

Santé environnement

Comparaison de deux modèles gaussiens de dispersion atmosphérique

ADMS et ARIA Impact

Sommaire

Abréviations	2	5.3 Mesures dans l'environnement de l'incinérateur de Vaux-le-Pénil	28
Résumé	3	5.4 Analyse des résultats	30
1. Introduction	5	6. Résultats de la comparaison entre les modèles	31
1.1 Contexte	5	6.1 Étude comparative des deux modèles pour le scénario S1	31
1.2 Objectifs	5	6.2 Étude comparative des deux modèles pour le scénario S2	44
1.3 Démarche générale d'évaluation des modèles	6	6.3 Comparaison des scénarios S1b et S2b avec le modèle ADMS	52
2. La situation test : l'usine d'incinération des ordures ménagères de Vaux-le-Pénil	7	6.4 Comparaison des scénarios S1 et S2 avec le modèle ARIA Impact	54
2.1 Choix de la situation test	7	7. Résultats de la comparaison entre les résultats des modèles et des mesures	56
2.2 Localisation du site	7	7.1 Comparaison des valeurs maximums	56
2.3 Histoire de l'exploitation du site	8	7.2 Comparaison des valeurs aux mêmes points	56
2.4 Périodes de fonctionnement de l'usine	9	7.3 Corrélation des valeurs	57
3. Présentation des modèles	11	8. Discussion	60
3.1 Dispersion atmosphérique gaussienne	11	8.1 Interprétation des résultats de comparaisons des modèles ARIA Impact et ADMS : explication des écarts observés	60
3.2 Le logiciel ADMS 3.3	11	8.2 Interprétation des résultats de la comparaison des résultats modèle-mesure et interprétation	63
3.3 Le logiciel ARIA Impact 1.4	12	8.3 Extrapolation des résultats : la situation test de Vaux-le-Pénil	65
3.4 Variables de sortie des modèles ADMS et ARIA Impact	12	8.4 Recommandations de modélisation de la dispersion atmosphérique pour l'estimation des expositions	65
3.5 Description des principaux modules distincts entre les deux logiciels	12	9. Conclusion	67
4. Préparation de la comparaison des deux modèles	16	Références bibliographiques	68
4.1 Méthode de comparaison	16	Annexes	72
4.2 Construction des scénarios de modélisation	16		
4.3 Tableau récapitulatif des valeurs des paramètres retenus pour les deux scénarios	24		
4.4 Situations de comparaison	25		
4.5 Présentation des résultats de comparaison	25		
5. Préparation de la comparaison des résultats des modèles avec les mesures	27		
5.1 Méthode de comparaison	27		
5.2 Calcul des concentrations dans les sols à partir des valeurs de dépôt modélisés	27		

Comparaison de deux modèles gaussiens de dispersion atmosphérique

ADMS et ARIA Impact

Rédacteurs

Côme Daniau (Coordination du groupe de travail), Institut de veille sanitaire (InVS), Département santé environnement (DSE)

Anne Thébault, Agence française de sécurité sanitaire des aliments (Afssa)

Laure Malherbe, Institut national de l'environnement industriel et des risques (Ineris), Direction des risques chroniques, Pôle modélisation environnementale et décision

Arnaud Mathieu, Cellule de l'InVS en région Île-de-France (Cire IdF)

Frédéric Tognet, Ineris, Direction des risques chroniques, Pôle modélisation environnementale et décision

Laurence Rouil, Ineris, Direction des risques chroniques, Pôle modélisation environnementale et décision

Relecteurs

Lionel Soulhac, École centrale de Lyon, Laboratoire de mécanique des fluides et d'acoustique

Luc Musson-Genon, Laboratoire commun école des Ponts ParisTech et R&D EDF, Centre d'enseignement et de recherche en environnement atmosphérique (Cerea)

Jean-Luc Volatier, Afssa

Philippe Bretin, InVS, DSE

Daniel Eilstein, InVS, DSE

Abréviations

ADMS	Atmospheric Dispersion Modelling System
AERMOD	Atmospheric Dispersion Modeling System développé par AERMIC (American Meteorological Society (AMS), United States Environmental Protection Agency (EPA) et Regulatory Model Improvement Committee)
Astee	Association scientifique et technique pour l'eau et l'environnement
ATSDR	Agency for Toxic Substances and Disease Registry
CERC	Cambridge Environmental Research Consultants
Ifen	Institut français de l'environnement
IGN	Institut géographique national
InVS	Institut de veille sanitaire
MS	Matière sèche
PCB	Polychlorobiphényles
PCDD/Fs	Polychlorodibenzo-p-dioxine et polychlorodibenzo-furannes
PM	Particulate Matter
Record	Recherche coopérative sur les déchets et l'environnement
Sigum	Syndicat intercommunal du groupement d'urbanisme de l'agglomération de Melun
TCDD	Tétrachlorodibenzo-p-dioxine
TEQ	Toxic Equivalent Quantity, unité calculée sur la base des TEF (Toxic Equivalent Factor) proposé par différents organisme dont l'OMS
UIOM	Usine d'incinération des ordures ménagères

CONTEXTE

La modélisation de la dispersion atmosphérique est un outil fréquemment utilisé dans divers champs de la santé environnementale pour estimer l'exposition des populations aux rejets d'une source de pollution.

