



Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l’Air

METHODES D’ESTIMATION OBJECTIVE DE LA QUALITE DE L’AIR

Laure Malherbe

Laurent Létinois

Octobre 2015

	Rédaction	Vérification	Approbation
NOM	Laure MALHERBE Laurent LETINOIS	Bertrand BESSAGNET	Laurence ROUIL
Qualité	Ingénieur de l’Unité MOCA Direction DRC	Responsable de l’Unité MOCA Direction DRC	Responsable du Pôle DECI Direction DRC
Visa			



LE LABORATOIRE CENTRAL DE SURVEILLANCE DE LA QUALITE DE L'AIR

Le Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air est constitué des laboratoires de Mines Douai, de l'INERIS et du LNE. Il mène depuis 1991 des études et des recherches à la demande du Ministère chargé de l'environnement, et en concertation avec les Associations Agréées de Surveillance de la Qualité de l'Air (AASQA). Ces travaux en matière de pollution atmosphérique ont été financés par la Direction Générale de l'Énergie et du Climat (bureau de la qualité de l'air) du Ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie (MEDDE). Ils sont réalisés avec le souci constant d'améliorer le dispositif de surveillance de la qualité de l'air en France en apportant un appui scientifique et technique au MEDDE et aux AASQA.

L'objectif principal du LCSQA est de participer à l'amélioration de la qualité des mesures effectuées dans l'air ambiant, depuis le prélèvement des échantillons jusqu'au traitement des données issues des mesures. Cette action est menée dans le cadre des réglementations nationales et européennes mais aussi dans un cadre plus prospectif destiné à fournir aux AASQA de nouveaux outils permettant d'anticiper les évolutions futures.

TABLE DES MATIERES

RESUME	7
REMERCIEMENTS ET COLLABORATIONS.....	8
1. INTRODUCTION	9
2. ETAT DE L'ART	10
2.1 France.....	10
2.1.1 PSQA 2011-2015.....	10
2.1.2 Enquête auprès de la CS « Benzène-HAP-Métaux »	11
2.1.2.1 Cas des HAP	11
2.1.2.2 Cas du benzène	11
2.1.2.3 Cas des métaux	12
2.1.3 Guide sur la planification de l'échantillonnage et la reconstitution de données .	12
2.2 Europe	12
2.3 Littérature scientifique.....	14
2.4 Bilan.....	15
3. METHODES ET RECOMMANDATIONS	16
3.1 Généralités	16
3.1.1 Cadre d'application	16
3.1.2 Résultats attendus.....	16
3.1.3 Objectifs de qualité	17
3.1.4 Modélisation ou estimation objective ?.....	17
3.1.5 Mesure indicative ou estimation objective ?.....	17
3.1.6 Estimation objective et maintien de sites de mesure fixe	18
3.2 Présentation des méthodes	19
3.2.1 Réalisation de mesures de moindre qualité que la mesure indicative	19
3.2.2 Mesures discontinues et application de méthodes de « reconstitution »	20
3.2.3 Construction d'une relation statistique	21
3.2.4 Utilisation de l'inventaire des émissions.....	22
3.2.5 Campagne d'échantillonnage et interpolation spatiale.....	23
3.2.6 Modélisation de la dispersion	24
3.2.7 Estimation d'une valeur de court terme ou d'un nombre de dépassements de seuil	24
3.2.7.1 Maximum journalier de la moyenne glissante sur 8 heures.....	25

3.2.7.2	Nombre de dépassements de seuil	26
3.3	Format des données	27
4.	CONCLUSIONS.....	27
5.	REFERENCES.....	28
6.	GLOSSAIRE	30
7.	LISTE DES ANNEXES	31

RESUME

Lorsqu'à l'issue de l'évaluation préliminaire ou de la révision régulière de cette évaluation, les niveaux de concentration d'un polluant dans une zone administrative de surveillance sont classés comme étant inférieurs au seuil d'évaluation inférieur, les Directives 2008/50/CE et 2004/107/CE autorisent une surveillance par estimation objective.

Le concept d'estimation objective n'est pas précisément défini dans la législation. Il sert à désigner différentes méthodes d'évaluation simplifiée de la qualité de l'air, fondées sur la mesure, le calcul, et/ou le jugement d'expert, et qui, par rapport à la mesure fixe et indicative ou à la modélisation, sont soumises à des exigences de qualité allégées. L'objectif de ces approches est de maintenir un suivi des concentrations et de leur évolution et de s'assurer que la classification de la zone reste valable.

A partir d'une revue des pratiques en France et à l'étranger, plusieurs méthodes d'estimation objective sont proposées, avec pour chacune des recommandations d'usage. Elles reposent sur des approches variées telles que l'exploitation statistique ou géostatistique de données de campagnes, la connaissance des émissions, ou une évaluation simplifiée de la dispersion. Il n'est pas question dans ce rapport de prescrire une méthode unique mais de plutôt définir un cadre minimal de pré-requis pour ce type de surveillance. Ce document pourra évoluer en fonction de l'expérience acquise.

REMERCIEMENTS ET COLLABORATIONS

Le LCSQA remercie les membres du groupe pilote IPR*, et en particulier les représentants allemands et espagnols de ce groupe, de lui avoir fait part de leur expérience en matière d'estimation objective.

** groupe de pays pilotes pour la mise en œuvre des nouvelles modalités de rapportage*

1. INTRODUCTION

Comme il est précisé dans les Directives européennes 2008/50/CE (Articles 6 et 9) et 2004/107/CE (Article 4), les méthodes d'évaluation de la qualité de l'air sont définies par zone administrative de surveillance (ZAS) et par polluant. Si des seuils d'évaluation s'appliquent au polluant considéré, le choix des méthodes tient compte du classement de la ZAS par rapport à ces derniers. Pour l'anhydride sulfureux, le dioxyde d'azote et les oxydes d'azote, les particules, le plomb, le benzène, le monoxyde de carbone, l'arsenic, le cadmium, le nickel et le benzo[a]pyrène, il est possible de limiter la surveillance à des techniques de modélisation ou d'estimation objective dès lors que le niveau de pollution dans la zone est classé inférieur au seuil d'évaluation inférieur (SEI).

Il n'existe pas de définition réglementaire unique de l'estimation objective.

Dans la Décision européenne du 12 décembre 2011 concernant la déclaration des données et l'échange d'informations sur la qualité de l'air, sont définies comme données d'estimation objective « *les informations relatives au niveau de concentration ou de dépôt d'un polluant spécifique obtenues par **analyse d'expert, éventuellement à l'aide d'outils statistiques*** ».

Le guide qui accompagne cette Décision (dit « guide IPR¹ », 2013) décrit les techniques d'estimation objective comme des « **méthodes mathématiques fondées sur une connaissance scientifique de la distribution des concentrations** » et qui permettent de calculer les concentrations à partir de valeurs mesurées en d'autres lieux ou à d'autres moments.

L'arrêté français du 21 octobre 2010 (Article 2) définit l'estimation objective comme « **la mise en œuvre de toute méthode formalisée permettant d'estimer l'ordre de grandeur des concentrations en polluants en un point donné ou sur une aire géographique sans nécessairement recourir à des outils mathématiques complexes ou aux équations de la physique** ».

Ces définitions variables montrent que l'estimation objective est un concept large, sans contour précis. Peut être ainsi qualifiée d'estimation objective toute méthode simplifiée d'évaluation de la qualité de l'air, pourvu que les résultats obtenus soient conformes aux objectifs de qualité des Directives 2008/50/CE (Annexe I) et 2004/107/CE (Annexe IV).

L'analyse des programmes régionaux de surveillance de la qualité de l'air (PSQA) 2011-2015 ainsi qu'une enquête réalisée auprès de la Commission de Suivi « Benzène-HAP-Métaux » montrent qu'une majorité d'AASQA a recours à l'estimation objective sans pour autant s'accorder sur la méthodologie. Le présent document a pour objet d'harmoniser les pratiques et d'orienter les AASQA dans le choix d'approches adaptées à leurs problématiques et à leurs données. La définition de l'estimation objective étant ouverte, le travail consiste à faire, dans une première partie, un état des lieux des méthodes exploitées en France et à l'étranger puis à proposer, dans une seconde partie, différentes

¹ Implementing provisions on reporting

méthodes assorties de recommandations. L'étude portait initialement sur les polluants CO, SO₂, benzène, HAP et métaux lourds. Toutefois, les méthodes proposées étant génériques, elles pourront s'appliquer à d'autres polluants.

Les seuils d'évaluation inférieurs et supérieurs sont rappelés en annexe 1. La définition des différentes méthodes de surveillance, reprise du guide de 2015 sur la conception, l'implantation et le suivi des stations, est fournie en annexe 2. Un exemple d'application concernant le SO₂, tiré d'une étude LCSQA, est présenté en annexe 3.

