

Annexe 4 – Variabilité et incertitude des données d'entrée

La hauteur de cheminée et diamètre intérieur

Compte tenu de l'ancienneté de certaines UIOM, les plans des installations ou les informations écrites sur la hauteur et le diamètre de la cheminée n'étaient parfois plus disponibles. Si l'ancienne cheminée avait de surcroît été détruite, il a fallu recouper différentes sources d'information pour obtenir une hauteur de cheminée par rapport au sol et un diamètre intérieur au niveau de l'émission fiables.

La vitesse d'éjection des gaz, la température des gaz, le débit

Ces paramètres sont plus couramment mesurés que les concentrations en dioxines et furanes. Au sein d'une même période la variabilité de mesures de vitesse des gaz à l'éjection peut être importante, par exemple à Cluny (1986-2001), la vitesse varie de 10 à 16, à Senneville-sur-Fécamp de 6,8 à 9,3 (1992-1999), pour Vaux-le-Pénil de 8,5 à 11,1 (81-96), pour Gilly-sur-Isère de 10,3 à 15,1 m/s. Pour les petites UIOM de moins de 6 t/h, comme les données sont peu fréquentes, et parfois extrapolées aux périodes antérieures en absence de données, on peut considérer que les moyennes sont imprécises. Pour les plus de 6 t/h on observe aussi une variabilité forte des vitesses mesurées (de 11,8 à 14,3 m/s pour Dijon), même sur un incinérateur comme Bessières où en 2002 les vitesses d'éjection pouvaient varier de 12,5 à 19,8 m/s. Les mêmes remarques peuvent être formulées sur les températures des gaz émis. Pour Gilly-sur-Isère les mesures varient de 262 à 320 °C, pour Cluny de 326 à 418, pour Vaux-le-Pénil entre 1981 et 1996 de 220 à 339 °C. Pour les UIOM de plus de 6 t/h, comme par exemple à Bessières, les températures en sortie varient de 54 à 60°C en 2002 ; pour Dijon entre 1993 et 1997 la température varie de 267 à 292, puis à la période suivante (changements importants de l'installation) par exemple en 2001, sur une même ligne, la température varie de 63 à 65 °C. Les variations relatives sont plus fortes pour les petits UIOM, et là encore la moyenne peut être considérée comme peu précise.

La mesure du débit a nécessité un travail de conversions d'unités pour les dioxines et furanes, car les comptes rendus d'analyse n'exprimaient pas ce débit en gaz sec à 11 % d'O₂. Les remarques sur la variabilité du débit sont les mêmes que pour les mesures de température ou de vitesses, d'autant plus que ces paramètres sont liés au débit. Pour estimer un débit par période, deux approches étaient possibles, la première était de faire la moyenne par période, en vérifiant que le contrôle avait été effectué en situation de marche normale, c'est ce qui a été utilisé pour tous les sites. Pour Maubeuge, selon les recommandations de l'Inéris, la modélisation était considérée comme satisfaisante et ne nécessitait pas d'être refaite [Rouil 2004]. Dans cette approche les flux ont été ajustés au tonnage brûlé/an. En fait les deux méthodes donnent des résultats très proches. Comme le tonnage brûlé annuel n'était pas une donnée fiable (soumis à controverse) pour tous les sites, la première méthode a été globalement préférée.

Le fonctionnement des UIOM, le tonnage brûlé

Afin de s'ajuster le plus possible à la situation réelle, les temps d'arrêt, notamment pour travaux et maintenance ont été pris en compte. Il n'y avait pas forcément de régularité d'une année sur l'autre, et l'information devenait très peu précise pour les petites UIOM anciennes. Des estimations ont cependant été réalisées. La régularité d'un arrêt, par exemple tous les mois de juillet, impliquaient de retirer les scénarios météorologiques de la période d'arrêt.

