANS UNE SPHÈRE EN INOX DE 6 LITRES ÉQUIPÉ DE SON CONTRÔLEUR DE DÉBIT

© Ineris

Pour les particules et gaz, en fonction des conditions de prélèvement et des polluants, la durée de collecte sur chaque support est comprise entre 24 h et 7 jours. Au-delà de cette période, une intervention humaine est nécessaire pour prolonger les mesures (changement des supports de piégeage et/ou des batteries). Il est néanmoins possible, pour certains polluants gazeux ou particulaires, de réaliser des prélèvements séquentiels (réserves de 5 à 15 pièges changés automatiquement suivant un planning préétabli) ou asservis (piégeage activé pour certaines conditions météorologiques). Ces techniques nécessitent une alimentation électrique (220 V, 15A – Figure 37).

Figure 37 : Systèmes de prélèvement actifs permettant des prélèvements séquentiels.

© Ineris

Compte tenu de la logistique/coût associés, hors situations à enjeux très importants, ces techniques ne peuvent être engagées que sur un nombre limité de points.

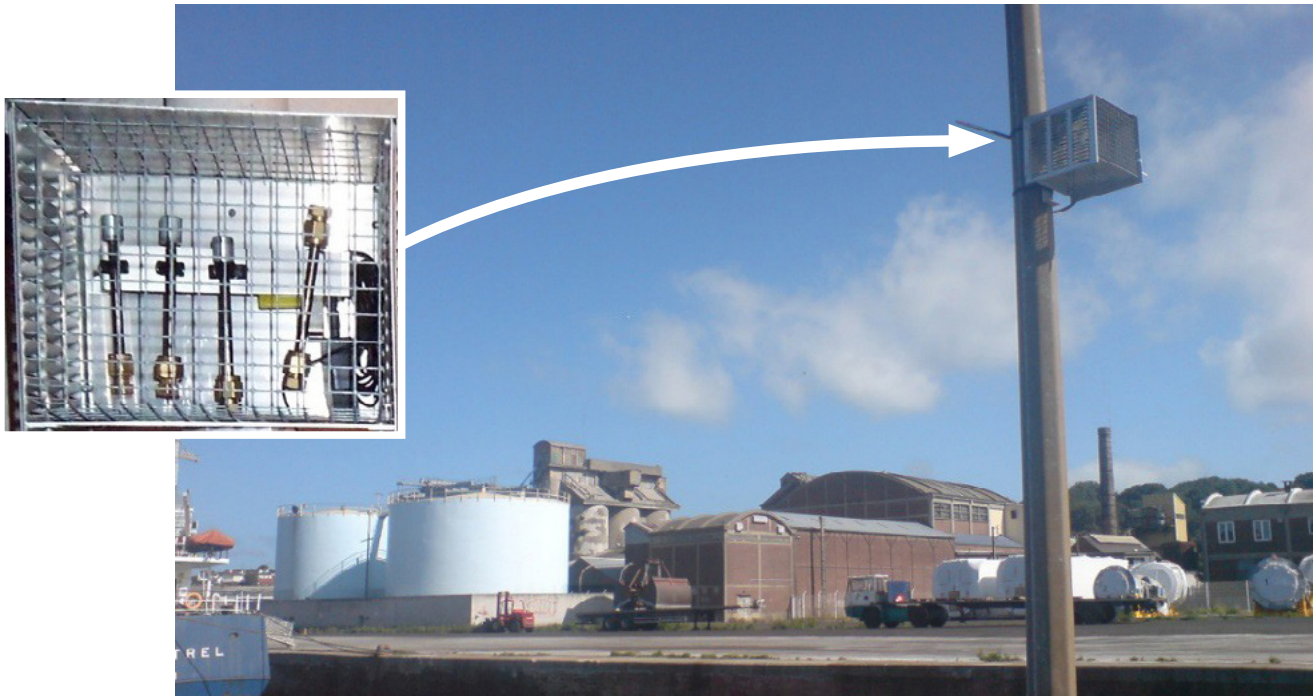
8.1.1.2.2 Méthodes passives

Il est possible de collecter certains polluants gazeux sans pompage sur un support adsorbant grâce à une diffusion contrôlée de l'air ambiant au travers d'une membrane spécifique. Le débit de diffusion propre à chaque substance/support doit être corrigé en fonction de la température moyenne extérieure, de la pression atmosphérique relevées pendant la période d'exposition. Ce débit de diffusion pouvant être influencé par d'autres paramètres extérieurs, les supports sont installés dans des abris protégeant les tubes du vent et de la pluie.

La plage de concentrations mesurées sera fonction de la durée d'échantillonnage.

C'est un système qui ne nécessite pas d'alimentation électrique. Léger et peu coûteux à mettre en œuvre (Figure 38), il permet d'échantillonner concomitamment de nombreux points de mesure sur de longues durées (prélèvement généralement réalisé sur 7 à 14 jours).

Figure 38 : Tubes passifs mis en place dans des abris de protection, en situation et zoom.



© Ineris

La quantité de substances gazeuses adsorbée dans le tube est analysée *a posteriori* en laboratoire et les concentrations calculées à partir du débit de diffusion adéquat (Unité : µg/m³).

L'incertitude de mesure associée à ces méthodes n'a été qualifiée que pour un nombre limité de substances (benzène, formaldéhyde[55]). Pour un même polluant, elle est généralement plus importante qu'avec une méthode active.

On considère les résultats de ces mesures comme indicatifs. Cette plus grande incertitude doit être prise en compte dans l'interprétation des résultats. Si nécessaire, ces résultats doivent être reconfirmés par des mesures avec des méthodes actives ou automatiques.

8.1.2 Mesure des dépôts atmosphériques

8.1.2.1 Mesure des flux de dépôts atmosphériques

La méthode est basée sur une phase de collecte par simple gravité de l'ensemble des dépôts atmosphériques secs (particules) et humides (gaz et particules) dans des jauges ou des collecteurs surmontés d'un entonnoir. Leur surface d'ouverture est orientée horizontalement vers le haut (Figure 39). Ces réceptacles sont en verre (POP) ou HDPE[56] (ETM) en fonction des substances recherchées.

Figure 39 : Mesures des flux de dépôts atmosphériques par jauges de sédimentation.

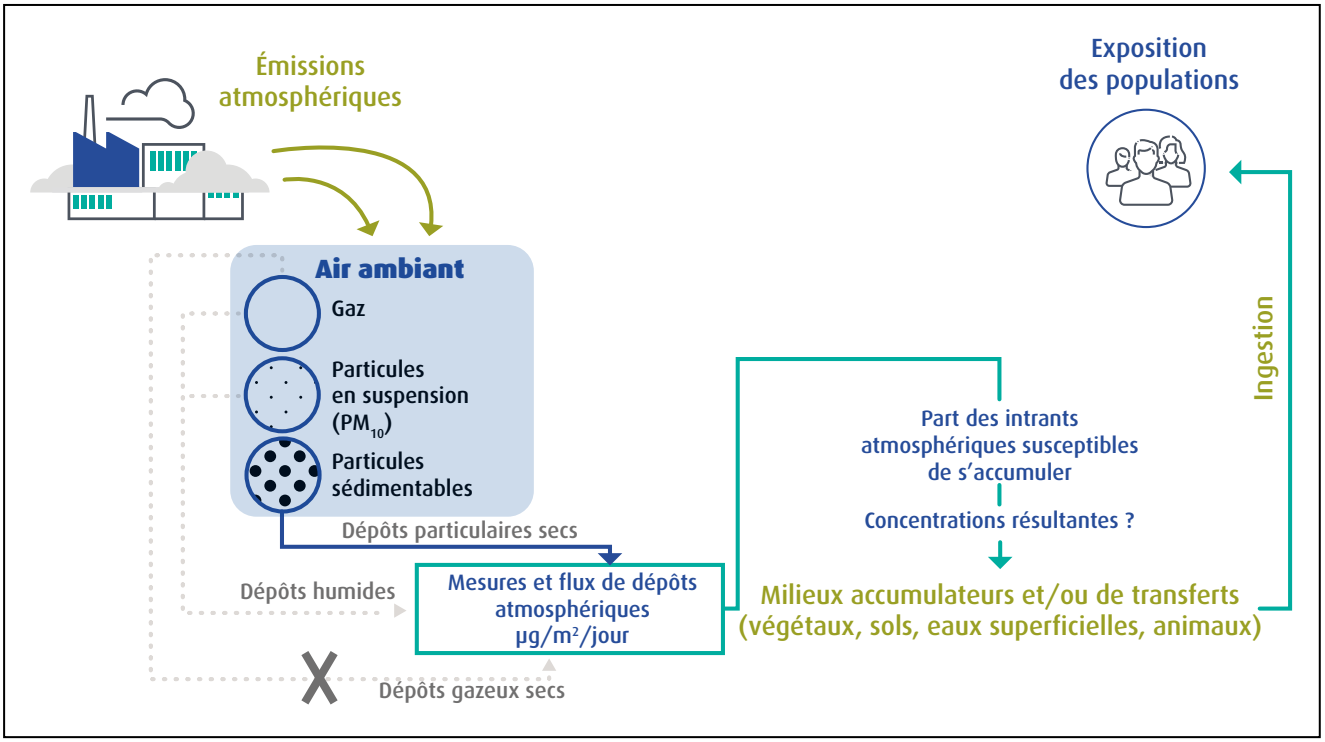
© Ineris

Hormis pour les dépôts gazeux secs, les méthodes mises en œuvre permettent de bien quantifier l'ensemble des dépôts secs (particulaires) et humides (gazeux et/ou particulaires) (Figure 40).

En air calme, il a été calculé que les jauges de sédimentation seraient satisfaisantes pour recueillir les particules d'un diamètre supérieur à 5 µm (Hendrickson, 1962).

[55] Rapports LCSQA sur la mesure du benzène et du formaldéhyde – www.lcsqa.org. Le formaldéhyde présente surtout un enjeu pour l'air intérieur.
[56] Polyéthylène haute densité.

Figure 40 : Paramètres mesurables dans l'air ambiant pour évaluer le niveau des intrants atmosphériques pouvant contribuer à l'exposition des populations par ingestion.



La phase de prélèvement est réalisée sur une période d'environ un mois et ne nécessite pas d'alimentation électrique. Les jauges/collecteurs permettent d'échantillonner simultanément un grand nombre de points de mesure en parallèle sur des durées importantes.

Après exposition, l'ensemble du contenu des jauges/collecteurs-entonnoirs est extrait en différé pour une analyse en laboratoire. Il est important de ne pas se limiter à un dosage de concentration dans la phase liquide. Un protocole d'extraction doit être mis en œuvre pour permettre de récolter l'ensemble des masses de substances qui se sont éventuellement déposées sur les parois internes immergées ou non de la jauge/collecteur-entonnoir.

Ce protocole doit également permettre d'extraire les substances présentes dans la phase liquide, notamment dans les matières en suspension. Seuls les brindilles, feuilles et insectes sont écartés de l'analyse.

La masse de substances extraite dans l'ensemble du système de collecte est analysée et divisée par la surface d'échantillonnage et le nombre de jours d'échantillonnage (unité : µg ou pg/m^2/jour).

C'est une mesure « intégrée » qui permet d'évaluer les niveaux des intrants atmosphériques moyens sur un mois en amont de l'ensemble des matrices environnementales intégratrices sur lesquelles ils sont susceptibles de se déposer (végétaux, sols et eaux de surface). Les résultats ne permettent pas de connaître directement la concentration résultante dans ces matrices environnementales. Ils représentent un niveau de dépôts atmosphériques disponible pour une éventuelle accumulation.

8.1.2.2 Biosurveillance de la qualité de l'air[57]

Pour les substances dont les dépôts atmosphériques sont susceptibles de contaminer les matrices environnementales accumulatrices, il est possible de mesurer les concentrations résultantes de

[57] Les méthodes de biosurveillance de la qualité de l'air par technique « accumulatrice » sont décrites dans des normes française NFX43-901 pour le ray-grass, NF EN 16-414 pour les bryophytes (mousses) et NFX 43-904 pour les lichens (sur tronc d'arbres). Attention à ne pas confondre cette dernière norme avec la NFX 43-903, qui concerne aussi l'utilisation des lichens non pas comme un support d'accumulation des polluants, mais comme un indice de la qualité de l'air générale non spécifique.

l'accumulation de ces dépôts dans des végétaux spécifiques (ex. : µg de polluant/g de végétal) afin d'isoler la seule contamination par voie aérienne. Les espèces utilisées pour cette biosurveillance de la qualité de l'air par accumulation sont :

- cultivées suivant un protocole permettant d'isoler la contribution de la pollution atmosphérique sur une durée d'exposition maîtrisée ;
- directement prélevées dans l'environnement : on sélectionnera alors des espèces qui ont la capacité à être isolées des autres voies de transfert (racinaires notamment). Elles sont très spécifiques (lichens, mousses) et ne rentrent pas dans la chaîne alimentaire humaine ou des animaux d'élevage. Les durées d'exposition ne sont pas maîtrisées.

Dans les deux cas, les échantillons prélevés seront analysés en différé en laboratoire.

Les résultats de ces mesures sont représentatifs de la hiérarchisation des niveaux de dépôts atmosphériques sur l'ensemble des matrices environnementales accumulatrices.

8.1.2.2.1 Culture contrôlée de ray-grass

Le ray-grass est préalablement cultivé dans des conditions contrôlées sous serre (hors zone d'étude) avant d'être exposé sur le site d'étude. Arrivé à maturité (après ~6 semaines), il est coupé à ras et emmené sur le site d'étude pour être exposé (4 pots sont installés par station de mesure).

L'exposition du végétal se fait sur des tables d'à peu près 1,50 m de hauteur durant des périodes d'environ 1 mois pendant lesquelles le ray-grass se remet à pousser. Une alimentation en eau est assurée par des fibres de verre reliant le substrat à un bac d'eau situé sous la surface de la table (pas d'alimentation électrique nécessaire) (Figure 41).

À la fin de la période d'exposition, le ray-grass est récolté lors d'une nouvelle coupe à ras, puis conditionné pour analyse en laboratoire des concentrations massiques des substances présentes sur et dans le végétal (il n'est pas lavé avant analyse).

Figure 41 : Station de culture contrôlée de ray-grass (*Lolium multiflorum*).

© Ineris

La teneur en eau de l'échantillon doit également être déterminée afin de pouvoir transposer les résultats à des valeurs disponibles dans la réglementation. Le calcul de la prise de biomasse pendant la période de prélèvement est également nécessaire lorsque l'on souhaite comparer des séries temporelles (voir Chapitre 14.2).

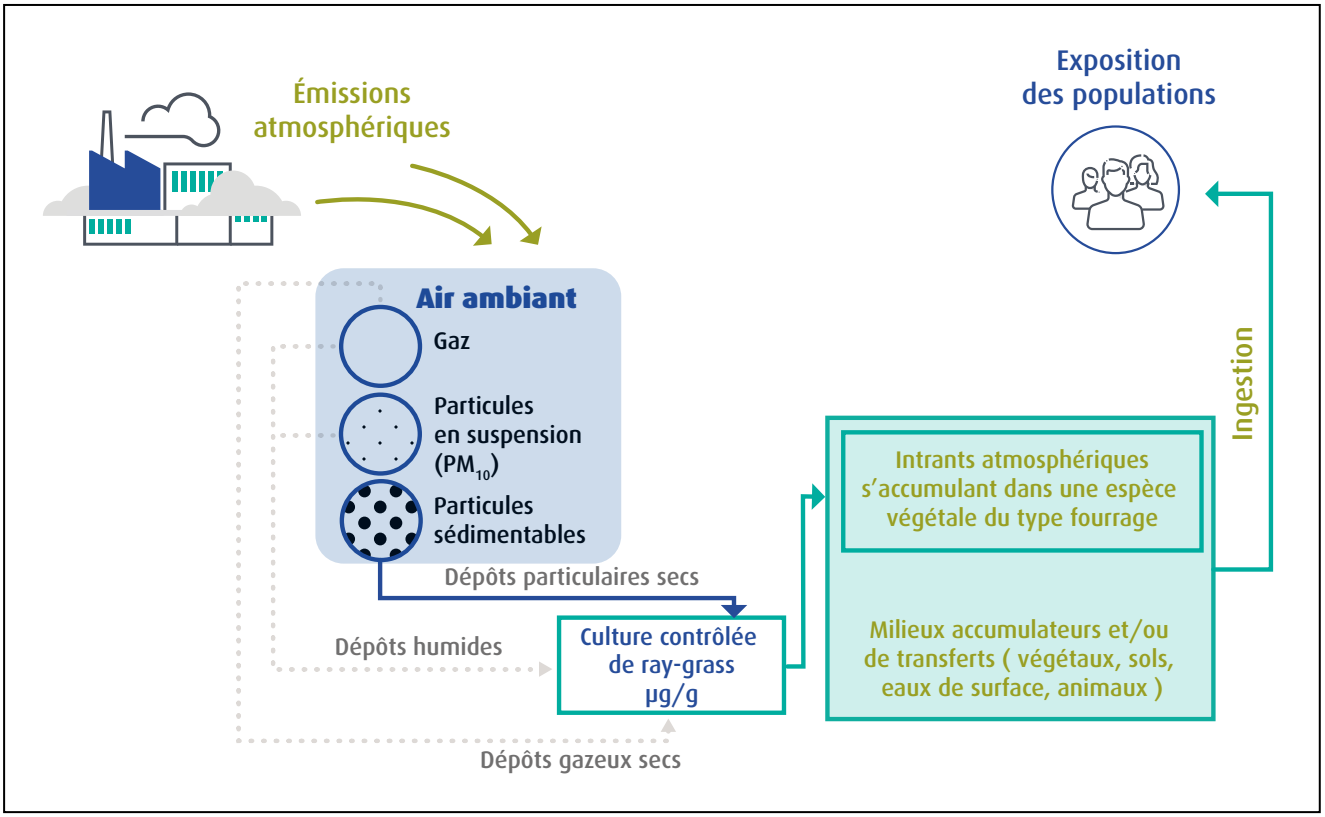
Les concentrations obtenues avec cette technique représentent la partie bioaccumulée dans le ray-grass des contaminants présents dans l'air. Cependant, la part accumulée via le transfert racinaire des ETM présents dans le substrat de culture peut également contribuer à ces concentrations. Le protocole normatif prévoit, pour limiter ce dernier, d'ajouter du carbonate de calcium dans le substrat de culture.

Cette culture contrôlée du ray-grass vise à imiter à l'aide d'une matrice végétale équivalente la contamination atmosphérique des cultures fourragères environnantes pouvant rentrer dans l'alimentation du bétail local[58] : dépôts atmosphériques ➜ fourrages ➜ matières grasses animales (Figure 42).

Le ray-grass peut être assimilé à des fourrages verts. Cependant, la réponse reste propre à l'espèce considérée et ne peut pas être transférée à d'autres espèces ou compartiments accumulateurs. Il ne sera cohérent de l'utiliser que dans un contexte où l'occupation des sols le rend pertinent (zone d'élevage).

[58] Cependant, elle ne représente pas toutes les voies de contamination du bétail lorsqu'il se trouve en plein champ, dans la mesure où une part de cette contamination peut être apportée par l'ingestion de sol lors de la pâture.

Figure 42 : Paramètres mesurables dans le ray-grass pour évaluer le niveau des intrants atmosphériques pouvant contribuer à l'exposition des populations par ingestion.



Compte tenu de la logistique associée à la mise en place des stations de culture du ray-grass (préculture sous serre, station de mesure plus lourde…), il est raisonnable de n'équiper simultanément qu'un nombre de points limité (<4-5).

8.1.2.2.2 Exposition contrôlée de mousse « moss bag »

La technique des moss bag est un outil de sondage qualitatif performant (mise en œuvre simple, peu coûteuse, permettant de réaliser de nombreux points de prélèvement) qui présente de nombreux avantages (intervalle de confiance réduit, coût de mise en œuvre faible, simplicité d'utilisation…). Cette technique apporte une information qualitative essentielle là où d'autres approches sont plus fragiles : modélisation en situation dégradée (site et/ou terme source complexes). Utilisé lors de campagnes d'investigation, cet outil qualitatif permet d'optimiser et de réduire les coûts de campagnes conventionnelles de quantification.

Selon la norme finlandaise (Air protection, 1994[59]), les mousses utilisées sont de type sphaignes. Elles se comportent au niveau de leurs parois extracellulaires comme des résines échangeuses d'ions, c'est-à-dire qu'elles possèdent de nombreux sites anioniques qui vont facilement piéger les cations.

Environ 0,4 g (poids sec) de mousse est disposé dans un filet en nylon (mailles de 2 mm × 2 mm) de manière à former une sphère d'un diamètre compris entre 2,5 et 3 cm. Les moss bag sont ensuite placés dans des sachets hermétiques en plastique afin d'éviter toute contamination éventuelle avant exposition. Les moss bag seront attachés à environ 1,70 m du sol.

La durée d'exposition peut être comprise entre 2 et 4 semaines.

8.1.2.2.3 Prélèvement *in situ* de lichen/mousse

Les lichens et les mousses ont une structure végétative marquée par une absence de racines,

[59] Air protection, 1994. Bioindication. Moss bag method. Finnish Standard Method SFS 5794 in Finnish., Helsinki, 1994-12-05.

des parois cellulaires directement en contact avec l'atmosphère, une faible biomasse et un ratio surface/volume très élevé.

Ces particularités physiologiques et anatomiques leur confèrent une sensibilité importante à l'accumulation des polluants atmosphériques (pièges mécaniques ou électrochimiques[60], importantes surfaces d'échanges, isolés du sol). Ces caractéristiques sont assez exceptionnelles dans le monde végétal et rendent très spécifique la réponse de ces espèces à un niveau de retombées atmosphériques.

Les lichens sont utilisés depuis la fin des années 60 pour le suivi des retombées atmosphériques de divers éléments (soufre, azote, fluor, métaux, radionucléides), mais également des composés organiques (PCDs, HAPs, pesticides organiques HCHs et HCBs) (Augusto, 2004[61]).

La rétention des polluants inorganiques particulaires est très spécifique aux lichens. Elle se fait soit par dépôts de surface, soit par piégeage des particules entre les filaments fongiques intrathallins. Les lichens ont une forte capacité d'interception et de stockage des particules, en particulier les plus petites. Plus de 50 % des composés chimiques présents dans les lichens le sont sous formes particulaires piégées dans les hyphes (filaments) du lichen. Les mécanismes d'absorption des composés organiques sont encore mal connus (cinétique, saturation…), mais il semble exister une capacité de ces organismes à les concentrer[62]. L'adsorption gazeuse reste non démontrée.

La première étude publiée et documentée utilisant le lichen comme méthode de suivi des retombées atmosphériques de PCDD/F a été réalisée à l'échelle régionale au Portugal en 2000 (Augusto, 2004).

Les lichens ne sont pas un indicateur fiable de la pollution des sols et les facteurs de proportionnalité entre les concentrations mesurées dans l'air et ces substrats ne sont pas constants. Ceci est probablement dû à la distorsion entraînée par les différences d'accumulation/déplétion des retombées atmosphériques dans ces deux matrices et de biais entraînés par des marquages historiques dans les sols.

Les mousses ont été sélectionnées depuis 30 ans pour assurer le suivi des dépôts atmosphériques métalliques dans l'environnement en Europe. Leur capacité de forte concentration est liée à divers facteurs : plantes non vasculaires et dépourvues de racines, tissu foliaire comportant une seule couche de cellules et absence de cuticule qui offrent une surface d'échanges importante et directe avec l'atmosphère, paroi cellulaire très riche en composés anioniques (chargés négativement) qui augmentent la capacité d'adsorption des cations métalliques.

L'accumulation est rapide et peut durer plusieurs mois. Ces capacités d'accumulation s'appliquent également aux composés organiques. Il n'existe pas de valeurs de référence pour juger si une teneur dans les mousses est toxique ou non (ADEME, MNHN, 2013[63]).

Les prélèvements de lichen/mousse sont réalisés sur des arbres ou des surfaces horizontales directement dans l'environnement du site (Figure 43).

[60] Les parois des cellules des mousses sont chargées et se comportent comme des résines échangeuses d'ions.
[61] Augusto et al., (2004). Atmospheric dioxin and furan deposition in relation to land-use and other pollutants : a survey with lichens. Journal of Atmospheric Chemistry, 49, 53-65.
Augusto et al., (2007). The contribution of environmental biomonitoring with lichens to assess human exposure to dioxins. Int. J. Hyg. Environ.- Health, 210, 433-438.
Augusto et al., (2007). Interpreting the dioxin and furan profiles in the lichen Ramalina canariensis Steiner for monitoring air pollution. Science of the Total Environment 377, 114-123.
[62] Garrec, J.P. and Van Haluwyn, C., Biosurveillance végétale de la qualité de l'air. 2002, Paris, Éditions Tec&Doc.
[63] Pollution atmosphérique par les métaux en France – Dix ans de biosurveillance des retombées - C. Rausch de Traubenberg, L. Galsomiès, Y. Martinet. ADEME - Muséum national d'histoire naturelle - Edp sciences 2013.

Figure 43 : Lichen et mousse prélevés dans les milieux.

LICHEN CORTICOLE (*XANTHORIA PARIETINA*[64])

MOUSSE (*SCELEROPODIUM PURUM*[65])

© Ineris

Lors de l'échantillonnage, les populations prélevées doivent être en majorité monospécifiques et sur des supports équivalents afin d'éviter des variations de concentrations entre échantillons qui seraient dues à des différences intrinsèques aux espèces[66] ou au support[67].

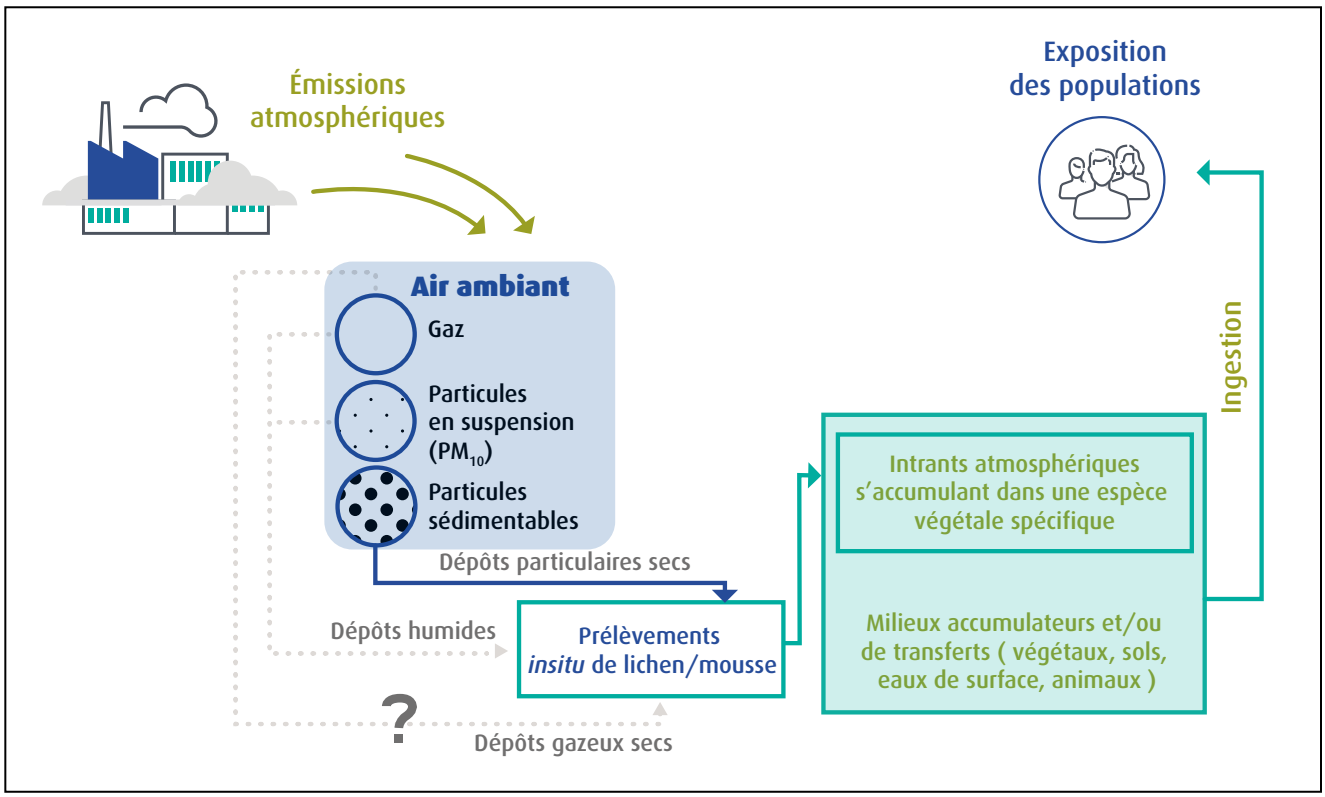
Afin de réduire la variabilité intra-espèce, des prélèvements composites de 3 à 6 points sur une surface < 1 000 m² (lichen) à au moins 10 points (mousse) sont réalisés pour chaque zone de collecte. Cette surface d'échantillonnage composite doit être documentée dans le rapport.

Après prélèvement et préparation des échantillons, dont une phase de reconfirmation des espèces sélectionnées, les concentrations de substances présentes dans leurs tissus sont dosées afin de déterminer la part des contaminants atmosphériques qui s'y est accumulée (bioaccumulation).

Cette réponse quantitative est propre à l'espèce considérée et les concentrations massiques obtenues ne peuvent être transférées à une autre espèce végétale, notamment celle rentrant dans la chaîne alimentaire humaine ou animale, ni à aucun autre compartiment environnemental (Figure 44).

[64] Photo illustrative : Étude de l'impact des rejets atmosphériques de l'usine d'incinération d'ordures ménagères - Échillais (17), campagne 2011 – C. Bellanger - Référence : ATMO Poitou-Charente_IND_EXT_11_080.
[65] S. Leblond , Muséum national d'histoire naturelle.
[66] Par exemple, différentes espèces de lichens soumises à un même niveau de contamination peuvent donner des concentrations massiques en PCDD/F différentes de 100 % et des profils de congénères différents (Augusto, 2007).
[67] Une étude spécifique de comparaison interespèces est recommandée si différentes espèces de mousses sont employées pour une même étude. Toutefois, il est déconseillé de convertir les données d'une espèce en une autre, afin de ne pas augmenter l'incertitude sur les résultats.

Figure 44 : Paramètres mesurables dans des matrices végétales spécifiques pour évaluer le niveau des intrants atmosphériques pouvant contribuer à l'exposition des populations par ingestion.



Les prélèvements *in situ* de lichen/mousse restent la seule alternative lorsqu'on cherche à caractériser un impact des émissions atmosphériques d'une installation non surveillée en continu, notamment lors de phase de dysfonctionnement. La datation de la contamination mesurée reste délicate, car les vitesses d'accumulation/déplétion des polluants atmosphériques dans la matrice sont mal maîtrisées.

Les résultats obtenus témoignent d'un historique, mais peu d'informations sont disponibles permettant de le borner. Il est probable cependant que la réponse de cette méthode de surveillance soit très lente (plusieurs mois à cinq ans - Augusto, 2007).

Ces méthodes permettent de mettre en évidence des variations spatio-temporelles des dépôts atmosphériques. Les valeurs considérées comme élevées ne préjugent en rien d'un niveau de toxicité pour la mousse, ni pour l'écosystème, ni pour l'homme (ADEME, MNHN, 2013[68]).

Il en est de même pour les lichens. Pour ces derniers, des niveaux « sanitaires » ou de correspondance avec des valeurs de gestion d'autres milieux ont pu être proposés par certains bureaux d'études. Ils n'ont fait l'objet d'aucune validation par des pairs et ne sont à utiliser en aucun cas.

Une synthèse des différentes résolutions spatio-temporelles et des contraintes logistiques associées aux différentes techniques de mesure retenues dans ce guide est proposée dans le Tableau 16.

[68] Pollution atmosphérique par les métaux en France – Dix ans de biosurveillance des retombées - C. Rausch de Traubenberg, L. Galsomiès, Y. Martinet. ADEME - Muséum national d'histoire naturelle - Edp sciences 2013.

Tableau 16 : Résolutions spatio-temporelles et contraintes logistiques associées aux différentes techniques de mesure.

				Type de méthodes pouvant être mises en œuvre		
				Matériel mis en place spécifiquement		Utilisation des milieux environnants
				Mesure en un point		Échantillonnage composite (surface de prélèvement < 1 000 m²)
Unité	**Paramètre mesuré**			**Mesure en temps réel**	**Mesure intégrée**	**Mesure intégrée**
µg/m³	Polluant en suspension dans l'air	Phase gazeuse		Analyseurs 1 s à 15 min ++	Préleveur actif 24 h à 7 j/piège ++	ND
					Préleveur passif 7 à 14 j/piège +	
		Phase particulaire	Poussières spécifiques	ND	Préleveur actif 24 h à 7 j/piège ++	ND
			PM_{10} et $PM_{2.5}$	Analyseurs 1 s à 15 min ++	Préleveur actif 24 h/piège ++	ND
µg/m²/j	Dépôt atmosphérique	Dépôt sec (part.) Dépôt humide (part., gaz)		ND	Jauges/Collecteurs 1 mois +	ND
		Dépôt sec (gaz)		ND	ND	ND
µg/g	Bio-surveillance de la qualité de l'air	Part du dépôt atmosphérique bioaccumulé par le végétal utilisé		ND	Ray-grass 1 mois +	Lichen/mousse Historique sur plusieurs mois +

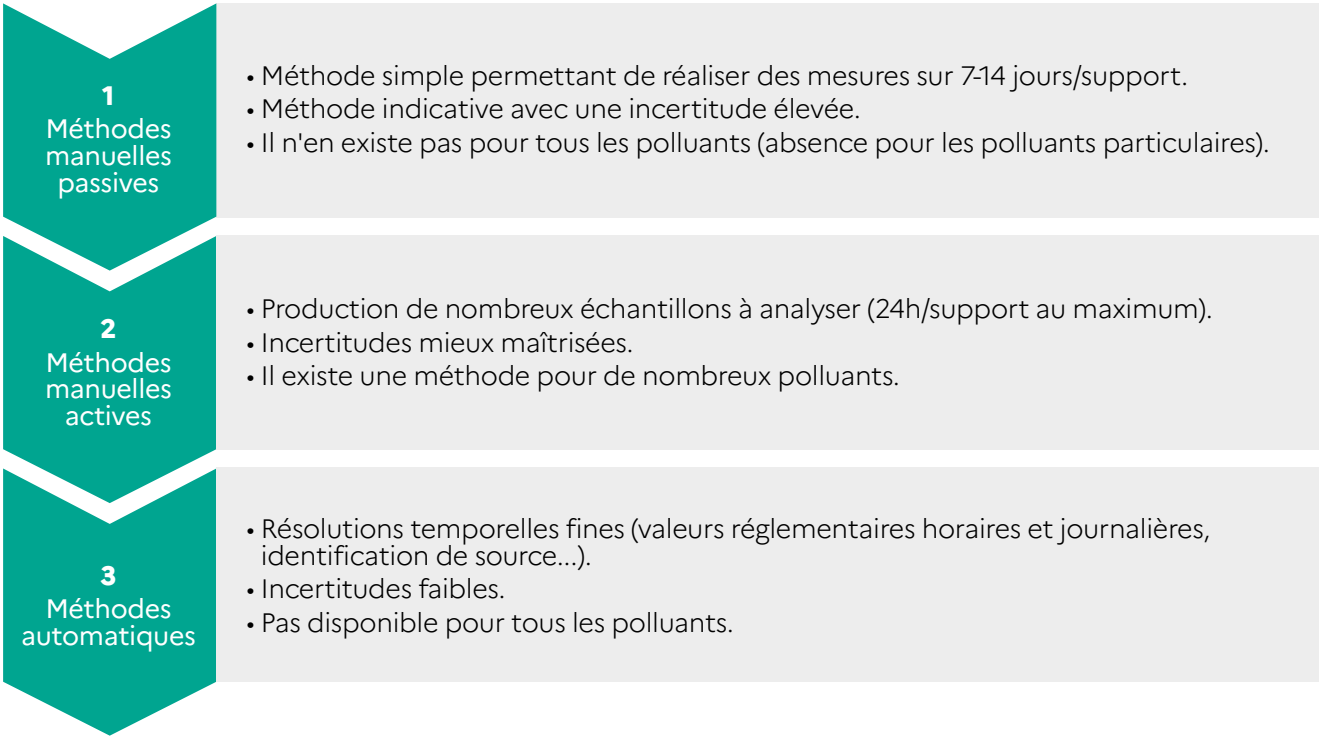
© Ineris

Légende :
Logistique : Contraignante : Moyenne : Faible :
Incertitudes : Moyenne : + – / Faible : ++
ND : non disponible

8.2 Critères de choix des méthodes de mesure

En général et dans le cas de la surveillance d'un site en fonctionnement normal, concernant la mesure des concentrations dans l'air ambiant, l'utilisation de méthodes manuelles passives est à privilégier. Si elles ne sont pas disponibles pour la substance recherchée (elles n'existent que pour certains gaz) ou si le niveau d'incertitude ne permet pas une exploitation pertinente des résultats, les méthodes « manuelles actives » ou « automatiques » seront utilisées. L'usage des méthodes « automatiques » doit être réservé aux substances pour lesquelles il est nécessaire d'atteindre des résolutions temporelles fines (valeurs réglementaires horaires ou journalières, identification de source), d'obtenir de nombreux résultats sur de longues périodes ou d'avoir une incertitude réduite sur les résultats de mesures (Figure 45).

Figure 45 : Principe général de choix d'une méthode de mesure des concentrations dans l'air.



© Ineris

Concernant la mesure des dépôts atmosphériques, l'utilisation de jauges/collecteurs et/ou de prélèvements de lichen/mousse *in situ* constitue la base de la surveillance.

La culture contrôlée de ray-grass peut se substituer à l'utilisation de jauges/collecteurs dans les milieux ruraux ou périurbains ayant des zones de pâtures ou de cultures fourragères pour l'alimentation du bétail (local, exportation).

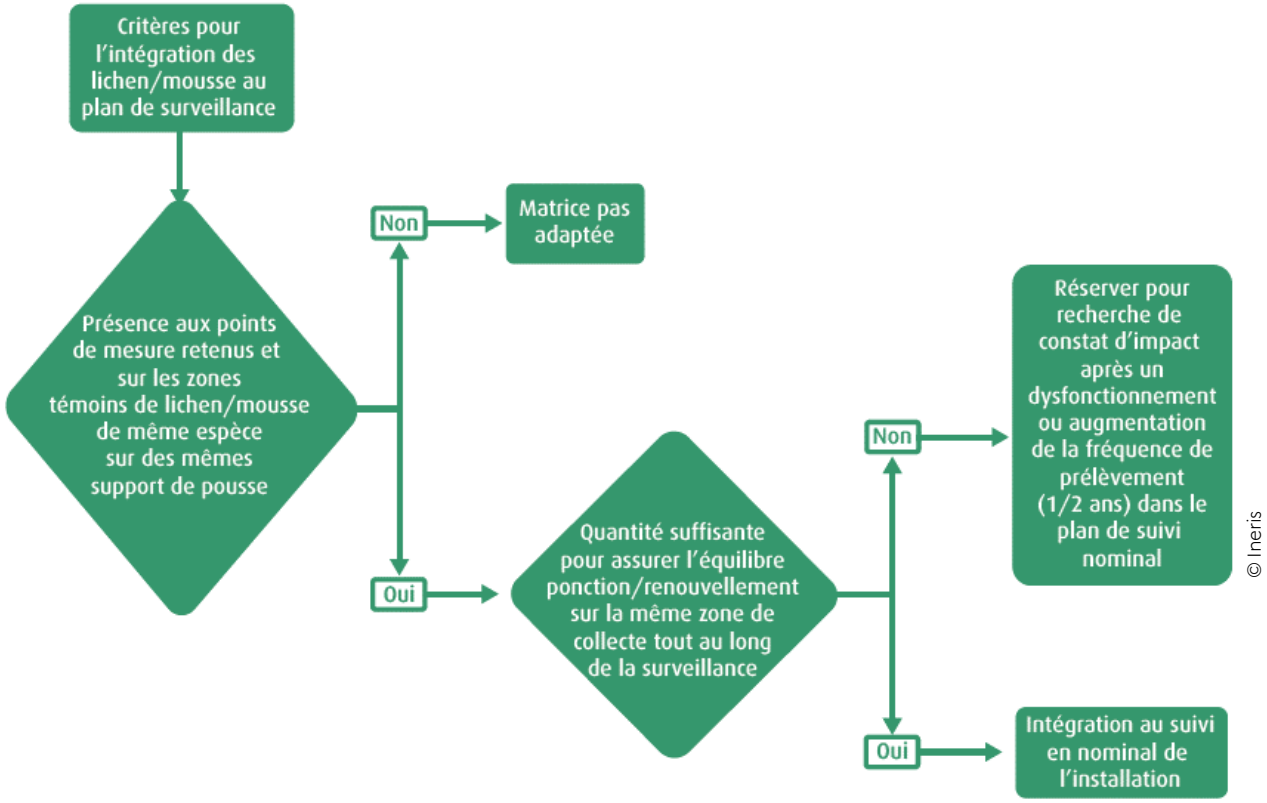
Ceci permettra d'évaluer une contribution locale potentielle actuelle sur la voie d'exposition par ingestion liée à la chaîne : dépôts atmosphériques ➜ fourrages ➜ matières grasses animales. Il ne sera pas cohérent de l'utiliser en milieu urbain, car l'interprétation des contaminations relevées au regard de la consommation locale de fourrage aura peu de sens.