2. ETAT DE L'ART

2.1 France

L'état des pratiques françaises repose sur deux sources : les PSQA 2011-2015 élaborés par les AASQA et analysés par le LCSQA en 2012 (Delias et Miramon, 2012) et une enquête effectuée auprès de la Commission de Suivi « Benzène-HAP-Métaux » en 2013 (Albinet, 2013). L'estimation objective est interprétée et mise en œuvre de manière diverse selon les AASQA. Il n'existe pas non plus de démarcation tranchée entre l'estimation objective et les autres méthodes complémentaires de surveillance (mesure indicative, modélisation).

A cet état des lieux s'ajoutent les études et recommandations du groupe de travail *Plans d'échantillonnage et reconstitution des données* (2008).

2.1.1 PSQA 2011-2015

Dans certaines régions, est qualifiée d'estimation objective une surveillance par échantillonneurs passifs dont les critères ne répondent pas à ceux des directives européennes pour la mesure fixe ou indicative (surveillance du benzène dans une zone urbaine régionale par exemple). D'autres AASQA mentionnent l'utilisation des inventaires d'émissions, seule (trois AASQA) ou combinée à de la modélisation et de la géostatistique (une AASQA). Sous l'appellation « estimation objective » est également comptée la stratégie qui consiste à maintenir une mesure fixe de CO ou de SO₂ sur un site de proximité afin d'en déduire les plus faibles valeurs sur le reste de la région (une AASQA).

2.1.2 Enquête auprès de la CS « Benzène-HAP-Métaux »

L'enquête était orientée sur les polluants traités par la CS, à savoir le benzène, les HAP et les métaux lourds. Sur les 15 AASQA qui participent à la CS, quatre d'entre elles déclarent ne pas avoir de méthode d'estimation objective clairement définie. Egalement, quatre AASQA déclarent ne pas recourir à l'estimation objective (une seule déclare n'avoir ni méthode définie ni usage de l'estimation objective). Le fait qu'une AASQA ne pratique pas l'estimation objective peut s'expliquer par plusieurs raisons : d'autres méthodes d'évaluation sont employées, telles que la modélisation ou la mesure indicative, ou bien les évaluations préliminaires ne sont pas encore terminées.

Quand une méthode d'estimation objective est utilisée et/ou définie, elle se fonde essentiellement sur de la mesure. Elle peut être complétée par de la modélisation ou se référer à un inventaire/cadastre d'émissions afin de choisir les points de mesure les plus pertinents et extrapoler de façon spatio-temporelle sur les zones où les émissions sont à priori équivalentes ou plus faibles.

2.1.2.1 Cas des HAP

Hormis quelques mesures en HAP, aucune méthode d'estimation objective n'est employée ou décrite pour cette famille de polluants.

2.1.2.2 Cas du benzène

Pour le benzène, deux méthodologies sont généralement décrites :

- La première s'appuie uniquement sur de la mesure indicative mise en œuvre lors de campagnes de mesures ponctuelles de courte durée et de façon régulière (2 semaines par saison par exemple) sur les zones concernées. Les mesures sont généralement réalisées au moyen de tubes passifs mais une AASQA fait aussi état d'une surveillance continue par analyseur automatique.
- La deuxième méthodologie combine des mesures, fixes ou indicatives, avec soit un inventaire d'émissions, soit de la modélisation.

L'analyse de l'inventaire permet de cerner les secteurs géographiques présentant les émissions les plus élevées. Des mesures sont réalisées dans ces zones afin d'y évaluer les concentrations de polluants. Ces résultats sont alors extrapolés sur le reste du domaine. En effet, si les concentrations observées sur les zones les plus émettrices sont largement inférieures au SEI, le risque de dépassement dans les zones de moindres émissions est a priori très faible et les concentrations elles aussi très inférieures au SEI.

Dans le cas où un inventaire d'émissions n'est pas disponible, ce type de raisonnement est appliqué en utilisant la connaissance et l'expertise locales pour le choix de l'implantation des sites de mesures.

En ce qui concerne la modélisation, elle sert à compléter l'information obtenue ponctuellement par la mesure.

2.1.2.3 Cas des métaux

Les méthodologies d'estimation objective reposent également sur de la mesure, en lien avec les inventaires d'émissions ou l'identification des industries dans la zone concernée. L'utilisation de la modélisation n'est pas mentionnée.

De façon générale, les mesures sont réalisées dans des zones urbaines à proximité des zones industrielles (zones sous influence industrielle) de façon continue ou discontinue. Le choix des sites de mesure est guidé par les inventaires d'émissions ou la connaissance des zones industrielles les plus émettrices. Ces mesures peuvent être complétées par des campagnes de mesures ponctuelles mais régulièrement réparties sur l'année (x semaines par an), en des lieux plus éloignés des principales sources d'émission. Si l'implantation de ces sites instrumentés de façon récurrente est principalement de typologie urbaine, les campagnes de mesures peuvent néanmoins concerner toutes les ZAS.

Ainsi, sachant que les métaux sont majoritairement émis par des sources fixes (industries), il est également admis que si les niveaux de concentrations observés sur les zones industrielles ou sous influence industrielle sont largement inférieurs au SEI, à priori, les risques de dépassement sur les autres zones sont très faibles et les concentrations largement inférieures au SEI.

2.1.3 Guide sur la planification de l'échantillonnage et la reconstitution de données

Les travaux du GT *Plans d'échantillonnage et reconstitution de données* (2008) ont permis de faire des préconisations sur l'élaboration et l'exploitation de campagnes de mesure. Le guide issu de ces travaux fournit des recommandations méthodologiques sur :

- l'élaboration d'un plan d'échantillonnage temporel en fonction d'un niveau de précision visé ;
- l'estimation d'une concentration moyenne annuelle et de son incertitude à partir des données de campagne et d'éventuelles variables auxiliaires.

Toute moyenne annuelle estimée d'après les méthodes proposées (moyenne pondérée suivant la théorie des sondages ou la norme 9359 ; moyenne estimée par régression) relève, selon l'incertitude associée, de la modélisation ou de l'estimation objective².

2.2 Europe

Les procédures concernant la transmission des données de qualité de l'air et la documentation qui s'y rapporte ne contiennent pas d'exigences précises sur l'estimation objective mais fournissent des orientations à titre d'exemple. Les propositions de la Commission Européenne (guide IPR, 2013) et de l'Agence Européenne pour l'Environnement (Bush, 2013) montrent là encore une variété d'approches et l'absence de distinction nette entre mesure indicative, modélisation et estimation objective.

² Réponse du GT *Stratégie*, sollicité en 2008 sur le statut des données reconstituées

Parmi les exemples avancés, on relèvera les méthodes suivantes :

- Interpolation linéaire, avec l'hypothèse que les concentrations varient de façon régulière ;
- Ajustement de résultats de modélisation ;
- Campagnes de courte durée, éventuellement combinées à des données colocalisées ;
- Combinaison d'inventaires d'émissions et de mesures disparates, effectuées dans les zones de plus forte émission ;
- Mesures en un même site partagées par plusieurs zones ;
- Utilisation de relations empiriques.

En outre, à l'occasion de ses activités européennes, le LCSQA a recueilli des informations auprès de plusieurs Etats Membres. Celles-ci sont résumées dans le tableau ci-après.

Tableau 1 : Méthodes d'estimation objective utilisées par d'autres Etats Membres

Polluants mentionnés dans les exemples présentés	Méthodes	Référence
Allemagne		
CO, SO ₂ , C ₆ H ₆ Pb, As, Cd, Ni B[a]P	Utilisation de mesures réalisées antérieurement sur un site représentatif de la zone* et prise en compte de l'évolution des émissions. (* Nombre d'années de mesure utilisées : d'au moins un an à plusieurs années selon l'historique disponible) Le cas échéant, prise en compte des mesures effectuées dans d'autres zones sur l'année considérée.	Documents transmis par le ministère allemand chargé de l'environnement
	Expertise fondée sur les mesures réalisées dans des zones d'émissions et de conditions de dispersion similaires.	
Royaume-Uni		
CO	Expertise fondée sur les mesures réalisées dans d'autres zones, en tenant compte des émissions et de l'évolution de ces dernières.	RICARDO-AEA, 2013. Technical report on UK supplementary assessment under the Air Quality Directive (2008/50/EC), the Air Quality Framework Directive (96/62/EC) and Fourth Daughter Directive (2004/107/EC) for 2012
NO ₂	Utilisation d'une relation linéaire <i>Quantile élevé – Moyenne annuelle</i> pour estimer le nombre de dépassements.	
Suède		
Divers	Expertise fondée sur l'utilisation de mesures ponctuelles, la comparaison à des lieux similaires, la connaissance des	Swedish Environmental

Polluants mentionnés dans les exemples présentés	Méthodes	Référence
	émissions...	<i>Protection Agency Code of Statutes, 2010</i>
<i>Espagne</i>		
B[a]P	Campagnes de mesure de courte durée, avec des exigences en matière de couverture temporelle, taux de saisie et qualité de mesure inférieures à celles de la mesure indicative. Dans l'exemple fourni, des mesures de B[a]P ont été réalisées en 23 points de la région de Valence, au cours de 3 à 12 journées par an selon les sites.	<i>Informations transmises par le ministère espagnol chargé de l'environnement</i>
Divers	Campagnes de mesure par moyen mobile en plusieurs points de la région. L'incertitude de mesure répond aux exigences de la mesure fixe ou indicative mais les exigences de qualité sont moindres pour la couverture temporelle et le taux de saisie.	
NO ₂ , NH ₃	Mesures par tubes à échantillonnage passif en plusieurs points. Dans l'exemple fourni, des mesures de NO ₂ sont effectuées en 40 points de l'unité urbaine de Palma (fond et trafic) pendant quatre fois une semaine.	
	Autres méthodes citées : interpolation linéaire, utilisation des inventaires d'émissions, exploitation de mesures situées dans d'autres zones	

2.3 Littérature scientifique

Dans la littérature, les études d'estimation objective des concentrations de polluants atmosphériques s'appuient essentiellement sur des régressions multilinéaires qui relient les concentrations des polluants à estimer avec d'autres concentrations ou des variables météorologiques.