Les deux logiciels ADMS (Atmospheric Dispersion Modelling System) et ARIA Impact sont largement utilisés en France pour réaliser la modélisation gaussienne de la dispersion atmosphérique des émissions d'une source fixe de polluants. Même s'il est acquis que les principes de modélisation intégrés dans ces deux logiciels sont globalement les mêmes, des différences concernant les résultats de dispersion ont pu être constatées selon que les modélisations étaient réalisées avec l'un ou l'autre de ces modèles.

Trois instituts se sont réunis afin d'apporter un éclairage sur les écarts constatés entre les deux modèles.

OBJECTIF

Ce travail a pour objectif d'examiner les écarts observés entre les résultats de modélisation des deux modèles gaussiens ADMS version 3.3 et ARIA Impact version 1.4 afin d'apporter des explications à ces écarts et des recommandations d'usage pour les utilisateurs de ces deux modèles.

MATÉRIEL ET MÉTHODE

La confrontation des résultats de la dispersion atmosphérique des deux modèles est conduite à partir d'une situation réelle. La situation de l'usine d'incinération d'ordures ménagères (UIOM) de Vaux-le-Pénil, exemplaire pour une modélisation gaussienne (environnement simple), a été choisie. Elle présente également l'avantage de disposer d'une description fine des caractéristiques de la source d'émission et de l'environnement.

Après un rappel des principales différences de paramétrage entre les modèles, liées aux équations intégrées dans chacun des modèles, trois comparaisons ont été conduites.

La première consiste à confronter les résultats des modèles pour un même scénario de modélisation, c'est-à-dire pour un ensemble de données d'entrée équivalentes, autant que les modèles le permettent aux utilisateurs. Cette comparaison cherche à expliquer l'origine des écarts qui seraient liés principalement aux formulations et aux paramétrages des équations selon ces deux logiciels. L'opération est effectuée pour deux scénarios distincts qui reprennent les valeurs couramment attribuées aux paramètres nécessaires à la modélisation de la dispersion d'un mélange de dioxines, furannes et polychlorobiphényles (PCB), selon que la modélisation est réalisée avec ADMS ou avec ARIA Impact.

La deuxième comparaison porte sur les écarts entre les résultats de modélisation des deux scénarios, pour un même modèle de dispersion. Cette comparaison examine ainsi, pour chaque modèle, l'influence des choix de valeurs réalisés pour renseigner les paramètres d'entrée, choix qui intègrent nécessairement une part de subjectivité et d'aléatoire due aux incertitudes sur ces paramètres mais qui sont aussi contraints par les spécificités de l'interface des modèles.

La troisième comparaison exploite les résultats de mesures de concentration en dioxines dans les sols réalisées autour de l'UIOM de Vaux-le-Pénil afin de les confronter aux prédictions issues de chacun des deux modèles. Cette dernière comparaison doit permettre de vérifier la cohérence des simulations par rapport aux observations et de mettre en perspective les écarts observés entre les modèles.

Les résultats des comparaisons ont été exploités à l'aide d'Isatis version 8.02 pour les représentations graphiques et cartographiques, d'Arcview version 8.3 (module geostatistical analyst) pour les interpolations spatiales et de R version 2.7.0 pour les régressions.

RÉSULTATS

La première comparaison montre que l'influence des différences de paramétrages des équations entre les deux modèles se répercute sur les différentes variables de sortie de la modélisation.

Par exemple, les écarts entre les deux modèles pour les concentrations atmosphériques et les dépôts secs varient suivant la distance par rapport à la source. À proximité de celle-ci, les valeurs calculées par ADMS sont supérieures à celles d'ARIA Impact (deux ordres de grandeur au maximum) alors que sur le reste du domaine, on observe la tendance inverse (un ordre de grandeur au maximum). Ces différences pourraient avoir plusieurs explications, comme des différences dans le calcul de la sur-hauteur du panache en sortie de cheminée et du coefficient de diffusion verticale.