Pour certains polluants, le dépôt gazeux sec peut représenter une voie de transfert vers les végétaux (ex. : Hg°, certains congénères des PCCD/F avec nombre de chlore < 4-5, HAP avec moins de trois cycles, PCB-DL). Dans ce cas, le suivi des dépôts atmosphériques à l'aide de culture contrôlée de ray-grass permettra de mieux prendre en compte cette contribution.

Dans le cas de l'utilisation de mousse ou de lichen, la non-disponibilité de l'espèce à prélever[69] dans les lieux souhaités (au point impacté retenu ou dans l'environnement local témoin), ou la raréfaction de l'espèce choisie du fait d'une ponction inadaptée, compte tenu des réserves locales et/ou à leur capacité de renouvellement, peuvent représenter un problème dans le cadre d'une surveillance périodique. Dans le cas où ces matrices sont présentes aux points d'intérêt de la surveillance, mais avec une faible densité, cette matrice pourra être réservée au cas où des mesures sont rendues nécessaires suite à un dysfonctionnement. Cela permet d'éviter une diminution progressive des populations de lichens au fil des années au niveau des emplacements stratégiques (Figure 46).

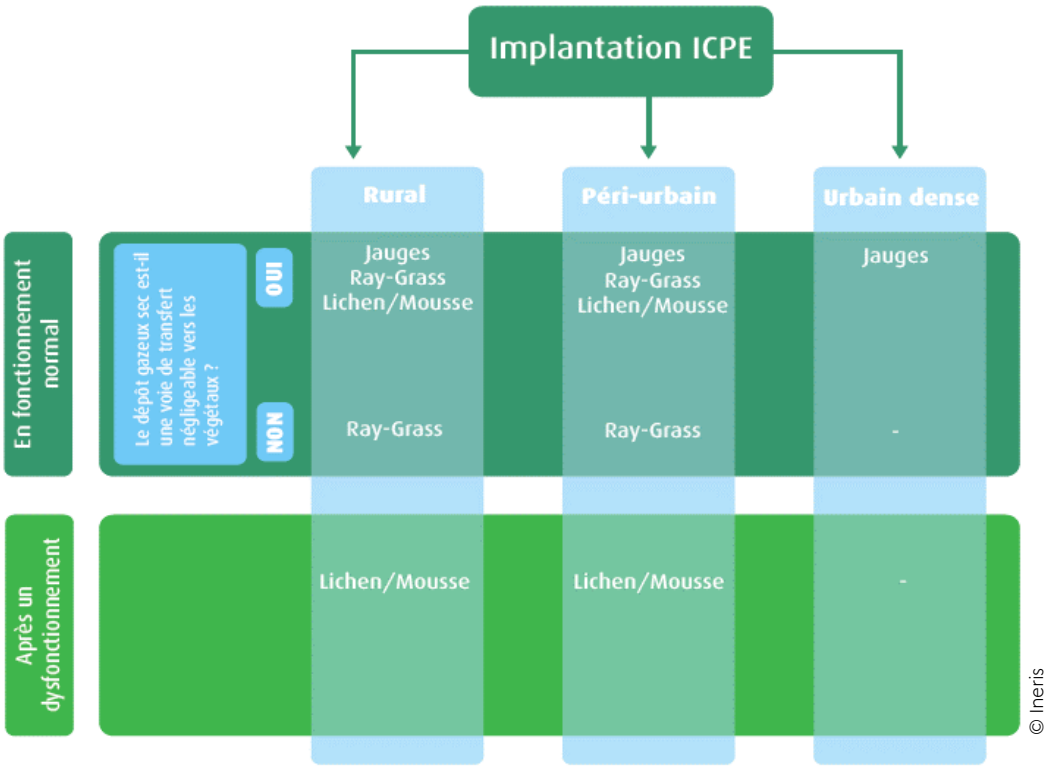
[69] Ou l'absence de supports de même type saxicole/corticole pour les lichens/mousses à proximité des emplacements de mesure.

Figure 46 : Critères de prise en compte des lichens/mousses dans un plan de surveillance.



Le choix des méthodes de mesure des dépôts atmosphériques dans différentes typologies d'environnements de site est illustré dans la Figure 47.

Figure 47 : Critères de choix des méthodes de mesure des dépôts atmosphériques.



À la suite d'un dysfonctionnement, seuls des prélèvements *in situ* de lichen/mousse pourront être engagés.

8.3 Mesures météorologiques

Les paramètres météorologiques doivent être mesurés systématiquement pendant toute campagne de mesure afin de connaître les conditions de dispersion locales pendant la phase de prélèvement. Elles permettent de valider *a posteriori* les hypothèses faites avant la campagne, notamment sur la direction, la force des vents et la pluviométrie.

Les données météorologiques provenant d'une station météorologique de Météo France pourront être utilisées si elles sont représentatives des conditions locales influant la dispersion des émissions atmosphériques du site. Si ce n'est pas le cas, une station de mesure devra être installée sur la zone d'étude afin d'enregistrer en continu, avec une résolution au moins horaire, la direction et la force du vent, la température, la pression atmosphérique, l'humidité et la pluviométrie.

La vitesse et la direction des vents devront être mesurées à une hauteur de 10 m du sol. Cette hauteur correspond à celle utilisée dans les modèles de calcul de la dispersion des émissions atmosphériques pour la force et la direction du vent et au standard de Météo France.

Figure 48 : Station météorologique mise en place pendant une campagne de mesure sur un mât de 10 m.

© Ineris

L'emplacement du matériel de mesure devra être conforme aux règles de bonnes pratiques de Météo France. Il sera situé dans une zone hors de toutes influences topographiques et/ou bâtimentaires pouvant créer des phénomènes micro-météorologiques.

Pour les installations visées par l'arrêté ministériel du 2 février 1998, il est imposé que la vitesse et la direction du vent soient mesurées et enregistrées en continu sur l'installation ou dans son environnement proche.

Ces données locales sont particulièrement utiles à la suite d'un dysfonctionnement. En effet, pendant cette période, il peut exister des conditions particulières de dispersion par rapport à celles habituellement observées en moyennes annuelles ou saisonnières.

9 CHOIX DES POINTS DE MESURE

9.1 Macro-implantation

Deux types de points de mesure sont sélectionnés : ceux sous l'influence de l'installation ou points « impactés », et ceux en dehors de celle-ci ou points « témoins ».

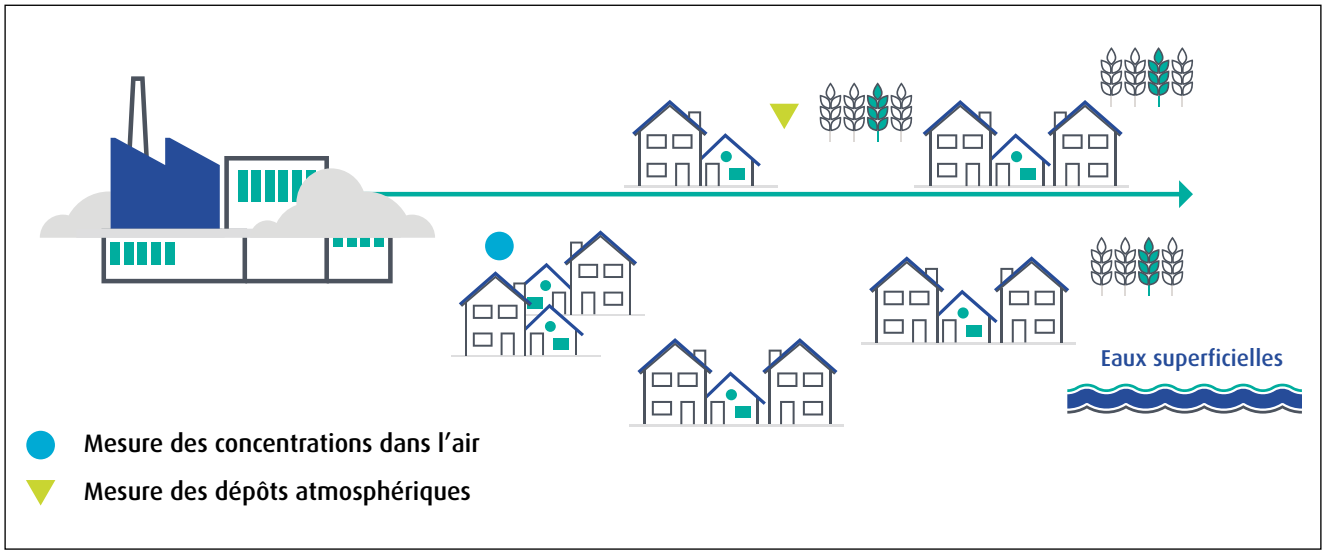
9.1.1 Choix du point « impacté »

La localisation des points de mesure « impactés » est fonction du profil des retombées attendu au niveau du sol autour de l'installation (voir Chapitre 6.1), des conditions de dispersion rencontrées et de la répartition des cibles potentielles autour de celle-ci.

9.1.1.1 Profil des retombées attendu type « émission diffuse »

Dans des situations dominées par des conditions dispersives (v > 1,5 m/s), compte tenu de l'évolution probable des niveaux de retombées au fur et à mesure de l'éloignement sous le vent de ce type de source (voir Figure 23), la zone d'investigation est choisie au niveau des premières cibles ou des limites de propriété situées sous les vents du site (Figure 49).

Figure 49 : Localisation du point de mesure « impacté » dans le cas d'une source diffuse de faible hauteur – Existence d'une direction de dispersion privilégiée.



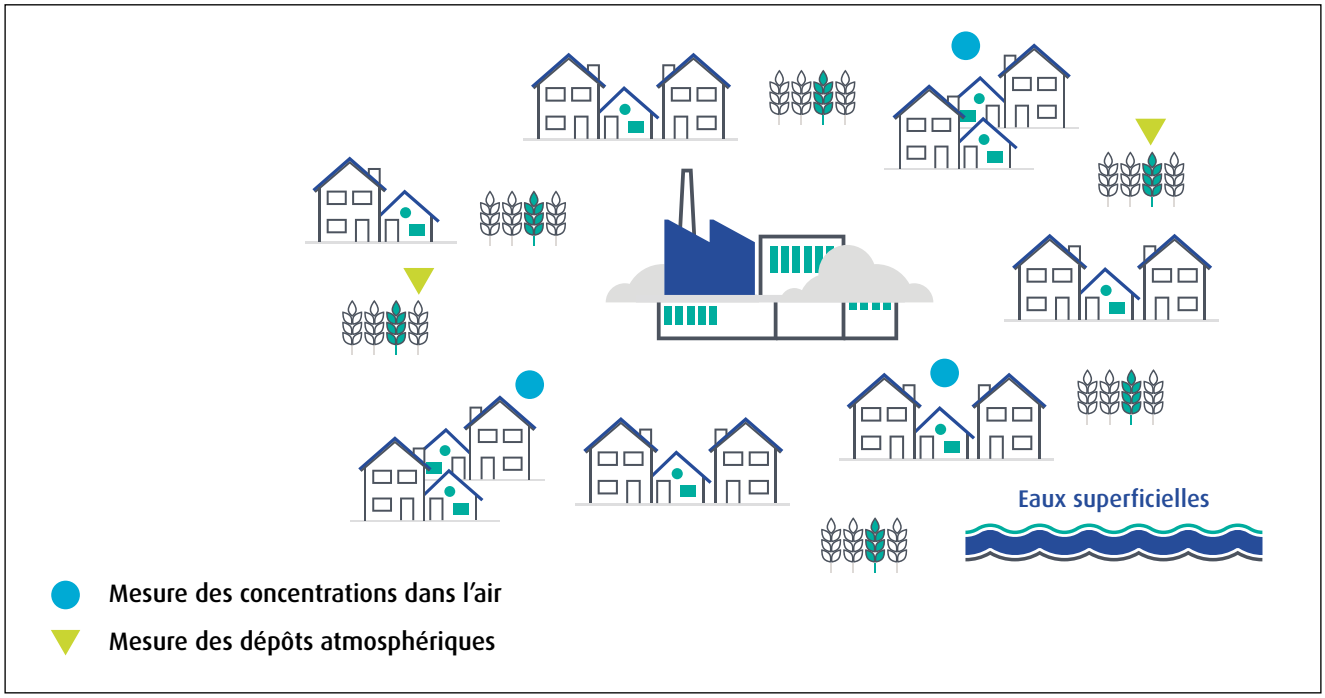
© Ineris

L'axe d'échantillonnage est déterminé en fonction des roses des vents et pluies.

Dans les situations dominées par des vents faibles (< 1,5 m/s), la dispersion des polluants a pour moteur principal la diffusion et non le transport, il est probable qu'il n'existe pas de direction de dispersion privilégiée. Ceci se traduit par la formation d'une bulle omnidirectionnelle autour de l'installation (faibles vitesses d'émission et de dispersion).

Dans ce cas, des zones de prélèvement sont choisies afin d'échantillonner au minimum les cibles les plus impactées. Le point d'échantillonnage est positionné au niveau des limites de propriété ou des cibles les plus proches de la source (Figure 50).

Figure 50 : Localisation des points de mesure « impactés » dans le cas d'une source diffuse de faible hauteur – Absence de direction de dispersion privilégiée.



© Ineris

En fonction du contexte, l'historique des données météorologiques à utiliser sera différent (Tableau 17).

Tableau 17 : Historique des données météorologiques à étudier en fonction du contexte de la surveillance.

Contexte de la surveillance	Installation en fonctionnement **normal.**	À la suite d'un dysfonctionnement de l'installation.
Historique des données météorologiques analysées	Au moins les trois dernières années représentatives de la situation locale.	Données mesurées pendant la période du dysfonctionnement observé.

© Ineris

9.1.1.2 Profil des retombées attendu type « émission canalisée »

Avec ce type de profil, les cibles qui sont les plus proches de l'installation ne seront pas forcément les plus impactées par les retombées des émissions de l'installation.

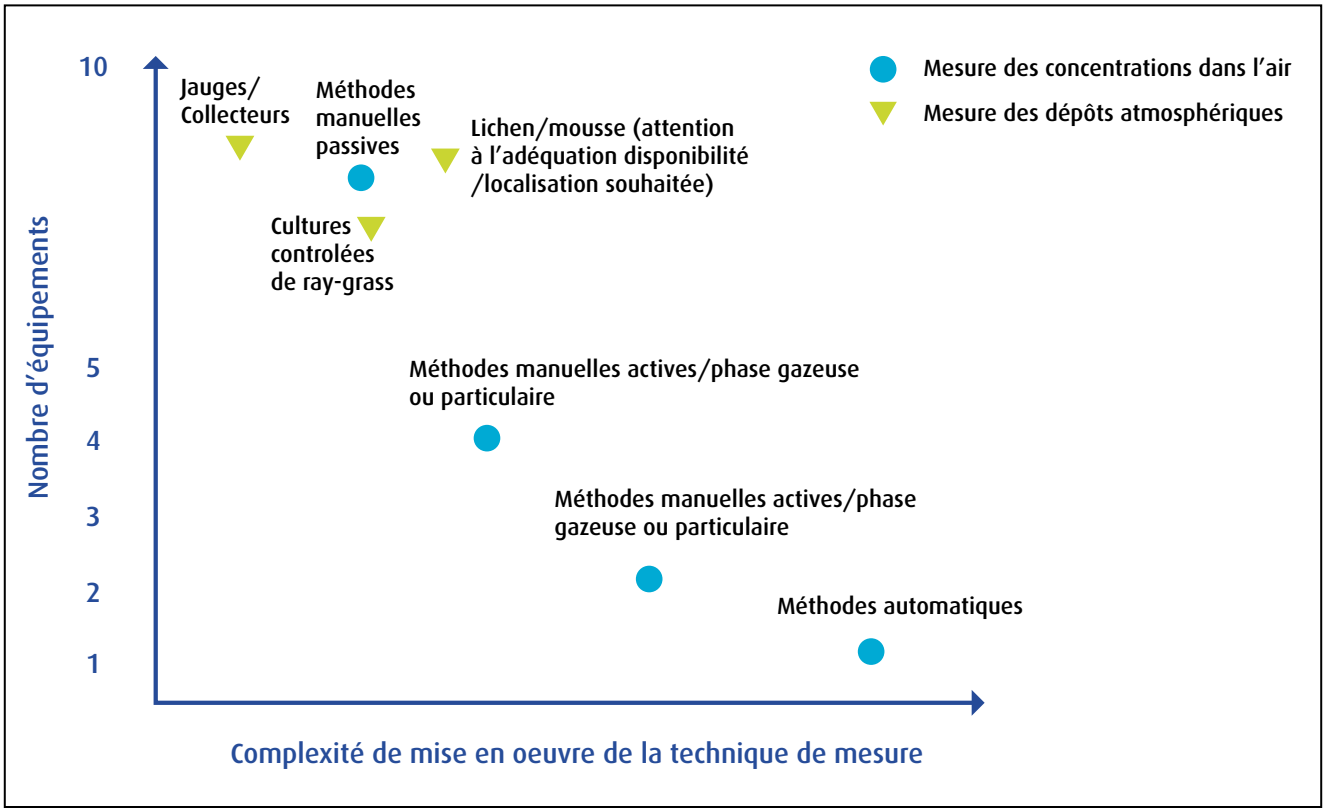
En effet, le panache pourra passer au-dessus de celles-ci et en impacter d'autres plus éloignées (voir Figure 23). On distingue alors deux plans d'échantillonnage en fonction du nombre de cibles potentielles autour de l'installation.

9.1.1.2.1 Nombre limité de cibles potentielles autour de l'installation

Lorsque le nombre de cibles est limité dans la zone d'étude et que la technique de mesure retenue le permet, l'ensemble des cibles réparties autour de l'installation sont échantillonnées.

Le nombre de cibles qu'il est possible d'échantillonner en même temps pour un coût acceptable dépendra de la technique de mesure utilisée (Figure 51). Ces coûts sont liés au prix des matériels, à la logistique associée à leur mise en œuvre et, pour les méthodes concernées, au nombre d'échantillons à analyser en laboratoire.

Figure 51 : Nombre d'équipements pouvant être mobilisés concomitamment à un coût acceptable (hors situation à fort enjeu).



© Ineris

Lorsque l'étude des roses des vents ou des pluies montre qu'il existe des directions de dispersion privilégiées (v ≥ 1,5 m/s) l'échantillonnage peut être limité aux cibles présentes sous les vents de l'installation.

9.1.1.2.2 Présence de nombreuses cibles autour de l'installation

Lorsque le nombre de cibles potentielles est trop important, il est nécessaire de localiser la zone de retombées maximales. Ceci permet de réduire le nombre de points de mesure en échantillonnant dans une zone proche des cibles les plus impactées.

Cette localisation sera réalisée soit par l'analyse des résultats de la modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques, soit par un renforcement du plan d'échantillonnage dans la direction de dispersion[70] lorsque l'usage de modèle n'est pas adapté.

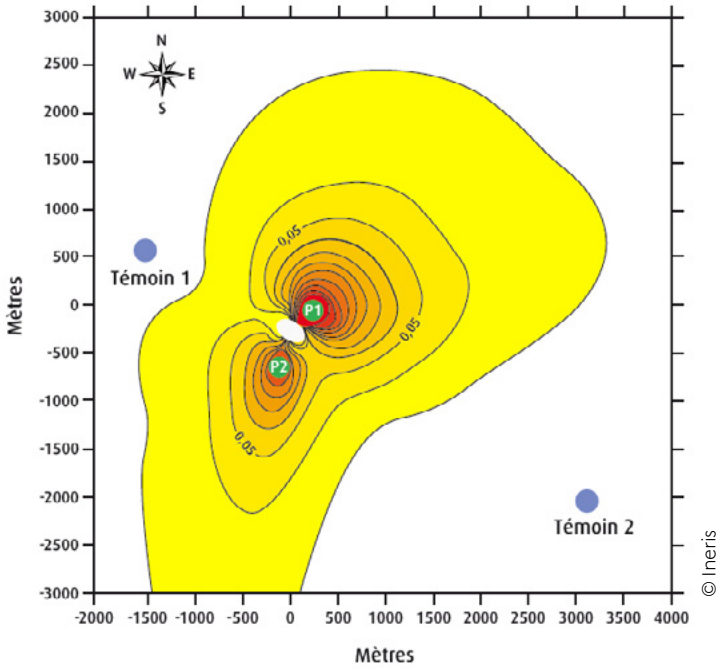
9.1.1.2.3 Utilisation des modèles de dispersion

Les outils de modélisation permettent de calculer les concentrations et dépôts atmosphériques autour d'un site résultant de la dispersion atmosphérique de ses émissions. Ils utilisent en données d'entrée de leurs calculs les paramètres d'émissions et leurs éventuelles variations, la direction et la force des vents, la pluviométrie et la stabilité de l'atmosphère locale mais également la topographie, le bâti et l'occupation des sols.

Ici, les concentrations ou flux de dépôts atmosphériques calculés par ces modèles ne seront pas utilisés à des fins de comparaison aux résultats des mesures, mais pour déterminer qualitativement la répartition spatiale des retombées autour du site et identifier le point de retombées maximales (Figure 52).

[70] Une règle empirique pour une émission canalisée placée dans un environnement non complexe indique que la distance du point d'impact maximal sur l'axe des vents dominants se situe à 20 fois la hauteur du point d'émission pour des conditions de stabilité atmosphérique neutre ou instable (Air pollution – A. Stern Academic Press – 1974). Une étude a été conduite pour évaluer la pertinence de cette règle (voir Rapport Ineris, 2021 – Étude des distances d'impact – Règle de Stern – Ineris-201065-2172207-v1.0). Il apparaît que celle-ci est trop incertaine et mériterait une mise à jour au regard de l'évolution des modèles de calcul actuels. Par ailleurs, cette dernière étude a montré qu'une distance d'impact au-delà de 1 500 m restait très exceptionnelle et devait être attribuée aux émetteurs de très grande hauteur.

Figure 52 : Exemple de localisation des points de mesure dans le cas de la surveillance d'une installation en fonctionnement normal à partir de la cartographie obtenue par modélisation et représentant la hiérarchisation des zones de retombées en moyenne annuelle.



© Ineris

En fonction du contexte, l'historique des données météorologiques à utiliser en données d'entrée et la base de temps sur laquelle les moyennes des concentrations et des dépôts sont calculées sont différents (Tableau 18).

Tableau 18 : Résolutions temporelles des données d'entrée et de sortie utilisées dans le modèle en fonction du contexte de la surveillance.

Contexte de la surveillance	Historique des données météorologiques utilisées	Base de temps sur laquelle les sorties de modèle sont moyennées pour localiser les zones de retombées maximales
Installation en fonctionnement normal	3 – 5 ans	Annuelle
À la suite d'un dysfonctionnement de l'installation	Pendant la période de dysfonctionnement	Sur la période de dysfonctionnement

© Ineris

Dans le cas de la surveillance d'une installation en fonctionnement normal, les études de dispersion antérieures adaptées au cas étudié peuvent être utilisées, par exemple celles disponibles dans le volet santé du DDAE.

Dans le cas de la modélisation des émissions diffuses, les mesures antérieures et les méthodologies employées pour caractériser le terme source doivent être clairement documentées (caractéristiques d'émission, notamment son flux horaire en g/h).

En l'absence de terme source, si la topographie est simple et si un examen visuel de terrain ou quelques mesures de paramètres clefs permettent d'appréhender sa typologie (source surfacique, volumique) et ses caractéristiques d'émission (température, vitesse d'émission), on peut utiliser des modèles de dispersion à des fins de hiérarchisation spatiale des retombées (interprétation qualitative des sorties).

On attribue alors à la source volumique ou surfacique un terme source unitaire et des paramètres d'émission proches de ce qui peut être observé. Si l'intensité de son émission peut varier du fait de facteurs externes ou internes (voir Chapitre 6.1.2), on peut lui adjoindre des facteurs d'intensité arbitraires. Ces hypothèses doivent être explicitées dans le rapport de mesure.

Quelles que soient les circonstances de l'utilisation de ces modèles de dispersion, il faudra toujours apporter un regard critique aux sorties de modélisation. Il faut notamment les confronter aux effets locaux attendus et observés sur le terrain (voir Annexe 5), en particulier dans les situations où les outils de modélisation sont moins performants.

- Renforcement spatial du plan d'échantillonnage

  Les outils de modélisation de premier niveau peuvent montrer leurs limites dans certaines configurations comme :

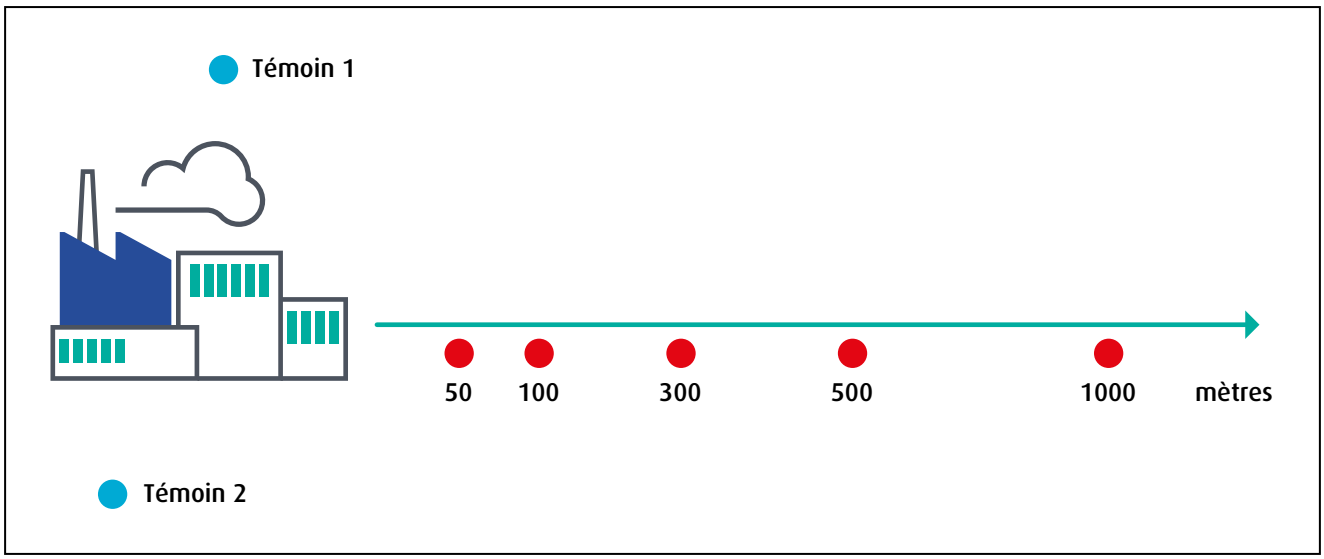
  - la présence de sources diffuses de moyenne à grande hauteur dont le terme source ne peut pas être raisonnablement appréhendé qualitativement ;
  - des installations localisées dans un environnement complexe (topographie accidentée, bâtiments hauts, proximité mer ou de fleuve, etc.) ;
  - des situations météorologiques marquées par une proportion importante de vents calmes (< 1,5 m/s) associée à des stratifications stables de l'atmosphère.

Dans ces deux derniers cas, la hiérarchisation des zones de retombées autour de l'installation à partir d'outils de calcul peut nécessiter l'utilisation de modèles évolués (modèles Lagrangien ou Eulérien). Cependant le ratio coût/bénéfice pour ce qui est de la maîtrise des incertitudes peut être défavorable. On pourra lui préférer une augmentation du nombre de points de mesure avec des techniques à faible coût afin de hiérarchiser les zones de retombées autour de l'installation.

Dans les situations dominées par des conditions dispersives (v > 1,5 m/s), on privilégiera un renforcement spatial du plan d'échantillonnage sous le vent de la source.

Le choix de l'axe d'échantillonnage sera réalisé suivant les mêmes modalités que celles décrites au chapitre 9.1.1.1. Sur l'axe retenu, des points d'échantillonnage seront positionnés à 50, 100, 300, 500 et 1 000 m[71] (Figure 53).

Figure 53 : Renforcement spatial du plan d'échantillonnage.



© Ineris

[71] Pollution et protection de l'atmosphère. Barnea-Ursu – Eyrolles - 1974.

Dans le cas de la présence d'une source diffuse de moyenne à grande hauteur, ce maillage est complété par un point positionné en limite de propriété du site.

Dans les situations dominées par des vents faibles (< 1,5 m/s), la dispersion des polluants a pour moteur principal la diffusion et non le transport, il est probable qu'il n'existe pas de direction de dispersion privilégiée. Dans ce cas, le plan d'échantillonnage sera multidirectionnel sur des axes espacés de 30°. Il peut être resserré, si la topographie le justifie (vallée étroite, on vérifie dans ce cas l'absence de cibles pouvant être impactées par des courants ascendants/descendants lors des alternances jour/nuit).

Les points de ce maillage ne sont retenus comme points de mesure que s'ils sont en dehors de l'emprise du site.

Dans les cas où une analyse des données météorologiques annuelles est utilisée pour choisir les points « impactés », les variations saisonnières des conditions de dispersion devront être prises en compte (ex. : alternance des directions de vents, installation de conditions faiblement dispersives). Le cas échéant, différents points « impactés » associés à ces configurations sont identifiés.

Ces campagnes « d'investigation » doivent mettre en œuvre des méthodes de mesure légères à durée d'intégration longue générant un faible nombre d'échantillons par point de prélèvement. Compte tenu de l'objectif, les méthodes choisies peuvent n'apporter qu'une information qualitative.

Les méthodes à privilégier sont les tubes passifs pour la mesure des concentrations dans l'air de substances gazeuses, les jauges/collecteurs, l'utilisation de moss bag[72] ou les prélèvements *in situ* de lichen/mousse pour la mesure des dépôts atmosphériques (Tableau 19).

Dans le cas de polluants particulaires (ETM, POP) en suspension dans l'air ambiant, il existe peu de techniques disponibles pour ces campagnes « d'investigation ». Dans ce cas, les techniques de biosurveillance citées précédemment peuvent représenter une solution intéressante du fait de leur probable capacité à capter un plus large spectre granulométrique que les jauges/collecteurs de retombées.

Si, pour le paramètre recherché, ces techniques de mesure ne sont pas disponibles ou pertinentes, ces campagnes « d'investigation » peuvent être conduites sur un traceur de l'activité permettant leur utilisation et pouvant donner la même hiérarchisation spatiale (voir Chapitre 14 : « Interprétation des résultats de mesure »).

Tableau 19 : Techniques de mesure disponibles pour investiguer la hiérarchisation des retombées autour d'une installation.

Paramètres		Polluants (exemples)	Technique de mesure disponible renforcement spatial du plan d'échantillonnage
Concentration	Gaz	COV, SO_2, H_2S	Méthodes passives
	Particules	ETM (hors Hg°) POP dont les concentrations dans l'air ambiant se partagent entre les phases particulaire et gazeuse.	Biosurveillance (lichen/mousse, moss bag).
Dépôts	Particules	ETM (hors Hg°) POP dont les concentrations dans l'air ambiant se partagent entre les phases particulaire et gazeuse.	Biosurveillance (lichen/mousse, moss bag) Jauges/collecteurs de retombées si la phase particulaire est très marquée.

© Ineris

[72] Utilisation d'une technique de biosurveillance pour évaluer les retombées de métaux lourds – Cas d'un site de seconde fusion du plomb (Ineris, 2004 – Ineris-DRC-04-55891-AIRE-n°0565-MDu/LVa).

L'exploitation de ces campagnes doit permettre d'identifier le point de retombées maximales. Pour les campagnes suivantes, le dispositif sera allégé, et seul le point de mesure « impacté » retenu sera instrumenté. Si lors de l'exploitation des mesures, la hiérarchisation des retombées n'est pas cohérente avec les profils attendus (voir Figure 23), le maillage doit être retravaillé (augmentation du nombre de points de mesure).

À la suite d'un dysfonctionnement, les plans d'échantillonnage renforcés sont réalisés dans le cas de prélèvements *in situ* de lichen/mousse. Ils serviront à identifier les zones de prélèvement pour des mesures de second niveau (voir Chapitre 14.2).

En fonction du contexte, l'historique des données météorologiques à utiliser sera différent (voir Tableau 17).

Une synthèse des différents cas décrits précédemment est proposée dans le tableau suivant (Tableau 20).

Tableau 20 : Critères de choix du/des point(s) de mesure « impacté(s) ».

Typologie	Sources diffuses de faible hauteur (< 10 m)		Sources canalisées, ou diffuses de moyenne à grande hauteur (≥ 10 m) La technique de mesure permet-elle d'échantillonner toutes les cibles à un coût acceptable ?				
			oui		Non, identification préalable nécessaire du point de retombées maximales ➜ utilisation de modélisation atmosphérique possible ?		
					oui	Non ➜ campagne de mesure d'investigation spécifique*	
« Moteur » principal de la dispersion des polluants	Transport (V ≥ 1,5 m/s) Cas 1	Diffusion (V < 1,5 m/s) Cas 2	Transport (V ≥ 1,5 m/s) Cas 3	Diffusion (V < 1,5 m/s) Cas 4	Transport (V ≥ 1,5 m/s) Cas 5	Transport (V ≥ 1,5 m/s) Cas 6	Diffusion (V < 1,5 m/s) Cas 7
Localisation du/des point(s) de mesure « impacté(s) »	Un point de mesure en limite de propriété, ou au niveau des premières cibles sous les vents du site. La zone impactée sera identifiée à partir de l'étude de la rose des vents et de la rose des pluies (dernières années ou période de dysfonction-nement).	Au minimum, points de mesure autour du site au niveau des cibles les plus proches ou limites de propriété.	Point de mesure au niveau des cibles existantes sous les vents du site. La zone impactée sera identifiée à partir de l'étude de la rose des vents et de la rose des pluies (dernières années ou période de dysfonctionnement).	Point de mesure au niveau des cibles existantes autour du site.	Identification du point où les concentrations/ dépôts modélisés sont les plus importants en moyenne (dernières années ou sur période de dysfonctionnement). Mesure au niveau du point de retombées maximales ou des cibles qui sont les plus proches.	Renforcement spatial du plan d'échantillonnage (5 points à 50, 100, 300, 500 et 1 000 m) sous le vent du site. Le choix de l'axe d'échantillonnage sera réalisé comme au cas 1. Un point supplémentaire en limite du site si présence d'une source diffuse. S'il est nécessaire de conduire d'autres campagnes de mesure par la suite (mesure sur un traceur de risques, méthode de mesure quantitative, campagne de 2nd niveau), les mesures seront conduites au niveau du point de retombées maximales identifié (ou des cibles qui sont les plus proches).	Plan d'échantillonnage identique au cas 6, mais multidirectionnel sur des axes espacés de 30°. Il pourra être resserré, si la topographie le justifie (vallée étroite, on vérifie dans ce cas l'absence de cibles qui pourraient être impactées par des courants ascendants/ descendants lors des alternances jour/nuit). S'il est nécessaire de conduire d'autres campagnes de mesure par la suite : idem cas 6.

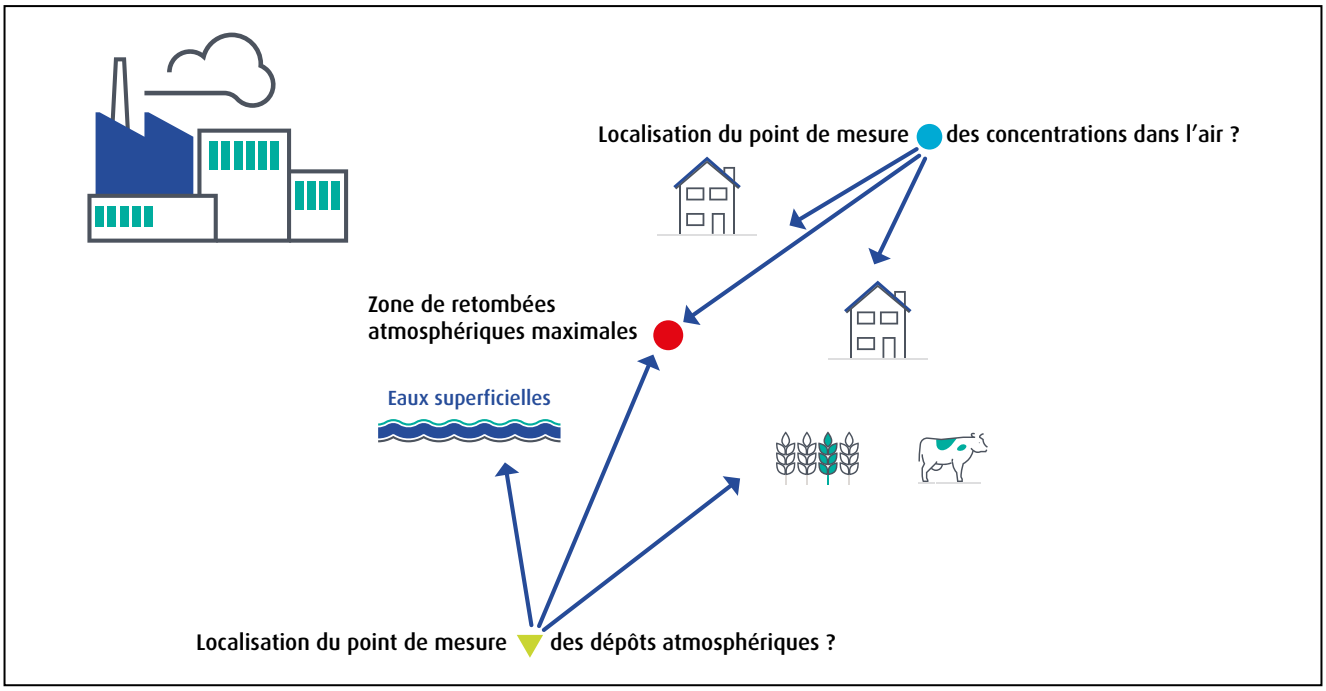
© Ineris

- Alternative de mesure entre le point de retombées maximales et les cibles les plus exposées.

  L'identification préalable du point de retombées maximales par modélisation ou par exploitation de campagnes d'investigation donne le choix entre mesurer l'impact du site à l'endroit où (Figure 54) :

  - les retombées sont les plus importantes en intensité ;
  - des cibles y sont les plus exposées.

Figure 54 : Alternative de localisation du point de mesure « impacté » lorsque le point de retombées atmosphériques est identifié.

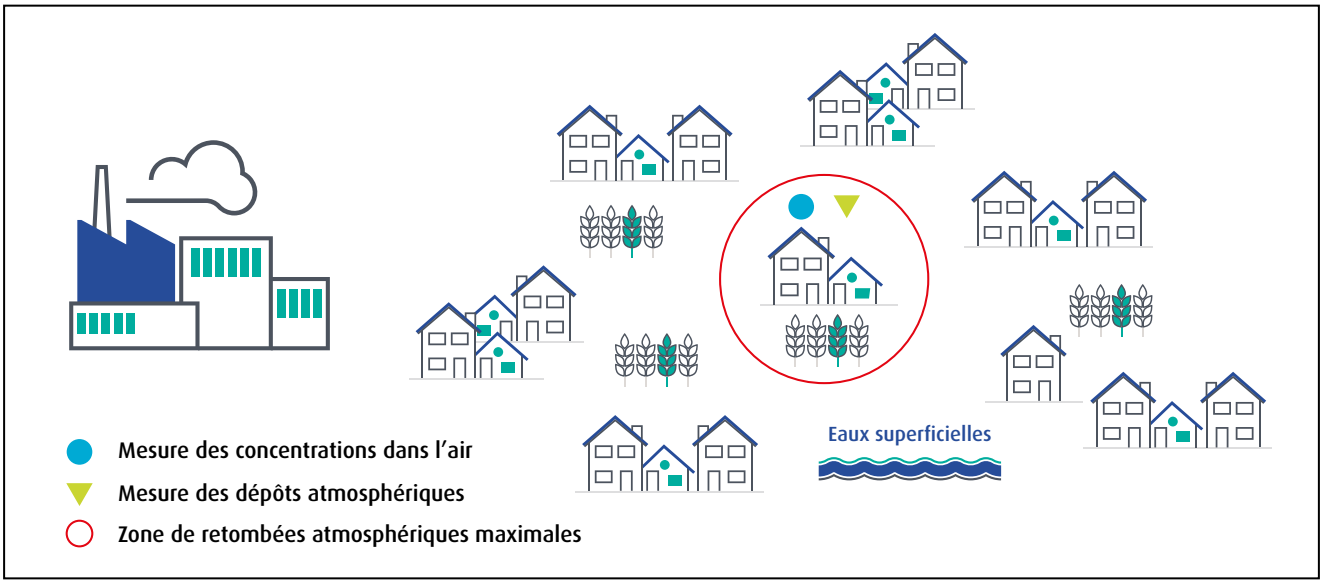


© Ineris

Ce choix est fonction des situations rencontrées :

Cas 1 : si le point de retombées maximales est proche d'un type de cibles étudié, les prélèvements sont réalisés au plus près de celle-ci (Figure 55).

Figure 55 : Localisation du point de mesure « impacté » dans le cas d'une convergence de la zone de retombées maximales et de localisation de cibles.