Arruti et al. (2011) ont travaillé sur l'estimation objective des concentrations annuelles des métaux lourds (Pb, As, Ni et Cd) dans les PM₁₀ sur quatre sites de mesure du nord de l'Espagne. Pour ce faire, ils ont réalisé une régression multilinéaire et une régression sur composantes principales avec des données météorologiques (température, précipitations, humidité relative, direction du vent), des données de concentrations (PM₁₀, NO_x, SO₂, O₃) et en prenant en compte l'effet de la période étudiée (saison, semaine ou week-end, épisode de poussières sahariennes).

Cette étude montre que sur les sites étudiés la méthode de régression multilinéaire fournit de meilleurs résultats que la méthode fondée sur une analyse en composantes principales. Les modèles développés spécifiquement pour chaque site sont similaires et reproduisent assez bien les séries temporelles des concentrations mesurées.

Santos et Fernández-Olmo (2013) ont poursuivi ce travail avec la mise en œuvre d'une régression PLS. Les performances sont comparables à celles de la régression multilinéaire.

Banerjee et al. (2011) ont recherché une relation, sur un site de mesure en Inde, entre les concentrations mensuelles de SO₂, NO₂ et de particules et des données météorologiques mensuelles telles que la température, la vitesse du vent, les précipitations et l'humidité relative.

L'étude des corrélations entre les variables prises deux à deux a montré une seule corrélation négative et significative entre la concentration de particules et la température. D'autres études menées sur d'autres sites de mesures en Inde affichent des résultats de corrélation très différents, laissant ainsi apparaître un fort lien entre les corrélations établies et le site de mesure sur lequel l'étude a été menée.

La régression multilinéaire a permis d'élaborer un modèle propre à chacun des polluants. Les modèles proposés dans cette étude sont évalués par une comparaison statistique avec des données de mesure.

Vlachokostas et al. (2011) ont travaillé sur l'estimation des concentrations de benzène en proximité automobile sur une rue d'Athènes. Grâce à des techniques de régression multiple, ils ont étudié les liens possibles entre les données de concentrations horaires de benzène et de CO, NO_x et SO₂. Une relation linéaire entre le benzène et le CO dans la rue étudiée a été mise en évidence. Cette relation est confirmée sur les 11 stations AirBase de proximité trafic fournissant des données horaires de benzène et de monoxyde de carbone.

2.4 Bilan

Cet état des lieux montre une diversité d'approches dont certaines ressortent toutefois de manière récurrente :

- Etude de l'historique de mesure,
- Mise en œuvre de campagnes de mesure,
- Prise en compte des émissions et de leur évolution ; extrapolation spatio-temporelle à partir de l'inventaire,
- Raisonnement par analogie, en fonction de lieux similaires,
- Elaboration de relations statistiques simples,
- Interpolation spatiale, géostatistique.

3. METHODES ET RECOMMANDATIONS

3.1 Généralités

3.1.1 Cadre d'application

A partir de l'état des lieux précédent, différentes méthodes d'estimation objective de la qualité de l'air sont proposées. **Elles s'appliquent aux ZAS et aux polluants pour lesquels les concentrations sont classées comme étant « inférieures au SEI », ce qui suppose que l'évaluation préliminaire a été préalablement réalisée selon les exigences réglementaires et les recommandations en vigueur.** Dans les autres cas (c'est-à-dire lorsque les concentrations sont comprises entre le SEI et le SES ou sont supérieures au SES), l'estimation objective peut être employée à titre complémentaire mais elle ne sera pas déclarée comme moyen de surveillance.

3.1.2 Résultats attendus

Etant donné une ZAS et un polluant classés sous le SEI, l'estimation objective a pour fin d'approcher les concentrations de ce polluant sur cette ZAS de manière :

- à garantir une surveillance minimale sur le long terme ;
- à vérifier que la classification en cours reste pertinente.

Les variables estimées seront :

- **dans tous les cas, la concentration moyenne annuelle ;**
- la concentration moyenne hivernale en ce qui concerne le SO₂ pour la protection de la végétation ;
- **le cas échéant, les statistiques correspondant au SEI considéré ou une approximation de ces statistiques :**
 - le maximum journalier de la moyenne glissante sur 8 heures (cas du CO)
 - le nombre de dépassements d'un seuil horaire ou journalier ou un indicateur de ce nombre (cas du SO₂).

La description des méthodes est orientée sur l'estimation de la moyenne annuelle. Le cas des statistiques de court terme pour la surveillance du CO et du SO₂ est traité dans un paragraphe spécifique.

3.1.3 Objectifs de qualité

D'après les objectifs de qualité de la Directive 2008/50/CE, l'incertitude de l'estimation objective est définie comme l'écart maximal entre les niveaux de concentration mesurés et calculés, sur la période considérée pour la valeur limite ou la valeur cible, sans tenir compte de la chronologie des événements. **Elle ne doit pas excéder 75% pour les polluants SO₂, NO₂, NO_x, O₃ et CO et 100% pour le benzène, les particules (PM₁₀ et PM_{2,5}) et le plomb.** La Directive 2004/107/CE ne fixe pas d'incertitude maximale pour l'estimation objective. **A défaut, la limite de 100% fixée pour les PM, le plomb et le benzène sera appliquée pour les HAP et l'ensemble des métaux lourds.**

Toute évaluation de la qualité de l'air par estimation objective s'accompagnera d'une estimation de l'incertitude à l'aide des mesures disponibles. S'il est besoin, les données de mesure d'une autre zone ou d'une période antérieure seront exploitées.

3.1.4 Modélisation ou estimation objective ?

Notons que les textes en vigueur ne permettent pas de tracer de frontière précise entre modélisation et estimation objective. Toutefois, afin de s'accorder au mieux avec les définitions existantes (voir notamment l'annexe 2), le terme de modélisation sera généralement réservé :

- aux simulations numériques des phénomènes de transport et de transformation chimique des polluants ;
- aux méthodes statistiques ou géostatistiques qui combinent des résultats de telles simulations avec des données de mesure fixe ou indicative ;
- plus largement, aux modélisations statistiques ou géostatistiques multivariées dont le résultat est une estimation spatiale ou spatio-temporelle de la qualité de l'air, et qui remplissent les conditions suivantes: elles sont construites à partir de mesures fixes ou indicatives et reposent sur une étude approfondie de la variabilité des données.

En revanche, dans la mesure où ils ne rendent pas compte en détail des processus en jeu, l'usage de modèles empiriques ou paramétriques simplifiés, l'élaboration de relations statistiques simples et le krigeage, lorsqu'il ne satisfait pas aux conditions précédentes, seront qualifiés d'estimation objective.

Dans les cas douteux, l'utilisateur tranchera d'après une analyse préliminaire de l'incertitude associée à la méthode (comparaison à des mesures fixes).

3.1.5 Mesure indicative ou estimation objective ?

D'après le bilan des pratiques (cf. §2.1), les AASQA identifient parfois mesure indicative et estimation objective. La distinction entre les deux catégories est délicate lorsque des données produites selon les exigences de la mesure indicative font l'objet d'un traitement statistique.

En réponse à une question du GT *Plans d'échantillonnage et reconstitution des données*, le GT *Stratégie* a statué en 2008 que le résultat des méthodes dites de « reconstitution » relevait uniquement de la modélisation ou de l'estimation objective et non de la mesure fixe ou indicative (et ce, même si les mesures couvrent plus de 14% de l'année).

Ainsi, conformément à cette décision, est définie comme mesure indicative toute mesure qui respecte les conditions d'échantillonnage (répartition régulière sur l'année) et les objectifs de qualité des Directives³, et pour laquelle les calculs de statistiques, et en particulier celui de la moyenne annuelle, sont réalisés selon les règles européennes d'agrégation (guide IPR, 2013⁴). D'après ces règles, la moyenne annuelle s'obtient :

- pour des mesures automatiques, comme la moyenne arithmétique des données,
- pour des mesures manuelles, comme la moyenne des données, pondérée par la durée de prélèvement.

Pour tout autre type de pondération ou tout autre mode de calcul de la moyenne annuelle, et même si les données répondent aux critères de la mesure indicative, la méthode de surveillance doit être qualifiée de modélisation ou d'estimation objective, selon l'incertitude attribuée au résultat. Ce cas de figure est décrit au paragraphe 3.2.2.