Concernant les dépôts humides, les écarts entre ARIA Impact et ADMS sont très marqués selon les secteurs de vents impactés par les pluies dans des conditions de vents calmes. Pour ces points, les concentrations atmosphériques calculées avec ARIA Impact sont supérieures à celles d'ADMS (un ordre de grandeur au maximum). La prise en compte, différente selon les modèles, des conditions météorologiques de vent calme explique à elle seule les écarts entre les dépôts humides et par voie de conséquence, les dépôts totaux calculés par les deux modèles. Pour les points situés sur ces secteurs de vent à proximité de la source, les dépôts humides contribuent presque en totalité, pour ARIA Impact, aux dépôts totaux.

En plus de ces différences entre les deux modèles, la deuxième comparaison permet de constater l'influence d'autres facteurs dans les écarts entre les résultats de modélisation.

L'interface des modèles peut notamment intervenir dans une large mesure dans la construction des scénarios de modélisation. Des paramètres proposés par défaut ou imposés peuvent conduire à attribuer des valeurs différentes à certains paramètres alors qu'une même situation est modélisée. Les spécificités de l'interface d'ARIA Impact et d'ADMS peuvent conduire, par exemple, à saisir des valeurs différentes pour les coefficients de lessivage. Ces différences de valeurs attribuées aux coefficients de lessivage peuvent conduire à modifier significativement les dépôts humides (un ordre de grandeur au maximum).

De la même manière, l'incertitude associée, soit à la méconnaissance, soit à la variabilité de la valeur de certains paramètres nécessaires à la modélisation, conduit à un choix de certaines valeurs ponctuelles pour ces paramètres. Ce choix, différent selon l'utilisateur (alors que c'est la même situation qui est modélisée), peut conduire à des écarts significatifs entre les résultats de modélisation. Par exemple, l'incertitude sur les caractéristiques des particules de dioxines (taille et densité particulaire), furannes et PCB émises par une UIOM peut conduire à des différences importantes entre les résultats de dépôts secs, humides et totaux (entre un et deux ordres de grandeur au maximum, compte tenu des différences des valeurs de paramètres retenus pour cette comparaison).

Les résultats de la troisième comparaison montrent que les valeurs de contamination en dioxines modélisées dans les sols sont systématiquement inférieures aux valeurs mesurées dans les sols, quel que soit le modèle utilisé. Selon le scénario de modélisation utilisé, les prédictions sont, soit du même ordre de grandeur que les mesures, soit atteignent deux ordres de grandeur. Les écarts entre les prédictions et les mesures sont plus importants selon le scénario utilisé que selon le modèle utilisé.

DISCUSSION ET CONCLUSION

Les écarts constatés entre les résultats de modélisation de la dispersion atmosphérique par les deux modèles ADMS et ARIA Impact ont de multiples explications, qui y contribuent toutes d'une manière ou d'une autre, selon la variable de sortie du modèle. Ces différences peuvent être expliquées, en partie, par le paramétrage de certaines équations de calcul des modèles.

Ces différences peuvent entraîner des écarts significatifs, en particulier sur les résultats de dépôts secs, humides et totaux qui sont les

variables de sortie de la modélisation les plus souvent employées pour l'estimation des expositions des populations aux dioxines. Les calculs d'exposition qui découlent des modélisations atmosphériques doivent considérer l'ensemble de ces écarts selon l'utilisation de l'un ou l'autre de ces modèles.

Mais il faut également considérer d'autres explications contribuant également aux écarts constatés entre les deux modèles et qui tiennent aux valeurs des paramètres d'entrée. Les différences dans les valeurs des paramètres relève, soit d'un choix des utilisateurs du fait de l'incertitude qui caractérise les paramètres, soit de spécificités de l'interface des logiciels qui propose par défaut ou impose des valeurs aux paramètres que l'utilisateur n'a pas l'opportunité de modifier. L'utilisateur des modèles peut agir sur un certain nombre de paramètres de la modélisation. Pour ceux-là, il portera une attention particulière aux valeurs en formulant explicitement les hypothèses de modélisation retenues. Pour les valeurs des paramètres proposés par défaut, il doit également vérifier leur pertinence en fonction du contexte et des objectifs de l'étude, et si nécessaire, les modifier.

Le fait que les écarts entre les prédictions des concentrations dans les sols à partir des résultats de dépôts et les mesures de concentrations dans les sols soient plus importants selon le scénario utilisé que selon le modèle utilisé renforce l'argument d'un contrôle systématique des valeurs des paramètres d'entrée de la modélisation.

On peut souhaiter, comme perspective de développement, un travail d'harmonisation des pratiques de modélisation orientées sur des recommandations à la fois pour l'utilisation des outils et pour le choix des valeurs des paramètres à utiliser selon les situations à modéliser.