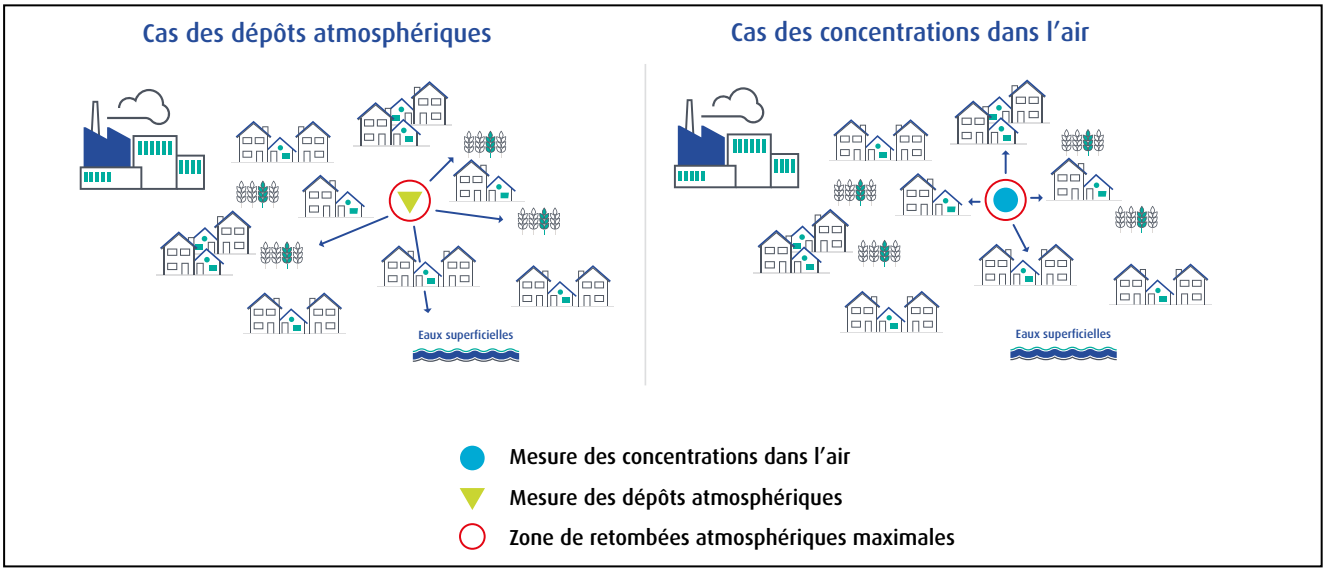


© Ineris

Cas 2 : si le point de retombées maximales est distant de la localisation du type de cibles étudié, il pourra être décidé :

- Option 1 : de conduire les mesures au point de retombées maximales afin de permettre un positionnement rapide du niveau des retombées potentielles sur de nombreuses cibles en leur transposant ces valeurs maximales (Figure 56).

Figure 56 : Mesure au point de retombées maximales afin de transposer à l'ensemble des cibles.

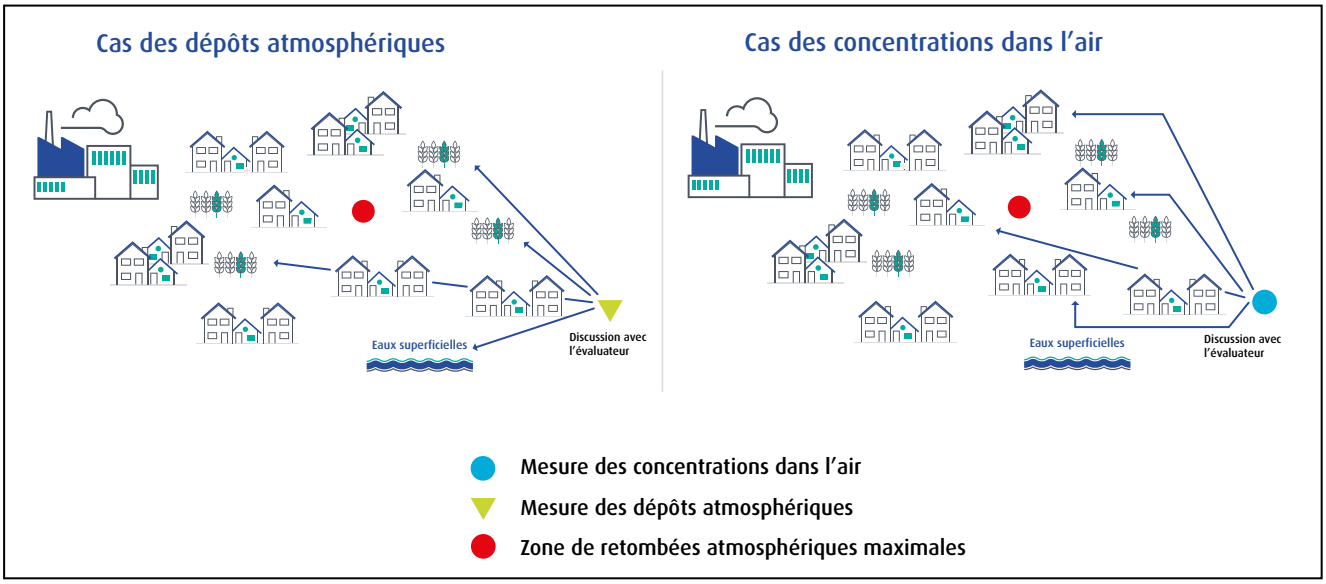


© Ineris

L'option d'une mesure au point de retombées maximales peut par ailleurs permettre d'améliorer la détection de la contribution de l'installation par rapport au fond, faciliter le suivi des phases du procédé dans l'interprétation des variations du paramètre mesuré (étude de source), notamment lorsque des méthodes automatiques sont mises en œuvre.

- Option 2 : de placer le point de prélèvements au niveau d'un type de cible située à proximité du point de retombées maximales (le plus proche et/ou le plus sensible) (Figure 57).

Figure 57 : Mesure sur une des cibles au voisinage du point de retombées maximales.



© Ineris

Le choix qui est fait entre ces différentes solutions doit être décrit dans le rapport de mesure et pris en compte dans l'interprétation des mesures.

9.1.2 Cas des points témoins

L'environnement local témoin correspond à des zones locales hors du domaine d'influence de l'installation étudiée (au vent et/ou à une distance suffisamment grande du site pour pouvoir négliger son impact). Il peut être de différentes natures : rural, urbain, industriel.

Les concentrations mesurées aux points témoins ne seront jamais soustraites des concentrations enregistrées aux points impactés. Les points témoins sont choisis afin de pondérer l'impact maximal du site vis-à-vis de différentes valeurs repères locales propres à la période de prélèvement. La typologie de cet environnement local témoin est choisie en fonction de la nature de la source exogène à laquelle on souhaite évaluer la contribution de l'ICPE.

A minima, il est choisi un point de mesure dans l'environnement local témoin où les niveaux attendus pour le paramètre mesuré sont localement les plus bas. Il est à noter que pour certaines substances (Hg° par exemple), les sources d'émissions atmosphériques sont très limitées (pas de sources anthropiques diffuses) et les concentrations ubiquitaires dans l'air sont très faibles et déjà documentées. Pour ces substances, il y aura peu de doutes sur l'origine du signal mesuré lorsqu'elles seront mesurées à proximité d'une source industrielle. Dans ce cas de figure, la documentation du fond pourra ne pas être réalisée.

La localisation des points témoins se fonde sur les travaux ayant servi à positionner les points « impactés » et l'étude de l'environnement local réalisée préalablement à la construction de la stratégie de mesure (voir Chapitre 6.2.2).

9.2 Micro-implantation du point de mesure

Quelques principes généraux liés à l'environnement immédiat du point de prélèvement doivent être appliqués lors du choix final de l'implantation de ce point sur le terrain. Dans leur ensemble, ces règles visent à éviter de placer le point de prélèvement dans un endroit abrité, modifiant l'aéraulique localement (Tableau 21). Ceci peut entraîner soit une atténuation des concentrations du fait de phénomènes d'absorption sur des surfaces environnantes (ex. : vergers, forêts, hauts murs), soit un accroissement des concentrations, localement, par manque de circulation (ex. : zone de recirculation sous le vent d'un bâtiment).

Tableau 21 : Critères d'implantation liés à l'environnement immédiat du point de mesure.

La hauteur de prélèvement sera située entre 1,5 et 3 mètres du sol (ADEME, 2002[73]).
Le point d'échantillonnage devra être situé à plus de 20 mètres de la ligne d'égouttage des arbres (Heindorf, 2002).
Tout bâtiment devra être situé à une distance du point de prélèvement supérieure à deux fois la différence entre la hauteur du bâtiment et la hauteur d'échantillonnage. Pour les particules, cette distance est portée à cinq fois (Heindorf, 2002).
Une ouverture de 270° devra permettre une circulation d'air sans obstacle majeur (bâtiment) et inclure la direction du vent dominant dans le dégagement pendant la campagne de mesure (Heindorf 2002).

© Ineris

Pour la mesure des flux de dépôts atmosphériques, il existe des critères dans les normes concernées[74].

Pour les méthodes de biosurveillance de la qualité de l'air, des critères supplémentaires doivent être respectés (Tableau 22). Les mêmes dispositions doivent être appliquées à l'ensemble des emplacements afin de permettre une comparaison non biaisée des résultats.

[73] Classification et critères d'implantation des stations de surveillance de la qualité de l'air – ADEME - 2002.
[74] NF X 43-014 Détermination des retombées atmosphériques totales.
NF EN 15841- Méthode normalisée pour la détermination des dépôts d'arsenic, de cadmium de nickel et de plomb.
NF EN 15853 Méthode normalisée pour la détermination des dépôts de mercure.

Tableau 22 : Critères de choix des zones de prélèvement de substrats de biosurveillance.

Substrat	Références	Préconisations
Lichen	NFX-43-904	Concernant les zones de collecte des lichens, les prélèvements devront être préférentiellement réalisés sur les mêmes espèces d'arbres[75] (inclinaison < 20°). Le prélèvement doit être effectué entre 1,5 à 2 m au-dessus du sol, en dehors des zones d'écoulement préférentiel des eaux de pluie, des blessures et des départs des branches.
Mousse	NF-EN-16-414	Un échantillon sera constitué au minimum de 10 sous-échantillons de la même espèce pour réduire la variabilité spatiale et être représentatif du site de collecte. Ces échantillons sont collectés sur l'ensemble de la surface de collecte et ne sont pas localisés sur une zone restreinte de celui-ci (échantillonnage composite). Pour une même étude, les différents sites de prélèvement doivent avoir des caractéristiques homogènes (surface de collecte, couvert). Échantillonnage hors couverts (milieux forestiers : milieu ouvert à privilégier, hors canopée / milieux urbains : sous-pentes de toiture à exclure) et avoir un support identique pour tous les sites de prélèvements (humus, rocher, souche, béton). Zone de prélèvement aussi plane que possible (< 30°). Les toitures, talus, murs sont à proscrire. Les bases de toutes surfaces verticales ou inclinées (fossé, bases de tronc ou de mur) sont déconseillées. Dans le cas d'une surface légèrement inclinée, il est préférable d'échantillonner au sommet de la pente.
Ray-Grass	NF X 43-901	Éloigné d'au moins 5 m d'un mur inférieur à 2 m ou d'un arbre. Ne doit pas être installé au pied d'un bâtiment élevé.

© Ineris

La disponibilité de lichen/mousse ou des contraintes logistiques associées à des matériels de mesure (problème d'alimentation électrique, d'accessibilité, de risque de vandalisme, respect des critères d'implantation) peut amener à choisir des points de mesure différents de ceux définis précédemment (voir Chapitre 9.1). On veillera à bien documenter ces écarts géographiques sur une carte et à ce qu'ils ne soient pas trop importants (< 100 m de la zone d'installation prévue).

[75] Si ce n'est pas le cas, une vérification devra être faite afin de démontrer que les différentes espèces d'arbres n'influent pas sur les résultats (NFX 43-904).

Remarque

Les hauteurs de prélèvements de 1,5 à 3 m permettent d'évaluer la part des contaminations provenant directement des émissions atmosphériques au niveau des voies respiratoires et des matrices environnementales accumulatrices.

Ainsi, la contamination des compartiments environnementaux (ex. : air, eaux de surface, végétaux, sols) par des ré-envols de substances particulaires ou des phénomènes de volatilisation de la fraction gazeuse de substances déjà intégrée dans des matrices environnementales accumulatrices (sols, végétaux) ne sera pas appréhendée par ces mesures[76]. De même, les protocoles mis en œuvre dans le cadre des techniques de biosurveillance de la qualité de l'air permettent d'éviter la prise en compte d'une éventuelle contamination par transfert racinaire.

Cette stratégie de mesure s'inscrit donc bien dans une surveillance des transferts primaires[77] des retombées atmosphériques de l'installation. Dans un environnement peu contaminé (hors sols pollués), ces deux phénomènes sont de faible importance en comparaison des contaminations directes liées aux émissions atmosphériques. En outre, ils témoignent d'un historique qu'il est difficile de maîtriser et dont on cherche à s'isoler dans le cadre de cette surveillance.

[76] Ce type de contamination des végétaux peut être considéré comme important pour les végétaux dont la taille est inférieure à 0,5 m et devient négligeable au-dessus de cette hauteur. Source : Smith et al., (2000). Particles and vegetation: implications for the transfer of particle-bound organic contaminants to vegetation. The Science of the Total Environment, 246, 207-236.

[77] On qualifie ici de primaire une contamination directement issue du transfert atmosphérique d'un polluant (première interface entre l'atmosphère et un compartiment environnemental).

10 CHOIX DES PÉRIODES DE MESURE

10.1 À la suite d'un dysfonctionnement

Les prélèvements *in situ* de lichen/mousse sont réalisés dans un laps de temps court (quelques jours) après l'événement ou la détection d'une dérive susceptible de générer un impact dans l'environnement (mesures à l'émission, conditions d'exploitation et/ou opérations de maintenance particulières). Les prélèvements doivent être réalisés en un ou deux jours consécutifs sur l'ensemble des points de mesure.

10.2 Fonctionnement normal

10.2.1 Choix du niveau de couverture temporelle

Dans le cadre de la surveillance réglementée de la qualité de l'air concernant l'arsenic, le cadmium, le mercure, le nickel et les hydrocarbures aromatiques polycycliques dans l'air ambiant, l'annexe IV de la directive 2004/107/CE du 15 décembre 2004 fixe les durées cumulées d'échantillonnage annuel pour les mesures indicatives. Ces durées peuvent être utilisées en première approche.

En effet, plus on est sous l'influence proche d'une source atmosphérique, plus il sera difficile de prévoir le profil des concentrations (pas d'effet tampon de l'atmosphère). Au contraire, pour des stations de fond pour lesquelles ce niveau de couverture temporelle minimale a été défini, le profil des concentrations mesurées (émetteurs divers ou absence de sources majeurs, uniformément répartis) est souvent constant ou cyclique (calé sur les cycles d'activité humaine : chauffage, trafic routier corrélés à des cycles saisonnier et/ou journalier)[78].

Selon les résultats de la campagne de mesure réalisée autour d'une installation, il pourrait être nécessaire d'augmenter le niveau de couverture temporelle afin de diminuer l'incertitude sur les résultats. En effet, selon une étude (Ineris 2021[79]), couvrir 14 % de l'année donne des concentrations moyennes avec une erreur relative moyenne d'environ 19 % et une incertitude relative moyenne de 42 % sur la valeur moyenne annuelle. Ces dernières passent respectivement à 14 % et 32 % avec une couverture temporelle de 30 % (16 semaines) et un plan d'échantillonnage réparti de manière homogène sur l'année.

Dans le cadre de campagnes de premier niveau, impliquant la mise en place de matériel de mesure dans l'environnement, deux approches sont proposées :

- Pour les techniques de mesure de mise en œuvre simple : 2 à 4 campagnes de mesure de 15 jours à un mois sont réparties dans l'année afin d'en couvrir au minimum 14 %.

  La répartition de ces campagnes dans l'année est choisie en fonction de variations des conditions de dispersion pouvant influencer le niveau d'intensité des retombées sur la zone d'étude. L'une des campagnes doit intégrer la période de leur plus forte intensité au point impacté retenu.

- Pour les techniques de mesure complexes générant un nombre d'échantillons à analyser trop élevé, ou dont les coûts d'immobilisation/logistique sont trop importants pour couvrir cette durée d'échantillonnage minimale, il est proposé de réduire la durée des campagnes à 10 jours. La période de mesures est choisie dans le mois de l'année au cours duquel les retombées atmosphériques sont les plus intenses au point impacté retenu (Tableau 23).

[78] Pour plus d'information, se reporter aux travaux du LCSQA. Guide d'élaboration de plans d'échantillonnage temporel et de reconstitution de données (ADEME, LCSQA, AASQA), 2009. www.lcsqa.org/system/files/media/documents/guide_echantillonage_ademe_2009.pdf

[79] Ineris, 2021 – Analyse statistique de données de concentration de polluants pour l'optimisation de la stratégie de surveillance dans l'air autour de sites industriels : définition des durées et périodes d'échantillonnage (Ineris-201065-2172207-v1.0).

Tableau 23 : Choix du niveau de couverture temporelle en fonction des méthodes de mesure.

Concentrations dans l'air					Dépôts
Méthodes automatiques	Méthodes actives		Méthodes passives		Jauges/collecteurs ou ray-grass
Mesure en continu	Durée maximale indicative de prélèvement / type de piège*				
	24 h	7 j	7 j	15 j	30 j
1 campagne de mesure annuelle lors du mois de plus forte intensité des retombées atmosphériques.	1 campagne de mesure annuelle lors du mois de plus forte intensité des retombées atmosphériques.	2 à 4 campagnes réparties dans l'année et intégrant les différentes conditions de dispersion observées sur la zone d'étude qui peuvent influencer le niveau d'intensité des retombées. OU 1 campagne de mesure annuelle lors du mois de plus forte intensité des retombées atmosphériques.				

* Fonction des méthodes disponibles et des substances.

© Ineris

Période de référence	Durée minimale d'échantillonnage (jours)	Concentrations dans l'air					Dépôts atmosphériques
		Méthodes automatiques	Méthodes actives		Méthodes passives		Jauges/collecteurs ou ray-grass
			Durée maximale indicative de prélèvement / type de piège*				
		Mesure en continu	24 h	7 j	7 j	15 j	30 j
			Nombre et durée minimum des campagnes / Nombre d'échantillons prélevés par point de mesure				
Année	14 % (52)	Coût d'immobilisation important	Nombre d'échantillons générés à analyser en laboratoire important	4 campagnes de 2 × 7 j / 8 éch.	4 campagnes de 2 × 7 j / 8 ech.	4 campagnes de 15 j / 4 éch.	2 campagnes de 30 j / 2 éch.
Mois	33 % (10)	1 campagne de 10 j / np	1 campagne de 10 j / 10 éch.	1 campagne de 15 j / 2 éch.	1 campagne de 2 × 7 j / 2 éch.	1 campagne de 15 j / 1 éch.	1 campagne de 30 j / 1 éch.

* Fonction des méthodes disponibles et des substances - np : non pertinent.

© Ineris

Ce resserrement de la période de mesure nécessite un travail préalable d'étude de l'évolution temporelle des retombées atmosphériques.

Plus le nombre de points à instrumenter est important et plus les techniques de mesure à mettre en œuvre sont complexes, plus il est nécessaire de conduire cette étude.

Elle sera également conduite lors d'un renforcement spatial du plan d'échantillonnage (hors cas prélèvement *in situ* de lichen/mousse).

Le resserrement de la période de mesure peut également être conduit dans le cas où l'on dispose d'une méthode de mesure simple mais que l'on souhaite, en adéquation avec les enjeux locaux ou réglementaires[80], se limiter à la réalisation d'une seule campagne de mesure par an. La réalisation de plusieurs campagnes par an permet cependant d'évaluer les variations de contribution des sources exogènes (ex. : chauffage domestique) par rapport à la contribution du site.

Lors de la réalisation de prélèvement *in situ* de lichen/mousse, il n'y aura pas de période d'échantillonnage privilégiée (matrices environnementales accumulant/relarguant tout au long de l'année). Cependant, s'il existe une augmentation saisonnière des dépôts du fait de l'activité, il faut réaliser les prélèvements peu de temps après cet accroissement.

10.2.2 Méthodes de resserrement de la période de mesure

Deux types de données sont disponibles pour évaluer l'évolution temporelle des retombées atmosphériques au point « impacté » sélectionné : les données de concentrations/dépôts modélisées et, lorsque l'usage de modèle n'est pas adapté, les données météorologiques locales.

10.2.2.1 Utilisation des modèles de dispersion

Pour le cas où un modèle de dispersion aura été utilisé pour localiser le point de retombées maximales (voir Tableau 20 – Cas 5), on réalise une analyse des variations des moyennes mensuelles des concentrations/dépôts atmosphériques (horaires ou trihoraires) qui sont modélisées en ce point afin d'identifier le mois de l'année où elles sont les plus élevées (voir exemple en Annexe 7 : « Utilisation des sorties de modélisation).

10.2.2.2 Utilisation des données météorologiques locales

Pour les autres cas, les données météorologiques locales sont utilisées.

Lorsque le point de mesure est associé à une direction de dispersion privilégiée ($v \geq 1{,}5$ m/s), on recherche le mois de l'année où, en moyenne, il est le plus souvent sous le vent de la source d'émission (voir exemple en Annexe 7 : « Utilisation des données météorologiques »).

On peut ajouter d'autres critères comme la pluviométrie à cette analyse.

Pour les situations dominées par des vents faibles (< 1,5 m/s) pour lesquelles il n'existe pas de direction de dispersion privilégiée, l'étude des données météorologiques permet de déterminer le mois de l'année où le brassage vertical des couches basses de la troposphère est le plus ralenti.

10.2.3 Critères liés à la méthode de mesure utilisée

En fonction des méthodes de mesure choisies pour mesurer les dépôts atmosphériques, des critères supplémentaires doivent être pris en compte pour fixer les périodes d'échantillonnage (Tableau 24).

- Les jauges/collecteurs peuvent être mis en œuvre toute l'année, néanmoins les périodes de gel intense peuvent parfois occasionner le bris des jauges/collecteurs en verre. L'ajout de gros sel peut permettre de pallier ce problème. Par ailleurs, une vigilance particulière doit être apportée lors des épisodes de fortes précipitations (pluie ou neige) pour éviter le débordement de la jauge/collecteur.

  La casse ou un débordement entraîne une invalidation du prélèvement.

- Le ray-grass ne peut être mis en œuvre que hors des périodes hivernales (mars à mi-novembre)[81]. Cette période correspond également à celle où les fourrages sont cultivés localement.

- La concentration des substances dans les lichens/mousses est sensible au lessivage dû à la pluie.

À émission constante, un plan d'échantillonnage réalisé sur des périodes sèches et humides autour d'une source donnera des résultats qualitativement comparables mais quantitativement différents.

[80] L'arrêté ministériel du 20 septembre 2002 sur les installations d'incinération de déchets dangereux et non dangereux fixent une fréquence de surveillance à au minimum une fois par an.

[81] Variables selon les saisons et le secteur géographique.

Dans le cadre d'un suivi continu, on devra donc être vigilant sur la reconduction de ces campagnes dans des conditions comparables.

On évitera les périodes de pluie ou de neige pour les lichens et on privilégiera un échantillonnage automnal (septembre-octobre) ou printanier (avril-juin) pour les mousses.

Dans le cas d'installations avec des émissions qui font l'objet de variations saisonnières marquées, compte tenu de l'incertitude sur les vitesses de déplétion d'un marquage historique de ces matrices, il est préférable de les prélever peu de temps après une période d'accroissement des émissions pouvant entraîner une augmentation des dépôts atmosphériques.

Tableau 24 : Critères supplémentaires à intégrer dans le choix des périodes de mesure en fonction la méthode de mesure des dépôts atmosphériques utilisée.

Contexte de surveillance	Méthode de mesure	Critères de choix
Fonctionnement normal	Jauges/collecteurs	Attention aux périodes de gel qui peut faire éclater les jauges/collecteurs en verre ainsi que de forts orages qui peuvent faire déborder les jauges/collecteurs.
	Ray-grass	Mise en œuvre de mars à mi-novembre.
	Lichen	Éviter les périodes de pluie ou neige. Échantillonnage de l'ensemble des points sur 1 à 2 jours en septembre-octobre.
	Mousse	Échantillonnage de l'ensemble des points sur 1 à 2 jours en avril-juin.

© Ineris

11 MÉTHODE D'OPTIMISATION DES CAMPAGNES DE MESURE

L'identification des points et des périodes de mesure doit être conduite distinctement pour les concentrations et les dépôts issus des émissions canalisées et diffuses du site. Ce travail doit prendre en compte les périodes d'arrêts techniques/maintenance ou d'accroissement des émissions de l'installation au cours de l'année. Les convergences des zones d'échantillonnage et des périodes de mesure seront néanmoins recherchées afin d'optimiser les campagnes de mesure.

Si, à l'échelle de l'année, il existe plusieurs zones d'impact autour du site (ex. : rose des vents bimodales, rose des pluies différentes de celles des vents, saison marquée par des vents faibles < 1,5 m/s), on peut n'en caractériser qu'une seule si on peut démontrer que celle-ci correspond à la zone d'impact maximal pour le type de source, substance et paramètre considéré. Dans le cas contraire, chaque zone d'impact doit faire l'objet de mesure.

Quel que soit le cas de figure, ces caractérisations sont conduites à partir d'une ou plusieurs campagnes réparties dans l'année selon le niveau de couverture temporelle retenu (voir Chapitre 10.2).

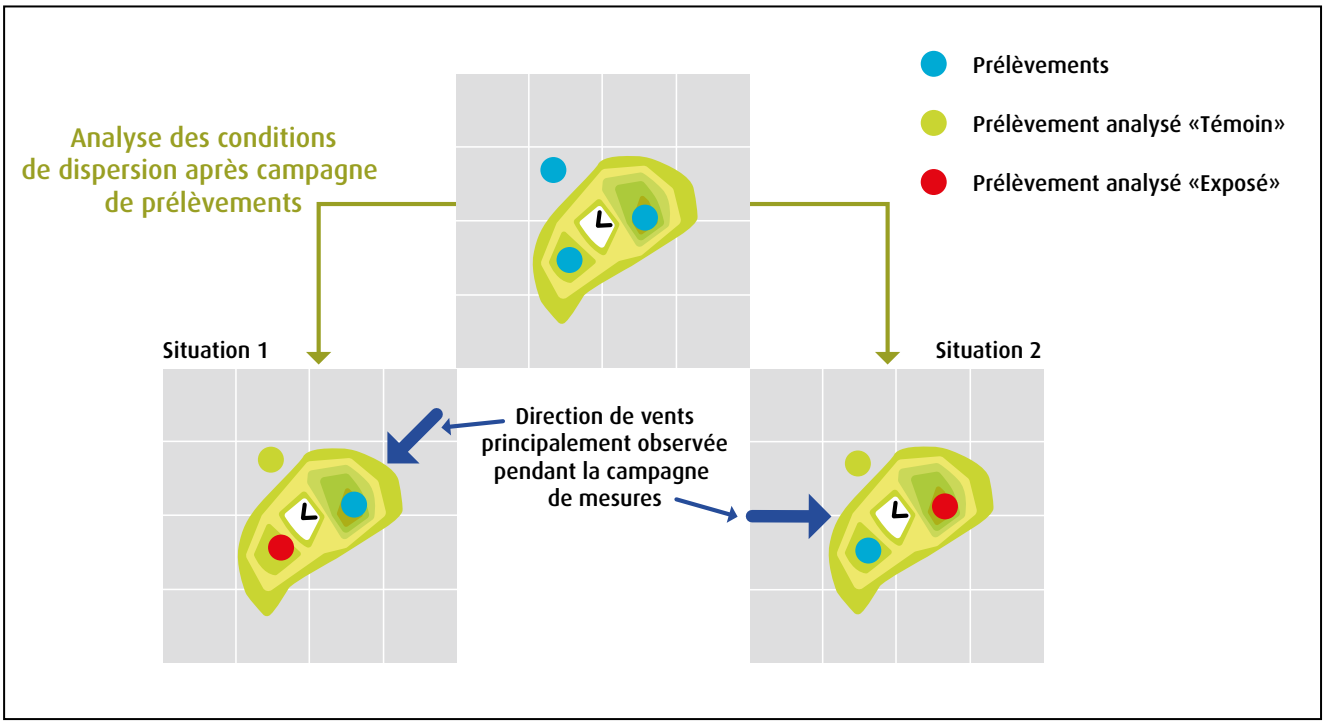
Différentes stratégies d'optimisation existent pour augmenter les chances de réussite des campagnes de mesure, limiter le nombre d'échantillons à analyser ou le nombre d'équipements à mettre en œuvre.

11.1 Analyse sélective des supports de prélèvement

Lorsqu'il existe plusieurs directions de dispersion potentielles, il y a toujours un risque que la direction saisonnière prévue ne soit pas celle observée pendant les mesures.

Aussi, pour limiter le risque qu'aucun des points de mesure ne soit sous les vents du site, et si la technique de mesure le permet (tubes passifs, jauges/collecteurs), il est préférable d'instrumenter en même temps les différents points de mesure « impactés » situés sur les différents axes de dispersion. Cet échantillonnage concomitant permettra après la campagne de choisir entre analyser uniquement les supports de piégeage qui ont été le plus sous les vents de l'installation pendant la phase de prélèvement, ou la totalité si l'on souhaite avoir une information sur l'étendue des valeurs qui peut exister sur les différents points de mesure.

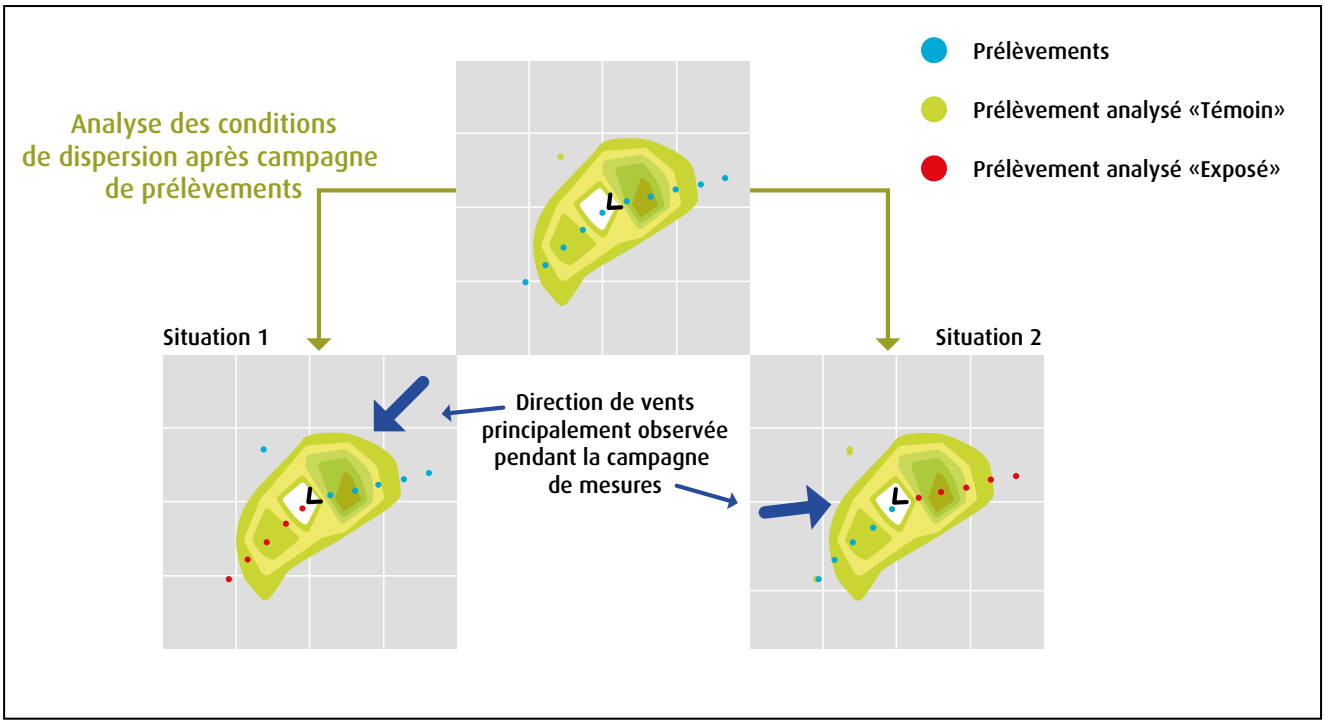
Figure 58 : Exemple de stratégie de mesure.



© Ineris

Cette approche peut également être utilisée lors du renforcement spatial du plan d'échantillonnage avec les techniques légères et à durée d'intégration longue qui sont alors utilisées (tubes passifs, jauges/collecteurs, moss bag).

Figure 59 : Exemple de stratégie de mesure lors du renforcement spatial du plan d'échantillonnage.



© Ineris

La mesure des concentrations dans l'air ambiant de certaines substances (ETM, PM_{10}, $PM_{2.5}$ et certains gaz) nécessite l'utilisation d'instruments difficiles à déployer en trop grand nombre sur le terrain. Pour ces substances, il existe des instruments qui réalisent des prélèvements actifs séquentiels automatiquement (ex. : changement du support de piégeage toutes les 24 h)[82] pendant de longues durées sans intervention humaine (1 à 2 semaines).

Différentes stratégies de choix des filtres permettent de limiter le nombre d'analyses ou de points de mesure. En effet, on peut, après la phase de prélèvement et l'étude des conditions météorologiques mesurées, sélectionner pour un point de mesure les échantillons :

- dont la combinaison permet de reconstruire le scénario moyen de dispersion investigué. La durée cumulée d'échantillonnage doit néanmoins correspondre à la durée minimale d'échantillonnage fixée (voir Chapitre 10).
- qui correspondent aux périodes où le préleveur est principalement sous le vent de la source.
- qui permettent de caractériser la contribution relative de la source par rapport au fond lorsque le point de mesure est alternativement sous l'influence de celle-ci ou non (bruits de fond, sources exogènes). Si suffisamment de données sont disponible[83], il ne sera pas nécessaire d'équiper un point dans l'environnement local témoin[84].

Dans tous les cas, le nombre, la date et les conditions de dispersion journalières associées aux calculs de la concentration moyenne doivent être indiqués.

Ce choix doit être décrit et est à prendre en compte lors de l'interprétation des résultats (voir Chapitre 14).

11.2 Campagne ambulatoire

Pour les méthodes manuelles actives et les méthodes automatiques, on peut, afin d'engager moins de matériel sur le terrain, échantillonner successivement les différents points de mesure en y déplaçant un même matériel (camion laboratoire ou autres moyens mobiles).

Il est alors nécessaire que, sur la période d'étude, les émissions atmosphériques soient homogènes et que les conditions de dispersion correspondent à la situation que l'on souhaite caractériser sur chacun des points de mesure.

La durée de chacune des campagnes de mesure successives devra permettre de couvrir la durée minimale d'échantillonnage de la période investiguée (voir Chapitre 10) sur chacun des points de mesure.

11.3 Construction de roses de pollution d'échantillonnage

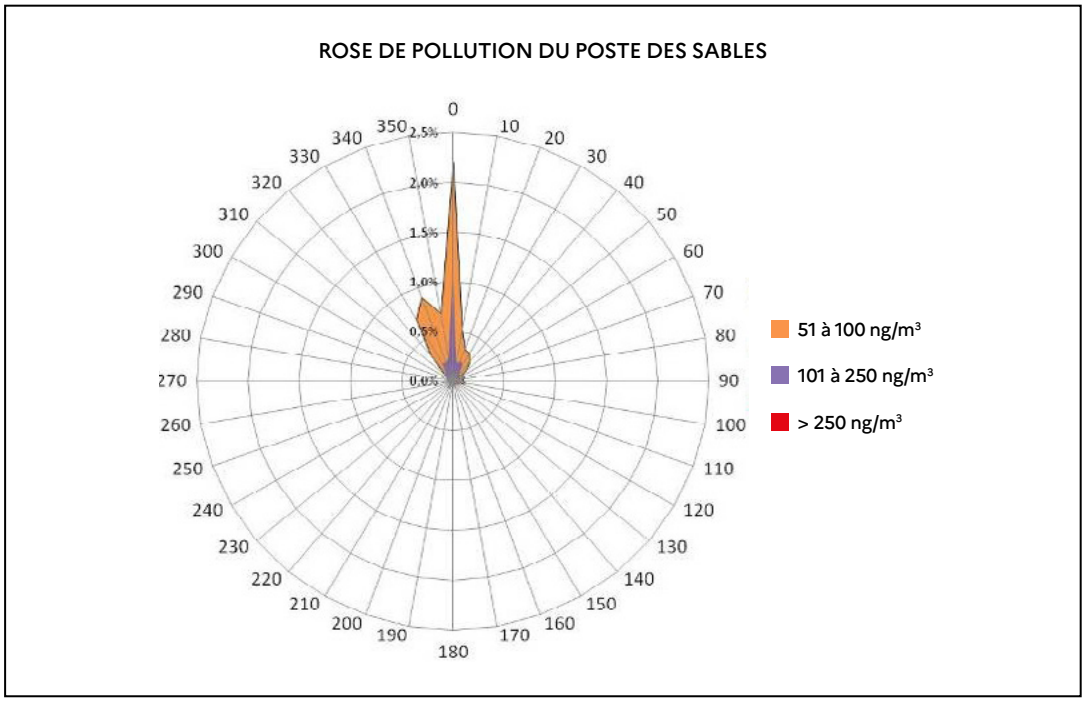
Ce type d'approche nécessite que la dispersion des polluants ait pour moteur principal le transport ($v > 1,5$ m/s).

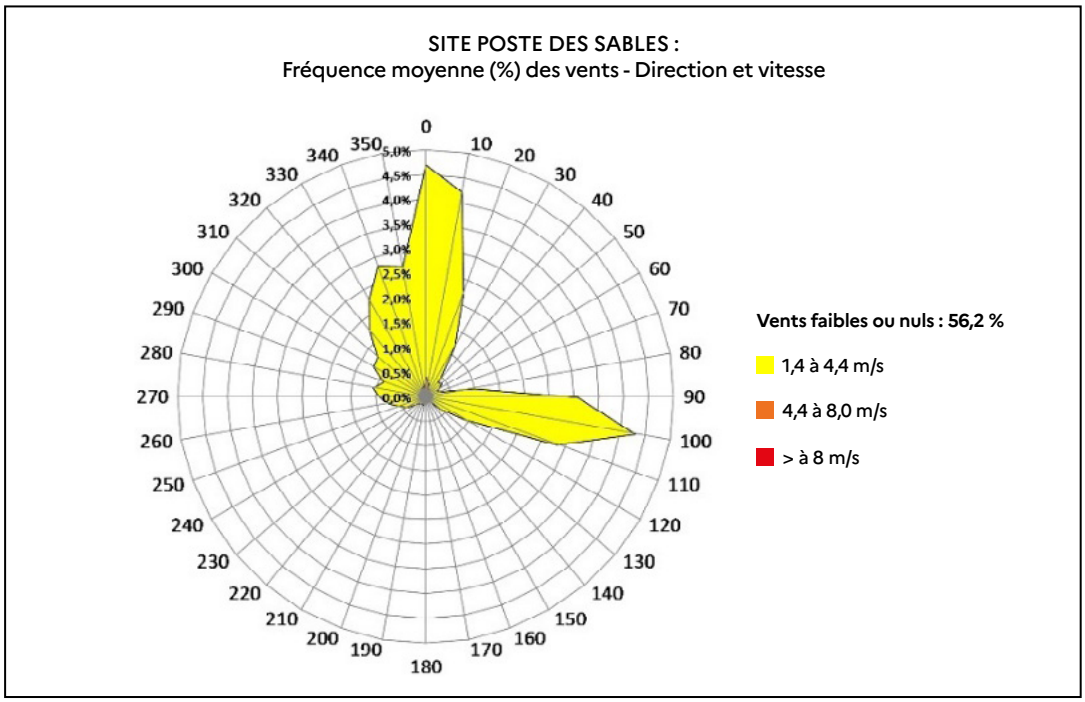
La construction de roses de pollution nécessite l'acquisition en temps réel des niveaux de concentration sur un pas de temps court (5 à 15 min) en les couplant avec les directions et forces de vent mesurées en continu pendant la campagne. Ainsi, seules les méthodes automatiques répondent à cette exigence.

Cette représentation permet de distinguer en un même point de mesure les contributions relatives du site et du fond sur la durée de la campagne de mesure (Figure 60).

[82] Il devra être vérifié que les performances analytiques permettent de prélever une quantité suffisante de la substance au regard des valeurs représentatives concernées.
[83] On calculera ces moyennes « témoin » ou « impacté » sur un nombre minimum de 5 échantillons.
[84] À condition que pour les périodes où le capteur est au vent, il ne soit pas influencé par une source qui marquerait l'environnement local témoin.

Figure 60 : Rose de pollution (haut) construite à partir du croisement du suivi en temps réel des concentrations de mercure gazeux dans l'air ambiant et des directions des vents (bas) – Vent ≥ 1,4 m/s – La source d'émission se trouve au nord du point de mesure.





La concentration moyenne au point de mesure peut être calculée soit à partir de l'ensemble des mesures obtenues, soit en ne retenant que celles associées aux périodes où le capteur est sous le vent. Il est ainsi possible de n'équiper que la zone d'impact maximal en ayant néanmoins une information sur le fond local.