3.1.6 Estimation objective et maintien de sites de mesure fixe

La mise en œuvre de certaines méthodes (cf. §3.2.3) et l'évaluation de l'incertitude des résultats nécessitent le maintien de sites de mesure fixe sur l'ensemble du territoire, en des lieux caractéristiques du polluant considéré. Les données d'un même site pourront servir à la surveillance par estimation objective dans plusieurs ZAS.

Ce réseau minimum de surveillance sera choisi,

- en tenant compte, le cas échéant, des points de mesure fixe que la législation exige de conserver dans certaines ZAS (niveaux supérieurs au SES) ;
- de manière à représenter les situations les plus influencées par les sources et des situations plus caractéristiques de la pollution en général.

Sa densité et sa répartition géographique seront définies pour chaque polluant concerné dans le cadre des travaux du LCSQA (2015) relatifs au dimensionnement du dispositif de mesure et à l'élaboration des PRSQA.

³ Directive 2008/50/CE, Annexe I et Directive 2004/107/CE, Annexe IV

⁴ Règles reprises dans le guide LCSQA à paraître (2015). *Calcul des statistiques relatives à la surveillance de la qualité de l'air - Définitions, critères et règles de calcul*. Version provisoire (mars 2014) disponible sur le site du LCSQA, http://www.lcsqa.org/instance_pilotage/comites_pilotage.

3.2 Présentation des méthodes

3.2.1 Réalisation de mesures de moindre qualité que la mesure indicative

- Description

Il s'agit de mesures effectuées dans des conditions moins contraignantes que la mesure indicative. Peuvent entrer par exemple dans cette catégorie une mesure en continu réalisée selon une méthode peu précise (dont l'incertitude ne respecte pas les objectifs de qualité de la mesure indicative mais ceux de l'estimation objective) ou encore une mesure discontinue de couverture temporelle inférieure à 14%.

L'échantillonnage sera toutefois conduit rigoureusement, conformément aux recommandations suivantes :

- Echantillonnage spatial :

Au minimum, les mesures seront réalisées au(x) point(x) supposé(s) de plus forte concentration (préalablement identifiés à l'aide d'éléments tels que l'inventaire des émissions, des mesures antérieures, l'analyse des conditions de dispersion, une modélisation préliminaire de la dispersion, etc.).

- Echantillonnage temporel :

En cas de mesures discontinues, il est conseillé de planifier l'échantillonnage selon les recommandations méthodologiques du GT *Plans d'échantillonnage et reconstitution des données* (2008). Une ou plusieurs séries de référence issues de sites encore en fonctionnement (dans une ZAS voisine par exemple) ou extraites de l'historique de mesure pourront être exploitées à cette fin.

- Résultat

La concentration moyenne annuelle (ou hivernale : cas du SO₂ pour la protection de la végétation) sera estimée en chaque point à partir des données d'échantillonnage :

- soit par une simple moyenne arithmétique, éventuellement pondérée par la durée de prélèvement (cas des données manuelles)⁵ ; les données devront alors se répartir régulièrement sur l'année ;
- soit par des méthodes d'estimation statistique, comme celles qui sont décrites dans le guide du GT *Plans d'échantillonnage et reconstitution des données* (2008) : voir alors le paragraphe suivant (§3.2.2).

- Evaluation de l'incertitude

L'incertitude peut être évaluée de deux manières :

⁵ Cf. note 4

- En plus des points considérés pour l'estimation objective, l'échantillonnage est effectué en parallèle de mesures fixes existantes de typologie similaire. Les moyennes annuelles déduites des données d'échantillonnage sont comparées aux moyennes annuelles issues de la mesure fixe. Cette comparaison n'est pas nécessairement réalisée chaque année mais à fréquence régulière (par exemple, tous les cinq ans).
- Le plan d'échantillonnage est simulé sur des séries de données de mesure fixe de typologie similaire, disponibles sur les années passées ou sur l'année considérée. Le résultat de l'estimation est comparé à la moyenne réelle. Si la technique de mesure employée pour la campagne d'échantillonnage est identique ou équivalente à la méthode de mesure fixe, cette approche fournit une appréciation correcte de l'incertitude. Si ce n'est pas le cas, elle ne rend compte que de l'incertitude liée au plan d'échantillonnage temporel.

3.2.2 Mesures discontinues et application de méthodes de « reconstitution »

- Description

Le terme de « reconstitution » tel qu'il est employé par le GT Plans d'échantillonnage et reconstitution des données désigne l'estimation statistique d'une concentration moyenne annuelle à partir d'un échantillon de données (cf. 3.2.1).

On se référera notamment aux méthodes recommandées par le GT (voir guide de 2008), dont le résultat est une concentration estimée, assortie d'une incertitude. Ces méthodes s'appliquent à des échantillonnages répartis régulièrement ou irrégulièrement dans le temps. Elles consistent à estimer une moyenne annuelle soit par moyenne pondérée (méthode «des plans de sondage » et méthode « ISO »), soit par régression. Dans le premier cas, l'estimation peut être corrigée (« redressée) par l'exploitation de variables de référence; dans le second cas, elle repose à part entière sur des variables explicatives. Si elles sont suffisamment corrélées aux données d'échantillonnage, des séries continues issues de sites en fonctionnement peuvent servir comme telles variables (par exemple : mesures du même polluant effectuées dans une ZAS voisine, mesures d'autres polluants de variabilité temporelle similaire...)

- Résultat

La concentration moyenne annuelle (ou hivernale : cas du SO₂ pour la protection de la végétation) sera calculée en chaque point de mesure selon la méthode d'estimation employée.

- Evaluation de l'incertitude

Les moyennes annuelles estimées selon les méthodes recommandées par le GT s'accompagnent d'une valeur d'incertitude. Il s'agit néanmoins d'une incertitude estimée qui, même si elle renseigne utilement sur la précision du résultat, ne répond pas exactement à la définition des Directives.

Outre ce calcul d'incertitude, on se référera donc aux deux approches mentionnées précédemment (§3.2.1).

Construction d'une relation statistique

- Description

Sont ici concernées les méthodes permettant d'élaborer une relation statistique simple entre les concentrations du polluant d'intérêt et une ou plusieurs variables explicatives. Il est généralement fait usage de la régression linéaire multiple.

Selon la nature des données disponibles et les corrélations préalablement mises en évidence, différentes approches sont possibles :

1. Construction d'une relation site par site au moyen d'un historique de données variables dans le temps. Exemple : expression de la concentration moyenne journalière en un point en fonction des concentrations d'autres polluants, de paramètres météorologiques, d'émissions variables dans le temps, etc.
2. Construction d'une relation moyenne unique à partir de données variables dans l'espace (i.e. recueillies en plusieurs sites). Exemple : expression de la concentration moyenne annuelle, éventuellement d'un quantile, en fonction des concentrations d'autres polluants, des émissions totales annuelles, de la densité d'urbanisation ou de population, de la topographie, de données météorologiques moyennes, etc.

L'utilisateur répartira les données en deux ensembles (par exemple 75%/25%) destinés respectivement à la construction du modèle (ensemble d'apprentissage) et à son évaluation (ensemble de validation). Dans la mise au point de ces relations, n'interviendront en outre que les variables explicatives dont la disponibilité est assurée pour les années suivantes.

Chaque année, l'estimation consistera à appliquer la ou les relations ainsi établies

- Résultat

Le résultat dépend de l'approche retenue.

- Dans le premier cas, les séries de données individuelles (journalières, mensuelles...) sont calculées en chaque site considéré afin d'en déduire la moyenne annuelle.
- Dans le second cas, la moyenne annuelle est estimée directement sur un ensemble de points caractéristiques de la ZAS, au minimum les anciens sites de mesure et les points supposés de plus forte concentration.

- Evaluation de l'incertitude

Le ou les modèles statistiques construits sur les données d'apprentissage seront appliqués aux données de validation. Les moyennes annuelles estimées par ces modèles seront comparées aux moyennes annuelles effectivement mesurées.

Si des mesures fixes restent actives dans le domaine considéré, les données correspondantes seront employées comme données de validation afin de contrôler annuellement l'incertitude.

3.2.3 Utilisation de l'inventaire des émissions

Remarque : il s'agit ici d'une simplification de la précédente approche, qui suppose l'existence d'un lien fort entre les concentrations et un seul type de variable: les émissions locales.

- Description

Cette méthode consiste à établir des comparaisons en fonction des données d'émissions et à en déduire un ordre de grandeur des concentrations.

Pour une plus juste appréciation des niveaux de pollution, il est conseillé de combiner deux approches (comparaison dans le temps et comparaison dans l'espace). En un point d'observation où l'estimation objective a remplacé la mesure, les concentrations y sont approchées :

- en considérant les valeurs mesurées dans le passé et l'évolution temporelle des émissions ;
- en considérant les valeurs mesurées en un site en fonctionnement (mesure fixe) et les différences d'émissions entre les deux sites.