La comparaison des concentrations mesurées dans les sols aux concentrations calculées à partir de la modélisation des dépôts permet également de relativiser l'incertitude associée à la modélisation par rapport à la mesure. Le fait que les valeurs prédites sous-estiment systématiquement les valeurs mesurées très hétérogènes est un argument en faveur d'apports anthropiques exogènes à l'UIOM. Ainsi, l'exercice qui consiste à comparer des résultats de modélisation à des données environnementales mesurées est particulièrement difficile. Dans une situation concrète, les valeurs mesurées sont elles-mêmes incertaines, variables et, le plus souvent, impactées par d'autres sources de contamination. Cela encourage l'acquisition de connaissances sur les apports exogènes à la source étudiée, par la caractérisation d'un état initial de l'environnement préalable à toute construction d'installation industrielle.

1. Introduction

1.1 CONTEXTE

La modélisation de la dispersion atmosphérique des rejets continus de fumées de sources fixes est utilisée pour répondre à différents objectifs en santé environnementale. Elle permet notamment de contribuer à l'estimation des expositions de populations résidant autour d'une source de pollution ou à la définition des périmètres de prélèvements pour l'élaboration de campagnes d'échantillonnage des sols. La modélisation atmosphérique est largement utilisée à la fois dans le cadre réglementaire des dossiers d'étude d'impact de sources atmosphériques d'installation classée pour la protection de l'environnement (ICPE) et dans des études épidémiologiques. L'étude de la dispersion atmosphérique des polluants à partir d'une source d'émission implique donc plusieurs enjeux.

À l'heure actuelle, la majorité des études françaises, portant sur la dispersion atmosphérique gaussienne des rejets canalisés et continus de sources industrielles fixes, sont réalisées au moyen de l'un de ces deux modèles suivants :

- le modèle gaussien Atmospheric Dispersion Modelling System (ADMS) développé par le Cambridge Environmental Research Consultants (CERC) ainsi que l'UK Meteorological Office et distribué en France par la société Numtech ;
- le modèle gaussien ARIA Impact développé et distribué en France par la société ARIA technologies.

Il est acquis que les principes de modélisation physiques implémentés dans ces deux logiciels sont globalement les mêmes, et basés sur des équations de dispersion gaussienne. Cependant, des différences ont été constatées lors de la modélisation des retombées des émissions d'une même source d'émission : l'UIOM de Vaux-le-Pénil (Seine-et-Marne – 77). À l'occasion de la mise en place d'une étude épidémiologique relative à l'imprégnation par les dioxines de populations vivant à proximité d'UIOM [36], le logiciel ARIA Impact avait été utilisé pour la caractérisation de la zone d'étude de la population dite exposée [36]. La comparaison des données obtenues avec les résultats d'une étude d'impact sanitaire multisources, dites de zone, réalisée sur le même site avec le logiciel ADMS [31], montrait des différences significatives.

Les éventuelles différences entre les modèles peuvent avoir diverses explications :

- des différences entre les résultats de modélisation peuvent être imputées aux valeurs des paramètres d'entrée des modèles. La modélisation de la dispersion d'un panache en sortie d'un incinérateur est complexe et requiert un grand nombre de données dont la variabilité est difficile à appréhender. Les paramètres utiles à la modélisation de la dispersion atmosphérique sont également largement méconnus, ce qui rend très incertaines les valeurs qui leur sont affectées. Les valeurs des paramètres, attribuées par l'utilisateur selon son expérience ou proposées par défaut dans les logiciels par les concepteurs des modèles, varient d'une situation à l'autre. On peut également noter que si les valeurs de certains paramètres indispensables à la modélisation de la dispersion et du dépôt sont ou peuvent être fixées par l'utilisateur, d'autres sont calculées par les modèles en fonction des données d'entrée ou sont imposées par le logiciel. Par la suite, on désignera par "scénario de modélisation" l'ensemble des valeurs des paramètres de modélisation et des hypothèses

de calcul associées. Ainsi, des différences dans les scénarios de modélisation peuvent contribuer aux écarts constatés entre les résultats des modèles ;

- des différences entre les résultats de modélisation peuvent être imputées au choix des équations de calcul des modèles. Si ARIA Impact et ADMS utilisent tous deux l'approche gaussienne, certaines formulations et paramétrages des équations de calculs peuvent présenter des différences. Il peut s'agir d'écarts minimes, comme l'usage de constantes légèrement différentes, ou de différences plus fondamentales dans la description des phénomènes contribuant à la dispersion atmosphérique (principe d'estimation des variables météorologiques, par exemple).