La durée cumulée d'échantillonnage devra aussi correspondre à la durée minimale d'échantillonnage fixée (voir Chapitre 10).

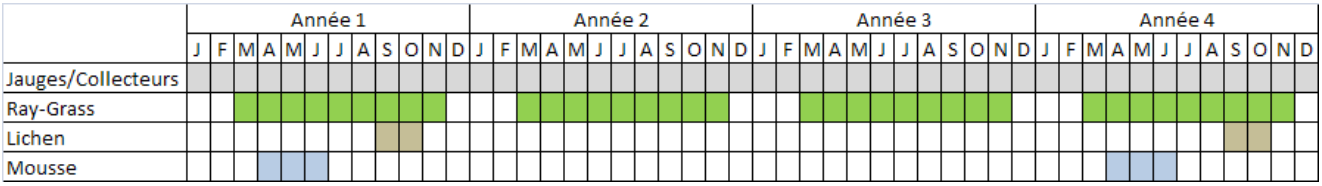
11.4 Couplage de méthode *in situ* avec d'autres méthodes de mesure des dépôts atmosphériques

Dans le cas d'un programme de surveillance régulier des dépôts atmosphériques, on peut choisir de coupler l'utilisation de jauges/collecteurs ou ray-grass avec des prélèvements de lichen/mousse *in situ*.

On recommande dans ce cas une fréquence d'échantillonnage plus faible pour les lichens (1 fois tous les 3 ans, par exemple). Ceci permet d'utiliser le potentiel d'accumulation des matrices environnementales *in situ* pour détecter une éventuelle dérive apparue en dehors des périodes d'échantillonnage avec les jauges/collecteurs ou ray-grass et d'assurer l'équilibre ponction/renouvellement sur la même zone de collecte lichen/mousse.

On cherche également à obtenir un recouvrement des périodes de l'année où les prélèvements sont réalisés (Figure 61). On peut, par exemple, caler les périodes de prélèvement *in situ* en fin de période d'exposition des jauges/collecteurs ou ray-grass. Ainsi, en cas de constat d'impact après exploitation des résultats des mesures réalisées à l'aide de jauges/collecteurs ou ray-grass, on dispose d'un indicateur environnemental supplémentaire avant d'engager des mesures dans les autres milieux accumulateurs (campagne de 2nd niveau).

Figure 61 : Périodes possibles de recouvrement dans le cadre d'une surveillance des dépôts atmosphériques couplant la mise en place de jauges/collecteurs ou de ray-grass avec des prélèvements *in situ* de lichen/mousse.



© Ineris

Cette approche, tout en fiabilisant la surveillance pour les périodes non instrumentées, permet de réduire le coût des campagnes, de préserver le gisement de lichen/mousse *in situ* pour les cas de surveillance du site à la suite d'un dysfonctionnement et de donner un élément décisionnel supplémentaire avant d'élargir la surveillance dans le cas du suivi des dépôts atmosphériques (campagne de 2nd niveau).

12 ÉTAT INITIAL

L'état initial constitue une des valeurs repères importante pour l'interprétation des futures campagnes de mesure dans l'environnement. Il est la seule valeur de comparaison permettant d'évaluer objectivement l'évolution de l'impact des émissions atmosphériques après la mise en route de l'installation, au regard de l'évolution de son environnement.

Pour les substances d'intérêt, l'ensemble des paramètres (µg/m^3, µg/m^2/jour, µg/g) susceptibles d'être utilisés pendant le suivi de l'installation doit être caractérisé lors de l'état initial. Ces caractérisations sont conduites *a minima* sur les zones qui seront les plus impactées par les futures retombées atmosphériques des émissions canalisées (voir modélisation prédictive) et diffuses ainsi que dans l'environnement local témoin.

Concernant les prélèvements *in situ* de lichen/mousse, on cherchera également à disposer de résultats de mesure sur des zones associées à des situations météorologiques peu fréquentes mais qui peuvent survenir ponctuellement afin de disposer de valeurs de comparaison en cas de dysfonctionnement.

Hormis pour le cas de prélèvements *in situ* de lichen/mousse (préservation des matrices sur les zones de fort impact et témoin), il est fortement recommandé de réaliser plusieurs campagnes de mesure en ces points et pour chacune des périodes de l'année durant lesquelles les mesures sont susceptibles d'être engagées. La durée des campagnes est équivalente à celles décrites précédemment (voir Chapitre 10.2).

Pour les raisons évoquées au chapitre 14.2.1, dans la mesure des moyens techniques disponibles, les états initiaux sont réalisés avec des méthodes automatiques. Quand celles-ci font défaut, on leur substitue des méthodes manuelles, mais en augmentant le nombre successif d'échantillons de 24 h (cinq au minimum). Ce nombre peut être augmenté en fonction des enjeux liés à la substance ou à la variabilité à attendre sur les résultats, compte tenu de l'environnement du site ou de son évolution.

Dans le cas où l'état initial n'a été que peu ou pas documenté avant le démarrage de l'installation, l'utilisation des méthodes manuelles ou automatiques (concentrations dans l'air), des jauges/collecteurs ou ray-grass (dépôts atmosphériques) offre la possibilité de réaliser des « mises à jour » de l'état initial après que le site a démarré. Ces campagnes sont conduites, par exemple tous les 3 ans, lors de phases d'arrêt programmé des émissions de l'installation (maintenance, arrêt technique, fermeture annuelle…).

Cette remise à jour de l'état initial permet également de prendre en compte une variation du fond local pour laquelle la caractérisation de l'environnement local témoin apporte une vision parcellaire. Elle permet notamment d'éviter de conserver un état initial « repère » trop haut si le fond baisse ou si les performances analytiques se sont améliorées au cours du temps.

Cette mise à jour est importante pour des polluants pour lesquels des sources exogènes peuvent influer significativement sur les valeurs de fond (ex. : SO_2, benzène). En revanche, pour certaines substances comme le mercure, le fond dans l'air est très faible en l'absence d'une source industrielle (ou d'un site ou sols pollués au droit du point de mesure). En l'absence de l'arrivée d'un nouvel émetteur, un recalage de ce fond est donc moins nécessaire pour ce type de substance.

13 CONTRÔLES QUALITÉ

La mise en œuvre d'une campagne de mesure doit intégrer un certain nombre de critères de performance pour garantir la qualité de la donnée et sa bonne interprétation. Les critères de performance qu'il est nécessaire d'atteindre sont déterminés par les laboratoires/bureaux d'études lors de la construction de la stratégie de mesure, et sont vérifiés après la réalisation des mesures.

13.1 Construction de roses de pollution d'échantillonnage

La limite de quantification (LQ) correspond à la plus faible concentration d'une substance à analyser dans une matrice qui puisse être quantifiée avec une précision et une exactitude acceptables.

Les méthodes de préparation et d'analyse de l'échantillon doivent permettre d'atteindre des limites de quantification au moins trois fois inférieures aux valeurs repères disponibles les plus faibles pour le couple substance/matrice mesuré.

Dans le cas où le paramètre mesuré fait l'objet d'une valeur limite réglementaire (VR), les limites de quantification acceptables sont généralement fixées à 10 % de celle-ci (LQ=VR/10).

13.2 Incertitudes de mesure

L'incertitude est un paramètre associé au résultat d'un mesurage qui caractérise la dispersion des valeurs qui pourraient raisonnablement être attribuées à la chaîne de mesure.

Cette incertitude, qui intègre le prélèvement et l'analyse, doit être déterminée par les laboratoires, soit à partir d'un calcul de propagation des incertitudes (méthode décrite dans le guide pour l'expression de l'incertitude de mesure – GUM[85]), soit par la détermination d'intervalles de confiance associés à la méthode fondée sur des tests de répétabilité[86] (au minimum) ou de reproductibilité[87].

13.3 Blanc de terrain

La réalisation de blancs de terrain permet de valider que les conditions opératoires (phases de préparation, de conditionnement, de transport et d'analyses) et les supports de prélèvement ne sont pas à l'origine de biais sur les résultats des mesures. Elle doit être réalisée systématiquement pour chaque campagne de mesure et chaque couple de support/substance mesuré. Elle ne concerne que les méthodes manuelles de mesure des concentrations dans l'air et la mesure des retombées atmosphériques par l'utilisation de jauges/collecteurs ou de culture contrôlée de ray-grass.

Sa réalisation consiste en une préparation, avant chaque campagne, d'un support de prélèvement qui va suivre les mêmes opérations de préparation et d'extraction que les supports exposés, mais restera non exposé pendant la durée de chaque campagne. Il sera ensuite traité de la même manière que les autres échantillons en termes de durée et conditions de stockage et de procédures d'analyse.

Les résultats des blancs de terrain doivent être indiqués dans le rapport de mesure. Les blancs de terrain servent uniquement à valider l'absence de contamination lors des différentes phases du prélèvement à l'analyse. Leurs valeurs ne peuvent, en aucun cas, être soustraites aux résultats des mesures.

Généralement, si la valeur du blanc de terrain est supérieure à la limite de quantification et au tiers de la valeur de l'échantillon, les résultats associés à ce

[85] Pour la mesure de certains paramètres dans l'air ambiant, on pourra se reporter aux documents AFNOR listés en Annexe 6.
[86] Mise en oeuvre de la méthode par un laboratoire plusieurs fois sur un court intervalle de temps (expérience de répétabilité).
[87] Mise en oeuvre de la méthode par des laboratoires, équipements et opératoires différents (essais interlaboratoire).

blanc de terrain seront rejetés. Dans ce cas, il faut identifier, puis éliminer rapidement la source de contamination. Pour la mesure des concentrations de benzène, il faut se reporter au guide technique[88] cité précédemment, pour la mesure de flux de dépôts atmosphériques cette limite est fixée à 10 % de la valeur de l'échantillon.

Concernant les cultures contrôlées de ray-grass, le blanc de terrain est réalisé par l'analyse de la coupe effectuée après la période de croissance en condition contrôlée sous serre, juste avant l'exposition sur le terrain. Ces contrôles permettent d'évaluer la part du signal mesuré par les végétaux disposés sur le site de mesure qui est attribuable aux conditions opératoires (notamment la contribution du substrat).

La valeur obtenue pourra être comparée à l'historique des contrôles qualité réalisés (carte de contrôle). Cette mise en perspective permettra de déterminer si la variation de composition du substrat peut avoir eu une incidence sur les résultats (notamment sur les métaux). Cette carte de contrôle est annexée au rapport de mesure.

13.4 Réplicats

Pour les techniques à durée d'intégration longue et à faible coût de mise en œuvre (jauges/collecteurs, tubes passifs), il peut être mis en place des réplicats sur les points d'échantillonnage qui ont une sensibilité particulière (ex. : point de retombées maximales).

Il consiste en la mise en place en parallèle de plusieurs systèmes de mesure équivalents sur un même point de mesure. Le réplicat peut être analysé pour déterminer un coefficient de variation ou servir de contre-mesure par une analyse a posteriori dans le cas de premiers résultats suspects.

Dans le cas de l'utilisation de ray-grass, la réalisation de réplicats est inutile car, en cas de premiers résultats suspects, un nouvel échantillon de ray-grass peut être analysé.

Les limites de quantification, les incertitudes de mesure et les valeurs obtenues pour les blancs de terrain doivent être fournies avec le rapport. L'ensemble des bulletins d'analyses des prélèvements exploités sont également annexés au rapport ainsi que le nom des sous-traitances et des actions déléguées.

13.5 Traçabilité documentaire

Tous les points de mesure doivent être localisés sur une carte à l'échelle ou une photographie aérienne du site et les coordonnées GPS données dans le rapport[89]. Dans le cas d'échantillonnage composite (lichen/mousse), la surface de collecte et les points de collecte sont précisés, ainsi que le type de support et l'espèce collectée.

Sur ces cartes, la typologie des différentes zones autour de l'installation (urbain, périurbain, rural), la localisation des sources locales d'émission atmosphériques exogènes à l'installation, les zones d'élevage ou de culture fourragère pouvant rendre cohérent l'usage de ray-grass sont également reportées.

L'environnement des points de mesure est décrit et documenté à l'aide de photographies prises depuis le point de mesure. Pour chaque point, une vue en plan large est réalisée suivant l'axe passant par le point de mesure et la source d'émission, ainsi que suivant les trois autres axes perpendiculaires deux à deux. Le système de prélèvement est positionné au premier plan lorsque cela ne nuit pas à la bonne perception de l'environnement des points de mesure. Au besoin, une photographie spécifique du système de prélèvement est réalisée.

Les dates précises des débuts et fins de prélèvement sont données. Dans le cas de prélèvements discontinus sur la période d'échantillonnage, leur chronologie doit être indiquée. Lorsque plusieurs méthodes de mesure sont mises en œuvre en parallèle, les différentes périodes sont illustrées sur un même diagramme de Gantt.

[88] Rapports LCSQA sur la mesure du benzène et du formaldéhyde - www.lcsqa.org. Le formaldéhyde présente surtout un enjeu pour l'air intérieur.

[89] Les systèmes de coordonnées utilisés doivent être précisés. Les coordonnées géographiques (longitude/latitude) sont généralement exprimées en degré. Pour ce cas, le système WGS84 est souvent utilisé dans les GPS. Les coordonnées cartésiennes sont, quant à elles, généralement exprimées en mètre suivant différents référentiels : Lambert 2 étendu, Lambert 93 ou UTM zone 31 ou 32 Nord. Le code EPSG associé au système de coordonnées utilisé devra être fourni.

Les conditions météorologiques prévues lors de la construction de la stratégie de mesure et qui ont été observées pendant la campagne de mesure doivent être décrites pour chaque période de prélèvement (rose des vents, pluies, stabilité si nécessaire, pluviométrie journalière, évolution des températures et pression atmosphérique, proportion de vents calmes, etc.). La localisation et les caractéristiques de la station métrologique utilisée doivent accompagner cette description.

Le niveau d'activité du site industriel, et tous les paramètres décrivant le niveau des émissions atmosphériques du site et/ou des facteurs externes pouvant influencer les sources diffuses pendant la campagne de mesure, doivent également être précisés.

Dans le cas des PCDD/F, PCB ou HAP, en complément de la somme des congénères, les résultats doivent être détaillés pour les différents congénères. Le référentiel TEQ et les coefficients utilisés sont donnés. Les valeurs de gestion existantes pour des matrices environnementales étant exprimées en OMS-TEQ, on doit utiliser les derniers coefficients OMS disponibles pour exprimer les résultats en indiquant ainsi la date du référentiel et les coefficients utilisés.

14 INTERPRÉTATION DES RÉSULTATS DE MESURE

14.1 Vérifications préalables

La vérification des hypothèses faites pour construire la stratégie de prélèvement est un préalable à toute analyse des supports de prélèvement et interprétation des résultats. Elles doivent être validées après la campagne de mesure, notamment par l'étude des données météorologiques enregistrées localement et du niveau de fonctionnement de l'installation pendant la campagne de mesure.

Il faut s'assurer que les roses des vents et/ou des pluies mesurées pendant les périodes effectives de prélèvement sont comparables à celles qui avaient été établies pour la période de l'année étudiée.

Les pourcentages de temps où les points de prélèvement impactés et témoins choisis sont sous le vent de l'installation (axe du vent ± 30°, v > 1,5 m/s) pendant la durée effective des mesures sont mis en perspective avec les pourcentages attendus pour la période de l'année que l'on cherche à caractériser (base de comparaison pluriannuelle). Cette comparaison des taux d'exposition est utilisée comme indicateur de la représentativité de la campagne de mesure. Elle sera également conduite pour les périodes de précipitations lorsque des dépôts atmosphériques seront mesurés.

Si des divergences fortes apparaissent, il peut être décidé de ne pas engager les analyses des prélèvements réalisés et de réengager une campagne de mesure en retravaillant éventuellement la stratégie de mesure/d'échantillonnage, ou de requalifier certains points de mesure.

Dans le cas de prélèvements de lichen/mousse *in situ*, il faut vérifier que les zones de prélèvement ont bien été choisies après étude des conditions de dispersion sur la période d'investigation souhaitée (année(s) passée(s) ou période du dysfonctionnement).

Les critères de performance doivent également être vérifiés lors de cette étape (voir Chapitre 13).

14.2 Exploitation des données d'une campagne

Les niveaux mesurés au point d'impact retenu sont appréciés par rapport aux valeurs repères disponibles et actualisées (environnement local témoin, état initial) (Figure 62).

14.2.1 Prise en compte des incertitudes et de la dispersion

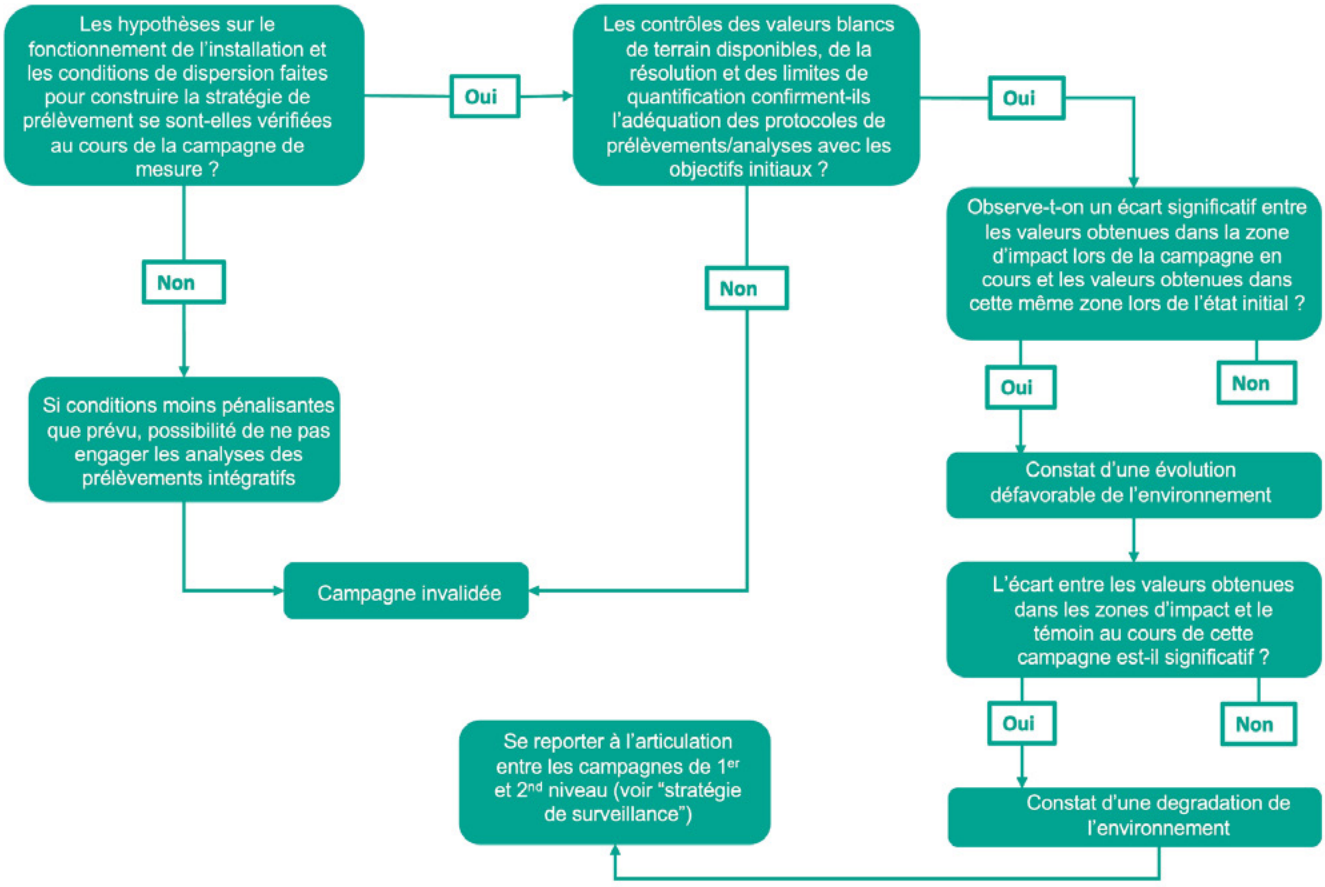
Les différences observées entre les valeurs mesurées au point impacté retenu et l'environnement local témoin sont évaluées au regard de l'incertitude de la méthode de mesure utilisée et de la variabilité de la matrice.

Si l'on dispose de plusieurs valeurs de mesure en deux emplacements de mesure, la différence entre deux valeurs mesurées pourra être considérée comme significativement différente si les intervalles de confiance associés sont totalement disjoints (i.e. si les intervalles de confiance associés aux résultats n'ont aucune valeur commune). Si possible, un test statistique adapté sera utilisé.

Les techniques de mesure des concentrations dans l'air ou des dépôts atmosphériques permettent de disposer, à chaque campagne, d'un nombre plus ou moins important de résultats de mesure en fonction des méthodes utilisées.

Dans le cadre de ce guide, une description exhaustive du traitement de la mesure d'une grandeur abordant les notions d'incertitudes-types et celles liées à leur combinaison et élargissement ne fait pas l'objet de cette section.

Figure 62 : Logigramme de constat d'une dégradation de l'environnement dans le cadre de la surveillance de l'air ambiant autour d'une ICPE.



Pour aborder ces sujets, il est vivement recommandé de se référer à des ouvrages spécialisés de référence portant sur la mesure et son traitement, ou bien à la méthodologie décrite dans le guide pour l'expression de l'incertitude de mesure (GUM)[90]. Ici, sont simplement rappelés quelques concepts liés à l'écriture d'un résultat issu de mesures directes.

Cas des méthodes manuelles

Les méthodes manuelles pour la mesure des concentrations dans l'air et des dépôts atmosphériques ne donnent accès qu'à un nombre limité de résultats lors de chaque campagne de prélèvement (1 à 10 valeurs par point de prélèvement).

Dans ce cas, un écart significatif peut exister entre la moyenne des mesures (notée $\overline{X}$) et la valeur vraie de la moyenne (notée µ) qui aurait été atteinte en réalisant une infinité de mesures.

Pour tenir compte du manque de représentativité des mesures, il est possible de calculer la variance des mesures qui traduit la dispersion des résultats individuels afin de fournir à la moyenne un intervalle de confiance pour un taux de confiance choisi.

[90] Pour la mesure de certains paramètres dans l'air ambiant, on pourra se reporter aux documents AFNOR listés en Annexe 6.

L'estimation non biaisée de la variance (s) d'une population à partir d'un échantillon constitué par n mesures (x_i) d'une grandeur considérée comme indépendante est donnée par :

$$s^2 = \frac{1}{n-1}\sum_{i=1}^{n}(x_i - \overline{X})^2$$

En admettant le caractère gaussien[91] des mesures individuelles, l'intervalle centré sur la valeur la plus probable (la moyenne, $\overline{X}$) dans lequel la variable aléatoire a une probabilité de 95 % de se trouver est donné par :

$$\overline{X} \pm t_{95\%,v} \cdot \frac{s}{\sqrt{n}}$$

avec $t_{95\%,v}$ le coefficient de Student étant une valeur tabulée et v le nombre de degrés de liberté de la statistique utilisée. Il s'agit du nombre de données de la mesure diminué du nombre de paramètres inconnus qu'il calcule. Dans le cas de mesures directes, la variance de la population est inconnue d'où $v = n - 1$.

Dans le cas où le nombre de mesures est faible[92], il est possible d'estimer l'écart-type de la population normale (δ) à partir de l'étendue des mesures (Δ, différence entre la valeur maximale et minimale) :

$$s = \frac{\Delta}{m_q}.$$

Cela conduit à fournir l'intervalle de confiance par la relation :

$$\overline{X} \pm k.\frac{s}{\sqrt{n}} = \overline{X} \pm \frac{k}{m_q \cdot \sqrt{n}} \cdot \Delta$$

avec la quantité m_q tabulée et k qui joue le rôle d'un facteur d'élargissement. Le Tableau 25 fournit les valeurs tabulées de $\frac{k}{m_q \cdot \sqrt{n}}$ pour des ensembles de valeurs allant jusqu'à 10 mesures et ce pour un taux de confiance de 95 %.

Cas de méthodes automatiques

Pour les méthodes « automatiques » de mesure des concentrations dans l'air, de nombreuses données de mesure sont disponibles en un point de mesure. Sous certaines conditions, la duplication importante des mesures peut permettre de diminuer la composante aléatoire de l'incertitude de mesure et d'évaluer un intervalle de confiance de la manière évoquée précédemment. Cependant, la disponibilité de grandes quantités de données devra être appréhendée avec précaution au moment de délivrer un résultat de mesure, puisque l'expression de ce résultat et de son intervalle de confiance dépend des hypothèses prises sur la population de moyenne n et variance δ dont sont extraites les n mesures considérées comme indépendantes.

Tableau 25 : Coefficients de proportionnalité $\frac{k}{m_q \cdot \sqrt{n}}$ entre l'incertitude élargieet l'étendue Δ pour des ensembles de n mesures (pour $n \leq 10$).

n	2	3	4	5	6	7	8	9	10
$\frac{k}{m_q \cdot \sqrt{n}}$	6,35	1,30	0,712	0,502	0,394	0,328	0,283	0,251	0,226

Condition d'utilisation : population supposée normale, valeur vraie de l'écart-type inconnue.

© Ineris

[91] Ce qui reste à démontrer. Conformément au théorème de la limite centrale, il est plausible d'admettre que la distribution des données est gaussienne. Néanmoins, cette assertion sera à vérifier pour justifier les méthodes statistiques qui seront employées par la suite. Le seul moyen d'évaluer si un échantillon de mesures a des chances d'être gaussien est statistique en considérant que l'échantillon de mesures est la réalisation d'une variable aléatoire. De nombreux tests statistiques existent pour aborder le caractère gaussien d'un ensemble de valeurs. À ce titre, nous pouvons citer les tests du X^2 (du khi-deux de Pearson), de Shapiro, de Smirnov-Kolmogorov, d'Anderson-Darling… L'interprétation des résultats de ces tests dépasse la portée de ce guide. Il est conseillé de se référer à ces ouvrages de référence en statistique pour appréhender au mieux leur utilisation.

[92] Idéalement entre 5 et 10. Au-delà, la méthode est trop pessimiste et il préférable d'utiliser la statistique *t* de Student.

Si les hypothèses sur la population et la statistique sont respectées, il est alors possible d'exprimer l'estimation de mesure par le biais de l'intervalle de confiance où le coefficient de Student intervient pour un taux de confiance associé.

14.2.2 Exploitation de la mesure et sa dispersion

Pour comparer deux séries mesurées aux points « impactés » et « témoin » pourvues d'un intervalle de confiance, des tests statistiques peuvent être conduits pour faciliter l'exploitation et l'interprétation des résultats. À ce titre, des précautions sont à prendre puisque les tests doivent être choisis pour la meilleure adéquation entre les hypothèses qui peuvent être posées et vérifiées sur la population et les objectifs qui sont visés.

Dans la plupart des cas, les tests ne sont applicables que si les échantillons sont issus d'une population gaussienne ou normale. Une étape vérifiant ce point est en toute rigueur nécessaire. Dans la pratique, une vérification qualitative ou une justification théorique peuvent se soustraire à un test de normalité parfois lourd à mettre en place. Dans le cas où le caractère non gaussien est très marqué, il faut, même si les grandeurs sont mesurables, utiliser des tests plus spécialement dédiés aux variables catégorisées.

Devant la multitude des situations possibles, il est donc recommandé de se référer à un ouvrage dédié aux études statistiques et à l'interprétation des données notamment de mesure.

Ici, sont toutefois proposés quelques pistes de réflexion à ce sujet à la fois pour les méthodes manuelles et automatiques.

Cas de méthodes manuelles

Pour comparer un échantillon de valeurs à une moyenne connue, le test de Student est utilisable pour le cas où seules les incertitudes aléatoires sont prises en compte.

Pour comparer deux échantillons de mesures indépendantes, il est tout à fait possible d'utiliser les lois de Student et normale et ce, même en estimant les variances sur la base des étendues de mesure.

Pour des comparaisons multiples, l'analyse des variances (ANOVA) et les méthodes collatérales (test des étendues de Tukey, tests de Dunnett, Bonferroni…) constituent également une approche possible adaptée aux faibles nombres de mesure.

Quand les échantillons de données sont manifestement issus de populations non normales, les tests précédents ne sont plus applicables. Il est alors possible de se tourner vers des tests comme celui de Wilcoxon ou encore le test des rangs de Wilcoxon Mann Whitney… Il faudra alors vérifier les hypothèses spécifiques et de fait leur applicabilité à la situation.

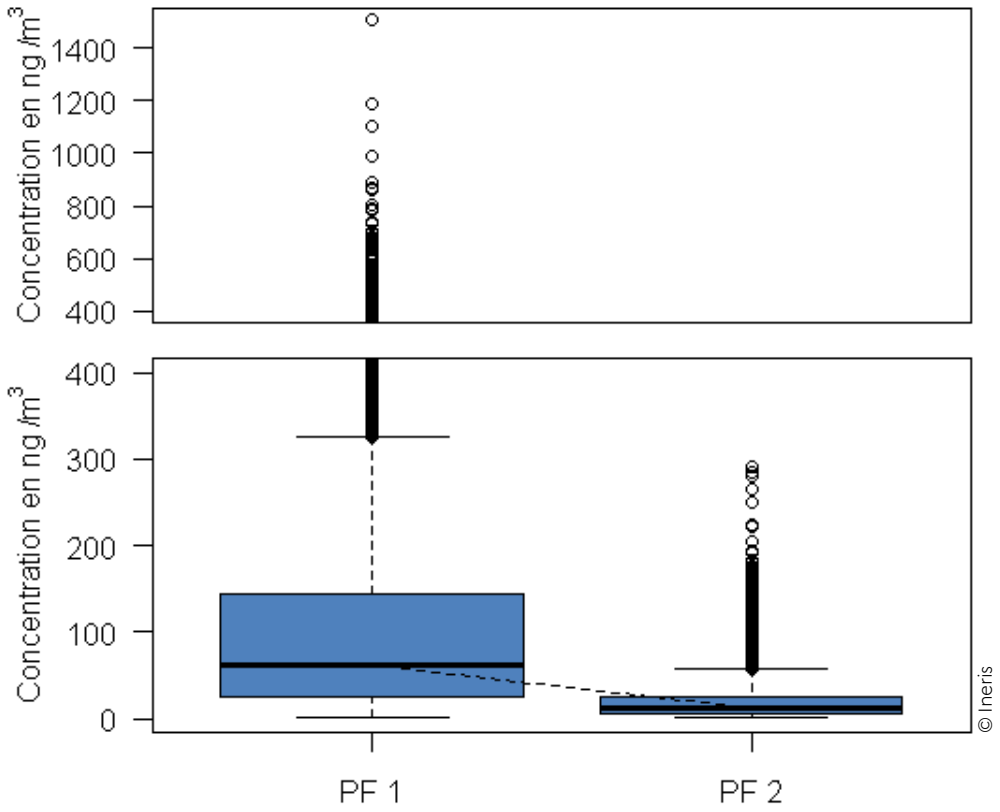
Cas des méthodes automatiques

Pour comparer un échantillon de valeurs à une moyenne connue, le test de Student est utilisable pour le cas où seules les incertitudes aléatoires sont prises en compte. S'il est possible de connaître en plus les incertitudes systématiques, le test par la loi normale peut se révéler efficace en supposant que la variance est connue (estimée à partir d'un nombre de degrés de liberté important, au moins 40). À ce stade, la normalité des échantillons sera d'autant moins exigée que les tailles sont grandes (> 10).

Pour comparer des échantillons de mesures indépendantes, les méthodes précédemment évoquées pour le cas des méthodes manuelles sont également applicables. Là encore, la normalité des échantillons pour appliquer le test de Student est d'autant moins exigée que la taille de l'échantillon est plus grande. Lorsque le nombre de valeurs disponibles le permet (≥ 10), une représentation type boxplot[93] (ou boîte à moustache, ou boîte de Tukey), peut être utilisée afin de visualiser l'étendue et les valeurs caractéristiques de la distribution des résultats et ainsi comparer des résultats obtenus en différents points (Figure 63).

[93] La tendance centrale devra être caractérisée par la moyenne et la médiane. L'étendue devra être caractérisée par les quartiles ou percentiles et les valeurs minimales et maximales. Les méthodes de détermination des valeurs atypiques et extrêmes devront être décrites.

Figure 63 : Exemple de répartition des concentrations de mercure gazeux mesurées dans l'air ambiant en deux points autour d'un site industriel (moyenne, percentile 90-10, min- max, valeurs atypiques).



Néanmoins, il faut être vigilant dans leur interprétation, car des représentations en boxplot peuvent visuellement se ressembler mais révéler des moyennes statistiquement différentes (t-test) ou, à l'inverse, présenter des différences alors que les moyennes ne révèlent pas de différence statistiquement significative.

Remarque

Pour une dispersion des données importante, moins on aura d'observations et plus il sera difficile de conclure sur la représentativité d'une différence obtenue entre le point « impacté » et l'environnement local témoin, ou leurs valeurs respectives obtenues lors de l'état initial. Pour éviter de se retrouver dans une situation où on ne peut pas conclure, on cherchera, dans les cas de la surveillance des concentrations dans l'air et, lorsque cela est adapté aux enjeux, à augmenter le nombre de valeurs mesurées lors d'une reconduction des campagnes de mesure de 1er niveau ou l'engagement de campagne de 2nd niveau, en :

- utilisant des méthodes « automatiques » pour la mesure des niveaux de concentrations ;
- et/ou augmentant les durées effectives d'échantillonnage afin d'augmenter le nombre de mesures (méthodes automatiques), d'échantillons (méthodes manuelles).

14.2.3 Limites des comparaisons aux valeurs de gestion et articulation entre les campagnes de 1er et 2nd niveaux

Les valeurs de gestion dans l'air sont fixées généralement en moyenne annuelle et la transposition sur le long terme des résultats de mesure obtenus ponctuellement doit toujours

être réalisée avec prudence. En effet, certaines des stratégies de mesure utilisées dans les campagnes de premier niveau visent à évaluer les niveaux de concentrations dans des conditions les plus défavorables.

Ainsi, le dépassement de valeurs de gestion doit être utilisé comme un indicateur pour décider de la nature et des délais des mesures de gestion à engager (réalisation de campagnes de second niveau et/ou maîtrise des émissions atmosphériques).

Les stratégies qui consistent à choisir les périodes où le capteur est 100 % du temps sous le vent de l'installation se placent dans une logique extrême de l'approche à deux niveaux décrite dans ce guide. Si elles permettent d'évaluer une concentration maximale de contribution de l'installation, elles ne correspondent pas à l'exposition réelle.

Dans le cas de la surveillance des dépôts atmosphériques, l'utilisation de culture contrôlée ray-grass permet de disposer, pour certains éléments[94], d'une valeur réglementaire à ne pas dépasser dans les fourrages[95]. Ceci constitue un élément d'appréciation supplémentaire de l'élargissement de la surveillance aux matrices environnementales accumulatrices (campagne de 2nd niveau).

Il en est de même avec des méthodes *in situ* (lichen/mousse), les valeurs considérées comme élevées ne préjugent en rien d'un niveau de toxicité pour les lichens/mousses, ni pour l'écosystème, ni pour l'homme (ADEME, MNHN, 2013[96]). Pour les lichens, des niveaux « sanitaires » ou de correspondance avec des valeurs de gestion d'autres milieux ont pu être proposés, ils ne sont à utiliser en aucun cas.

14.3 Prise en compte de l'historique

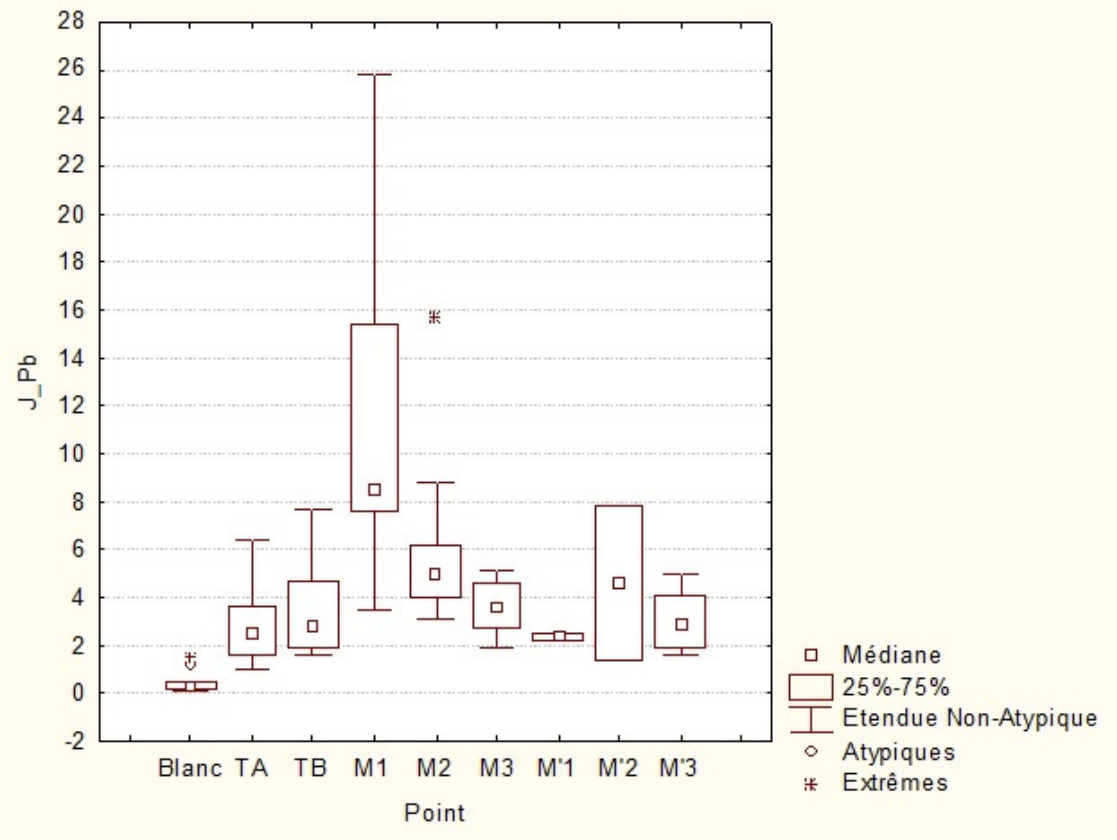
Dans le cas de l'existence de données issues de surveillances antérieures, la mise en perspective d'un résultat de mesure obtenu en un point doit être faite par rapport à l'historique des valeurs obtenues en ce point et aux autres points de la zone d'étude. La comparaison à ces données doit être systématique pour identifier des dérives significatives qui peuvent faire craindre, à terme, une dégradation des milieux (décrochage par rapport aux données historiques, changement de catégorie lors de la comparaison à des valeurs publiées caractéristiques de différents types d'environnements).

Quand le nombre de données est suffisant (≥ 10), la représentation en boxplot est l'outil à privilégier (Figure 64).

Il permet de visualiser rapidement si une nouvelle valeur mesurée est en dehors de la distribution de celles qui sont habituellement mesurées en un point donné. Néanmoins, il faut être vigilant dans leur interprétation, car des représentations en boxplot peuvent visuellement se ressembler mais révéler des moyennes statistiquement différentes (t-test) ou, à l'inverse, présenter des différences alors que les moyennes ne révèlent pas de différence statistiquement significative.

[94] Dans le cas de l'utilisation de culture standardisée de ray-grass, la teneur en eau de l'échantillon devra être déterminée afin de pouvoir transposer les résultats à des valeurs disponibles dans la réglementation.
[95] Arsenic, cadmium, mercure, plomb, PCDD/F et PCCD/F+PCB- DL.
[96] Pollution atmosphérique par les métaux en France – Dix ans de biosurveillance des retombées : C. Rausch de Traubenberg, L. Galsomiès, Y. Martinet, ADEME ; Muséum national d'histoire naturelle - Edp sciences 2013.

Figure 64 : Exemple de distribution des dépôts atmosphériques de plomb (µg/m²/jour) mesurés en différents points autour d'une installation à l'aide de jauges/collecteurs après plus de dix campagnes successives (Ti : points témoins, Mi : points impactés)



© Ineris

La capitalisation de données historiques permet d'utiliser des tests statistiques (voir Chapitre 14.2.1) et de consolider ainsi l'analyse faite lors des précédentes campagnes sur la différence entre deux valeurs. Lors de ces études historiques, il faut veiller à bien distinguer des populations de données qui sont potentiellement hétérogènes (ex. : avant/après la mise en place de traitements des émissions).

Dans le cas de l'utilisation de cultures standardisées de ray-grass, pour un même niveau de retombées atmosphériques, la concentration résultante dans le ray-grass est fonction de la variation de biomasse sur la période d'exposition. Ainsi, une augmentation importante de la biomasse du ray-grass peut masquer une augmentation inhabituelle des retombées atmosphériques (dilution). *A contrario*, des dépôts atmosphériques normaux peuvent conduire à des concentrations importantes dans le ray-grass si celui-ci a peu poussé (concentration).

Cet effet de la biomasse joue également pour les fourrages en culture dans l'environnement du site. Si on exploite uniquement les résultats par rapport à une valeur de gestion (par exemple, concentrations des PCDD/F dans les fourrages), cela est sans conséquence, car les fourrages cultivés localement subiront ces mêmes variations de dilution ou concentration.