Afin de prendre en compte plusieurs échelles d'influence, les émissions sont cumulées dans différents rayons autour des points (par exemple de 500 m à 10 km).

Cette analyse suppose une mise à jour régulière de l'inventaire des émissions. Dans la comparaison entre sites, elle tiendra également compte de la configuration géographique et des conditions de dispersion.

En complément, et à titre de vérification, il est conseillé d'étendre la seconde approche (i.e. analyse spatiale) à un plus grand nombre de points répartis dans la ZAS (i.e. à des points autres que les anciens points de mesure).

- Résultat

Cette méthode permet d'approcher la concentration moyenne annuelle (éventuellement saisonnière) ou de fournir un intervalle de valeur déduit des mesures passées ou existantes.

- Evaluation de l'incertitude

La fiabilité de la méthode sera évaluée en appliquant le même raisonnement à des années antérieures ou à d'autres ZAS pour lesquelles on dispose de mesures fixes (utilisées comme données de validation).

3.2.4 Campagne d'échantillonnage et interpolation spatiale

- Description

Cette méthode est le plus souvent employée dans les zones non couvertes par la mesure fixe ou la modélisation, en particulier dans les petites et moyennes agglomérations. Elle consiste en :

- une campagne de mesure par échantillonnage passif ;
- l'interpolation des concentrations à partir des données d'échantillonnage.

Sa mise en œuvre s'accompagne des recommandations suivantes.

- Echantillonnage spatial :

Les points de mesure se répartiront sur l'ensemble du domaine, de manière à couvrir à la fois l'espace géographique et l'espace des variables d'influence (i.e. toute la gamme des valeurs prises par ces variables : émissions, densité de population, etc.). On pourra se référer aux recommandations du LCSQA (Wroblewski et al., 2007 ; Fouquet et al., 2008 ; Faucheux et al., 2009 ; Malherbe et al., 2009 et 2010).

- Echantillonnage temporel :

Afin de pouvoir estimer une concentration moyenne annuelle, les concentrations seront mesurées en différentes périodes de l'année. On pourra s'aider des recommandations du GT *Plans d'échantillonnage et reconstitution de données* (cf. 3.2.1 et 3.2.2).

- Interpolation :

L'interpolation s'effectuera préférentiellement par krigeage, technique d'estimation largement éprouvée en qualité de l'air. Le principe et l'utilisation du krigeage sont décrits dans de nombreuses publications du LCSQA et des AASQA (voir par exemple de Fouquet et al., 2007 ; Wroblewski et al., 2007 ; Malherbe et Cárdenas, 2005 ; Malherbe et Rouil, 2003).

- Résultat

Les concentrations moyennes annuelles (éventuellement saisonnières) seront cartographiées sur un maillage régulier ou irrégulier, qui sera défini selon la dimension du domaine et les caractéristiques des données (résolution, variabilité).

- Evaluation de l'incertitude

La validation croisée permet de vérifier la pertinence du modèle géostatistique et de contrôler l'erreur d'interpolation. En revanche, du fait qu'elle n'utilise que les données de tubes, elle ne renseigne pas sur les écarts par rapport à la mesure fixe.

Outre la validation croisée, si un ou plusieurs points de mesure fixe sont présents dans le domaine d'étude, les moyennes annuelles seront estimées en ces points par interpolation et comparées aux valeurs mesurées. Dans le cas contraire, cette comparaison sera faite à partir de campagnes de mesure et d'études cartographiques conduites sur d'autres périodes ou d'autres zones (en justifiant que les résultats sont transposables dans la ZAS d'intérêt).

3.2.5 Modélisation de la dispersion

- Description

Cette catégorie regroupe les méthodes de simulation qui, du fait d'une représentation simplifiée des phénomènes ou d'insuffisances dans les données d'entrée, ne satisfont pas aux exigences de qualité de la modélisation. Il peut s'agir par exemple :

- de modèles déterministes (à l'échelle nationale, régionale, urbaine, locale) ne répondant pas aux objectifs de qualité de la modélisation pour le polluant considéré ;
- de modèles paramétriques simplifiés reposant sur des bases de données d'observation ou de simulation.

- Résultat

Selon le type de modèle, les concentrations moyennes annuelles (éventuellement saisonnières) seront estimées sur un ensemble de points caractéristiques du domaine (au minimum les points supposés de plus forte concentration) ou cartographiées sur un maillage.

- Evaluation de l'incertitude

Si un ou plusieurs points de mesure fixe sont présents dans le domaine d'étude, les moyennes annuelles seront estimées en ces points et comparées aux valeurs mesurées. Dans le cas contraire, cette comparaison sera faite à partir de modélisations réalisées sur d'autres périodes ou d'autres zones, en justifiant que les résultats sont transposables dans la ZAS et la période concernées.

3.2.6 Estimation d'une valeur de court terme ou d'un nombre de dépassements de seuil

Lorsque le SEI s'exprime comme une valeur de court terme ou un nombre de dépassements de seuil, le rôle de l'estimation objective, outre l'estimation de la concentration moyenne annuelle, est de s'assurer que ce SEI n'est pas dépassé.

Sont principalement concernés le CO (SEI : 5 mg.m^{-3} pour le maximum journalier de la moyenne sur 8 heures) et le SO₂ (SEI pour la protection de la santé : au plus 3 dépassements de 50 µg.m^{-3} en moyenne journalière), comme il est détaillé ci-après.

3.2.6.1 Maximum journalier de la moyenne glissante sur 8 heures

Les possibilités suivantes correspondent aux méthodes précédemment décrites. Comme pour la moyenne annuelle, la fiabilité de la méthode est contrôlée à l'aide de données de mesure fixe.

- Premier cas : la méthode d'estimation objective permet de disposer de données horaires de CO (campagne de mesure, éventuellement modélisation de la dispersion, cf. §3.2.1, §3.2.2, §3.2.5) en un ou plusieurs sites, sur tout ou partie de l'année.

Le maximum journalier de la moyenne glissante sur 8 heures est calculé jour par jour sur la ou les séries obtenues afin d'être comparé au seuil de 5 mg.m^{-3} . En tenant compte de la représentativité temporelle et spatiale des données, le résultat de cette comparaison est généralisé à l'année entière et/ou à d'autres sites de la ZAS.

- Deuxième cas : l'estimation objective repose sur un ensemble de variables explicatives (cf. §0).

En chaque site considéré, on cherche à décrire le maximum journalier de la moyenne glissante sur 8 heures. La série obtenue est comparée au seuil.

- Troisième cas : l'estimation objective s'appuie sur une étude comparative qui tient compte de l'inventaire des émissions et de mesures recueillies au cours d'autres années et/ou en d'autres zones.

Le raisonnement adopté pour la concentration moyenne annuelle l'est aussi pour le maximum journalier de la concentration moyenne sur 8 heures.

Des analyses graphiques simples, fondées sur un historique de données de mesure fixe, peuvent être également conduites. Le graphe suivant en propose un exemple.

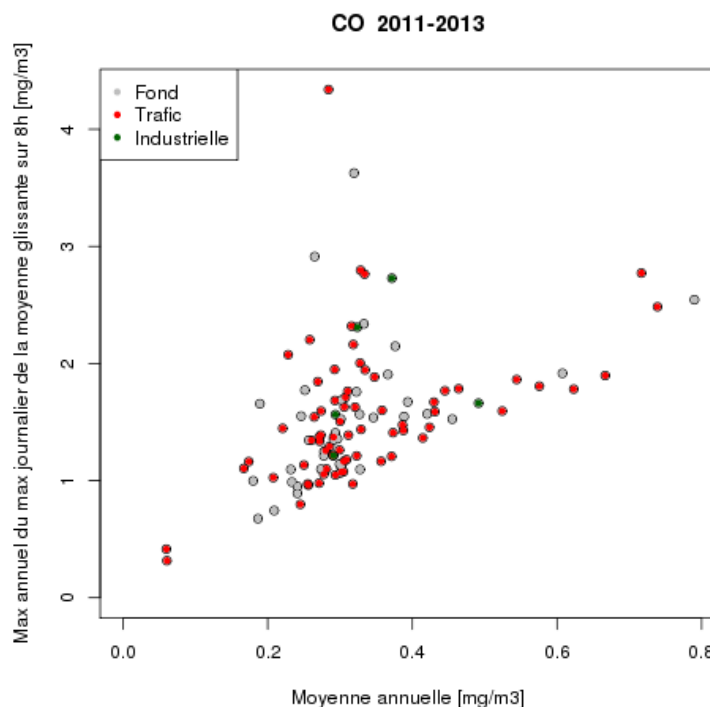


Figure 1 – Valeur annuelle la plus élevée du maximum journalier de la moyenne glissante sur 8 heures en fonction de la concentration moyenne annuelle. Graphique réalisé à partir des données de la base nationale sur les années 2011 à 2013. Aucun dépassement du SEI n'est observé. Ce constat peut être extrapolé sur les sites où la moyenne annuelle estimée est inférieure à $0,8 \text{ mg.m}^{-3}$.