Ceci a été effectué quand l'information a été précisée, ou que les arrêts étaient périodiques, sinon la période d'arrêt annuel a été retirée des scénarios météorologiques de façon aléatoire.

La cohérence relative des données transmises, notamment sur les temps de fonctionnement, et les déclarations de tonnages brûlés a été globalement vérifiée. Les arrêts jour-nuit et les rallumages en particulier sont connus (source Ademe) pour générer de fortes concentrations de dioxines pendant la durée du rallumage. À Cluny en particulier, il y avait controverse sur un fonctionnement permanent ou arrêt la nuit. En général la prise en compte d'un fonctionnement 24h/24 est considérée comme une approche sécuritaire vis-à-vis de ce problème, et comme scénario de référence. Cependant, la différence de résultats obtenus a été vérifiée dans le cas de Cluny (étude de sensibilité suivante), sur la base d'hypothèses de concentrations au rallumage proposées par l'Inéris.

La météorologie

Le choix d'une station météorologique représentative de la situation près de l'incinérateur, c'est-à-dire la plus proche possible de celui-ci et disposant de toutes les données météorologiques nécessaires, avec un pas de temps et sur une durée minimale n'est pas forcément optimale pour tous les sites. Les propositions formulées par l'Inéris ont été prises en compte. Là encore la prise en compte de méthodologie différente vis-à-vis de la météorologie a été indiquée dans l'étude de sensibilité.

La taille des particules et la répartition particules-gaz

À la sortie des fours, la taille des particules émises dépend des conditions de la combustion et de la nature des combustibles [Bicocchi, L'hospitalier 2002]. Les dépoussiéreurs (ou autres traitements en aval de la combustion) modifient le spectre de taille de particules émises en retenant celles qui ont un diamètre supérieur à leur seuil de coupure [Bicocchi, L'hospitalier 2002]. Enfin les dioxines peuvent avoir une affinité pour la phase gazeuse ou particulaire avec des tailles de particules plus ou moins grosses en fonction des congénères [Chao, Hu, Chen, Chang-Chien, Lee, Chang, Lee, Wu 2004 ; Kaupp, Mc Lachlan 2000 ; US-EPA 2000]. Néanmoins la répartition peut encore être considérée comme mal connue et dépend d'autres facteurs extérieurs comme la température ambiante [Eitzer, Hites 1989 ; Kaupp, Mc Lachlan 2000]. En conséquence, la recommandation de l'Inéris a été de tester 4 scénarios : un scénario pénalisant du point de vue des retombées avec 100 % particules, un scénario 50 % particules, 50 % gaz, pour des particules de taille comprises entre 1 et 5 µm [Rouil 2004]. le Bureau Veritas pour la modélisation des dioxines de l'UIOM de Gilly-sur-Isère a recommandé l'utilisation de particules à 10 µm, en raison des dépoussiéreurs en place dans l'UIOM de Gilly-sur-Isère [Bureau Veritas/Careps, Dupasquier, Lassagne 2004]. En raison des valeurs trouvées dans les sols, en particulier à Vaux-le-Pénil et Senneville-sur-Fécamp, et en raison du choix proposé par le Bureau Veritas sur Gilly-sur-Isère, un scénario pénalisant de 50 % gaz, 50 % particules de 10 µm a été rajouté aux scénarios précédents pour les petites UIOM de moins de 6 t/h, dont le système de dépoussiérage de fumée est minimal ou absent. En concertation avec l'Inéris et l'Ademe, ce dernier scénario a été utilisé comme un scénario plausible pour les UIOM de moins de 6 t/h. Ce scénario est plus pénalisant à proximité de l'UIOM et moins à plus longue distance. L'influence de l'incertitude liée à la taille de la particule et à la répartition taille/particule a été étudiée dans la partie sur l'analyse de sensibilité. À chaque taille de particule est associée une vitesse de déposition et un coefficient de lessivage qui sont utilisés dans le modèle de dispersion.