En revanche, si l'on souhaite comparer des séries temporelles de données issues de cultures contrôlées de ray-grass afin de suivre l'évolution des intrants atmosphériques, l'influence de la biomasse doit être prise en compte. Dans ce cas, les séries temporelles doivent être corrigées par une valeur de biomasse de référence choisie dans l'ensemble de la série de mesures (la plus forte ou la plus faible). Cette valeur doit être indiquée dans le rapport.

Ces résultats corrigés ne peuvent être comparés à des valeurs de gestion.

En ce qui concerne l'utilisation de jauges/collecteurs, l'étude de séries temporelles doit prendre en compte les précipitations sur la période des prélèvements. Pour le prélèvement *in situ* de lichen/mousse, il faut tenir compte des précipitations sur la période précédant les prélèvements, mais également des espèces utilisées et de la nature des substrats de collecte.

ANNEXES

Annexe 1 : **Glossaire** 124
Définitions 124
Références 128

Annexe 2 : **Atouts et limites de la surveillance dans l'air des retombées atmosphériques** 129

Annexe 3 : **Exigences en matière de surveillance de l'air autour des ICPE de l'arrêté du 2 février 1998 et des arrêtés sectoriels** 132

Annexe 4 : **Objectifs de qualité des données minimales à respecter pour la surveillance réglementaire de la qualité de l'air – Détail par substance** 136

Annexe 5 : **Influence de la météorologie locale – Effets liés à une topographie particulière du site** 137
Influence de la météorologie locale 137
Effets liés à une topographie particulière du site 138

Annexe 6 : **Exemples de roses des vents et pluies saisonnières** 139
Rose des vents annuelle 139
Roses des vents saisonnières associées 139
Rose des pluies annuelle 140
Roses des pluies saisonnières associées 140

Annexe 7 : **Exemple d'identification des points de prélèvement et des périodes de mesure** 141
Utilisation des sorties de modélisation 141
Utilisation des données météorologiques 142

Annexe 8 : **Liste des guides AFNOR pour l'estimation des incertitudes pour la métrologie de l'air ambiant** 143

Annexe 9 : **Études de cas** 144
Étude de cas n° 1 : émission canalisée de composés exclusivement gazeux (COV, BTEX, NO_2, SO_2, NO, etc.) 144
Étude de cas n° 2 : émission diffuse de composés exclusivement gazeux (BTEX, COV, etc.) 147
Étude de cas n° 3 : émission canalisée et diffuse de dioxines/furannes 150
Étude de cas n° 4 : émission canalisée et diffuse de particules avec ETM (éléments traces métalliques) 154
Case study n° 1: channelled emissions of exclusively gaseous compounds (BTEX, VOC, etc.) 158
Case study n° 2: diffuse emission of exclusively gaseous compounds (BTEX, VOC, etc.) 161
Case study n° 3: channelled and diffuse dioxin/furan emission 164
Case study n° 4: channelled and diffuse trace metal particulate emission 168

Annexe 1 : Glossaire

Définitions

AASQA : Association Agréée de Surveillance de la Qualité de l'Air, qui assure sur un territoire donné (de l'échelle de la région) :

- la mise en œuvre de la surveillance et de l'information auprès du public sur la qualité de l'air extérieur pour les polluants réglementés par les directives 2008/50/CE et 2004/107/CE ;
- la diffusion des résultats et des prévisions auprès du public ;
- la transmission immédiate aux préfets des informations relatives aux dépassements ou prévisions de dépassements des seuils d'alerte et de recommandations.

Ce dispositif de surveillance est constitué de 19 AASQA qui couvrent tout le territoire français.

AM : Arrêté Ministériel.

AP : Arrêté Préfectoral.

Bioaccumulation : Processus d'accumulation d'une substance dans un organisme vivant, via la chaîne alimentaire ou un écosystème. Processus d'échange entre un être vivant et son milieu, entraînant des concentrations plus élevées à l'intérieur de cet organisme que dans son environnement ou sa nourriture. [7]

Bioconcentration : Processus d'accumulation d'une substance dans un organisme vivant, par captation directe à partir du milieu environnant. Exemple : une substance présente dans l'eau peut être bioconcentrée par les poissons par les branchies et l'épiderme. [1]

Cible : Organismes, systèmes ou (sous-)groupes situés autour de l'installation susceptibles d'être exposés/impactées à/par un polluant. [4]

Blanc de terrain : Support de prélèvement qui va suivre les mêmes opérations de préparation et d'extraction que les supports exposés, mais qui ne sera pas exposé. Il va permettre de valider l'absence de contamination au cours des différentes phases (de la préparation à l'analyse). La concentration mesurée ne sera en aucun cas soustraite aux résultats de mesures.

BTEX : Benzène, Toluène, Ethylbenzène et Xylènes.

Concentration : Quantité d'une substance/agent dissoute ou contenue par quantité de matrice. Unités possibles (matrice) : µg/m^3 (air), mg/kg (sol, végétaux), mg/L (eau, liquide). [5]

Continu : Prélèvement, mesure ou surveillance réalisé(s) dans l'air ambiant sans interruption pendant une période donnée.

Compartiments environnementaux : Milieux de l'environnement définis par leurs caractéristiques physiques. On distingue généralement les compartiments suivants : les eaux (superficielles, souterraines, marines), les sédiments, le sol, l'atmosphère et les organismes vivants. [4]

COV : Composé Organique Volatil qui, à l'exclusion du méthane, possède une pression de vapeur de 0,01 kPascal ou une température de 293,15 °Kelvin ou ayant une volatilité correspondante dans des conditions d'utilisation particulières.

DDAE : Certaines installations dont les activités présentent des risques pour l'environnement peuvent être soumises à autorisation préfectorale. Cette autorisation est accordée après instruction par les services administratifs sur la base d'un Dossier de Demande d'Autorisation d'Exploiter (DDAE) qui contient :

- une analyse réglementaire ;
- une description des procédés et installations et leurs plans d'implantation ;
- une étude d'impact comprenant :
  - une analyse de l'état initial du site et de son environnement ;
  - une analyse des effets directs ou indirects sur l'environnement (rejets dans l'eau, l'air, bruits, déchets, énergie, volet santé) ;
  - les mesures de maîtrise des impacts ;
  - la justification des choix ;
  - les mesures de remise en état après exploitation ;
- une étude de dangers ;
- une notice hygiène et sécurité.

DREAL : Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement, appelée :

- DRIEAT (Direction Régionale et Interdépartementale de l'Environnement, de l'Aménagement et des Transports) pour la Région Île-de-France ;
- DEAL (Direction de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement) pour l'Outre-mer français.

Environnement local témoin : Environnement considéré comme n'étant pas affecté par les activités du site étudié, mais situé dans la même zone géographique et dont les caractéristiques (géologiques, hydrogéologique, climatiques…) sont similaires à l'environnement impacté par le site. À défaut d'état initial (mesures non réalisées avant la mise en fonctionnement), l'état d'un environnement témoin peut servir de référence. [7]
État d'un environnement comparable mais non impacté par le phénomène étudié. [2]

ERS : Évaluation des Risques Sanitaires, processus en quatre étapes qui comprend l'identification du potentiel dangereux des substances, l'évaluation de la relation dose-effet, l'évaluation de l'exposition et la caractérisation des risques. [3]
Il vise à calculer ou estimer le risque pour un organisme, un système ou une (sous-)population, incluant l'identification des incertitudes liées, consécutif à l'exposition à un agent particulier, prenant en compte à la fois les caractéristiques de l'agent en question et de la cible spécifique. [5]

ETM : Éléments Traces Métalliques.

Exposition aiguë : Exposition de quelques secondes à quelques jours. [3]

Exposition chronique : Exposition de quelques années à vie entière. [3]

Exposition subchronique : Exposition de quelques jours à quelques années. [3]

Flux de dépôts atmosphériques : Quantité de dépôts atmosphériques secs et/ou humides atteignant le sol par unité de temps et de surface horizontale. Unité possible µg/m^2/jour.

Fond (bruit ou valeur de fond) : Concentration représentative ambiante en un élément, en un composé, ou en une substance dans un milieu donné. Elle tient compte des concentrations naturelles (fond géochimique naturel) et de celles provenant éventuellement de sources d'origine anthropique autres que celles du site étudié (exemple : pollution diffuse par engrais, métaux lourds…). [7]
Concentration d'un agent dans un compartiment environnemental qui n'est pas attribuée à la (aux) source(s) étudiée(s) dans l'évaluation des expositions. [6]

HAP : Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques.

IEM : Interprétation de l'État des Milieux. Démarche de gestion à mettre en œuvre pour apprécier l'acceptabilité des impacts d'un site ou d'une installation sur leur environnement. D'une manière plus générale, cette démarche de gestion permet de vérifier la compatibilité entre l'état des sites et des milieux et leurs usages, lorsque ces usages sont déjà fixés, c'est-à-dire les usages constatés. [6]

Installation classée : Toute exploitation industrielle ou agricole susceptible de créer des risques ou de provoquer des pollutions ou nuisances, notamment pour la sécurité et la santé des riverains est une installation classée.
Les activités relevant de la législation des installations classées sont énumérées dans une nomenclature qui les soumet à un régime d'autorisation ou de déclaration en fonction de l'importance des risques ou des inconvénients qui peuvent être engendrés.

LCSQA (Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air) : il assure la coordination technique du dispositif national de surveillance de la qualité de l'air et est composé des Mines de Douai (MD), de l'Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques (Ineris) et du Laboratoire National de Métrologie et d'Essais (LNE). Il contribue à l'amélioration de la qualité des mesures et assure la liaison entre la recherche et l'application sur le terrain.

Matrice environnementale : Support dans lequel se retrouve une substance dans l'environnement. [4]

Matrice environnementale accumulatrice : Matrice environnementale présente en permanence en un point ou une zone, non renouvelée naturellement sur le court terme. Une substance aéroportée s'y accumule compte tenu d'une affinité chimique/électrochimique particulière, du fait du piège mécanique qu'elle va constituer, ou de processus de bioaccumulation/bioconcentration. Le dosage de la concentration d'une substance donnée dans la matrice renseignera sur une contamination historique. Exemples : sols de surfaces, végétaux, eaux d'un lac, sédiments, poissons.

Milieux d'exposition : Les milieux d'exposition désignent précisément les milieux au contact desquels se trouve la cible étudiée. Dans le cas des populations humaines, il peut s'agir par exemple, de l'air à l'intérieur des habitations, de l'eau du robinet, de la couche de sol superficiel, mais aussi des aliments. [1]

Milieux environnementaux : Par opposition aux milieux d'exposition, les milieux environnementaux désignent l'air, les eaux souterraines, les eaux superficielles, les sols, les sédiments. [1]

Mesure de référence : Mesure de concentrations dans l'air réalisée avec une méthode respectant des critères élevés de performances métrologiques et/ou avec une couverture temporelle élevée. Leur condition de mise en œuvre est décrite dans des normes, guides techniques et textes réglementaires encadrant la surveillance de la qualité de l'air ambiant au sens des directives 2008/50/CE et 2004/107/CE. Elles sont souvent contraignantes et le respect de certaines spécifications peut être parfois disproportionné au regard des objectifs/enjeux de surveillance décrits dans ce guide.

Mesure en temps réel : Mesure avec une résolution temporelle permettant de suivre avec une résolution temporelle fine (quelques secondes à quelques minutes) les variations des concentrations d'une substance dans l'air. Ces mesures sont réalisées avec des méthodes dites « automatiques », car l'obtention du résultat ne nécessite pas une phase d'analyse d'un support de prélèvement en différé au laboratoire (méthode « manuelle »).

Mesure indicative : Mesure des concentrations dans l'air réalisée avec une méthode respectant des critères de performance métrologiques plus faibles et/ou réalisée sur une couverture temporelle plus faible que les méthodes de référence. Leur mise en œuvre est simple et permet de multiplier les points de mesure. Les résultats sont surtout utilisés pour caractériser des ordres de grandeur ou comme outil qualitatif de hiérarchisation spatial des retombées atmosphériques.

Mesure intégrée : Mesure dont le résultat correspondra à une valeur moyenne/cumulée du paramètre mesuré sur une durée maîtrisée de prélèvement. Elle est basée sur une phase préalable de collecte de la substance recherchée dans l'air sur un piège puis d'une analyse en différé en laboratoire de celui-ci. Ce piège peut être un support solide (charbon actif, filtre), un contenant (canister) ou une culture contrôlée d'un végétal (ray-grass).

MTD : Meilleure Technique Disponible, stade de développement le plus récent des activités, des procédés et de leur mode d'exploitation, pouvant être employée sur un site à une échelle industrielle, dans des conditions économiquement viables, et permettant d'obtenir un niveau général élevé de protection de l'environnement dans son ensemble. [6] Les installations classées soumises à la directive IED doivent avoir recours aux MTD comme l'impose la réglementation.

PCDD/F : PolyChloroDibenzoDioxines et PolyChloroDibenzoFuranes.

PCB : PolyChloroBiphényles.

PM_{10} : Particules en suspension dans l'air, d'un diamètre aérodynamique (ou diamètre aéraulique) inférieur à 10 micromètres (10-6 m).

$PM_{2.5}$: Particules en suspension dans l'air dont le diamètre aérodynamique est inférieur à 2,5 micromètres, appelées aussi « particules fines ».

POP : Polluants Organiques Persistants (PCDD/F, HAP, PCB).

TEQ : Équivalent Toxique, somme des concentrations de différents toxiques de la même famille, pondéré par le facteur d'équivalence toxique (FET) affecté à chacun. Elle est exprimée par rapport à la substance de référence. Par exemple : équivalent TCDD pour les dioxines ou équivalent B[a]P pour les HAP. [3]

Retombées atmosphériques : Substances gazeuses ou particulaires issues des émissions atmosphériques d'une installation qui restent en suspension dans l'air ambiant (concentrations dans l'air) et/ou se déposent/adsorbent (dépôts atmosphériques gazeux, secs, humides) sur des compartiments environnementaux intégrateurs en contact direct avec l'atmosphère (sols, végétaux, eaux superficielles).

Rose de pollution : La rose de pollution croise les données de concentration d'un polluant (par classes) avec la direction de provenance du vent. Il s'agit de mettre en évidence la direction d'où provient le polluant d'intérêt. La fréquence d'une variable polluante est prise en compte par la longueur des lignes dans la direction donnée.

Rose des vents : Représentation de la fréquence des directions de provenance des vents sur une période donnée selon les directions cardinales. Prise en compte normalement de la part des vents faibles et des vents permettant de valider des mesures d'impact.

Surveillance (environnementale) des milieux : Processus d'observations répétitives, répondant à des besoins définis, portant sur un ou plusieurs éléments environnementaux suivant un dispositif prédéfini dans l'espace (points de prélèvement) et dans le temps (planning) et à l'aide de méthodes comparables de détection environnementale et de collecte des données. [7]

Transfert : Migration de substances dissoutes ou non dans un ou plusieurs milieux (ex. : à travers ou à la surface d'un sol, causée par l'eau, l'air et les activités humaines, ou bien par les organismes du sol). [1]

Valeurs de gestion : Elles sont constituées par les niveaux de concentrations limites qui peuvent exister pour différentes substances/matrices. On utilisera en priorité des valeurs réglementaires nationales et européennes, puis des valeurs guides qui peuvent exister au niveau d'organismes nationaux (Haut Conseil de la Santé Publique - HCSP, Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail - ANSES) ou internationaux tels que l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS). On se reportera au rapport « Synthèse des valeurs réglementaires pour les substances chimiques en vigueur dans l'eau, les denrées alimentaires et dans l'air en France au 30 juin 2020 » (Ineris-20-200358-2190502-v 3.0 – Mai 2021) mis à jour tous les deux ans.

Valeurs repères : Elles sont constituées par les niveaux de concentrations propres à l'environnement local du site mesurés à différents endroits autour de l'installation (environnement local témoin, points impactés par les émissions atmosphériques) et moments de la vie de celle-ci (état initial).

Voie d'exposition : Voie de passage d'une substance de la source vers une cible. Une voie d'exposition inclut une source, un point d'exposition et une voie d'administration. Si le point d'exposition diffère de la source, il existe également un mécanisme de propagation et un compartiment intermédiaire où le polluant est transporté. [1]

VTR : Valeur Toxicologique de Référence. Appellation générique regroupant les valeurs permettant d'établir une relation entre une dose et un effet (effet à seuil de dose) ou une dose et une probabilité de survenue d'un effet (effet sans seuil de dose). Les VTR sont spécifiques d'un effet (généralement l'effet critique), d'une durée d'exposition (aiguë, subchronique ou chronique) et d'une voie d'exposition (orale ou respiratoire). Elle s'exprime comme une dose journalière ou une concentration tolérable (DJT ou CT) pour décrire les effets à seuil ; ou comme l'inverse d'une dose ou concentration (ERU) pour les effets sans seuil. [5]

Zone d'étude : Dans le cadre de ce guide, la zone d'étude est définie comme le périmètre autour de l'installation correspondant à un rayon égal à trois fois la distance entre le point d'émission et le point le point d'impact maximum qui en est le plus éloigné. Si nécessaire, ce périmètre peut être ajusté sur la base de résultats de précampagnes de mesure d'investigations qualitatives sur un traceur de l'activité.

Références

[1] Bonnard (2010). Jeux d'équations pour la modélisation des expositions liées à la contamination d'un sol ou aux émissions d'une installation industrielle. Ineris-DRC-08-94882-16675C disponible sur www.ineris.fr.

[2] Daniau, Dor, Denys, Floch-Barneaud et Dab. Problèmes posés par la définition de l'état de référence des sols en santé environnementale. Responsabilité & environnement n° 54 – Avril 2009.

[3] Ineris (2021) Évaluation de l'état des milieux et des risques sanitaires – Démarche intégrée pour la gestion des émissions de substances chimiques par les installations classées – 2021. Ineris-200357-2563482-v1.0, disponible sur www.ineris.fr.

[4] Ineris (2013) – Définition d'une méthode d'identification et de hiérarchisation de substances préoccupantes – Application au cas particulier de la préparation du troisième Plan National Santé Environnement. Ineris-DRC-12-125943-04682A, disponible sur www.ineris.fr.

[5] InVS/AFSSET (2007) Estimation de l'impact sanitaire d'une pollution environnementale et évaluation quantitative des risques sanitaires.

[6] IPCS (OMS/OCDE) Risk assessment terminology (Parts 1 & 2) www.inchem.org/documents/harmproj/harmproj/harmproj1.pdf.

[7] Ministère de l'Environnement : glossaire du portail Sites et sols pollués.

Annexe 2 : Atouts et limites de la surveillance dans l'air des retombées atmosphériques

Par rapport aux autres matrices environnementales qui peuvent être utilisées pour la surveillance de l'impact des retombées atmosphériques d'une ICPE (sols, végétaux, eaux, matrices animales), l'air a certaines spécificités :

- les substances s'y déplacent vite (avec les masses d'air) et peuvent réagir rapidement à partir de leurs émissions à l'atmosphère entraînant des transformations physiques (gaz ↔ particules) ou chimiques (photochimie, oxydation…) qui peuvent être importantes. Cette sensibilité est caractérisée par la demi-vie des substances et devra être bien documentée afin de préciser quelles formes chimiques et surtout physiques des substances seront recherchées ;

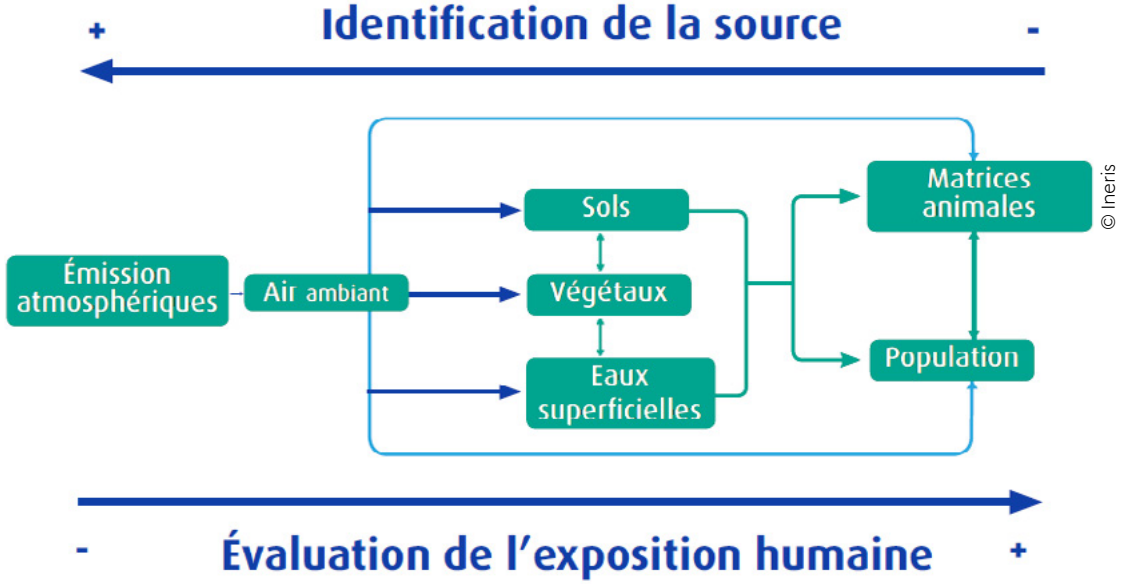
- les masses d'air peuvent venir de loin et les substances gazeuses ou particulaires transportées également (ex. : sable du Sahara), ce qui rend nécessaire la caractérisation de l'environnement local témoin lors des campagnes de mesure ;

- il s'agit du premier compartiment de transfert des émissions atmosphériques d'une installation et il offre des alternatives intéressantes au regard de l'antagonisme qui peut exister entre « identification de la source » et « évaluation de l'exposition humaine » lors du choix d'une matrice de surveillance environnementale des milieux (Figure 65) ;

plus on s'approche des milieux d'exposition (ingestion de légumes, fruits, matrices animales consommées localement par les populations[97] : bol alimentaire, ou inhalation d'air intérieur des habitations/bureaux), plus on peut évaluer précisément leur niveau d'exposition réel. Mais, plus on s'éloigne de la source d'émission atmosphérique, plus on prend le risque d'une possible ambiguïté quant à l'attribution de l'origine d'une éventuelle contamination de ces matrices. Ceci provient du nombre croissant d'interactions entre les compartiments environnementaux dans la chaîne de transfert et du possible impact direct ou indirect de sources exogènes ou historiques dans ceux-ci ;

[97] Dans le cas particulier d'un scénario d'exposition avec des jeunes enfants ingérant directement des sols de surfaces, cette matrice pourra être retenue.

Figure 65 : Difficultés d'interprétation du signal observé en fonction du choix de la matrice environnementale et des objectifs.



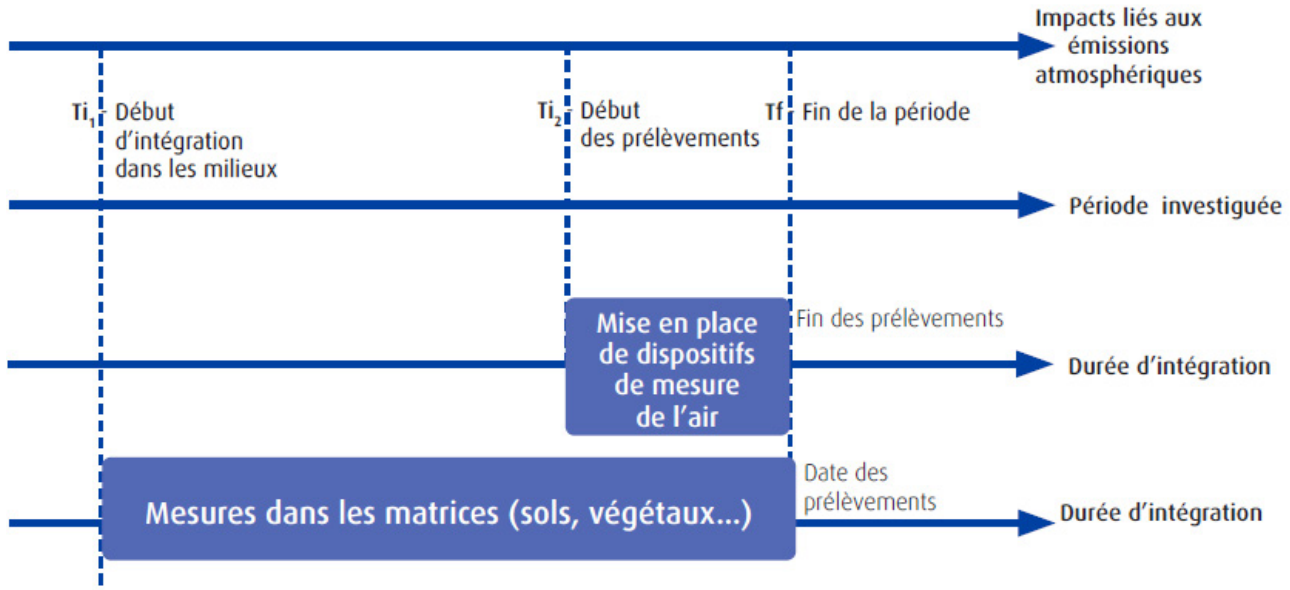
- les masses d'air ambiant étant continuellement renouvelées en un point, on ne peut pas y mesurer la trace d'une éventuelle pollution historique locale antérieure à la période de prélèvement[98]. La mise en place d'un dispositif de mesure dans l'environnement permet de maîtriser la durée d'échantillonnage, de réaliser des photographies de la situation actuelle avec une résolution temporelle contrôlée de quelques minutes à un mois et de garantir l'absence de marquage des pièges exposés.

  Cependant, ces méthodes nécessitant la mise en place de matériel spécifique, les périodes d'échantillonnage sont relativement courtes (1 à 30 jours) et la transposition des résultats sur le long terme doit être prudente afin de ne pas donner un poids trop important à des conditions de dispersion/fonctionnement ponctuelles.

Ces caractéristiques en termes de représentativité temporelle sont également des points de différence majeurs avec les compartiments environnementaux dits « accumulateurs » qui sont eux exposés : en permanence dans l'environnement[99] ; de manière non contrôlée ; et avec une rémanence variable du signal environnemental en fonction des matrices et des polluants.

[98] Dans certains cas, le dégazage et/ou les ré-envols de particules de sols pollués par le passé peut constituer une part des entrants.
[99] Modulo les cultures aériennes ou les feuillages caduques qui, au regard de la seule contribution des retombées atmosphériques, offrent un nouveau support d'intégration à chaque nouvelle récolte ou saison.

Figure 66 : Représentativités temporelles de différentes matrices environnementales.



Ti_1 : Souvent inconnu. Fonction des cinétiques d'accumulation et de déplétion d'une substance dans une matrice donnée. Peut être bornée par des valeurs antérieures obtenues dans les mêmes matrices au même point.

© Ineris

La détection sur le court terme d'un marquage de ces matrices environnementales accumulatrices par des retombées atmosphériques de faible intensité est difficile. Hors situation accidentelle, les résultats de mesure sont plutôt représentatifs d'une exposition sur le long terme aux dépôts atmosphériques. Il y a peu de risques de « surinterpréter » des phénomènes de fréquence et d'intensité faibles, car ils sont difficilement mis en évidence et lissés.

Les matrices *in situ* sont le seul recours si l'on souhaite documenter un impact lié à des émissions atmosphériques passées quand aucune surveillance de la qualité de l'air n'est mise en place dans l'environnement (ex. : stations fixes AASQA, surveillance en continu propre au site).

Dans ce contexte, les méthodes de biosurveillance[100] de la qualité de l'air par prélèvement *in situ* de lichen/mousse, pour dosage de certaines substances aéroportées qui s'y sont accumulées (ETM, PCCD/F, PCB, HAP), offrent une bonne alternative pour apprécier qualitativement les retombées atmosphériques lors d'événements passés. Leur sensibilité ne limite pas leur utilisation aux seuls cas d'émissions intenses, mais ces matrices peuvent également être utilisées à la suite de dysfonctionnements (hors surveillance environnementale en situation post-accidentelle, hors champ de ce guide, voir[101]). Aucun raccordement à des seuils d'effets sanitaires ne peut être envisagé avec ces techniques.

L'utilisation de matrices environnementales accumulatrices (sols, végétaux cultivés localement…) dans un plan de surveillance de l'impact des retombées atmosphériques est présentée dans un autre guide pour le cas de la surveillance imposée aux UIOM par l'article 30 de l'arrêté du 20 septembre 2002[102].

[100] À ne pas confondre ici avec le dosage d'une substance ou de ces produits de dégradation/transformation dans une matrice biologique d'organismes vivants : sang, urine, tissus corporels, sève…
[101] Caractérisation des émissions de polluants engendrées par l'incendie de 5 produits types. K. Tack / S. Pagnon (Ineris-DRC-09-93632-01522A) – Prochainement mis à jour.
[102] Guide de surveillance de l'impact sur l'environnement des émissions atmosphériques des installations d'incinération et de co-incinération de déchets non dangereux et de déchets d'activités de soins à risques infectieux. Ineris/BRGM (Ineris-DRC-13-136338-06193C).

Annexe 3 : Exigences en matière de surveillance de l'air autour des ICPE de l'arrêté du 2 février 1998 et des arrêtés sectoriels

Activité IC	Rubrique de classement IC	Texte réglementaire	Article	Seuils déclenchant la surveillance						
				Oxydes de soufre	Oxydes d'azote	Composés organiques	Pous-sières	Composés inorganiques gazeux du chlore	Chlorure d'hydrogène gazeux	Fluor et composés fluorés
Fluor et composés fluorés	Toutes les rubriques de la nomenclature exceptées celles ci-dessous.	AM du 02/02/98 (modifié par AM du 17/06/ 2014)	Article 63 (article 14)	200 kg/h	200 kg/h	150 kg/h ou 20 kg/h pour les sub-stances de l'annexe III	50 kg/h	50 kg/h	50 kg/h	25 kg/h
Industrie du verre et de la fibre minérale	2530 ; 2531	AM du 12/03/03	Article 76	200 kg/h	200 kg/h	150 kg/h	50 kg/h	50 kg/h		25 kg/h
Installation incinération et de co-incinération de déchets dangereux	167 ; 322	AM du 20/09/02	Article 31	Pas de seuil pour la mise en place d'un programme de surveillance de l'impact de l'installation sur son environnement. Ce programme concerne au moins les dioxines et les métaux.						
Installation incinération et de co-incinération de déchets non dangereux et des déchets de soins à risque infectieux	167 ; 322	AM du 20/09/02	Article 30	Pas de seuil pour la mise en place d'un programme de surveillance de l'impact de l'installation sur son environnement. Ce programme concerne au moins les dioxines et les métaux.						
Installation de traitement de cadavres, des déchets ou des sous-produits d'origine animale	2730	AM du 12/02/03 (modifié par AM du 25/04/08)	Article 49 (article 8)	200 kg/h	200 kg/h	150 kg/h	50 kg/h	50 kg/h	50 kg/h	25 kg/h

© Ineris

Activité IC	Seuils déclenchant la surveillance (suite)						
	Cadmium, mercure et leurs composés	Cadmium, mercure, thallium et leurs composés	Arsenic, sélénium, tellure et leurs composés	Arsenic, cobalt, nickel, sélénium et leurs composés	Plomb et ses composés	Antimoine, chrome, cobalt, cuivre, étain, manganèse, nickel, vanadium, zinc et leurs composés	Antimoine, chrome total, cuivre, étain, manganèse, vanadium et leurs composés
Toutes	10 g/h (exprimés en Cd + Hg)		50 g/h (exprimés en As + Se + Te)		100 g/h (exprimés en Pb)	500 g/h (exprimés en Sb + Cr + Co + Cu + Sn + Mn + Ni + V + Zn) (dans le cas d'installations de combustion consommant du fuel lourd cette valeur est portée à 2 000 g/h).	10 g/h (exprimés en Cd + Hg)
Industrie du verre et de la fibre minérale		10 g/h (exprimés en Cd + Hg + Tl)		50 g/h (exprimés en As + Co + Ni + Se)	100 g/h (exprimés en Pb)		100 g/h (exprimés en Sb + Cr + Cu + Sn + Mn + V)
Installation incinération et de co-incinération de déchets dangereux	Pas de seuil pour la mise en place d'un programme de surveillance de l'impact de l'installation sur son environnement. Ce programme concerne au moins les dioxines et les métaux.						
Installation incinération et de co-incinération de déchets non dangereux et des déchets de soins à risque infectieux	Pas de seuil pour la mise en place d'un programme de surveillance de l'impact de l'installation sur son environnement. Ce programme concerne au moins les dioxines et les métaux.						
Installation de traitement de cadavres, des déchets ou des sous-produits d'origine animale					100 g/h (exprimés en Pb)	500 g/h (exprimés en Sb + Cr + Co + Cu + Sn + Mn + Ni +V + Zn) (dans le cas d'installations de combustion consommant du fuel lourd cette valeur est portée à 2 000 g/h).	

© Ineris

Activité IC	Rubrique de classement IC	Texte régle-mentaire	Article	Fréquence définie	Qualité de l'air ambiant : méthode de prélèvement, mesure et analyse			
					CO	SO_2	NOx	Hydrocarbures totaux
					NF EN 14626	NF EN 14212 NF X 43 013	NF EN 14211 NF EN 16913 NF X 43 009	XP CEN/TS 16645
Toutes	Toutes les rubriques de la nomenclature à l'exception des rubriques citées en bas de page.	AM du 02/02/98 (modifié par AM du 17/06/2014)	Article 63 (article 14)	Aucune	X	X	X	X
Industrie du verre et de la fibre minérale	2530 ; 2531	AM du 12/03/03	Article 76	Aucune	X	X	X	X
Installation incinération et de co-incinération de déchets dangereux	167 ; 322	AM du 20/09/02	Article 31	- Avant la mise en service de l'installation (point zéro). - Dans un délai compris entre 3 et 6 mois après la mise en service de l'installation. - Après la période initiale, selon une fréquence au moins annuelle.				
Installation incinération et de co-incinération de déchets non dangereux et des déchets de soins à risque infectieux	167 ; 322	AM du 20/09/02	Article 30	- Avant la mise en service de l'installation (point zéro). - Dans un délai compris entre 3 et 6 mois après la mise en service de l'installation. - Après la période initiale, selon une fréquence au moins annuelle.				
Installation de traitement de cadavres, des déchets ou des sous-produits d'origine animale	2730	Article 49 (article 8)	Article 49 (article 8)	Aucune	Pour la mise en œuvre du programme de surveillance, les méthodes utilisées sont les méthodes de référence normalisées. L'arrêté d'autorisation peut prévoir d'autres méthodes lorsque les résultats obtenus sont équivalents à ceux fournis par les méthodes de référence. De même, il peut prévoir le remplacement de certaines mesures de surveillance par suivi d'un paramètre représentatif du polluant ou par toute autre méthode équivalente. Lorsque des méthodes autres que celles de référence sont utilisées, des mesures de contrôle et d'étalonnage sont réalisées périodiquement, à une fréquence fixée en accord avec l'inspection des installations classées, par un organisme extérieur compétent.			

© Ineris

Activité IC	Qualité de l'air ambiant : méthode de prélèvement, mesure et analyse (suite)						Émissions diffuses comprises dans les seuils	Mesure et enregistrement météorologiques
	Odeurs	O_3	Poussières	Pb	ETM NF EN 14902 NF EN 15841 NF EN 15853	PCDD/F		
	NF EN 16841	NF EN 14625	NF EN 16450 NF EN 12341	NF EN 14902				
Toutes	X	X	X	X			X	X
Industrie du verre et de la fibre minérale	X	X	X	X			X	
Industrie papetière	X	X	X	X			X	X
Installation de combustion - chaudière							X	X
Installation incinération et de co-incinération de déchets dangereux					X	X		
Installation incinération et de co-incinération de déchets non dangereux et des déchets de soins à risque infectieux					X	X		
Installation de traitement de cadavres, des déchets ou des sous-produits d'origine animale	Pour la mise en œuvre du programme de surveillance, les méthodes utilisées sont les méthodes de référence normalisées. L'arrêté d'autorisation peut prévoir d'autres méthodes lorsque les résultats obtenus sont équivalents à ceux fournis par les méthodes de référence. De même, il peut prévoir le remplacement de certaines mesures de surveillance par suivi d'un paramètre représentatif du polluant ou par toute autre méthode équivalente. Lorsque des méthodes autres que celles de référence sont utilisées, des mesures de contrôle et d'étalonnage sont réalisées périodiquement, à une fréquence fixée en accord avec l'inspection des installations classées, par un organisme extérieur compétent.						X	

© Ineris

Annexe 4 : Objectifs de qualité des données minimales à respecter pour la surveillance réglementaire de la qualité de l'air – Détail par substance

Conformément à l'arrêté du 16 avril 2021 relatif au dispositif national de surveillance de la qualité de l'air ambiant :

	SO_2, NO_2, NOx, CO	C_6H_6	PM_{10}, $PM_{2,5}$ et Pb	O_3, NO et NO_2 (en tant que précurseurs d'ozone)
Mesures fixes[104]				
Incertitude	15 %	25 %	50%	15 %
Saisie minimale de données	90 %	90 %	90 %	90 % en été 75 % en hiver
Période minimale				
- sites urbains de fond et sous influence du trafic routier	-	35 %[105]	-	-
- sites sous influence industrielle	-	90%	-	-
Mesures indicatives				
Incertitude	25 %	30 %	50%	30 %
Saisie minimale de données	90 %	90 %	90 %	90 %
Période minimale	14 %[106]	14 %[107]	14 %[107]	> 10 % en été[108]

© Ineris

	Benzo[a] pyrène	Arsenic, cadmium et nickel	HAP autres que le benzo[a]pyrène, mercure gazeux total	Dépôt total
Incertitude				
- Mesures fixes et indicatives	50 %	40 %	50%	70 %
- Modélisation	60 %	60 %	60 %	60 %
Saisie minimale de données	90 %	90 %	90 %	90 %
Période minimale				
- Mesures fixes[109]	33 %	50 %		
- Mesures Indicatives[110]	14 %	14 %	14 %	33 %

© Ineris

[103] Si des mesures aléatoires sont utilisées pour évaluer les exigences liées à la valeur limite applicable aux PM_{10}, se reporter à la directive.
[104] Réparti sur l'année pour être représentatif des diverses conditions de climat et de trafic.
[105] Une mesure aléatoire par semaine, répartie uniformément sur l'année, ou huit semaines réparties uniformément sur l'année.
[106] Une mesure journalière aléatoire par semaine, répartie uniformément sur l'année, ou huit semaines réparties uniformément sur l'année.
[107] Les mesures indicatives sont des mesures effectuées avec une régularité réduite mais qui correspondent aux autres objectifs en matière de qualité des données.
[108] Réparties sur l'année pour être représentatives des diverses conditions climatiques et activités anthropiques.
[109] Le pourcentage de vent d'origine de secteur 10° (± 10°) est de 12 % sur l'année, 25 % au printemps, et 27 % sur le mois d'avril (v < 1,5 m/s exclus).
[110] Dans cet exemple, on notera une différence de 10 à 20° entre les axes de dispersion majoritaires modélisés et ceux estimés à partir de l'étude de la rose des vents et, parfois, une différence de ± 1 mois dans les extrema. L'étude des données métrologiques comme outils de détermination des axes et périodes d'échantillonnage doit donc être réservée aux cas particuliers décrits.

Annexe 5 : Influence de la météorologie locale – Effets liés à une topographie particulière du site

Influence de la météorologie locale

Vitesse du vent

Dans la plupart des conditions météorologiques, la concentration d'un polluant sous le vent d'une source d'émission est inversement proportionnelle à la vitesse du vent. Une faible vitesse de vent est souvent associée à une faible dispersion et donc à un cas pénalisant en termes de dispersion.

La volatilisation des polluants contenus dans des sources liquides est directement proportionnelle à la vitesse du vent.

Direction du vent

La direction du vent détermine la direction suivant laquelle un polluant va être dispersé dans l'atmosphère. Des changements fréquents de la direction du vent augmentent la dispersion (la dilution) des polluants. Des faibles vents soufflant dans une direction constante (canalisation par une vallée) représentent des situations pénalisantes en termes de dispersion.

La nuit, en présence d'un vent très faible, le panache de dispersion peut suivre la morphologie du terrain. Une large rivière peut canaliser localement la direction du vent.

Température

Les fortes températures vont augmenter la volatilisation des composés organiques ainsi que le niveau d'émission initial des polluants gazeux. En effet, une masse d'air s'élève tant qu'elle est plus chaude que la masse d'air environnante.

La température d'émission du polluant est un facteur déterminant pour sa dispersion. Si un polluant gazeux a une température plus importante que l'air ambiant, il continuera son ascension au-delà de son point d'émission, puis en se refroidissant il va redescendre.

Dans le cas contraire, le polluant « tombera » au sol et se dispersera en restant proche du sol et le cas échéant restera piégé dans des dépressions (vallée, canyon…).

En situation classique, la température décroît avec l'altitude. Cependant, il peut arriver que ce gradient s'inverse jusqu'à une certaine altitude. En dessous de cette couche d'inversion, les conditions atmosphériques sont stables. La hauteur de cette couche varie de quelques mètres à plusieurs centaines de mètres. Si les polluants sont émis à l'intérieur de cette couche et qu'il n'y a pas de vent, ils vont rester prisonniers et leur concentration va augmenter dans des proportions importantes (faible brassage vertical).

Précipitations

L'efficacité du phénomène de lessivage par les précipitations va dépendre de l'intensité et de la durée des précipitations et des propriétés physico-chimiques des polluants.