Notons qu'il est important de différencier le modèle du logiciel informatique. Le modèle est l'équation mathématique tandis que le logiciel informatique correspond à l'outil interfacé pour l'exploitation de cette équation. Toutefois, on parlera souvent, pour simplifier, du modèle gaussien ADMS ou ARIA Impact afin de désigner les logiciels qui contiennent les codes de calcul destinés à simuler la dispersion gaussienne.

Ces hypothèses d'explications des différences entre les modèles ADMS et ARIA Impact ont conduit l'Institut de veille sanitaire (InVS), l'Agence française de sécurité sanitaire des aliments, l'Institut national de l'environnement industriel et des risques et la Cellule de l'InVS en région Île-de-France (Cire IdF) à se réunir pour analyser plus précisément les éventuels écarts constatés entre ces deux modèles.

Si l'on trouve dans la littérature quelques projets d'intercomparaisons de modèles de dispersion des polluants dans l'atmosphère, ceux qui associent à la fois les modèles ADMS et ARIA Impact sont rares. ADMS a déjà été comparé à AERMOD et ISC3 (Industrial Source Complex Model) [16,29]. ARIA Impact a, quant à lui, été comparé à Polair (logiciel de dispersion des polluants développé par Odotech) [62]. Aujourd'hui, à notre connaissance, seul le projet Record a effectué la comparaison des résultats des deux modèles ADMS et ARIA Impact [57,58].

1.2 OBJECTIFS

L'objectif de cette étude est de comparer deux logiciels de dispersion atmosphérique gaussienne utilisés largement en France : ADMS et ARIA Impact.

Cette comparaison a pour principale finalité :

- apporter des explications sur les écarts observés entre les modèles. Les écarts sont-ils extrinsèques aux modèles de calcul, autrement dit sont-ils dus aux données d'entrée et aux choix effectués par l'utilisateur, ou sont-ils intrinsèques à ces modèles, autrement dit proviennent-ils de la façon dont la dispersion est représentée et paramétrée dans chaque logiciel ?
- vérifier la cohérence entre des résultats de modélisation et des observations afin de contribuer à l'interprétation des écarts observés entre les modèles ;
- proposer des recommandations d'usage pour les utilisateurs des modèles ADMS et ARIA Impact.

1.3 DÉMARCHE GÉNÉRALE D'ÉVALUATION DES MODÈLES

Cette évaluation est fondée sur une application concrète correspondant à une situation réelle de rejets atmosphériques canalisés émis par une activité industrielle.

Après une description succincte des principaux modules qui distinguent les deux modèles, l'évaluation est réalisée en comparant les résultats des deux modèles (comparaison modèles-modèles) dans la situation-test sélectionnée. Une comparaison des résultats de modélisation de chaque modèle à des données mesurées dans les sols autour de la source de rejets (comparaison modèles-mesures) est également réalisée.

La description des principaux modules de calcul qui distinguent les deux modèles doit permettre de déterminer les principales différences intrinsèques: le calcul des dépôts humides, le calcul de la stabilité de la couche limite, la prise en compte des vents faibles, le calcul de la sur-hauteur d'émission et le traitement des secteurs de vent.

La comparaison modèles-modèles cherche à expliquer l'origine des écarts identifiés entre les résultats. Quatre jeux de données sont comparés. Ils correspondent aux résultats du calcul de la dispersion des émissions chroniques d'un mélange de dioxines, furannes et PCB

autour de l'UIOM réalisé par chacun des deux modèles pour deux scénarios de modélisation différents.

La comparaison modèles-mesures doit permettre de vérifier la cohérence des résultats de prédictions obtenus à partir des modélisations avec des observations. Les résultats issus des modèles sont comparés à des données de concentrations en dioxines et furannes mesurées dans les sols autour de l'UIOM de Vaux-le-Pénit.

Cette étude s'est fondée sur des modèles dont les versions sont destinées à évoluer. La version d'ADMS 3.3 est antérieure à 2007 et celle d'ARIA Impact version 1.4 est antérieure à 2005. Ces versions sont celles sur lesquelles ont été constatées les différences dans les études sur Vaux-le-Pénit [31,36]. L'évolution des modèles dans leur version la plus actuelle sera rappelée dans le document.

Ce travail s'apparente à une intercomparaison de modèles. Toutefois, il ne permet pas d'évaluer les performances des modèles et, encore moins, de les valider. D'autres travaux ont été menés dans ce sens par les développeurs des deux logiciels [14].

Par certains aspects, la méthode utilisée dans cette étude compare des résultats des modèles en faisant varier les valeurs de certains paramètres d'entrée. Il ne s'agit pas pour autant d'une étude de sensibilité dont le protocole doit suivre une méthode bien définie [58].