3.2.6.2 Nombre de dépassements de seuil

L'estimation portera sur le nombre de dépassements du seuil de $50 \text{ } \mu\text{g.m}^{-3}$ ou sur un indicateur qui lui correspond. Dans le cas du SO_2 , il s'agit du quantile 99,2 qui, s'il est strictement supérieur à $50 \text{ } \mu\text{g.m}^{-3}$, suggère que ce seuil est dépassé plus de 3 fois.

Là où les méthodes utilisées pour l'estimation de la moyenne annuelle le seront, dans la mesure du possible, pour l'estimation de ces grandeurs. Leur aptitude pour ce type d'estimation sera contrôlée à l'aide de données de mesure fixe.

Le guide *Elaboration de plans d'échantillonnage temporel et reconstitution de données* (2008) présente notamment la façon d'adapter les techniques de reconstitution à l'estimation d'un quantile ou d'un nombre de dépassements de seuils. La difficulté est d'assortir l'estimation d'une précision. En ce qui concerne la régression multilinéaire, si par définition, cette méthode est appropriée pour une estimation en moyenne, la restitution des valeurs élevées est généralement plus problématique.

Comme en 3.2.6.1, l'exploitation de données historiques de mesure fixe peut aider à qualifier le risque de dépassement du SEI à partir d'une information sur la concentration moyenne annuelle (Figure 2).

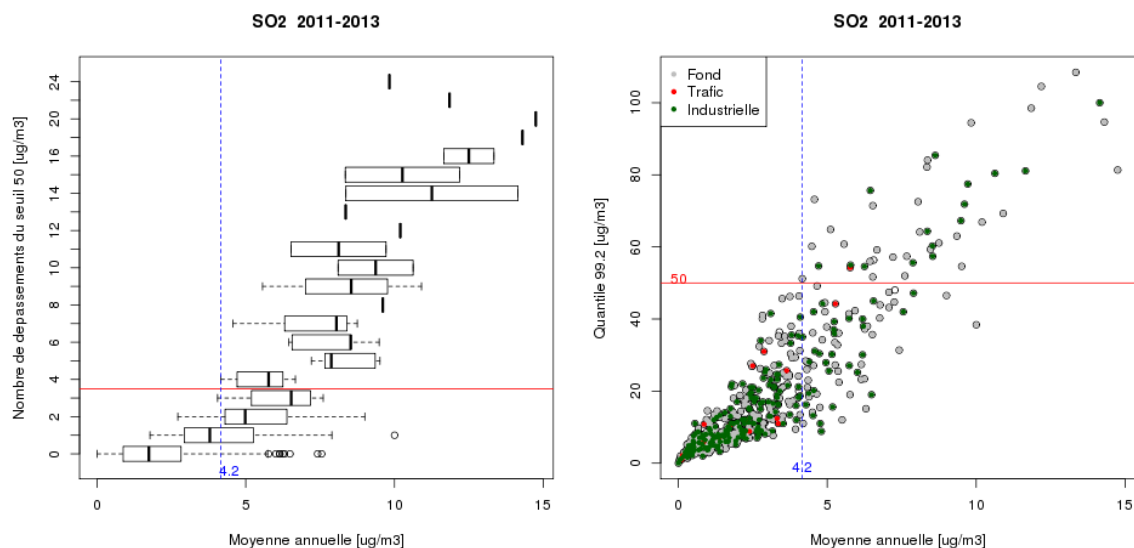


Figure 2 – Nombre de dépassements du seuil de $50 \mu\text{g.m}^{-3}$ en moyenne journalière (fig. de gauche) et quantile 99,2 des moyennes journalières (fig. de droite) en fonction de la concentration moyenne journalière. Graphique réalisé à partir des données de la base nationale sur les années 2011 à 2013. Pour toute station dont la moyenne annuelle est inférieure à $4 \mu\text{g.m}^{-3}$, quelle qu'en soit la typologie, aucun dépassement du SEI n'est observé. Ce constat peut être extrapolé sur les sites où la moyenne annuelle estimée est inférieure à $4 \mu\text{g.m}^{-3}$.

3.3 Format des données

Dans toutes les situations où l'estimation objective est déclarée comme moyen de surveillance, la Commission Européenne exige des informations sur les méthodes employées et la fourniture annuelle des résultats obtenus. Des précisions sur le format attendu par le LCSQA seront ajoutées en annexe après concertation avec les AASQA.

4. CONCLUSIONS

Dans les ZAS où les niveaux de pollution en autorisent l'application, l'estimation objective a une double fonction : maintenir un suivi de la qualité de l'air sur le long terme ; vérifier que les concentrations restent en deçà du SEI.

Le présent rapport ne constitue pas un recueil exhaustif des méthodes d'estimation objective ni ne prétend imposer une méthodologie unique. Partant d'un état des lieux relativement large (AASQA, Europe, littérature scientifique), il propose un certain nombre de méthodes qui, compte tenu des pratiques, de l'expérience acquise et des moyens et données disponibles dans les AASQA, apparaissent pertinentes pour la surveillance. Ces méthodes reposent sur la réalisation de campagnes de mesure, le plus généralement suivie d'un traitement statistique ou géostatistique des données, l'élaboration de relations statistiques, l'analyse de l'inventaire d'émissions ou encore l'usage de modèles de dispersion simplifiés. **Chaque AASQA est libre d'en retenir une ou plusieurs en fonction des conditions et des contraintes locales ; en revanche, il est nécessaire qu'elle s'y**

tienne durablement pour garantir une surveillance homogène dans le temps et une comparaison possible entre années. D'autres méthodes non répertoriées dans ce rapport peuvent être employées, à condition qu'elles soient décrites par l'AASQA et qu'elles répondent aux critères de qualité définis dans les Directives.

Conjointement avec l'application de ces différentes méthodes, le maintien d'un nombre limité de sites de mesure fixe est préconisé afin d'assurer la cohérence des résultats et d'en contrôler la précision. Les critères de sélection de ces sites seront déterminés par le LCSQA, en collaboration avec les AASQA, dans le cadre des travaux liés à l'élaboration des PRSQA .

Les données de surveillance obtenues par estimation objective et les informations associées seront transmises au LCSQA pour les besoins du rapportage. Le format de transmission sera précisé dans un document complémentaire qui sera annexé au présent rapport.

5. REFERENCES

Textes législatifs et réglementaires

Décision d'exécution de la Commission 2011/850/EU du 12/12/2011 portant modalités d'application des Directives 2004/107/CE et 2008/50/CE du Parlement européen et du Conseil concernant l'échange réciproque d'informations et la déclaration concernant l'évaluation de la qualité de l'air ambiant

Guide IPR (2013): Guidance on the Commission Implementing Decision laying down rules for Directives 2004/107/EC and 2008/50/EC of the European Parliament and of the Council as regards the reciprocal exchange of information and reporting on ambient air (Decision 2011/850/EU).

<http://ec.europa.eu/environment/air/quality/legislation/reporting.htm>

Arrêté du 21 octobre 2010 relatif aux modalités de surveillance de la qualité de l'air et à l'information du public (*Journal Officiel du 23 octobre 2010 - NOR: DEVE1016117A*)

Directive 2008/50/CE du Parlement européen et du Conseil du 21 mai 2008 concernant la qualité de l'air ambiant et un air pur pour l'Europe

Directive 2004/107/CE du Parlement européen et du Conseil du 15 décembre 2004 concernant l'arsenic, le cadmium, le mercure, le nickel et les hydrocarbures aromatiques polycycliques dans l'air ambiant

Autres publications

Albinet A., 2013. NOTE DU LCSQA – CS « Benzène – HAP – Métaux ». Bilan des méthodes d'estimation objective pour le benzène et les métaux. Ref : DRC-13-136147-02953A

Arruti A., Fernandez-Olmo I. et Irabien A., 2011. Assessment of regional metal levels in ambient air by statistical regression models. *Journal of Environment Monitoring*, 13, pp. 1991-2000.

Banerjee T., Singh S.B. et Srivastva R.K., 2011. Developement and performance evaluation of statistical models correlating air pollutants and meteorological variables at Pantnagar, India. *Atmospheric Research*, 99, pp. 505-517.

Bush T., 2014. Air quality e-reporting. Reporting schemes for supplementary assessment methods. 11th AQ e-Reporting pilot group meeting, 12-13 June 2014 (ETC/ECM – EEA presentation).

Delias M., Miramon M.-L., 2012. Synthèse nationale des PSQA et fiches de synthèse par thématique. Note de synthèse relative à l'analyse des PSQA 2011-2020.

Faucheux C., Fouquet (de) Ch., Cárdenas G., Malherbe L., 2009. How to build an initial sampling scheme: recommendations for measurement surveys of air quality. TIES 2009, congrès annuel de la société TIES (The International Environmetrics Society), Bologne, Italie, 5-9 juillet 2009.

Fouquet (de) Ch., Gallois D., Perron G., 2007. Geostatistical characterization of the nitrogen dioxide concentration in an urban area: Part I: Spatial variability and cartography of the annual concentration. *Atmospheric Environment*, Vol. 41(32), 6701-6714.