Pression atmosphérique

Hormis l'augmentation des transferts sol-air des gaz contenus dans les sols, l'influence de la pression atmosphérique est faible.

Stabilité atmosphérique

Dans l'air, si le transport horizontal des polluants est en grande partie régi par le champ de vent, leur transport vertical dans les différentes couches de la troposphère est, quant à lui, fortement lié à la stabilité atmosphérique. Celle-ci joue donc un rôle important dans la dispersion des polluants gazeux et particulaires dans les couches basses de la troposphère (couche limite atmosphérique).

Une atmosphère dite « instable » permettra l'élévation thermique des polluants gazeux et particulaires des couches basses de la troposphère vers les couches plus hautes. Elle va favoriser la dispersion des polluants.

Au contraire, dans le cas d'une atmosphère dite « stable », le brassage vertical des couches basses de la troposphère est ralenti et les polluants atmosphériques tendent alors à s'accumuler dans les couches troposphériques basses à proximité du sol. Elle limite la dispersion des polluants.

D'un point de vue météorologique et en simplifiant, dans le cas d'une atmosphère stable, on retrouve des nuages en couche, ou un ciel dégagé et une situation anticyclonique.

L'instabilité atmosphérique est, quant à elle, caractérisée par des nuages à développement verticaux (gros cumulus, cumulonimbus), un temps à grains, des averses et des rafales de vents.

Effets liés à une topographie particulière du site

La topographie du terrain peut entraîner des phénomènes qui perturbent la dispersion des polluants atmosphériques.

Effet de vallée

La nuit, l'air situé à proximité des flancs de vallée descend. Cet écoulement perpendiculaire à l'axe de la vallée peut entraîner une concentration des polluants en fond de vallée. Conjugué avec une stabilité importante de l'atmosphère et une couche d'inversion, ce phénomène peut entraîner des polluants sur de très longues distances sans dilution. Le jour, par temps ensoleillé, le phénomène inverse se produit et des écoulements ascendants apparaissent le long des flancs de vallées. Ces phénomènes locaux ne sont significatifs que lorsque les vents d'altitude sont faibles. Une des conséquences de ce phénomène peut également être de ramener dans la vallée, la nuit, la pollution évacuée dans la journée.

Les vallées étant naturellement protégées du vent, des inversions de températures se produisent régulièrement. Elles ont souvent de faibles hauteurs. Dans le cas de vent faible et non dirigé perpendiculairement à l'axe de la vallée, il est possible que les vents d'altitudes soient canalisés par la vallée. Dans ce cas, les vents de haut et de fond de vallée ont des orientations différentes.

Effet des côtes

À proximité de la mer ou d'un lac de surface importante, des brises peuvent se former. En été, par ciel dégagé et vents faibles, un vent de mer s'installe. La nuit, le phénomène s'inverse et un vent de terre apparaît. Cette inversion provoque à un changement d'orientation du vent de 180° et peut donc inverser l'affectation d'un point de prélèvement (inversion au vent/sous le vent).

Ces phénomènes sont importants lorsqu'il existe une forte différence thermique entre l'eau et le sol (printemps et début de l'été). Ces brises peuvent pénétrer entre 8 à 16 km à l'intérieur des terres, elles ont cependant un rayon d'action moyen inférieur à 1 à 2 km.

Ces brises étant cycliques, les polluants peuvent s'accumuler sous le vent de la brise, mais ne jamais atteindre des niveaux d'accumulation comparables à ceux obtenus avec d'autres situations de dispersion pénalisantes.

Collines

En présence de conditions atmosphériques stables, les masses d'air vont lentement contourner les flancs d'une colline. Le versant faisant face à la direction de dispersion sera le plus exposé.

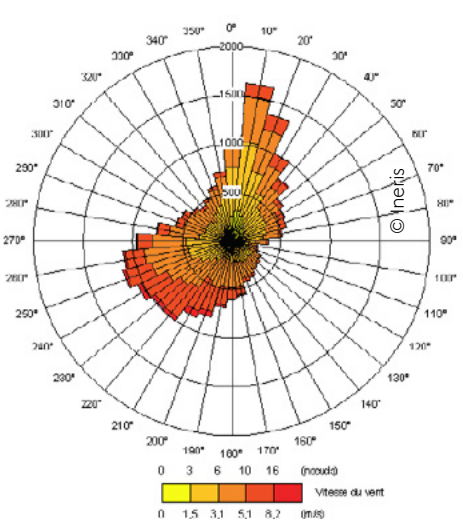
Cette exposition sera accentuée dans le cas où ce versant est dans l'axe de dispersion d'un panache d'une cheminée ou si elle se trouve sous l'intersection avec une couche d'inversion. Dans des conditions instables, les masses d'air vont tenter de passer au-dessus de la colline et les polluants peuvent s'accumuler dans la zone de turbulence existant sur le versant sous le vent de la colline. La zone d'influence d'un relief atteint 1/3 de sa hauteur pour un relief isolé et de 4 à 5 fois la hauteur moyenne pour une chaîne de montagnes.

Effets des bâtiments

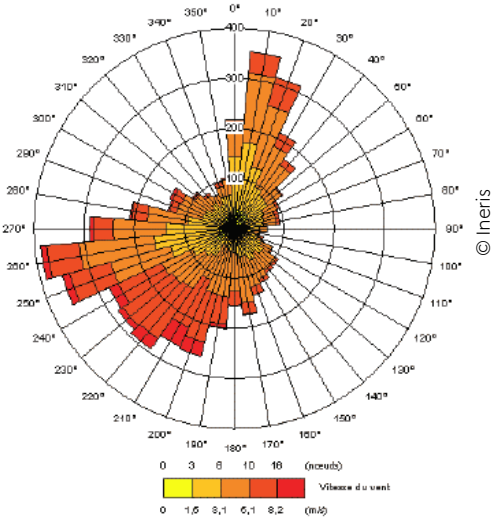
Les bâtiments de grandes dimensions peuvent provoquer un rabattement du panache au sol dans la zone de turbulence qui se crée sous le vent du bâtiment. En amont de cette zone se forme une cavité dans laquelle l'air est en circulation fermée. La longueur de cette cavité dépend des dimensions du bâtiment, elle est égale à environ 2,5 fois la hauteur d'un bâtiment cubique et atteint un maximum de 10 fois la hauteur dans le cas d'un bâtiment de grande largeur et de faible hauteur. Ces effets ne sont significatifs que lorsque le bâtiment est situé à une distance inférieure à 5 fois la hauteur de la cheminée et que la hauteur de la cheminée est inférieure à 2,5 fois la hauteur du bâtiment.

Annexe 6 : Exemples de roses des vents et pluies saisonnières

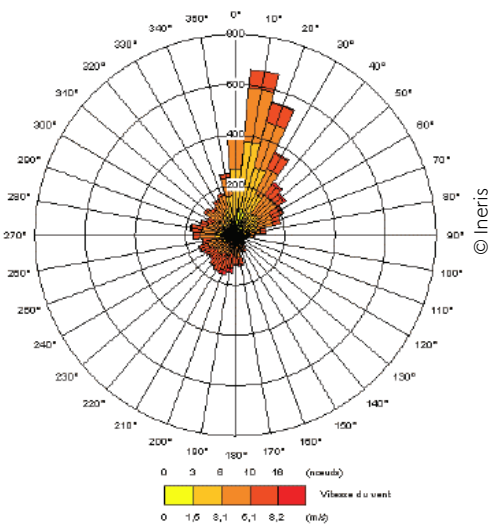
Rose des vents annuelle



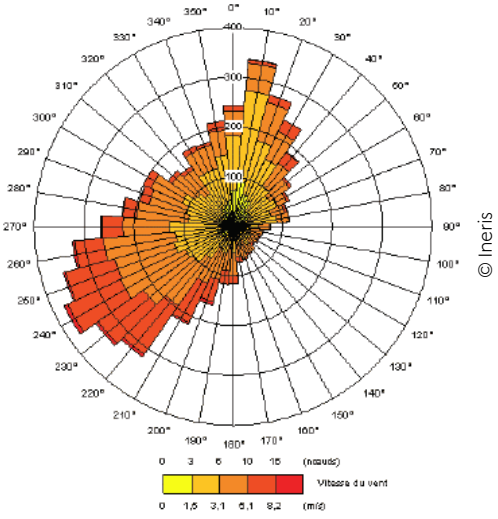
Roses des vents saisonnières associées



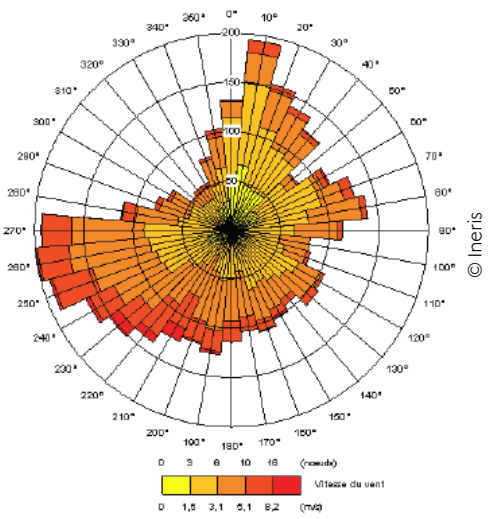
Hiver



Printemps

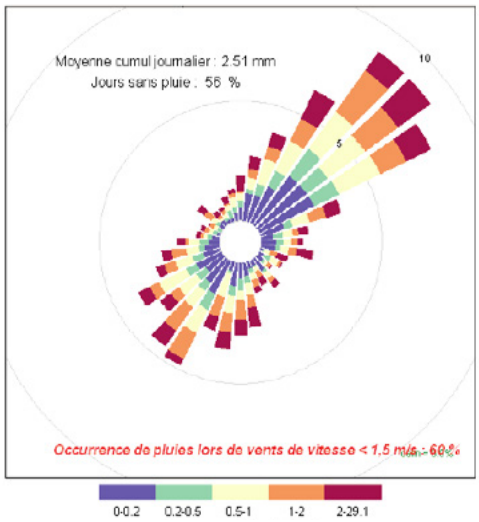


Été



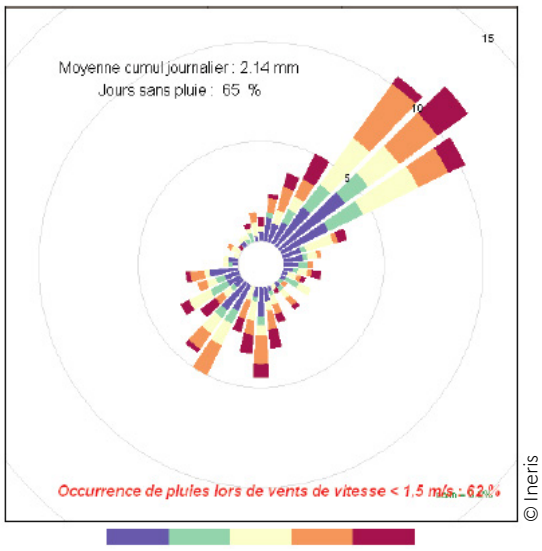
Automne

Rose des pluies annuelle



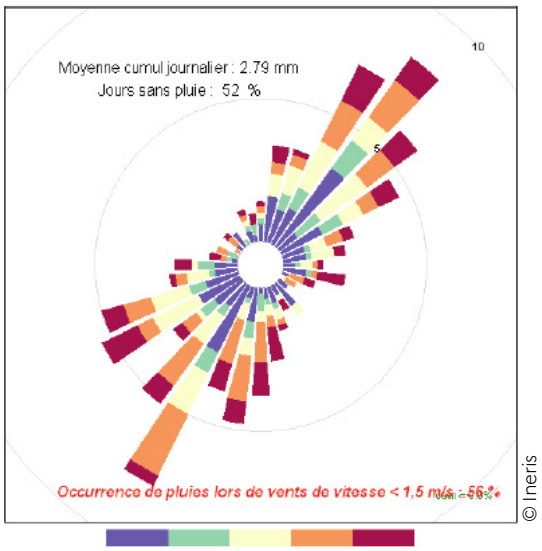
© Ineris

Roses des pluies saisonnières associées



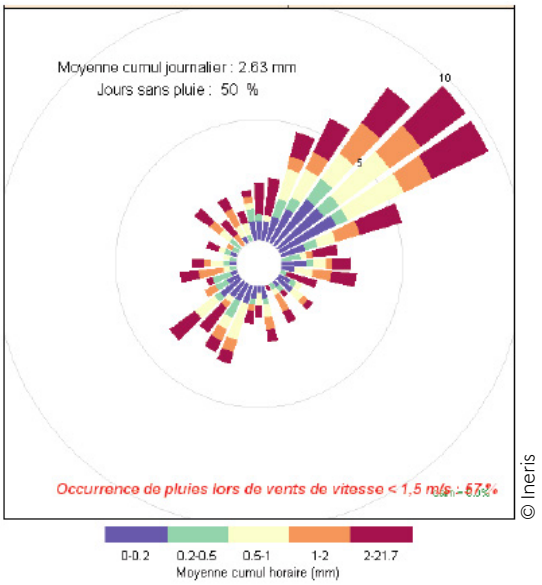
© Ineris

Hiver



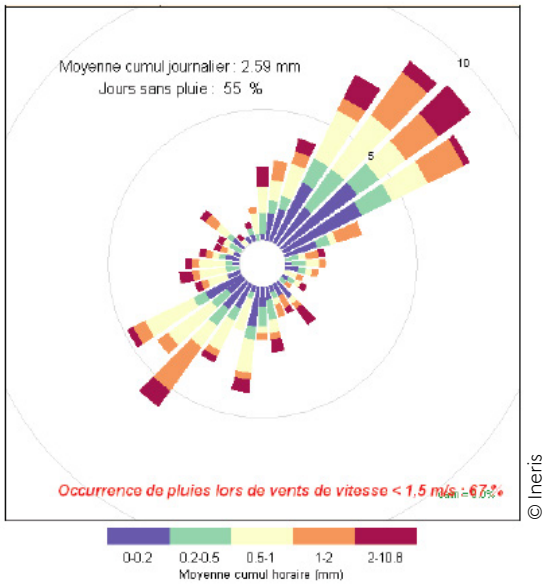
© Ineris

Printemps



© Ineris

Été



© Ineris

Automne

Annexe 7 : Exemple d'identification des points de prélèvement et des périodes de mesure

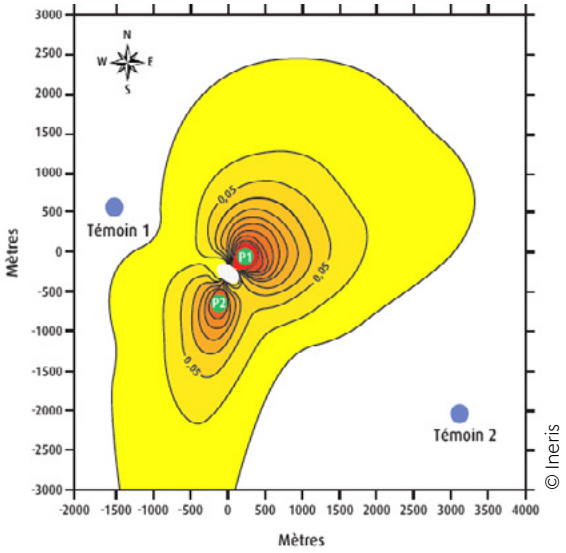
Utilisation des sorties de modélisation

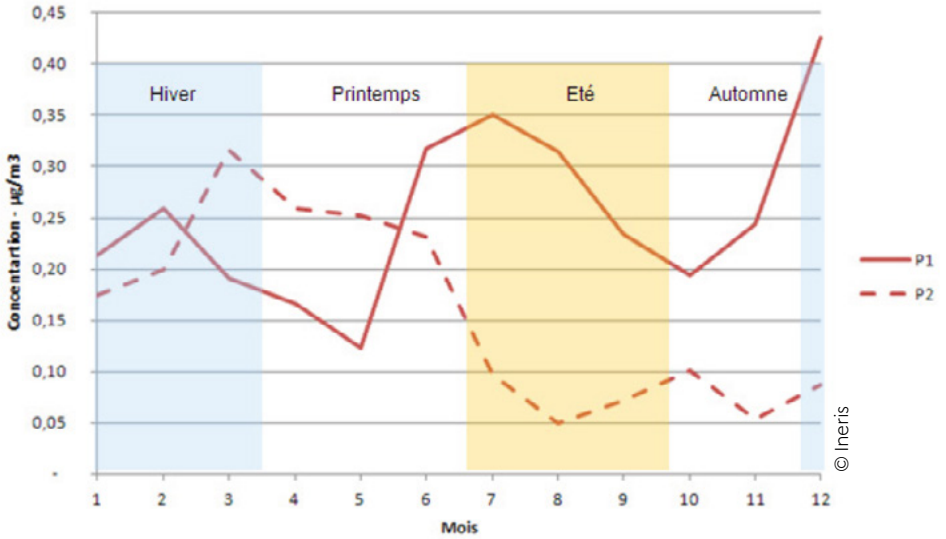
Identification des zones d'échantillonnage

La hiérarchisation des zones de retombées atmosphériques (concentrations) de l'émission canalisée d'une installation en fonctionnement normal obtenue par modélisation (en moyenne annuelle sur trois années) permet d'identifier deux zones de retombées maximales (P1 et P2). Elle permet d'identifier également les zones *a priori* non impactées par le site (Témoins 1 et 2).

Identification des périodes d'échantillonnage

L'étude des moyennes mensuelles des concentrations modélisées sur les trois années montre que les concentrations sont en moyenne les plus importantes au point P1 de juin à février et au point P2 de mars à juin. Ces périodes seront à privilégier pour l'échantillonnage.



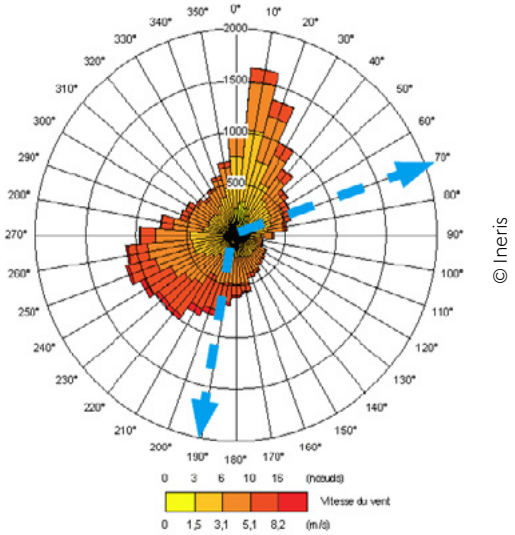


Cet exemple montre que la pratique qui consiste à réaliser une campagne de mesure l'été et l'hiver peut se révéler imprécise et parfois fausse.

Utilisation des données météorologiques

Identification des directions d'échantillonnage

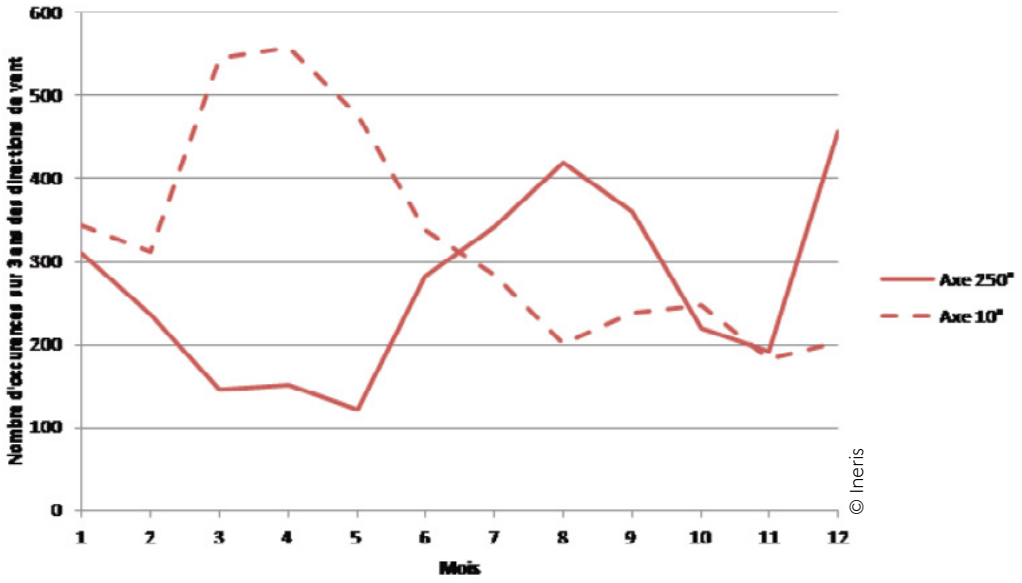
L'analyse de la rose des vents annuelle permet d'identifier les axes 190° et 70° comme axe d'échantillonnage (axe sous le vent du site – flèches pointillées bleues). Ils correspondront respectivement aux directions des vents dominants (provenant des directions 10° et 250°).



© Ineris

Identification des périodes d'échantillonnage

L'analyse des données horaires météorologiques sur trois années montre que les vents proviennent le plus fréquemment (à ± 10° près) de l'axe 10° au printemps[109] et de l'axe 250° en été, puis en décembre sur les directions des vents recherchées (10° et 250°). Ces périodes seront à privilégier pour l'échantillonnage[110].



© Ineris

Annexe 8 : Liste des guides AFNOR pour l'estimation des incertitudes pour la métrologie de l'air ambiant

FD X43-070-1 – Qualité de l'air – *Guide pratique pour l'estimation de l'incertitude de mesure des concentrations en polluants dans l'air ambiant* – Partie 1 : généralités (2018).

FD X43-070-2 – Qualité de l'air – *Guide pratique pour l'estimation de l'incertitude de mesure des concentrations en polluants dans l'air ambiant* – Partie 2 : estimation des incertitudes sur les mesurages automatiques de SO_2, NO, NOx, NO_2, O_3 et CO réalisés sur site (2015).

FD X43-070-3 – Qualité de l'air – *Guide pratique pour l'estimation de l'incertitude de mesure des concentrations en polluants dans l'air ambiant* – Partie 3 : estimation des incertitudes sur les mesurages de benzène réalisés sur site par tube à diffusion suivis d'une désorption thermique et d'une analyse chromatographique en phase gazeuse (2008).

FD X43-070-4 – Qualité de l'air – *Guide pratique pour l'estimation de l'incertitude de mesure des concentrations en polluants dans l'air ambiant* – Partie 4 : estimation des incertitudes sur les mesurages de dioxyde d'azote réalisés sur site par tube à diffusion suivis d'une analyse spectrophotométrique en laboratoire (2008).

FD X43-070-5 – Qualité de l'air – *Guide pratique pour l'estimation de l'incertitude de mesure des concentrations en polluants dans l'air ambiant* – Partie 5 : estimation des incertitudes sur les mesurages de benzène réalisés sur site par pompage suivis d'une désorption thermique et d'une analyse chromatographique en phase gazeuse (2008).

FD X43-070-6 – Qualité de l'air – *Guide pratique pour l'estimation de l'incertitude de mesure des concentrations en polluants dans l'air ambiant* – Partie 6 : estimation des incertitudes sur les concentrations massiques de particules mesurées en automatique (2019).

FD X43-070-7 – Qualité de l'air – *Guide pratique pour l'estimation de l'incertitude de mesure des concentrations en polluants dans l'air ambiant* – Partie 7 : estimation des incertitudes sur les mesurages de B[a]P réalisés sur site dans la fraction PM_{10} (2011).

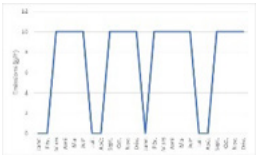
FD X43-070-8 – Qualité de l'air – *Guide pratique pour l'estimation de l'incertitude de mesure des concentrations en polluants dans l'air ambiant* – Partie 8 : estimation des incertitudes sur les mesurages de plomb, cadmium, arsenic et nickel réalisés sur site dans la fraction PM_{10} (2011).

Annexe 9 : Études de cas

Étude de cas n° 1 : émission canalisée de composés exclusivement gazeux (COV, BTEX, NO_2, SO_2, NO, etc.)

Description du site d'étude

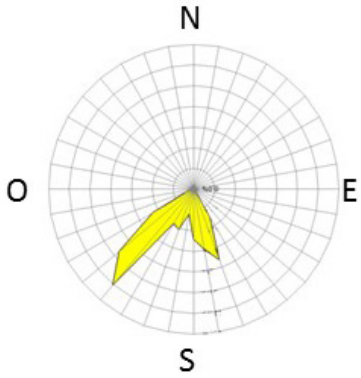
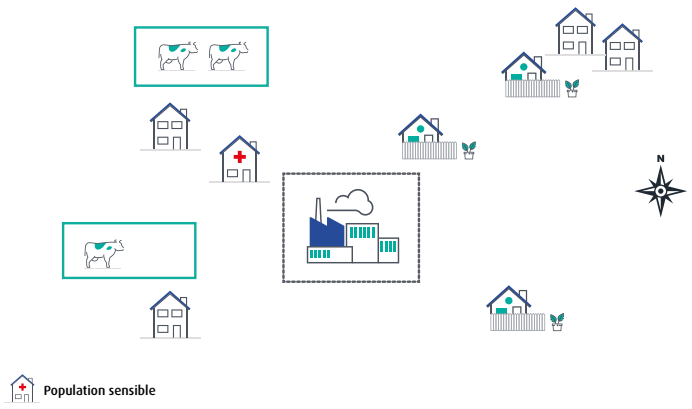
Caractéristiques des émissions atmosphériques — *Chapitre 6.1*

Nombre de sources d'émission :	1		
Par source d'émission			
Type d'émission : Canalisée ☒ Diffuse ☐		Nature : Gazeuse ☒ Particulaire ☐	
Paramètres d'émission :	Hauteur : 20 m	Vitesse : ND* $m.s^{-1}$	Température : ND* °C
Description incluant les variations sur l'année :	Usine générant des émissions canalisées de composés gazeux. La production de l'usine se fait par batch entraînant un régime d'émission stationnaire, arrêt d'usine en janvier et juillet. 		Granulométrie : NP*

*ND : Non déterminée ; NP : Non pertinent

© Ineris

Caractéristiques de la zone d'étude — *Chapitre 6.2*

Météorologie locale	Occupation des sols
Construction de la rose des vents	Typologie des zones : Urbain ☐ Périurbain ☐ Rural ☒
	

© Ineris

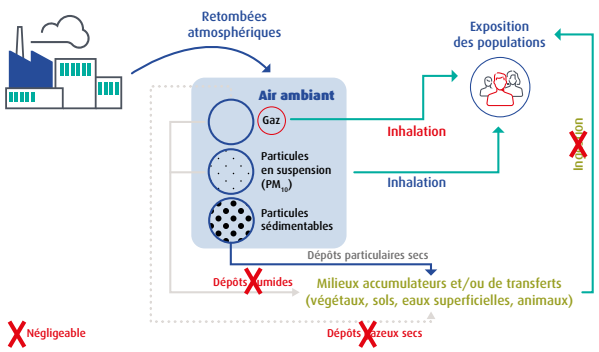
Choix des substances et identification des milieux de transfert

Chapitre 7

Le composé gazeux rejeté est le xylène ($(CH_3)_2$-C_6H_4), composé organique volatil aromatique.

Selon le schéma ci-contre, pour le **xylène**, la contamination se fait **majoritairement par inhalation**.

Ainsi, le **suivi** de ce composé sera réalisé uniquement à partir de mesures de **sa concentration dans l'air.**



© Ineris

Choix des méthodes de mesure

Chapitre 8

L'objet de cette étude est d'évaluer le risque chronique pour une émission canalisée de xylène en régime stationnaire et discontinu.	Déploiement des tubes passifs Mesures de paramètres météorologiques pendant la campagne de prélèvement

© Ineris

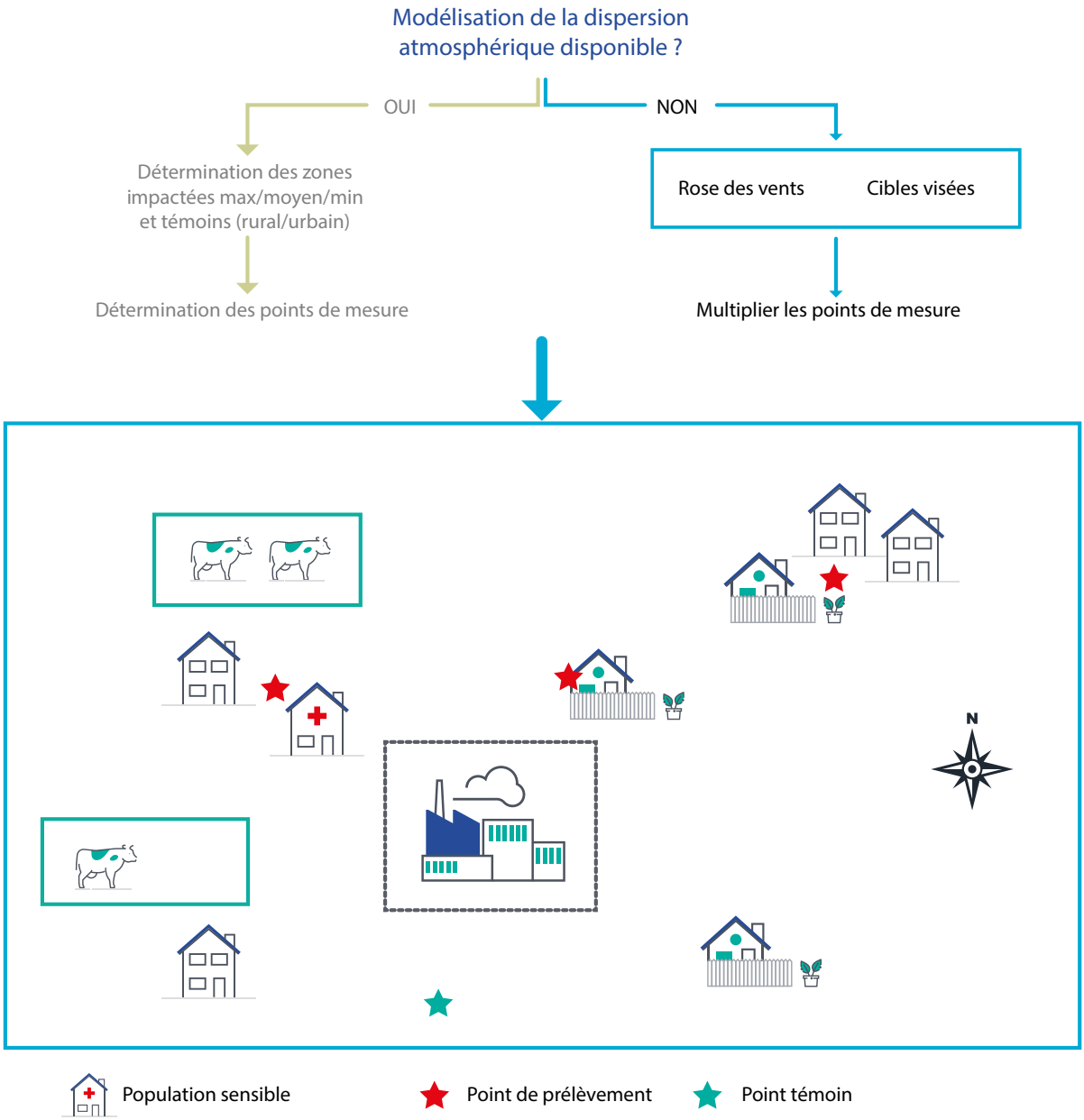
Choix des points de mesure

Chapitre 9

Détermination de la zone de retombée maximale

Le nombre de cibles étant limité et la technique de mesure simple à mettre en œuvre, la modélisation de la dispersion des émissions n'est pas obligatoire pour positionner les points de prélèvement. Ces points sont définis après étude de conditions météorologiques (rose des vents construite à partir de données historiques sur au moins 3 ans) et localisation des cibles.

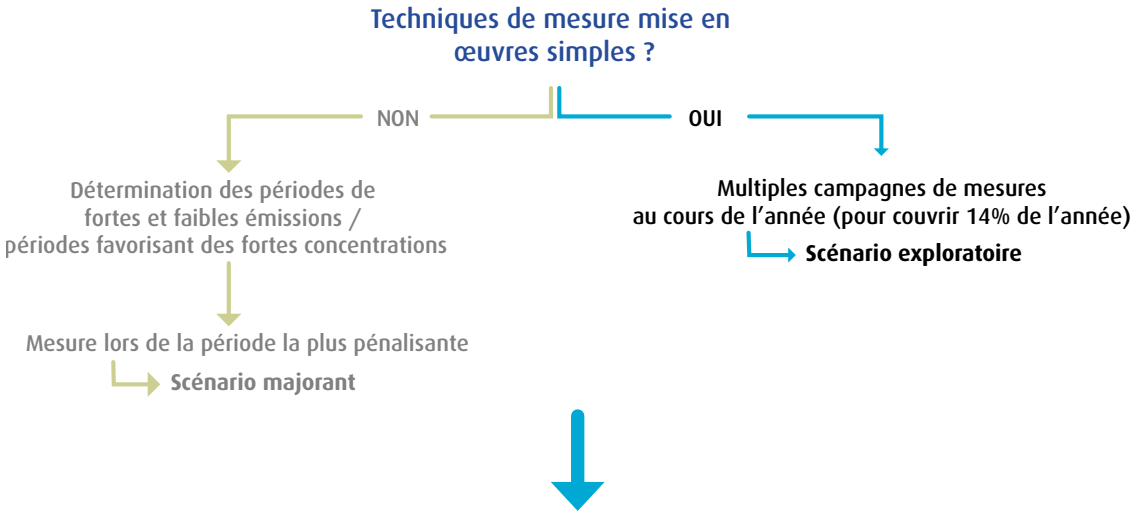
Dans notre cas, les points seront positionnés au niveau des trois zones d'habitations sous les vents de l'installation (2 directions privilégiées).



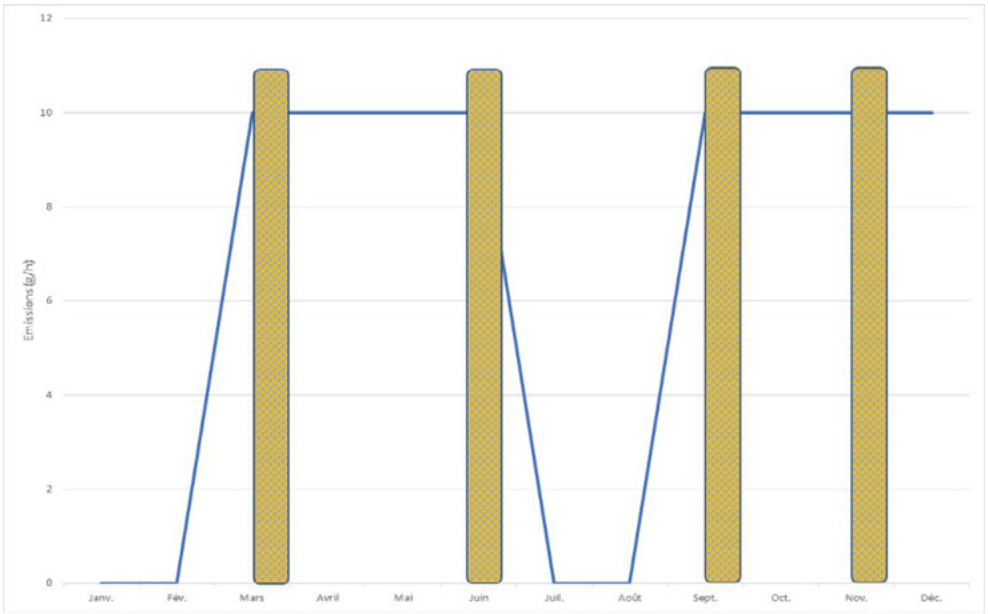
© Ineris

Dysfonctionnement ☐ Fonctionnement normal ☒

Les techniques de mesure sont simples à mettre en œuvre. Quatre campagnes peuvent être programmées afin de couvrir 14 % de l'année. Le choix des périodes de mesure est réalisé à partir de l'étude de l'activité du site (émissions) et des conditions météorologiques.



Quatre campagnes de 15 jours sont réparties dans l'année (au niveau de chaque saison) en évitant les périodes d'arrêt d'usine.



© Ineris

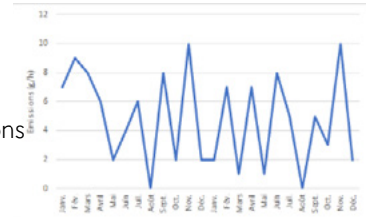
Période de prélèvement

Pour chaque campagne, à partir de la station météo sur site, confirmer les directions de vents privilégiées pour s'assurer que les points de prélèvement se situaient bien sous les vents de l'installation.

Étude de cas n° 2 : émission diffuse de composés exclusivement gazeux (BTEX, COV, etc.)

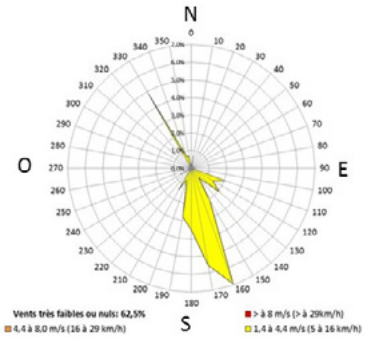
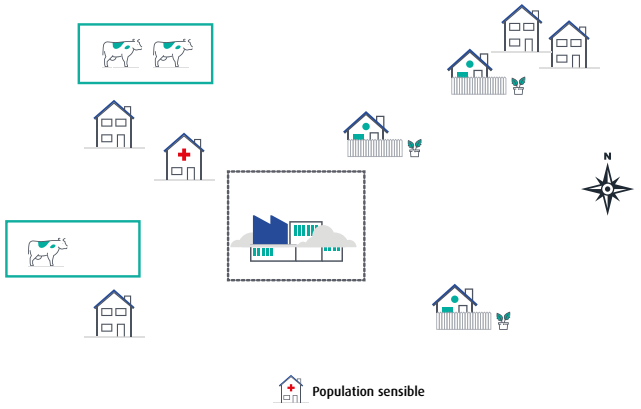
Description du site d'étude

Caractéristiques des émissions atmosphériques — *Chapitre 6.1*

Nombre de sources d'émission :	Multi-sources (tous les ouvrants)		
Par source d'émission			
Type d'émission : Canalisée ☐ Diffuse ☒		Nature : Gazeuse ☒ Particulaire ☐	
Paramètres d'émission :	Hauteur : 4 m	Vitesse : ND* m.s^{-1}	Température : Température ambiante
Description incluant les variations sur l'année :	Émissions diffuses par les ouvrants d'un bâtiment de production dont les dimensions sont : longueur 50 m, largeur 30 m, hauteur 4 m. Les émissions sont continues mais instables tout au long de l'année, arrêt d'usine en août. 		Granulométrie : NP*
*ND : Non déterminée ; NP : Non pertinent			

© Ineris

Caractéristiques de la zone d'étude — *Chapitre 6.2*

Météorologie locale	Occupation des sols
Construction de la rose des vents	Typologie des zones : Urbain ☐ Périurbain ☐ Rural ☒
	

© Ineris

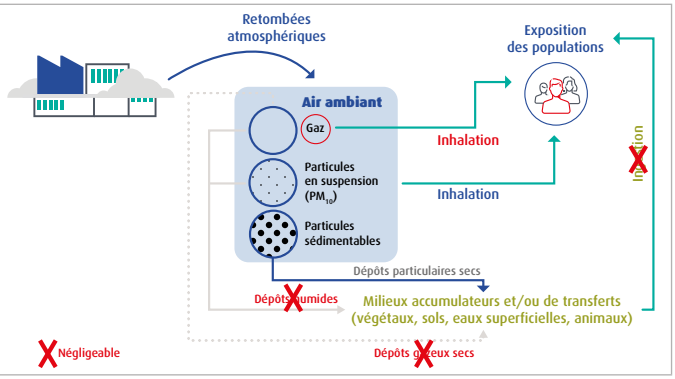
Choix des substances et identification des milieux de transfert

Chapitre 7

Le composé principalement analysé au niveau des ouvrants du bâtiment est le **toluène** (C_7H_8), composé organique volatil aromatique.

Selon le schéma ci-contre, pour le **toluène**, la contamination se fait **majoritairement par inhalation**.

Ainsi, le **suivi** de ce composé sera réalisé uniquement à partir de mesures de **sa concentration dans l'air**.