2. La situation test : l'usine d'incinération des ordures ménagères de Vaux-le-Pénil

2.1 CHOIX DE LA SITUATION TEST

Les UIOM sont particulièrement étudiées pour leur implication dans la pollution environnementale, liée notamment aux dioxines et furannes [34,36]. Les dioxines, furannes et PCB dont la toxicité est avérée, sont aujourd'hui un sujet d'inquiétude au sein de la population française et un enjeu majeur des politiques de santé.

La plupart des études montrent que l'exposition aux dioxines et furannes des populations se fait principalement par voie alimentaire car les dioxines déposées sur les sols et les végétaux ingérés par les animaux situés dans les pâtures proches contaminent la chaîne alimentaire.

La modélisation des dépôts secs et humides des dioxines contenues dans les panaches d'usines d'incinération est donc essentielle pour connaître les transferts des polluants de la source vers le milieu sol.

Les dioxines et furannes sont une famille de 210 congénères aux propriétés physico-chimiques et toxicologiques variables. La difficulté de la modélisation du mélange est liée à la complexité des molécules qui le constituent et dont les caractéristiques sont très différentes d'un congénère à l'autre, comme par exemple les propriétés physico-chimiques (qui influencent la répartition de la fraction gazeuse et particulaire), la taille et la densité des particules (qui conditionnent la vitesse de dépôt). La détermination de valeurs constantes pour caractériser ce mélange est donc source d'incertitudes.

Au-delà de la variabilité des paramètres, la modélisation de la dispersion atmosphérique des dioxines et furannes introduit une difficulté supplémentaire car elle reporte sur les résultats les incertitudes liées à la méconnaissance de la valeur des paramètres d'entrée.

Ces difficultés, la multiplicité des voies d'exposition, la variabilité et l'incertitude des paramètres font de cette situation un cas d'étude particulièrement intéressant. Elle concerne à la fois la concentration

atmosphérique et les dépôts secs et humides. Enfin, cette situation appliquée aux rejets de dioxines et furannes permet d'analyser un domaine fréquemment étudié en santé environnementale.

À titre d'exemple, l'UIOM de Vaux-le-Pénil (Seine-et-Marne – 77) a été sélectionnée comme situation-test pour cette évaluation. La comparaison est réalisée entre les résultats des modélisations des rejets de dioxines et furannes. Pour cela, il a été nécessaire de caractériser le site de Vaux-le-Pénil et de reconstituer l'activité de l'UIOM.

2.2 LOCALISATION DU SITE

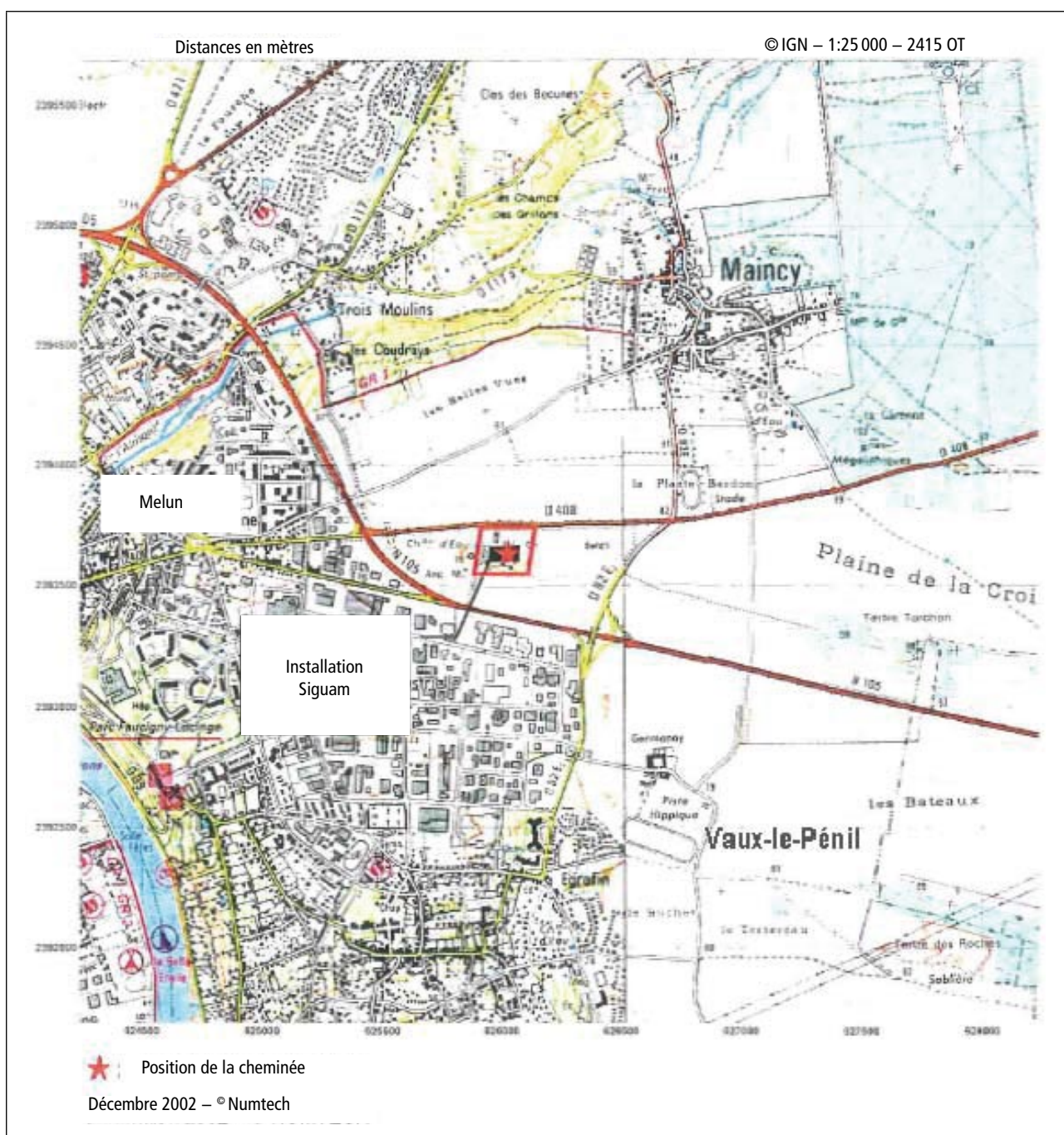
Entre 1974 et 2002, le Syndicat intercommunal du groupement d'urbanisme de l'agglomération de Melun (Siguam) a exploité une usine d'incinération des ordures ménagères au lieu dit "le Tertre de Chérisy". Ce tertre est situé au nord de la commune de Vaux-le-Pénil, à environ 2 kilomètres à l'est du centre-ville de la commune de Melun (préfecture de la Seine-et-Marne).