Fouquet (de) C., Faucheux C., 2008. Recommandations pour les schémas d'échantillonnage des campagnes de mesure de la qualité de l'air. Annexe du rapport Echantillonnage et reconstitution de données dans l'espace et le temps. www.lcsqa.org

GT *Plans d'échantillonnage et de reconstitution de données* (ADEME, LCSQA, AASQA), 2008. Guide d'élaboration de plans d'échantillonnage temporel et de reconstitution de données. Ed. ADEME. Document également disponible sur le site du LCSQA.

Malherbe L. et Rouïl L., 2003. Méthodes de représentation de la qualité de l'air. Guide d'utilisation des méthodes de la géostatistique linéaire. Rapport LCSQA, www.lcsqa.org.

Malherbe L. et Cárdenas G., 2005. Application des méthodes géostatistiques pour l'exploitation conjointe des mesures de fond et de proximité. Rapport LCSQA, www.lcsqa.org.

Malherbe L. et Debry E., 2009. Assistance relative à l'exploitation de données de campagnes et à la réalisation de cartographies. Rapport LCSQA, www.lcsqa.org.

Malherbe L. et Létinois L., 2010. Assistance relative à l'exploitation de données de campagnes et à la réalisation de cartographies. Rapport LCSQA, www.lcsqa.org.

RICARDO-AEA (Stedman et al.), 2013. Technical report on UK supplementary assessment under the Air Quality Directive (2008/50/EC), the Air Quality Framework Directive (96/62/EC) and Fourth Daughter Directive (2004/107/EC) for 2012

Santos G. et Fernández-Olmo, 2013. Estimation of ambient air levels of regulated heavy metals by means of partial least squares regression (PLSR). Conférence Harmo 15, mai 2013, Madrid, Espagne.

Vlachokostas Ch., Chourdakis E., Moussiopoulos N., 2011. Combining regression analysis and air quality modelling to predict benzene concentration levels. *Atmospheric Environment*, 45, pp. 2585-2592.

Wroblewski A., Riffault V., Perdrix E., Malherbe L., 2007. Adaptation des plans d'échantillonnage aux objectifs des campagnes. Echantillonnage spatial : guide de recommandations. Rapport LCSQA, www.lcsqa.org.

6. GLOSSAIRE

Sigles	Libellés
SEI	seuil d'évaluation inférieur
SES	seuil d'évaluation supérieur
ZAS	zone administrative de surveillance

7. LISTE DES ANNEXES

Annexes	Titres
Annexe 1	Rappel des seuils d'évaluation inférieurs et supérieurs
Annexe 2	Définition des différentes méthodes de surveillance
Annexe 3	Exemple d'élaboration de modèle de régression

ANNEXES

Annexe 1

Rappel des seuils d'évaluation

Tableau 2 : Seuils d'évaluations inférieurs et supérieurs dans la législation européenne et nationale relative à la qualité de l'air ambiant

Polluant	Cible à protéger	Objectif environnemental	Période d'agrégation	Statistique considérée	Valeur de l'objectif
NO ₂	Santé humaine	SES	Une heure	Moyenne horaire	140 µg.m ⁻³ , à ne pas dépasser plus de 18 fois par année civile
		SEI	Une heure	Moyenne horaire	100 µg.m ⁻³ , à ne pas dépasser plus de 18 fois par année civile
		SES	Une année civile	Moyenne annuelle	32 µg.m ⁻³
		SEI	Une année civile	Moyenne annuelle	26 µg.m ⁻³
NO _x	Végétation	SES	Une année civile	Moyenne annuelle	24 µg.m ⁻³
		SEI	Une année civile	Moyenne annuelle	19,5 µg.m ⁻³
PM ₁₀	Santé humaine	SES	Un jour	Moyenne journalière	35 µg.m ⁻³ , à ne pas dépasser plus de 35 fois par année civile
		SEI	Un jour	Moyenne journalière	25 µg.m ⁻³ , à ne pas dépasser plus de 35 fois par année civile
		SES	Une année civile	Moyenne annuelle	28 µg.m ⁻³
		SEI	Une année civile	Moyenne annuelle	20 µg.m ⁻³
PM _{2,5}	Santé humaine	SES	Une année civile	Moyenne annuelle	17 µg.m ⁻³
		SEI	Une année civile	Moyenne annuelle	12 µg.m ⁻³

Polluant	Cible à protéger	Objectif environnemental	Période d'agrégation	Statistique considérée	Valeur de l'objectif
SO ₂	Santé humaine	SES	Un jour	Moyenne journalière	75 µg.m ⁻³ , à ne pas dépasser plus de 3 fois par année civile
		SEI	Un jour	Moyenne journalière	50 µg.m ⁻³ , à ne pas dépasser plus de 3 fois par année civile
	Végétation	SES	Hiver (du 1 ^{er} octobre de l'année x-1 au 31 mars de l'année x)	Moyenne hivernale	12 µg.m ⁻³
		SEI	Hiver (du 1 ^{er} octobre de l'année x-1 au 31 mars de l'année x)	Moyenne hivernale	8 µg.m ⁻³
O ₃	-	-	-	-	-
CO	Santé humaine	SES	Huit heures en moyenne glissante	Maximum journalier de la moyenne glissante sur huit heures	7 mg.m ⁻³
		SEI	Huit heures en moyenne glissante	Maximum journalier de la moyenne glissante sur huit heures	5 mg.m ⁻³
C ₆ H ₆	Santé humaine	SES	Une année civile	Moyenne annuelle	3,5 µg.m ⁻³
		SEI	Une année civile	Moyenne annuelle	2 µg.m ⁻³
Pb	Santé humaine	SES	Une année civile	Moyenne annuelle	0,35 µg.m ⁻³
		SEI	Une année civile	Moyenne annuelle	0,25 µg.m ⁻³
As	Santé humaine	SES	Une année civile	Moyenne annuelle	3,6 ng.m ⁻³
		SEI	Une année civile	Moyenne annuelle	2,4 ng.m ⁻³

Polluant	Cible à protéger	Objectif environnemental	Période d'agrégation	Statistique considérée	Valeur de l'objectif
Cd	Santé humaine	SES	Une année civile	Moyenne annuelle	3 ng.m ⁻³
		SEI	Une année civile	Moyenne annuelle	2 ng.m ⁻³
Ni	Santé humaine	SES	Une année civile	Moyenne annuelle	14 ng.m ⁻³
		SEI	Une année civile	Moyenne annuelle	10 ng.m ⁻³
B[a]P	Santé humaine	SES	Une année civile	Moyenne annuelle	0,6 ng.m ⁻³
		SEI	Une année civile	Moyenne annuelle	0,4 ng.m ⁻³

Annexe 2

Définition des différentes méthodes de surveillance

Définitions extraites du guide sur la conception, l'implantation et le suivi des stations de surveillance (2015)

➤ **Evaluation**

Mise en œuvre de toute méthode utilisée pour mesurer, calculer, prévoir ou estimer le niveau d'un polluant dans l'air ambiant.

Note : L'évaluation (au sens de la directive) correspond à la surveillance (au sens des textes français). En France, afin d'éviter toute confusion, on utilisera préférentiellement le terme « surveillance » plutôt que le terme « évaluation ».

La législation européenne distingue quatre méthodes d'évaluation de la qualité de l'air, classées notamment en fonction des objectifs de qualité des données définis à l'annexe I.A. de la directive 2008/50/CE :

- les mesures fixes,
- les mesures indicatives,
- la modélisation,
- l'estimation objective.

➤ **Mesures fixes**

Mesures effectuées à des endroits fixes selon les méthodes spécifiées dans les Directives (Annexe VI Directive 2008/50/CE et annexe V Directive 2004/107/CE) afin de déterminer les niveaux de concentration de polluants conformément aux objectifs de qualité de données applicables à ces polluants (Annexe I Directive 2008 et annexe IV Directive 2004).

Note : dans le cas présent, le caractère « fixe » de l'endroit correspond à une implantation géographique identique pendant au moins une année.

Selon la couverture temporelle requise, ces mesures sont effectuées de manière continue ou discontinue.

➤ **Mesures indicatives**

Mesures qui respectent des objectifs de qualité des données fixés dans les Directives (cf. annexe I Directive 2008 et annexe IV Directive 2004). Ces objectifs sont moins stricts que ceux qui sont requis pour les mesures fixes.

➤ **Modélisation**

Technique de représentation mathématique des phénomènes de nature physique, chimique ou biologique, qui permet d'obtenir une information sur la qualité de l'air en dehors des points et des périodes où sont réalisées les mesures et qui respecte les objectifs de qualité des données fixés dans les Directives (cf. annexe I Directive 2008/50/CE et annexe IV Directive 2004/107/CE).

➤ **Estimation objective**

Toute méthode formalisée permettant d'estimer l'ordre de grandeur des niveaux de concentration en polluants en un point donné ou sur une aire géographique sans nécessairement recourir à des outils mathématiques complexes ou aux équations de la physique et répondant aux objectifs de qualité des données fixés dans les Directives (cf. Annexe I Directive 2008/50/CE et annexe IV Directive 2004/107/CE).