© Ineris

Choix des méthodes de mesure

Chapitre 8

L'objet de cette étude est d'évaluer le risque chronique pour une émission diffuse de toluène en régime instable mais continu.	Déploiement des tubes passifs Mesures de paramètres météorologiques pendant la campagne de prélèvement

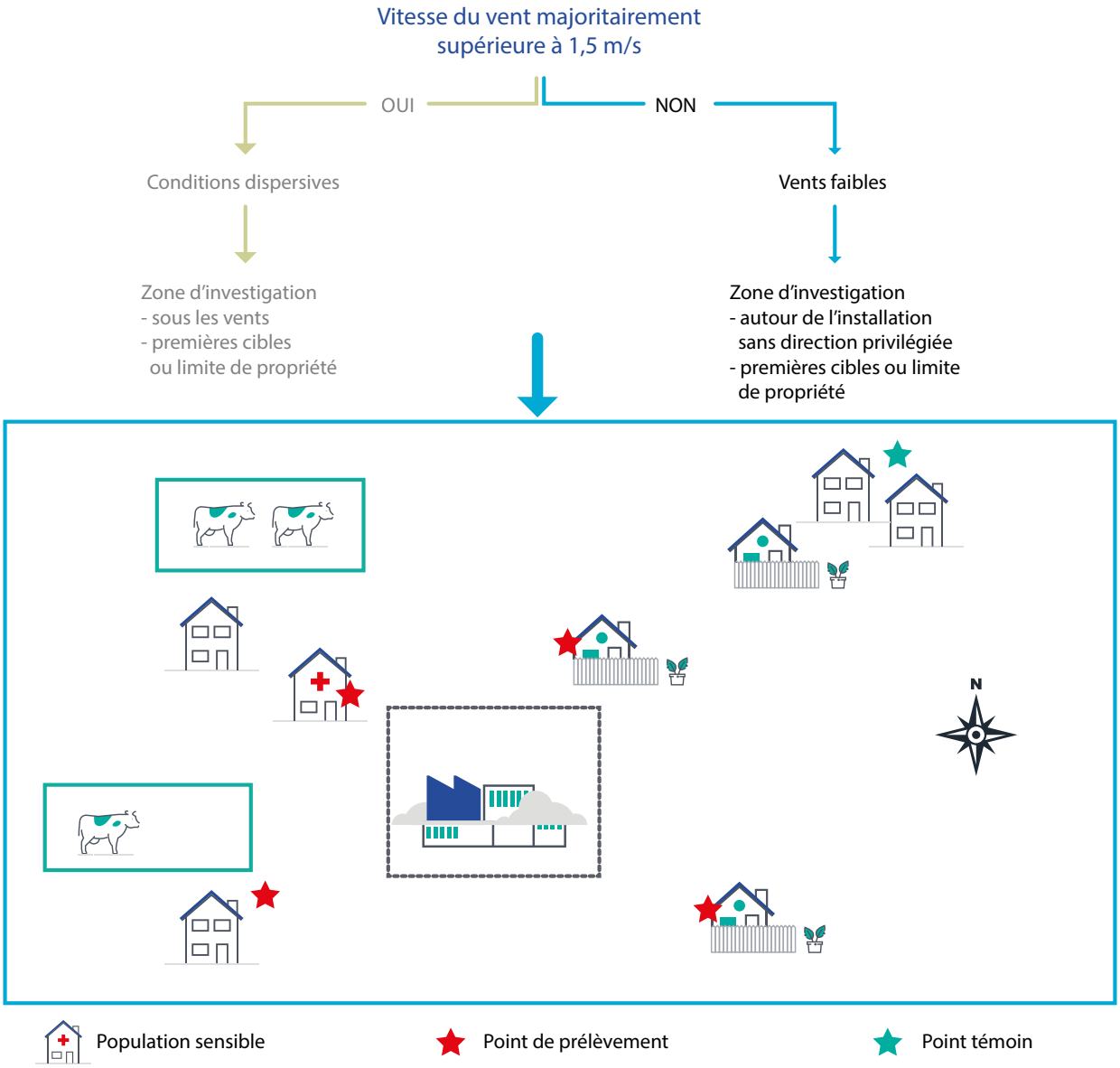
© Ineris

Choix des points de mesure

Chapitre 9

Détermination de la zone de retombée privilégiée

La vitesse du vent est, dans ce cas, majoritairement inférieure à 1,5 m/s. Il n'y a donc pas de direction de dispersion privilégiée. Les cibles investiguées sont les premières habitations qui se situent tout autour du site.

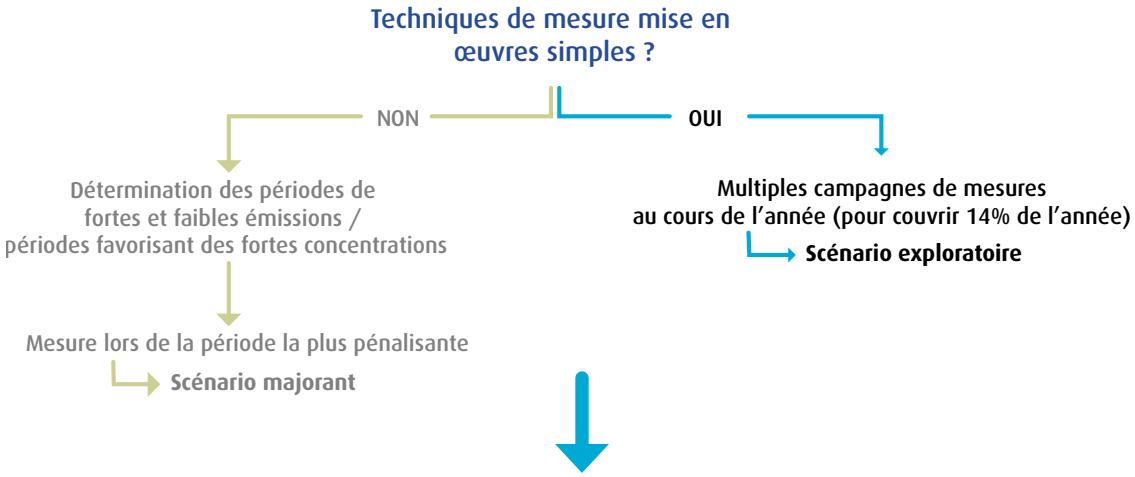


© Ineris

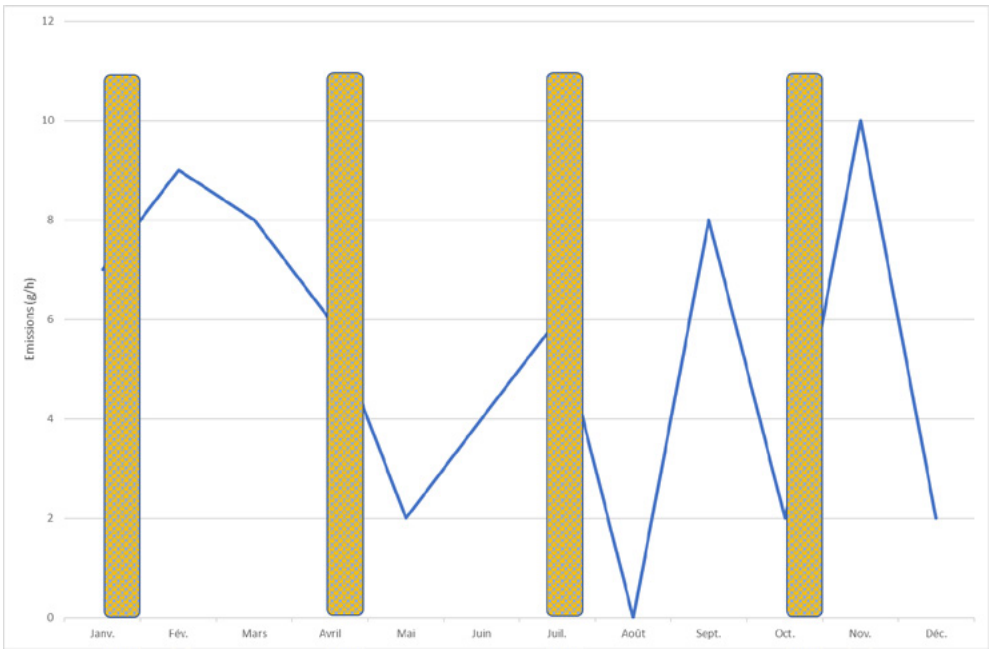
Choix des périodes de mesure et durée des campagnes *Chapitre 10*

Dysfonctionnement ☐ Fonctionnement normal ☒

Les techniques de mesures sont simples à mettre en oeuvre. Quatre campagnes peuvent être programmées afin de couvrir 14% de l'année. Le choix des périodes de mesures est réalisé à partir de l'étude l'activité du site (émissions) et des conditions météorologiques.



Quatre campagnes de 15 jours sont réparties dans l'année (au niveau de chaque saison) en évitant les périodes d'arrêt d'usine.



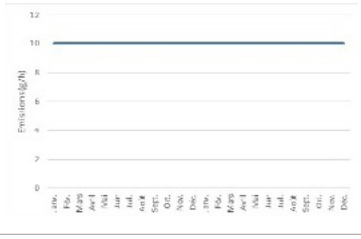
Période de prélèvement

Pour chaque campagne, à partir de la station météo sur site, confirmer les directions de vents privilégiées pour s'assurer que les points de prélèvement se situaient bien sous les vents de l'installation.

Étude de cas n° 3 : émission canalisée et diffuse de dioxines/furannes

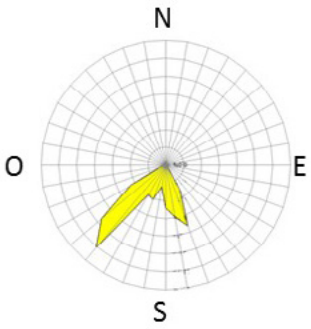
Description du site d'étude

Caractéristiques des émissions atmosphériques *Chapitre 6.1*

Nombre de sources d'émission :	Multi-sources		
Par source d'émission			
Type d'émission : Canalisée ☒ Diffuse ☐		Nature : Gazeuse ☒ Particulaire ☒	
Paramètres d'émission :	Hauteur : 65 m	Vitesse : 15 $m.s^{-1}$	Température : 100°C
Par source d'émission			
Type d'émission : Canalisée ☐ Diffuse ☒		Nature : Gazeuse ☒ Particulaire ☒	
Paramètres d'émission :	Hauteur : 2 m	Vitesse : ND* $m.s^{-1}$	Température : ND*°C
Description incluant les variations sur l'année :	Usine générant des émissions canalisées (sortie de traitement) et diffuses (stockage de résidus de procédé) de dioxines et furannes. Excepté quelques arrêts techniques, l'usine fonctionne toute l'année s elon un régime stable et continu. 		Granulométrie : PM_{10}
*ND : Non déterminé			

© Ineris

Caractéristiques de la zone d'étude *Chapitre 6.2*

Météorologie locale	Occupation des sols
Construction de la rose des vents	Typologie des zones : Urbain ☐ Périurbain ☐ Rural ☒
	

© Ineris

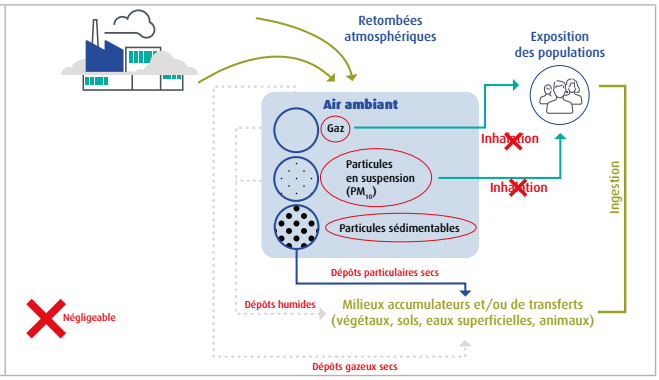
Choix des substances et identification des milieux de transfert

Chapitre 7

Les composés principalement rejetés sont les **dioxines / furannes (PCDD/F)**, polluants persistants dans l'environnement.

Pour ce type de polluants, l'exposition se fait **à 95 % par voie alimentaire.**

Le suivi de ces composés sera réalisé uniquement par mesure des **dépôts atmosphériques qui pourraient contaminer les matrices rentrant dans la chaîne alimentaire.**



© Ineris

Choix des méthodes de mesure

Chapitre 8

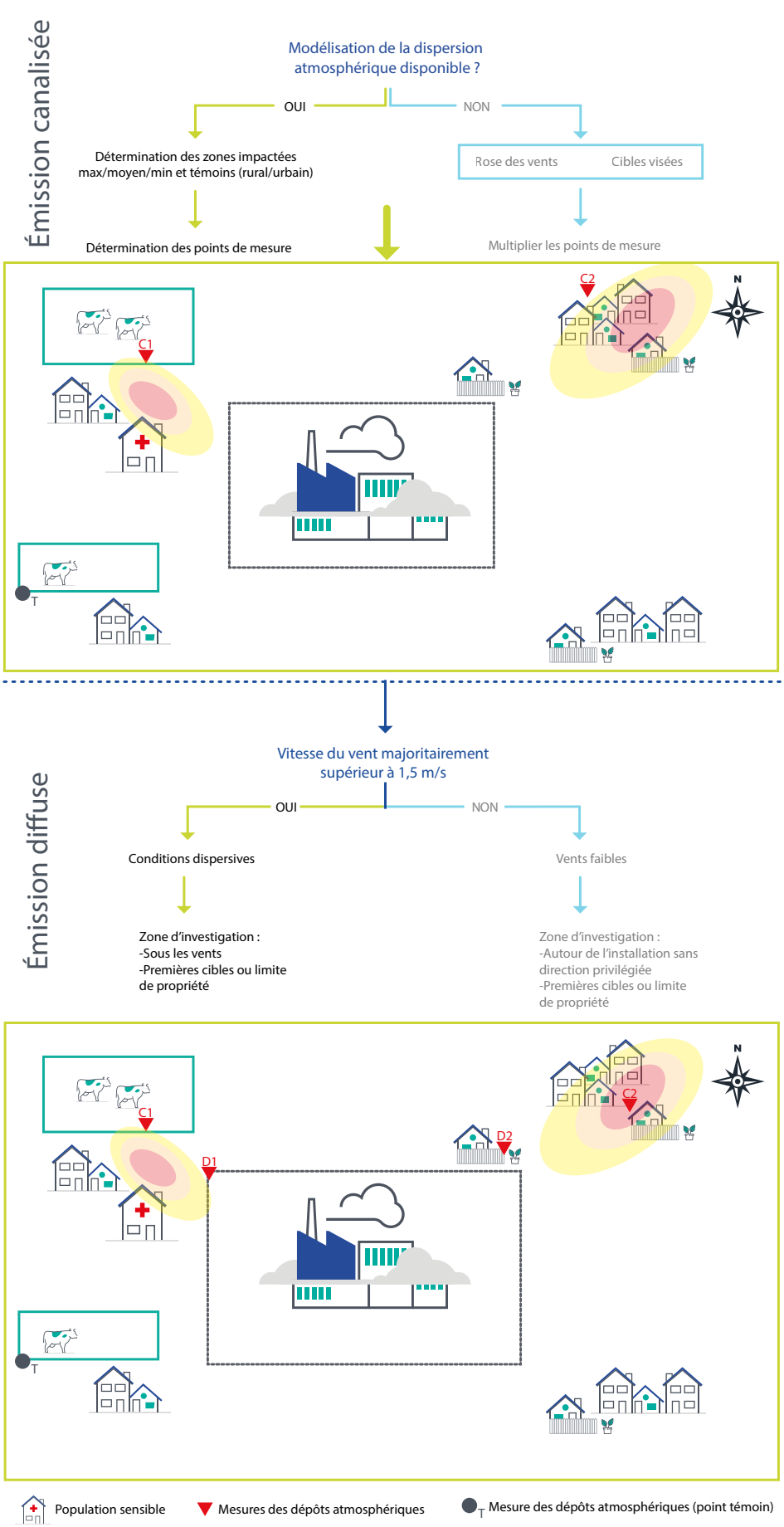
Régime stable et continu. Mesure des dépôts particulaires secs et humides, **présence de pâtures et de potagers.**

Déploiement de jauges en verre et/ou culture de ray-grass

Mesures de paramètres météorologiques pendant la campagne de prélèvement

© Ineris

Choix des points de mesure



Beaucoup de cibles potentielles existent autour de l'installation. Les cartes de modélisation des dispersion atmosphériques des émissions canalisées sont disponibles et vont permettre d'identifier les zones les plus impactées en moyenne ainsi que les zones témoins, ce qui va permettre de définir les points de mesure.

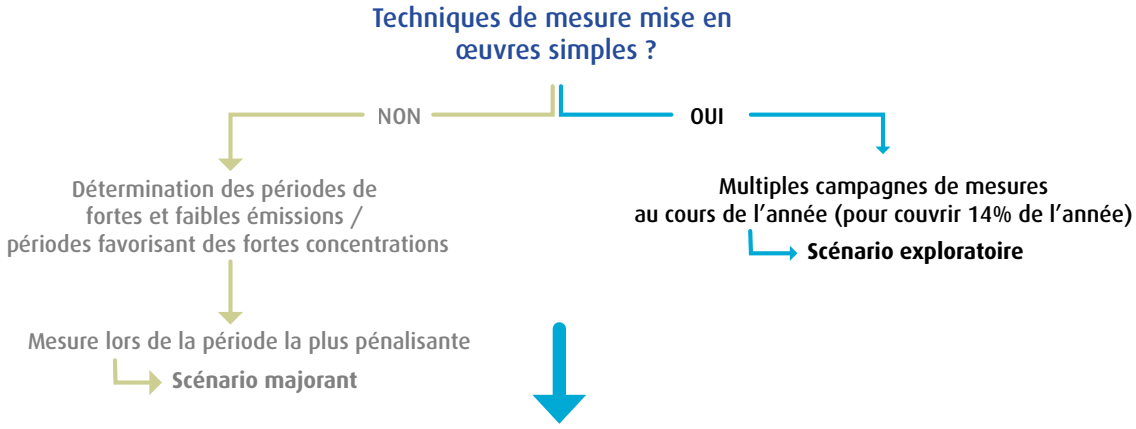
Concernant les émissions diffuses, la vitesse du vent est, dans ce cas, majoritairement supérieure à 1,5 m/s. Les points de mesure sont positionnés sous les vents en limite de propriété ou au niveau des cibles les plus proches.

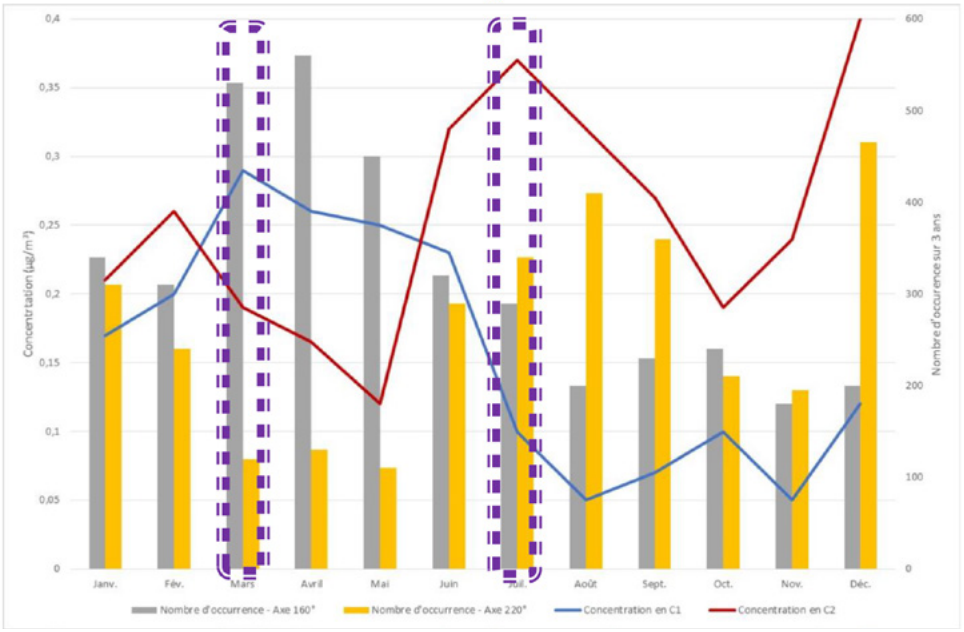
Sachant qu'on note la présence de zone de pâtures de **vaches laitières dans la zone d'influence de l'installation,** il peut être envisagé **l'analyse de PCDD/F dans le lait.**

Choix des périodes de mesure et durée des campagnes *Chapitre 10*

Dysfonctionnement ☐ Fonctionnement normal ☒

Les techniques de mesure sont simples à mettre en oeuvre et peu coûteuses (jauges et/ou ray-grass et éventuellement lait). Une étude préalable (étude des variations des concentrations aux points d'impact max au cours de l'année estimées par modélisation) permet un choix argumenté des périodes pendant lesquelles réaliser les campagnes de mesure. Un minimum de deux campagnes de 30 jours peut être ainsi programmé afin de couvrir 14 % de l'année correspondant aux mois de plus forts impacts des émissions du site.





© Ineris

Période de prélèvement

Prélèvement à l'aide de jauges aux points C1, C2, D1, D2 et T

Pour chaque campagne, à partir de la station météo sur site, confirmer les vents privilégiés pour s'assurer que les points de prélèvement se situaient bien sous les vents de l'installation.

Étude de cas n° 4 : émission canalisée et diffuse de particules avec ETM (éléments traces métalliques)

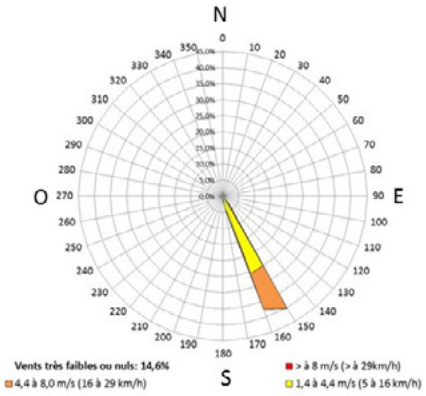
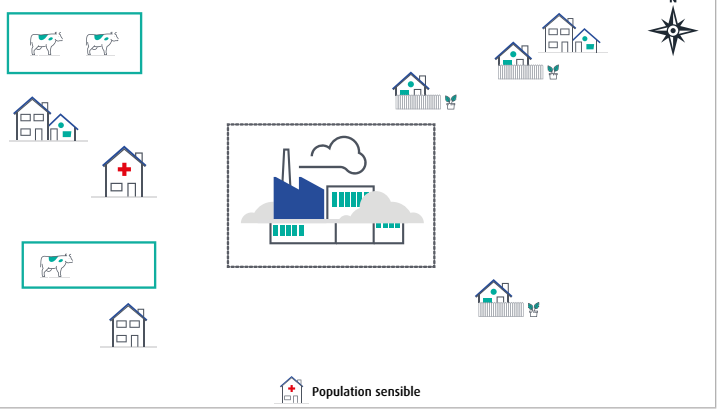
Description du site d'étude

Caractéristiques des émissions atmosphériques *Chapitre 6.1*

Nombre de sources d'émission :	2		
Par source d'émission			
Type d'émission : Canalisée ☒ Diffuse ☐		Nature : Gazeuse ☐ Particulaire ☒	
Paramètres d'émission :	Hauteur : 50 m	Vitesse : 15 $m.s^{-1}$	Température : 100°C
Par source d'émission			
Type d'émission : Canalisée ☐ Diffuse ☒		Nature : Gazeuse ☐ Particulaire ☒	
Paramètres d'émission :	Hauteur : 2 m	Vitesse : ND* $m.s^{-1}$	Température : ND*°C
Description incluant les variations sur l'année :	Usine générant des émissions canalisées (sortie de traitement) et diffuses (zone de stockage de résidus de procédé) de métaux sous forme particulaire. Excepté quelques arrêts techniques, l'usine fonctionne toute l'année selon un régime stable et continu.		Granulométrie : PM_{10}
*ND : Non déterminée			

© Ineris

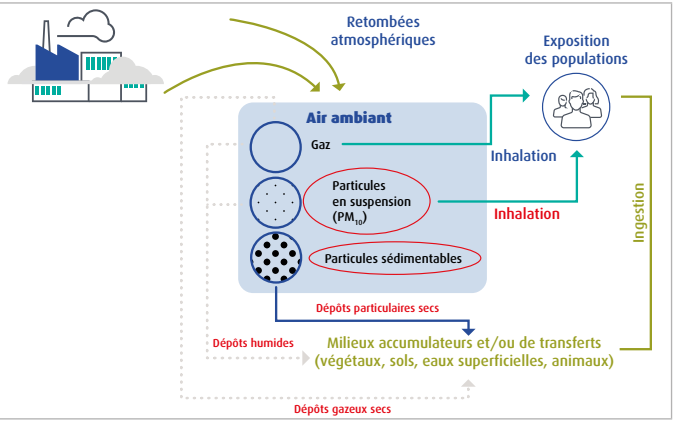
Caractéristiques de la zone d'étude *Chapitre 6.2*

Météorologie locale	Occupation des sols
Construction de la rose des vents	Typologie des zones : Urbain ☐ Périurbain ☐ Rural ☒
	

© Ineris

Choix des substances et identification des milieux de transfert — *Chapitre 7*

Les composés principalement rejetés sont les **éléments traces métalliques hors mercure**. Pour ce type de polluants, la contamination se fait à la fois par **inhalation** des particules en suspension dans l'air et par **ingestion** des matrices contaminées par les dépôts atmosphériques. Ainsi, le suivi de ces composés sera réalisé en mesurant la **concentration particulaire associée aux PM_{10} dans l'air,** et les **dépôts atmosphériques.**



© Ineris

Choix des méthodes de mesure — *Chapitre 8*

Régime stable et continu. Mesure des dépôts particulaires secs et humides, **présence de pâtures et de potagers.**

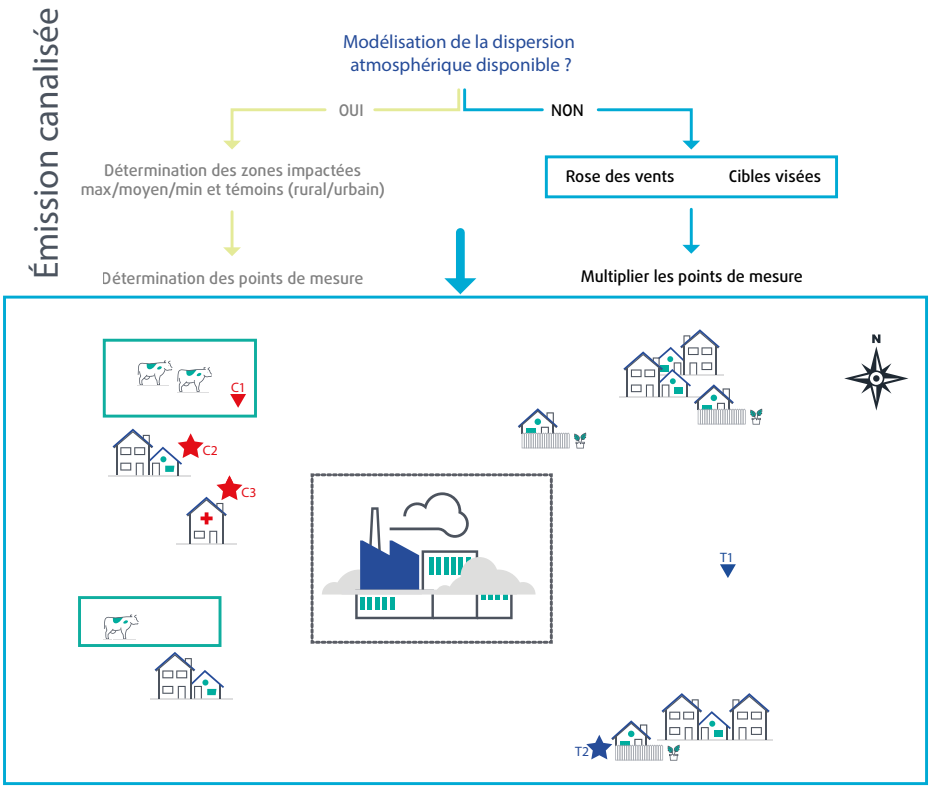
Déploiement de préleveurs air ambiant et culture de ray-grass

Mesures de paramètres météorologiques pendant la campagne de prélèvement

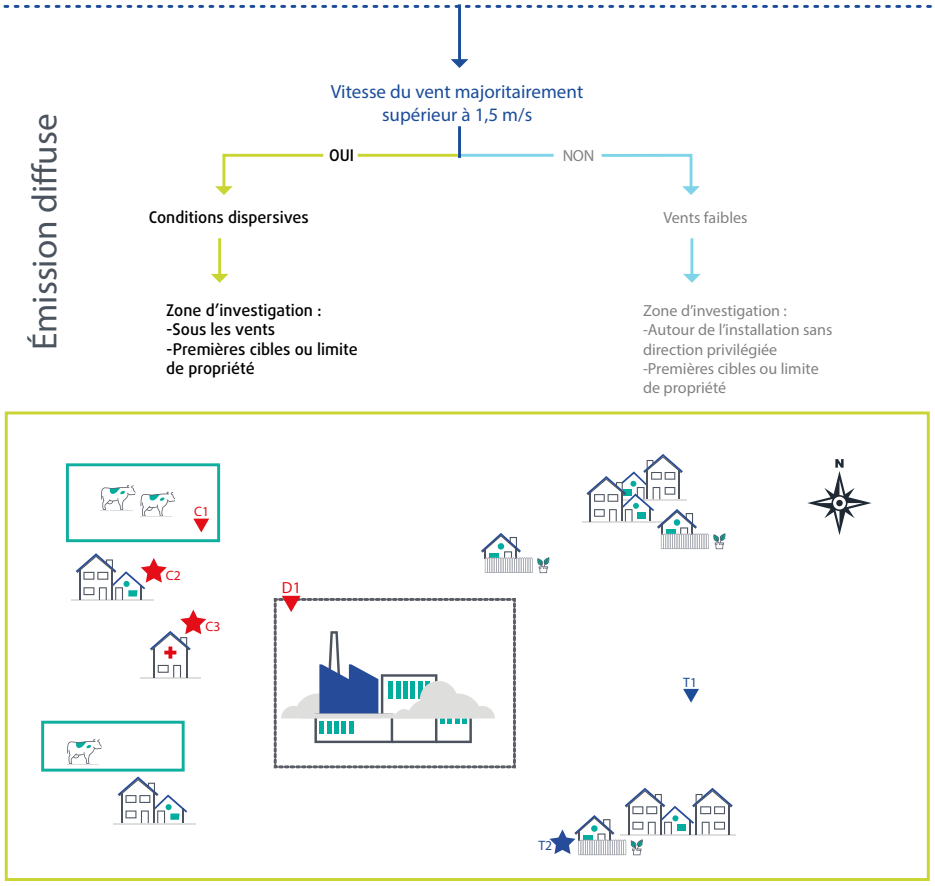
© Ineris

Choix des points de mesure — *Chapitre 9*

Bien que la technique de mesure soit lourde à mettre en oeuvre, le nombre de cibles étant limité, la modélisation de la dispersion des émissions n'est pas obligatoire pour positionner les points de mesure. Les points de prélèvement sont alors définis après étude des conditions météorologiques (rose des vents construite à partir de données historiques sur au moins 3 ans) et localisation des cibles. La distribution annuelle de la direction des vents est unimodale avec une part négligeable de vents très faibles ou nuls.



Dans notre cas, les points seront localisés au niveau des habitations sous les vents de l'installation (1 direction privilégiée).



Concernant les émissions diffuses, la vitesse du vent est, dans ce cas, majoritairement supérieure à 1,5 m/s. Le point de mesure est positionné sous les vents en limite de propriété ou au niveau des cibles les plus proches.

Population sensible

Mesure des dépôts atmosphériques (point témoin) : ray-grass

Point de prélèvement (témoin) : préleveur air ambiant

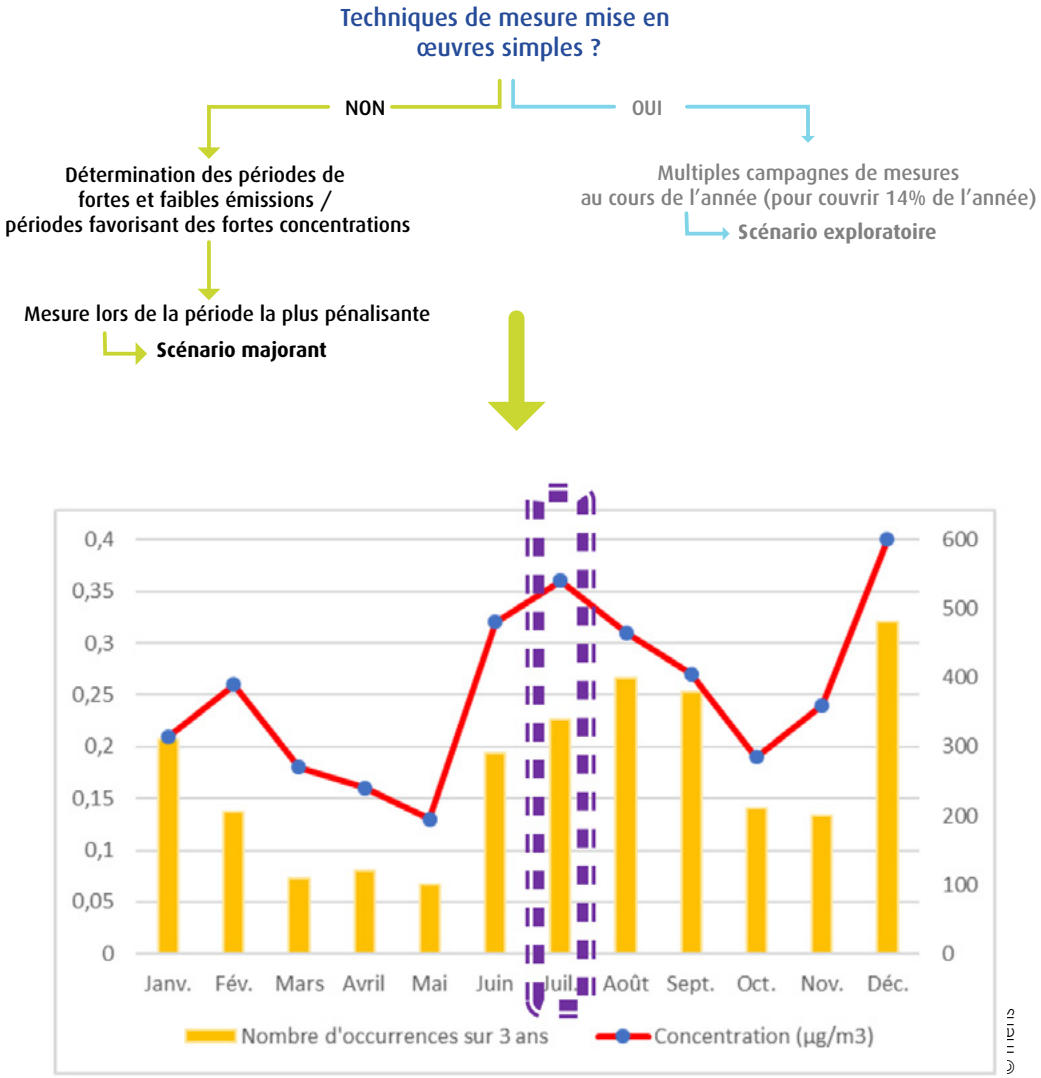
Mesure des dépôts atmosphériques : ray-grass

Point de prélèvement : préleveur air ambiant

Choix des périodes de mesure et durée des campagnes *Chapitre 10*

Dysfonctionnement ☐ Fonctionnement normal ☒

Les techniques de mesures sont complexes à mettre en oeuvre et couteuses. Une étude préalable (étude des variations des concentrations aux points d'impact max au cours de l'année estimées par modélisation) permet un choix argumenté de la période pendant laquelle réaliser la campagne de mesures. En première approche les mesures seront réalisées pendant le mois de l'année pendant lequel les retombées atmosphériques y sont les plus importantes.



Programmation d'1 campagne au mois de juillet :
- de 10 jours pour le prélèvement d'air ambiant (1 filtre/24 h) ;
- de 30 jours pour la culture de ray-grass.

Pour chaque campagne, à partir de la station météo sur site, confirmer les directions de vents privilégiées pour s'assurer que les points de prélèvement se situaient bien sous les vents de l'installation.

Case study n° 1: channelled emissions of exclusively gaseous compounds (BTEX, VOC, etc.)

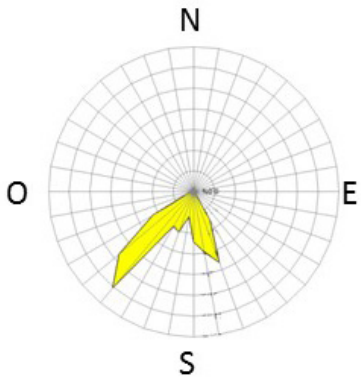
Study site description

Atmospheric emissions — *Chapter 6.1*

Number of emission sources:	1		
By emission source			
Emission type : Channelled ☒ Diffuse ☐		Nature : Gaseous ☒ Particulate ☐	
Emission parameters:	Height: 20 m	Velocity: NA* m.s^{-1}	Temperature: NA*°C
Description including variations over the year:	Factory generating channelled gaseous compounds emissions. The factory production is by batch, causing a stationary, factory closure in January and July.		Granulometry: NP*
*NA: Not available; NP: Not pertinent			

© Ineris

Study zone characteristics — *Chapter 6.2*

Local meteorology	Land use
Wind rose construction	Zones' typology: Urban ☐ Peri-urban ☐ Rural ☒
	

© Ineris

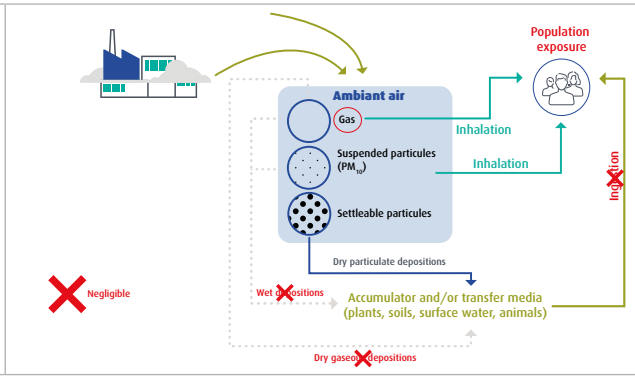
Choice of substances, identification of transfer media

Chapter 7

The released gaseous is **xylene** ($(CH_3)_2$-C_6H_4), an aromatic volatile organic compound.

According to the adjacent diagram, for xylene, contamination is primarily by **inhalation**.

Hence, this compound can only be monitored by directly measuring **air concentrations**.



© Ineris

Choice of measurement methods

Chapter 8

This study objective is to evaluate chronic risk for channelled xylene emission in a **stationary, discontinuous** regime.	Passive tube deployment Measurement of meteorological parameters during the sampling campaign

© Ineris

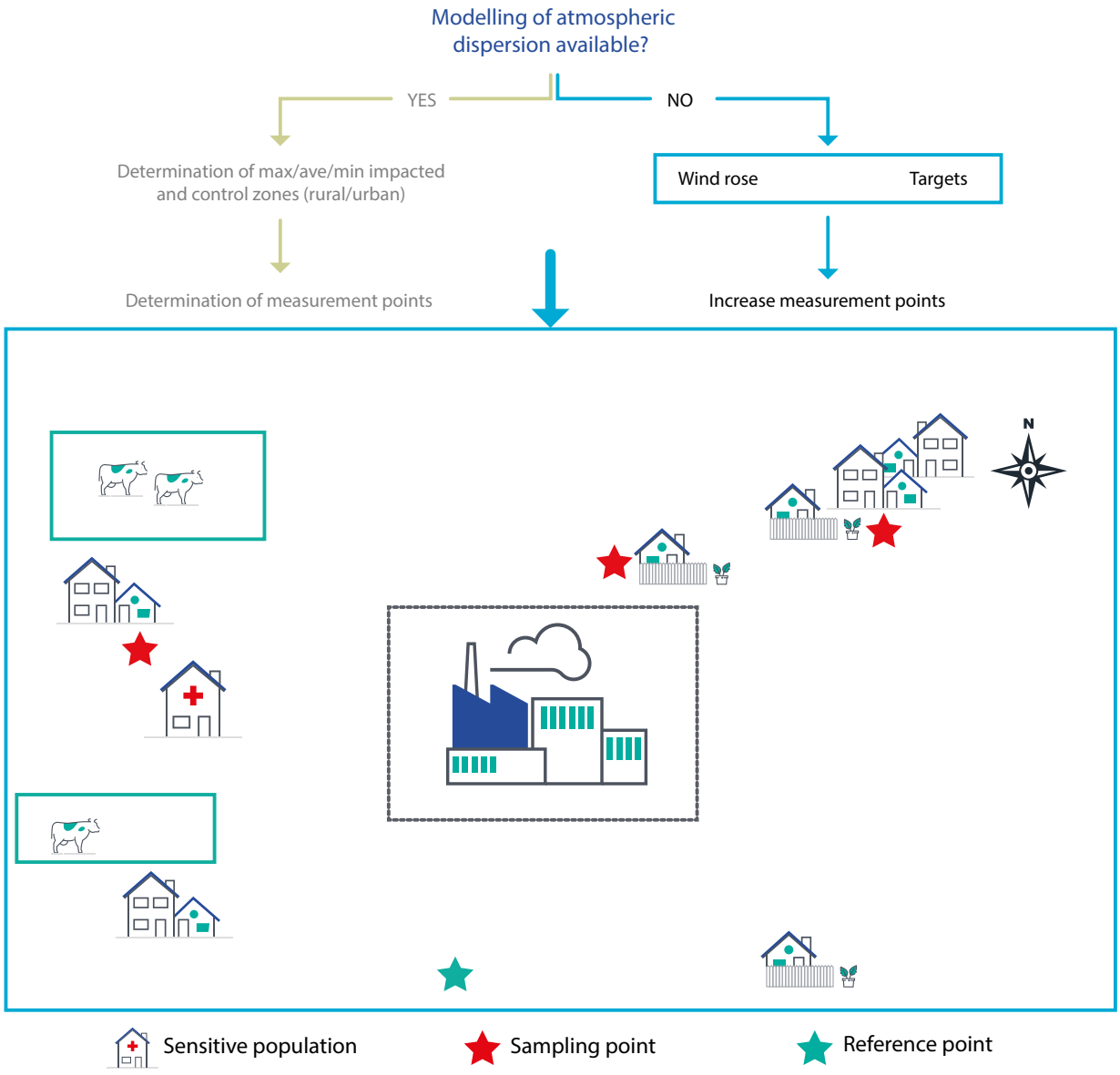
Choice of measurement points

Chapter 9

Determination of the maximum fallout area

As the number of targets is limited and the measurement technique is simple to implement, atmospheric dispersion modelling of emissions is not necessary to position the sampling points. So, they are defined after studying the meteorological conditions (wind rose constructed from historical data over at least 3 years) and localization of the targets.