Le site est encadré :

- au nord, au-delà de la D408, par des terrains agricoles, puis par la commune de Maincy à environ 1 km au nord-est ;
- au sud, au-delà de la RN105, par la zone industrielle de Melun – Vaux-le-Pénil, puis par la commune de Vaux-le-Pénil à environ 2 km ;
- à l'ouest, au-delà de la RN105, par la zone industrielle de Melun – Vaux-le-Pénil, puis par la commune de Melun à environ 1 km ;
- à l'est, au-delà de la route de Maincy, par des terrains agricoles.

Les premières habitations se trouvent à environ 1 km à l'ouest et au nord-est de l'usine, respectivement sur les communes de Melun et Maincy.

Carte des environs de l'incinérateur d'ordures ménagères de Vaux-le-Pénil exploitée par le Sigum



Source : Numtech.

2.3 HISTOIRE DE L'EXPLOITATION DU SITE

Le 26 novembre 1968, le Sigum de Melun a confié l'exploitation de l'activité de compostage de ses déchets ménagers à la Société des eaux de Melun.

En mars 1976, un avenant au marché a permis le renouvellement de l'ensemble des conditions d'exploitation des unités de traitement par la Société des eaux de Melun, compte tenu de la mise en service de l'usine d'incinération. L'usine, construite à partir de 1974, a été mise en service régulier à partir de janvier 1976.

Le site de l'usine, d'une superficie de 2,05 ha, permettait d'accueillir à la fois le compostage des déchets par fermentation accélérée (1969-1996) et l'incinération des ordures ménagères (1976-2002).

En mars 1981, un avenant a modifié les conditions d'exploitation de l'usine mixte en permettant l'évacuation en décharge des refus de compostage de l'usine.

En janvier 1989, la plage horaire de réception des bennes a été étendue et de nouvelles conditions tarifaires ont été fixées, compte tenu des franchiseements des 34 000 t/an. En août 1992, la capacité de traitement des ordures ménagères de l'usine a été ramenée à 34 000 t/an.

En octobre 1996, des travaux ont été entrepris dans l'usine exploitée par le Sigum :

- équipement de nouveaux appareils de mesure en continu ;
- réhabilitation du système de refroidissement des gaz par l'aménagement d'un système d'irrigation des fumées.

En 1997, l'usine passe d'un fonctionnement 24 h/24 et 6 jours sur 7 à une mise en feux continus de l'usine 24 h/24, 7 jours sur 7.