Annexe 3

Exemple d'élaboration de modèle de régression

Etude LCSQA interne : construction d'un modèle de régression pour la moyenne annuelle et le quantile 99,2 du SO₂ (Delias, 2013)

En France, hors des points chauds industriels, le dioxyde de soufre ne nécessite quasiment plus de surveillance fixe. Il serait donc envisageable de remplacer les mesures fixes et les mesures indicatives par de l'estimation objective, à condition de déterminer une méthodologie permettant d'estimer de manière satisfaisante les concentrations de SO₂.

Méthodologie

A titre d'exemple, on a cherché à relier, grâce à une méthode de régression multilinéaire, les concentrations de SO₂ aux données de concentrations de NO₂, O₃ et PM₁₀ ainsi qu'aux données d'émissions.

L'Union Européenne prévoit pour le dioxyde de soufre le rapportage des moyennes annuelles ainsi que les dépassements de la valeur journalière de 125µg/m³ (valeur limite à ne pas dépasser plus de 3 fois par an). Ainsi cette étude s'est concentrée sur l'estimation de la moyenne annuelle de SO₂ d'une part et d'autre part sur la valeur du percentile 99,2 qui correspond à la 4^{ème} valeur la plus élevée.

Les stations utilisées dans cette étude sont celles de typologie de fond mesurant le SO₂ et opérationnelles en 2007 (plus de 75% sur l'année). 20 points de mesure ont été retirés aléatoirement de l'étude pour la détermination du modèle afin de pouvoir servir de stations de validation.

Les données d'émissions utilisées sont celles issues de l'Inventaire National Spatialisé pour 2004 et ont été agrégées sur des rayons allant de 75m à 50km autour de la station. En effet, le temps de demi-vie du dioxyde de soufre dans l'air est estimé à entre 3 et 5h⁶. En estimant la vitesse moyenne du vent sur la France à 3 m/s, on peut estimer qu'une station placée à 50 km d'une source pourra mesurer des concentrations de SO₂ émises par cette source.

Définition du modèle pour la moyenne annuelle de SO₂

L'analyse des corrélations simples entre moyennes annuelles mesurées aux stations de fond et les valeurs d'émissions à différentes distances de celles-ci montre que les concentrations mesurées n'ont aucune corrélation avec les totaux d'émissions jusqu'à un rayon d'un kilomètre autour des stations (corrélations inférieures à 0,06 en valeur absolue -

⁶ INERIS Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques. Dioxyde de soufre. Septembre 2011.

Tableau 3). En revanche, les corrélations avec les totaux sur des voisinages de rayon supérieur à 2km sont plus élevées (entre 0,37 et 0,67). Cette différence pourrait s'expliquer par les critères de distance d'implantation par rapport aux sources potentielles de SO₂, pour les stations de fond et les stations de proximité industrielle.

Tableau 3 : Tableau des corrélations entre la moyenne annuelle de SO₂ et les totaux d'émissions à des voisinages de rayons différents autour des stations

	émissions SO ₂ 75m	émissions SO ₂ 150m	émissions SO ₂ 300m	émissions SO ₂ 500m	émissions SO ₂ 1km	émissions SO ₂ 2km	émissions SO ₂ 3km
moyenne.SO ₂	-0,04	-0,04	-0,01	-0,05	-0,06	0,56	0,38
	émissions SO ₂ 5km	émissions SO ₂ 7km	émissions SO ₂ 10km	émissions SO ₂ 20km	émissions SO ₂ 30km	émissions SO ₂ 40km	émissions SO ₂ 50km
moyenne.SO ₂	0,65	0,63	0,67	0,67	0,67	0,66	0,66

Une analyse en composantes principales en utilisant les variables d'émissions : totaux dans un voisinage de 2, 3, 5, 7, 10, 20, 30, 40 et 50 km autour des stations a montré que les données pour 20, 30, 40 et 50km étaient fortement corrélées entre elles (voir cercle des corrélations Figure 3). Ainsi dans le reste de l'étude, on ne gardera que les totaux d'émissions à 50km et à des rayons entre 2 et 10km.

Le cercle des corrélations permet également de situer *a posteriori* la variable « moyenne annuelle de SO₂ » par rapport aux autres variables. On voit qu'elle est corrélée positivement avec toutes ces variables, en particulier avec les totaux dans un voisinage de 7km.

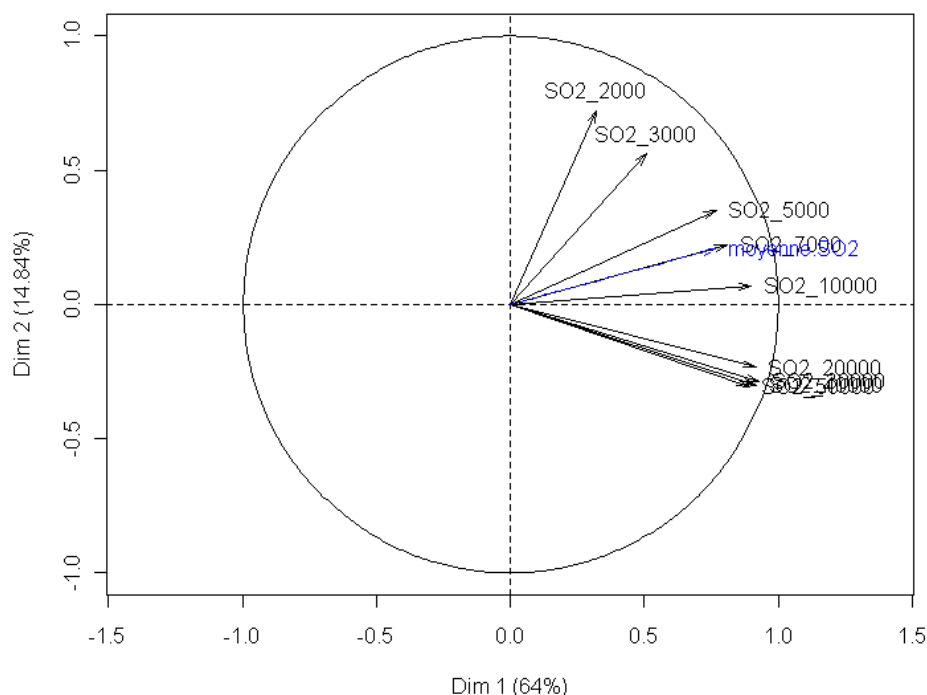


Figure 3 : Cercle des corrélations des variables « Totaux d'émissions » sur différents voisinages des stations (les rayons sont présentés en m) et positionnement de la variable « Moyenne annuelle de SO₂ » dans ce cercle

Cette première partie d'étude a permis d'éliminer un certain nombre de variables pour simplifier la recherche d'un modèle de régression multilinéaire. Différents modèles ont été testés ; le modèle retenu est le suivant :

$$SO_{2_{annuel}} = 3,004 + 1,660.10^{-6}(\text{émissions } 2\text{km}) + 1,036.10^{-7}(\text{émissions } 7\text{km}) + 5,044.10^{-8}(\text{émissions } 50\text{km})$$

$$R^2_{ajusté} = 0,679$$

Cette équation suggérerait que les concentrations mesurées aux stations pourraient être une combinaison d'émissions à plus ou moins longues distances.

Définition du modèle pour le quantile 99,2

La même analyse des corrélations peut être menée avec le quantile 99,2 sur les moyennes journalières de SO₂. Cette valeur ne montre pas de corrélation avec les totaux d'émissions sur des voisinages de rayon inférieur à 1km mais elle est assez bien corrélée avec les totaux d'émissions sur des voisinages de rayon supérieur à 2km.

Tableau 4 Tableau des corrélations entre du percentile 99,2 des moyennes journalières de SO₂ et les totaux d'émissions à des voisinages de rayons différents autour des stations

	émissions SO2 75m	émissions SO2 150m	émissions SO2 300m	émissions SO2 500m	émissions SO2 1km	émissions SO2 2km	émissions SO2 3km
Percentile 99.2 SO2 journalier	-0,06	-0,08	-0,05	-0,05	-0,04	0,53	0,43
	émissions SO2 5km	émissions SO2 7km	émissions SO2 10km	émissions SO2 20km	émissions SO2 30km	émissions SO2 40km	émissions SO2 50km
Percentile 99.2 SO2 journalier	0,79	0,71	0,75	0,64	0,64	0,61	0,60

De la même façon plusieurs modèles de régression linéaire ont été testés. Le modèle retenu est le suivant :

$$SO_{2_{percent.99.2}} = 11,88 + 9,449.10^{-6}(\text{émissions } 2km) + 1,802.10^{-6}(\text{émissions } 5km) + 8,215.10^{-7}(\text{émissions } 10km)$$

$$R^2_{ajusté} = 0,761$$

L'étape suivante est l'évaluation des relations ainsi construites sur les données initialement mises à part.



direction et secrétariat du LCSQA

INERIS - parc technologique Alata - BP 2 - F60550 Verneuil-en-Halatte
tél. 03 44 55 64 04 - www.lcsqa.org