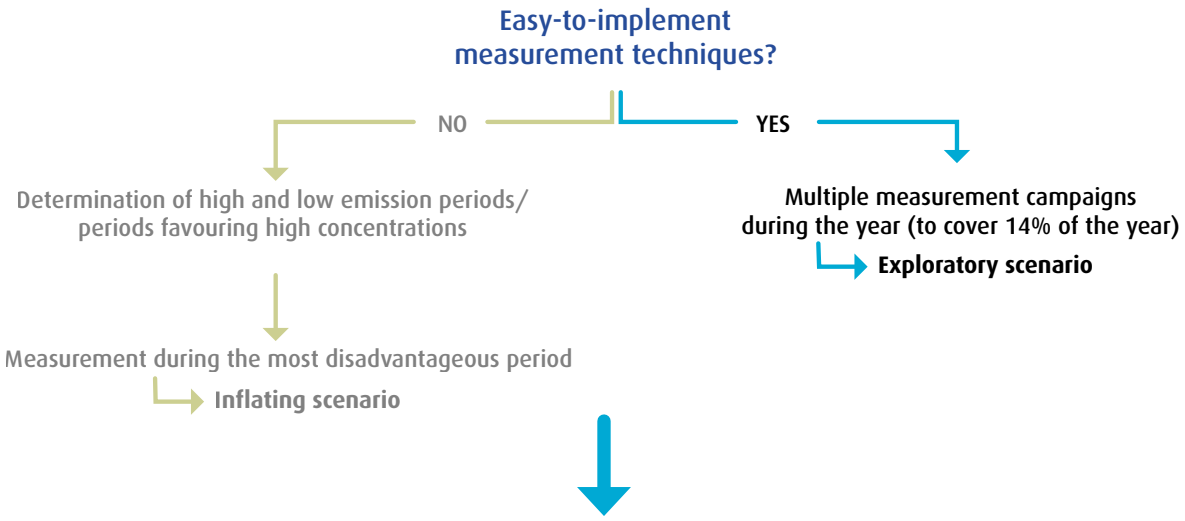
In this case, the points will be positioned at the level of the 3 zones of dwellings downwind of the installation (2 preferred directions).



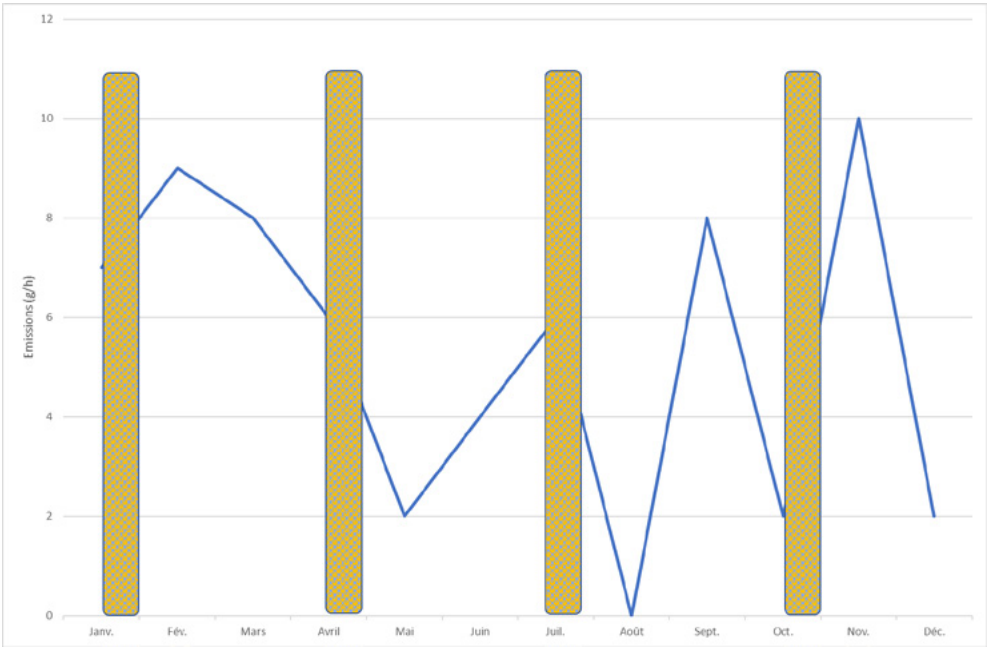
© Ineris

Malfunction ☐ Normal operations ☒

Measurement techniques are simple to implement. Four campaigns can be programmed to cover 14% of the year. The choice of measurement periods is based on the study of site activity (emissions) and meteorological conditions.



Four 15-day campaigns are spread over the year (at the level of each season), avoiding maintenance period.



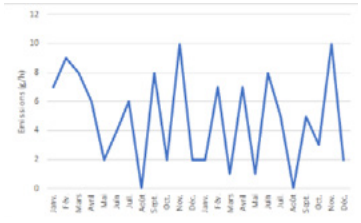
measurement periods

For each campaign, confirm from the on-site weather station the preferential wind directions to ensure that the sampling points are downwind.

Case study n° 2: diffuse emission of exclusively gaseous compounds (BTEX, VOC, etc.)

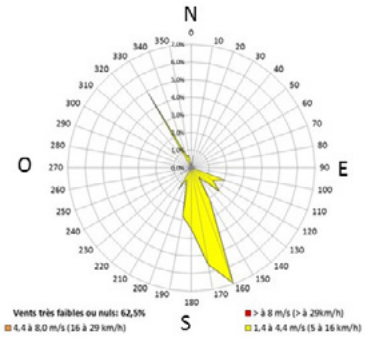
Study site description

Atmospheric emissions — *Chapter 6.1*

Number of emission sources:	Multiple sources (all openings)		
By emission source			
Emission type : Channelled ☐ Diffuse☒		Nature : Gaseous ☒ Particulate ☐	
Emission parameters:	Height: 4 m	Velocity: NA* m.s^{-1}	Temperature: Ambient temperature
Description including variations over the year:	Diffuse emission by openings of a production building of which the dimensions are: length 50 m, width 30 m, height 4 m. Emissions are continuous but unstable over the year, factory closure in August.		Granulometry: NP*
*NA: Not available; NP: Not pertinent			

© Ineris

Study zone characteristics — *Chapter 6.2*

Local meteorology	Land use
Wind rose construction	Zones' typology: Urban ☐ Peri-urban ☐ Rural ☒
	

© Ineris

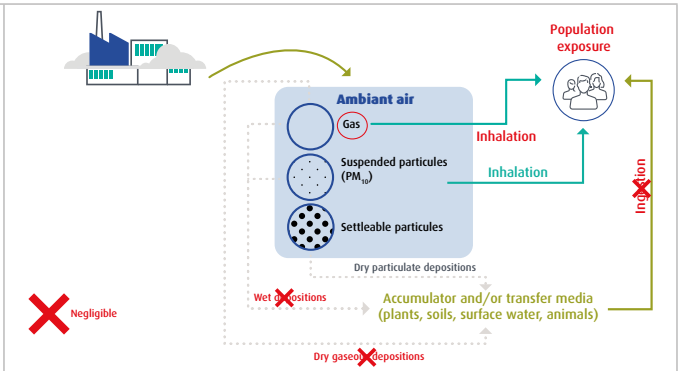
Choice of substances, identification of transfer media

Chapter 7

The principal analysed compound at the building openings is **toluene** (C_7H_8), an aromatic volatile organic compound.

According to the adjacent diagram, for **toluene**, contamination is **primarily by inhalation.**

Hence, this compound can only be monitored by directly measuring **air concentrations**.



© Ineris

Choice of measurement methods

Chapter 8

This study objective is to assess chronic risk for diffuse toluene emission in an **unstable, continuous** regime.	Passive tube deployment Measurement of meteorological parameters during the sampling campaign

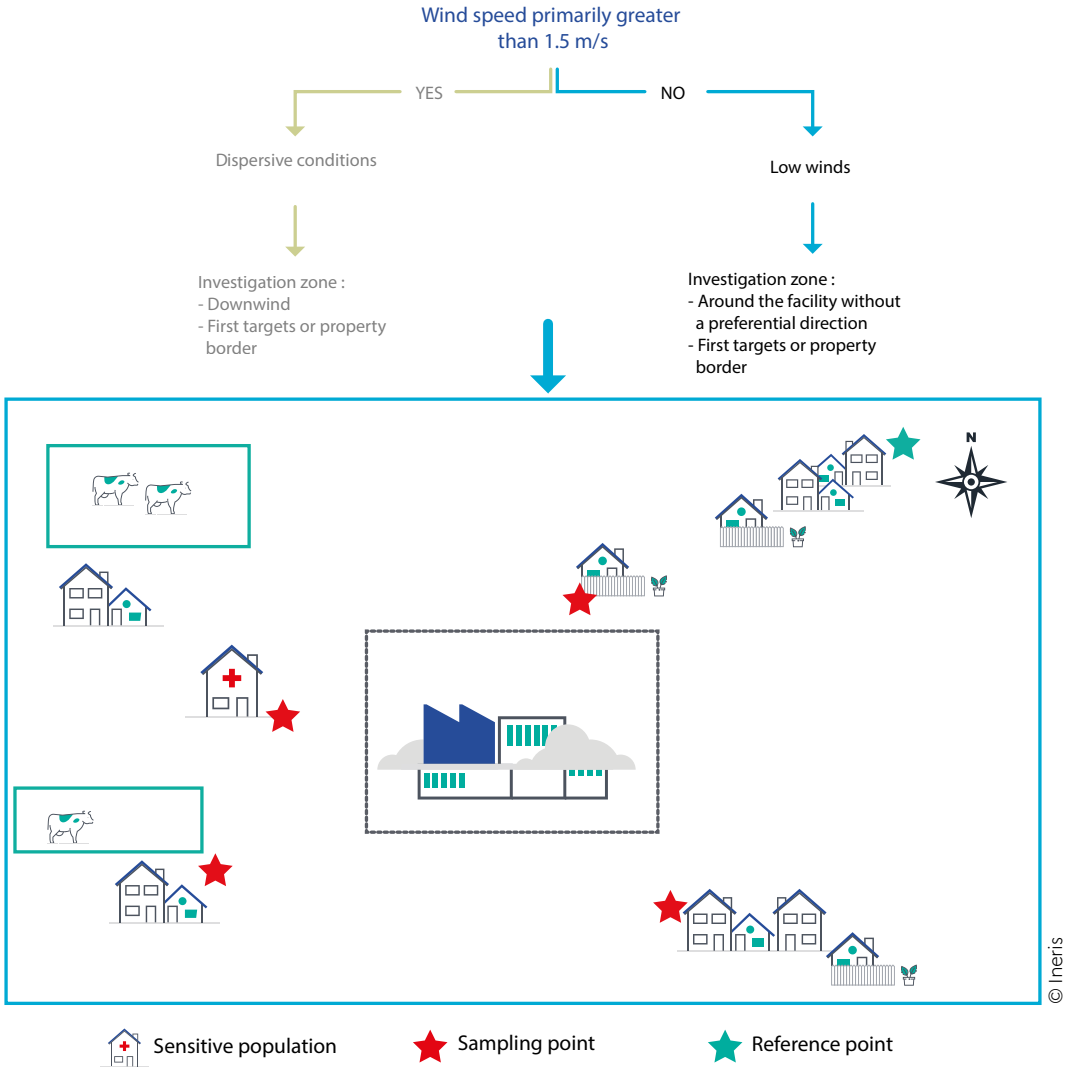
© Ineris

Choice of measurement points

Chapter 9

Determination of the maximum fallout area

The wind speed is, in this case, mainly less than 1.5 m/s. There is therefore no preferred direction of dispersion. The targets investigated are the first dwellings located all around the site.

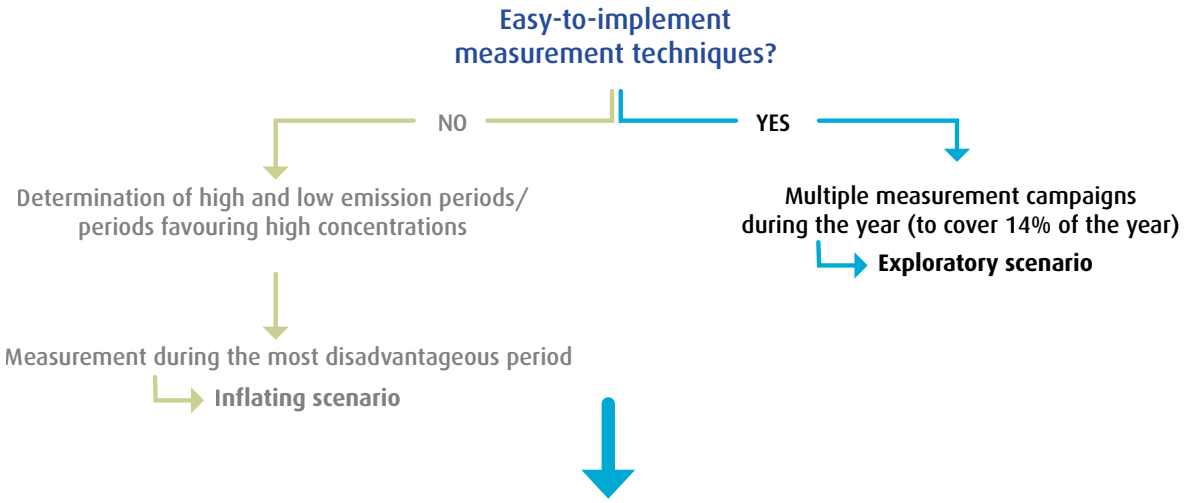


© Ineris

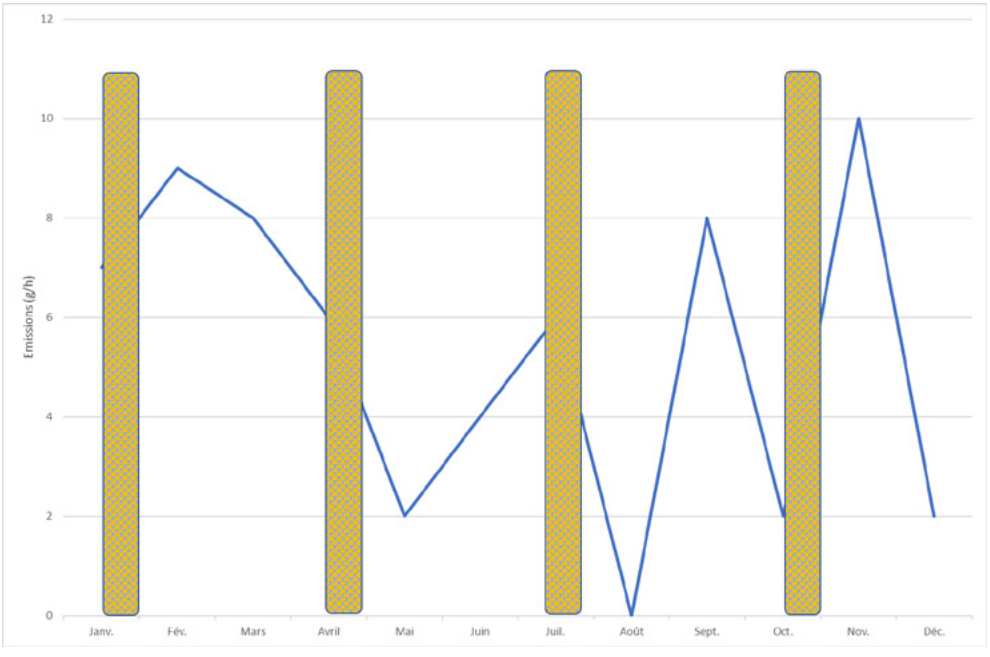
Choice of measurement periods and campaign duration *Chapter 10*

Malfunction ☐ Normal operations ☒

Measurement techniques are simple to implement. Four campaigns can be programmed to cover 14% of the year. The choice of measurement periods is based on the study of site activity (emissions) and meteorological conditions.



Four 15-day campaigns are spread over the year (at the level of each season), avoiding maintenance period.



measurement periods

For each campaign, confirm from the on-site weather station the preferential wind directions to ensure that the sampling points are downwind.

Case study n° 3: channelled and diffuse dioxin/furan emission

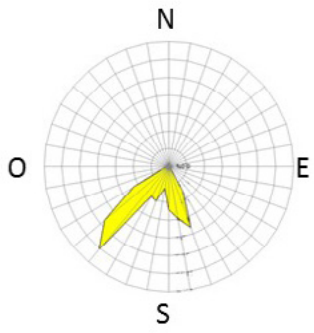
Study site description

Atmospheric emissions *Chapter 6.1*

Number of emission sources:	Multiple sources		
By emission source			
Emission type : Channelled ☒ Diffuse ☒		Nature : Gaseous ☒ Particulate ☒	
Emission parameters:	Height: 3 m	Velocity: NA* m.s^{-1}	Temperature: Ambient temperature
Description including variations over the year:	Plant generating channelled (treatment output) and diffuse (process residue storage) dioxin and furan emissions. Except for some shutdowns, the plant operates all year in a stable, continuous regime.		Granulometry: PM_{10}
*NA: Not available; NP: Not pertinent			

© Ineris

Study zone characteristics *Chapter 6.2*

Local meteorology	Land use
Wind rose construction	Zones' typology: Urban ☐ Peri-urban ☐ Rural ☒
	

© Ineris

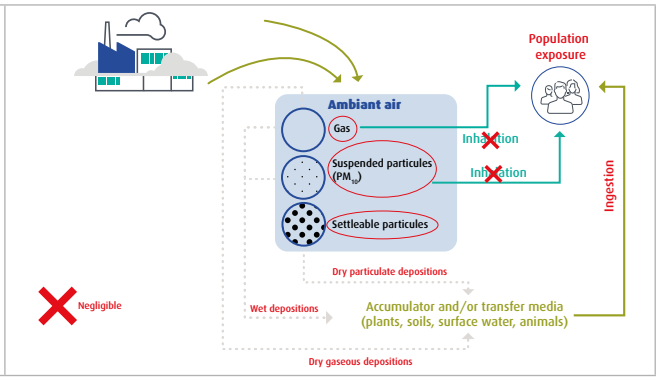
Choice of substances, identification of transfer media

Chapter 7

The principal released compounds are **dioxins / furans (PCDD/F)**, persistent pollutants in the environment.

For this pollutant type, exposure is **95% dietary**.

Hence, these compounds will be monitored only through the measurement of **atmospheric depositions** that could contaminate the matrices entering the food chain.



© Ineris

Choice of measurement methods

Chapter 8

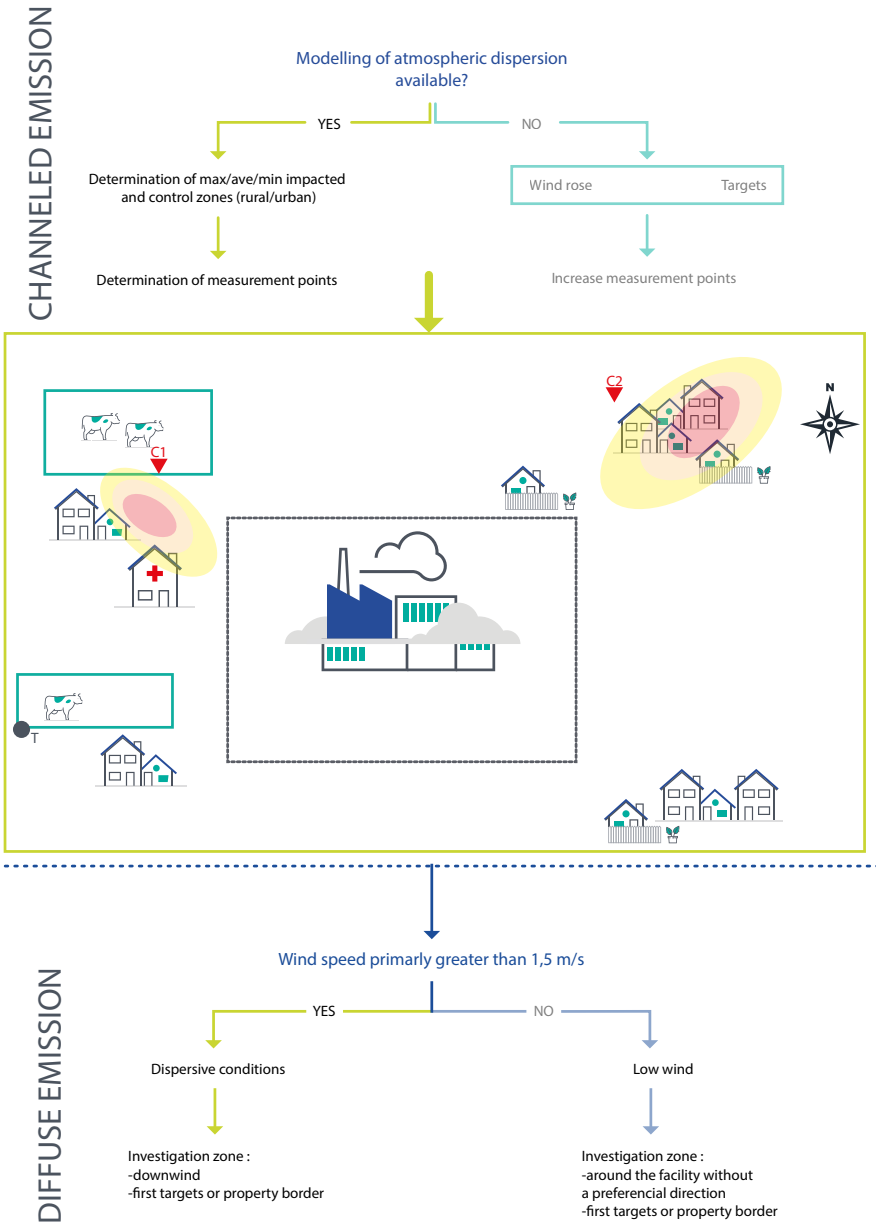
Stable and continuous regime. Measurement of **dry and wet particulate depositions**, presence of pastures and vegetable gardens.

Glass gauges and/or ryegrass cultivation deployment

Measurement of meteorological parameters during the sampling campaign

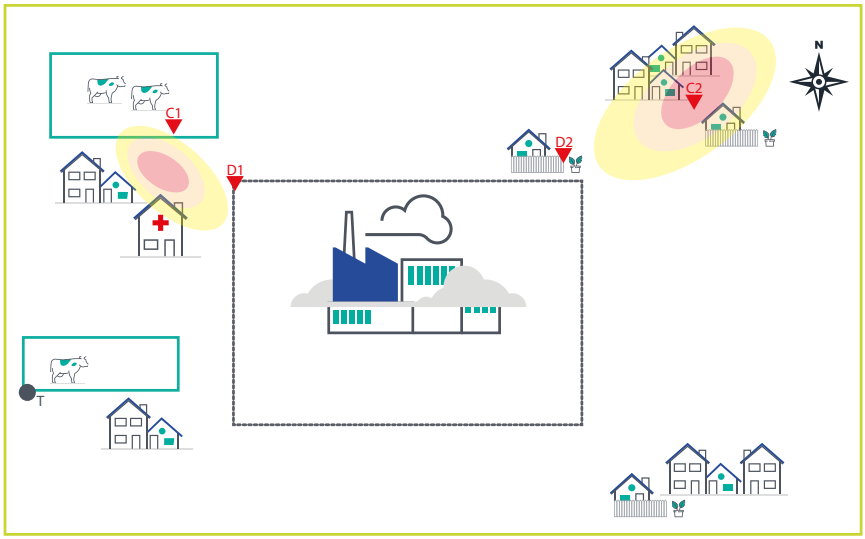
© Ineris

Choice of measurement points



Many potential targets exist around the plant. Atmospheric dispersion modelling maps of channelled emissions are available and will help to identify the most exposed areas on average as well as the control areas, which makes it possible to define the measurement points.

For diffuse emissions, the wind speed is, in this case, mainly greater than 1.5 m/s. The measurement points are positioned downwind at property border or at the level of the nearest targets.



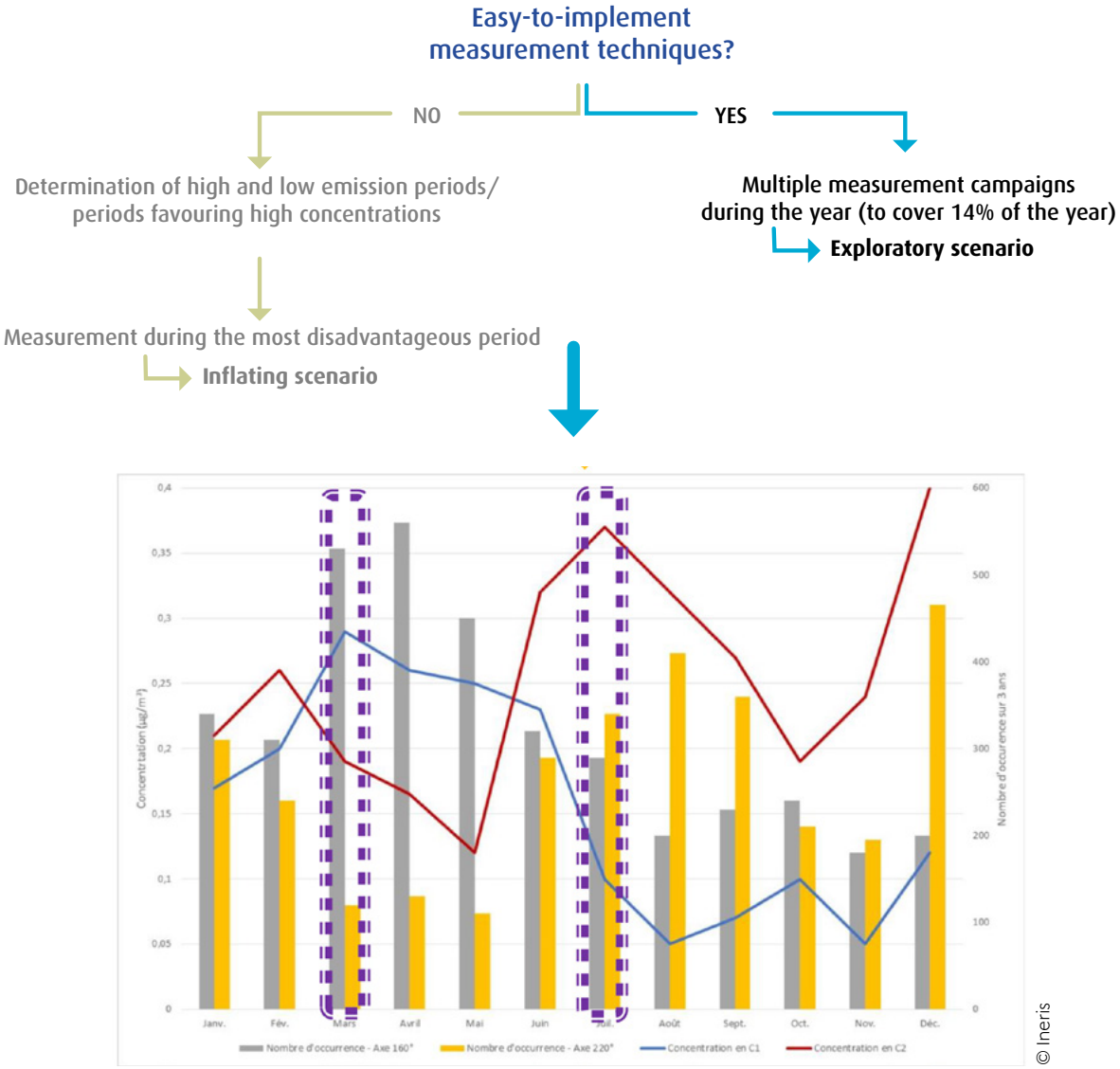
At point C1, noting the presence of dairy cow grazing area, analysis of PCDD/F in the milk may be considered.

Sensitive population
Measurement of atmospheric fallout
Measurement of atmospheric fallout (control point)

Choice of measurement periods and campaign duration *Chapter 10*

Malfunction ☐ Normal operations ☒

The measurement techniques are easy to implement and inexpensive (gauges and / or ryegrass and possibly milk). A preliminary study (study of the variations of the concentrations at the maximum impact points during the year estimated by modelling) allows an arguable choice of the periods during which to carry out the measurement campaigns. A minimum of two 30-day campaigns can be programmed to cover 14% of the year corresponding to the months with the highest impact of the site's emissions.



Measurement periods

Sampling with gauges at points C1, C2, D1, D2 and T

For each campaign, confirm from the on-site weather station the preferential wind directions to ensure that the sampling points are downwind.

Case study n° 4: channelled and diffuse trace metal particulate emission

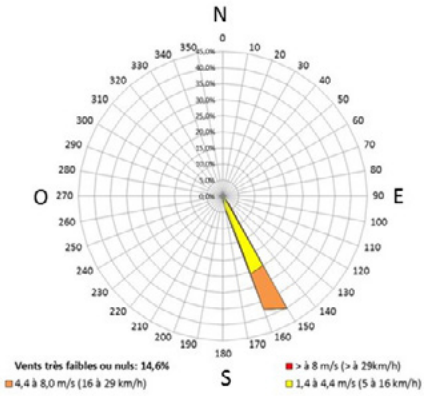
Study site description

Atmospheric emissions *Chapter 6.1*

Number of emission sources:	2		
By emission source			
Emission type : Channelled ☒ Diffuse ☐		Nature : Gaseous ☐ Particulate ☒	
Emission parameters:	Height: 50 m	Velocity: 15 $m.s^{-1}$	Temperature: 100°C
By emission source			
Emission type : Channelled ☐ Diffuse ☒		Nature : Gaseous ☐ Particulate ☒	
Paramètres d'émission :	Height: 2 m	Velocity: ND* $m.s^{-1}$	Temperature : ND*°C
Description including variations over the year:	Plant generating channelled (treatment output) and diffuse (process residue storage) particulate metal emissions. Except for some shutdowns, the plant operates all year in a stable, continuous regime.		Granulometry: PM_{10}
*ND: Not determined			

© Ineris

Study zone characteristics *Chapter 6.2*

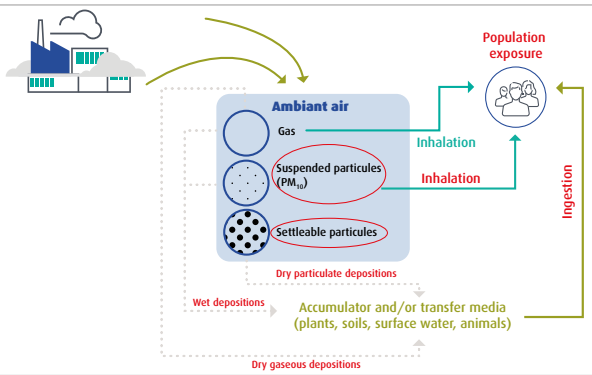
Local meteorology	Land use
Wind rose construction	Zones' typology: Urban ☐ Peri-urban ☐ Rural ☒
	

© Ineris

Choice of substances, identification of transfer media

Chapter 6.2

The principal released compounds are **trace metal elements other than mercury**. For this pollutant type, contamination is both by **inhalation** of suspended particles in the air and **ingestion** of atmospheric depositions via contaminated media. Hence, monitoring of these compounds is done by measuring the **particulate concentration associated with PM_{10} in the air and atmospheric depositions**.



© Ineris

Choice of measurement methods

Chapter 8

Stable and continuous regime. Measurement of **dry and wet particulate depositions**, presence of pastures and vegetable gardens.

Glass gauges and/or ryegrass cultivation deployment

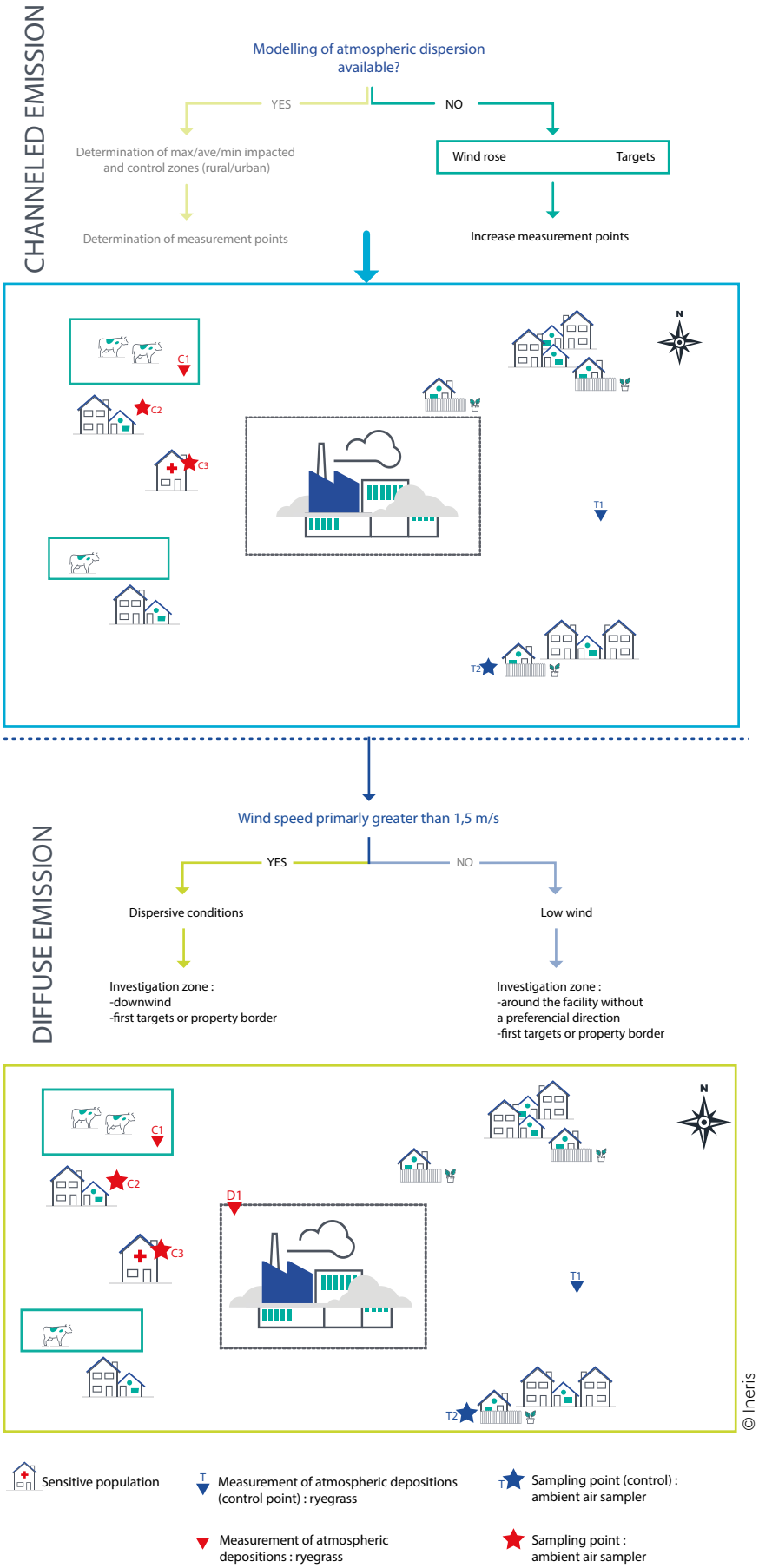
Measurement of meteorological parameters during the sampling campaign

© Ineris

Choice of measurement points

Chapter 9

Although the measurement technique is complex to implement, the number of targets being limited the emission dispersion modelling is not required to position the measurement point. The sampling points are then defined after studying the meteorological conditions (wind rose constructed from historical data over at least 3 years) and localization of the targets. The annual distribution is unimodal with a negligible part of very weak or no winds.



© Ineris

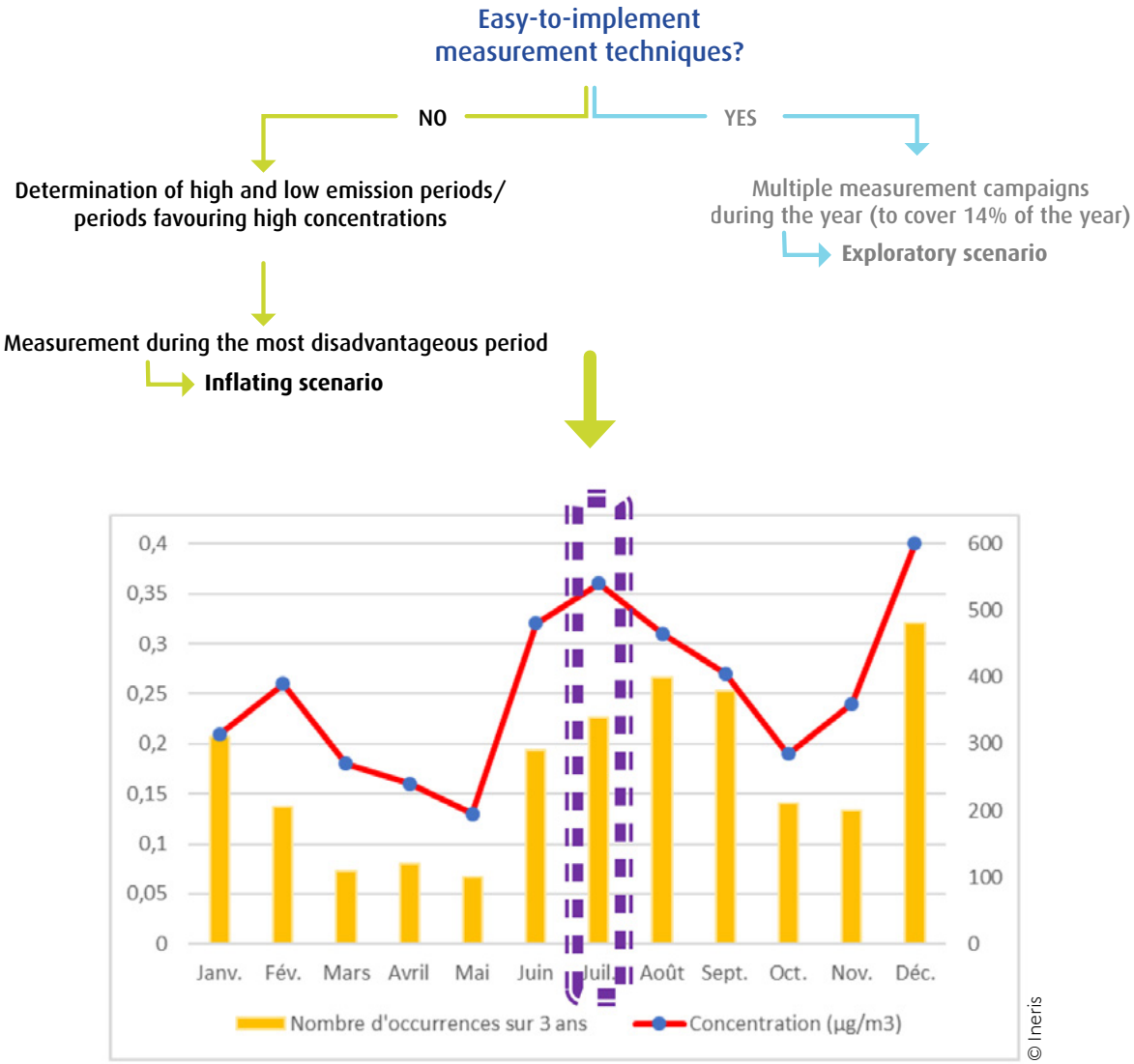
In this case, the points will be located at the level of the dwellings downwind of the facility (1 preferred direction).

For diffuse emissions, the wind speed is, in this case, mostly higher than 1.5 m/s. The measurement points are positioned downwind at property border or at the level of the nearest targets.

Choice of measurement periods and campaign duration *Chapter 10*

Malfunction ☐ Normal operations ☒

Measurement techniques are complex to implement and expensive. A preliminary study (study of the variations of the concentrations at the maximum impact points during the year estimated by modelling) allows a reasoned choice of the period during which to carry out the measurement campaign. As a first step, measurements will be made during the month of the year in which atmospheric deposition is the most important.



Organisation of 1 campaign in July:
- 10 days for ambient air sampling (1 filter / 24 h);
- 30 days for growing ryegrass.

For each campaign, confirm from the on-site weather station the preferential wind directions to ensure that the sampling points are downwind.

NOTES

Institut national de l'environnement industriel et des risques
Parc technologique Alata - BP 2 - F-60550 Verneuil-en-Halatte
+33 (0) 3 44 55 66 77 - ineris@ineris.fr - www.ineris.fr

INERIS
maîtriser le risque pour un développement durable