À compter du mois de juin 1999, plusieurs travaux ont été réalisés :

- l'installation de variateurs de vitesse sur les trois ventilateurs principaux pour permettre une meilleure post-combustion des grosses particules mal brûlées (incidence sur les taux de poussières plus fines émises) et un abaissement du niveau de CO par injection de dioxygène au niveau du foyer ;
- la mise en place d'un sas conçu pour limiter les entrées d'air parasites ;
- l'amélioration du système de refroidissement des fumées par pulvérisation d'eau, afin d'optimiser le fonctionnement de l'électrofiltre.

En fin de vie, cette usine traitait les ordures ménagères de près de 103 500 habitants.

Durant l'été 2002, l'usine a été fermée et en août 2003, un nouvel incinérateur aux normes en vigueur, exploité par le Syndicat mixte intercommunal de traitement et de collecte des ordures ménagères (Smitom), est construit et mis en activité. L'Unité de valorisation énergétique est inaugurée en juin 2003. La mise en service industriel débute en décembre 2003 et la réception ainsi que la mise en exploitation de l'unité datent du 12 mars 2004.

Dans notre étude, nous considérons uniquement le fonctionnement de l'ancienne usine exploitée par le Sigum de 1976 à 2002, ce qui représente une période de 27 ans.

2.4 PÉRIODES DE FONCTIONNEMENT DE L'USINE

L'usine exploitée par le Sigum était de type usine à chaleur perdue, c'est-à-dire que la chaleur produite n'était pas récupérée pour valorisation (chauffage, production d'énergie, autoproduction d'électricité...).

À partir de sa mise en activité en 1976, **quatre périodes d'activité homogènes de l'usine peuvent être distinguées pour la modélisation des rejets**. Une période d'activité homogène est une période au cours de laquelle il n'y a pas eu de changement significatif des caractéristiques de l'incinérateur susceptibles d'influer sur les émissions en dioxines, furannes et PCB, comme par exemple l'installation d'un filtre, le changement de la cheminée ou du mode de fonctionnement.

• De 1976 à 1981

En 1981, l'installation comprenait un dépoussiéreur électrostatique, à tirage mécanique [2].

• De 1981 à 1996

L'installation comprenait un four à grilles mécaniques Stein 4t/h, alimenté par une trémie de refroidissement à pulvérisation d'eau et air de dilution, un ventilateur d'air primaire et secondaire de dilution, un système de refroidissement hydraulique (dilution, pulvérisation d'eau) des cendres, une évacuation des particules fines séparées des cendres, un dépoussiérage électrostatique par un électrofiltre SECA à un champ, et un tirage par ventilateur d'extraction [11].

• De 1997 à mai 1999

L'électrofiltre de l'incinérateur et l'aménagement de l'irrigation des fumées sont modifiés [35]. En 1999, l'installation était composée de [3] :

- un four d'incinération (capacité nominale : 4 t/h),
- une gaine et un ventilateur d'air primaire et secondaire et de dilution,
- une gaine de post-combustion, une chambre de pulvérisation d'eau (pour refroidir les fumées), un dépoussiéreur électrostatique à un champ, un ventilateur de tirage muni de vannes et d'une cheminée.

La configuration était donc comparable à la période précédente.

En avril-juin 1999, l'installation est munie d'un réseau d'air secondaire pour la post-combustion de grosses particules mal brûlées conduisant à la diminution des teneurs en poussières [35].

• De juin 1999 à juin 2002

Les caractéristiques de l'incinérateur sont globalement restées comparables de juin 1999 à la fermeture de l'incinérateur [4,12,31].

Seules les périodes d'activité de l'UIOM exploitée par le Sigum jusqu'en 2002 sont prises en compte dans l'étude.

Pour information, depuis le 2^e semestre 2003, la nouvelle installation est composée de deux lignes d'incinération composées chacune d'un four et d'une cheminée. Chaque four est composé de trois parties, une partie séchage, une deuxième de combustion et la dernière de refroidissement, et ont une capacité unitaire de 8 t/h – PCI : 2 350 Kcal/kg [35]. Une injection d'eau ammoniacale (diluée à 25 %) dans les fours permet de traiter les oxydes d'azote. Les fumées en sortie de chaudières subissent successivement une neutralisation des polluants acides au lait de chaux dans les absorbeurs suivie d'une injection de charbon actif. Les poussières formées sont captées dans un filtre à manche : dépoussiéreur à élément filtrant cylindrique [44] constitué de 420 manches en Teflon P84 réparties en trois caissons [35].

Un contrôle continu de la température garantit les températures de combustion de 850 °C pendant 2 secondes par apport complémentaire de comburant (air), si nécessaire, depuis la mise en service de l'installation. Cette nouvelle installation est totalement différente de la précédente et ses rejets sont négligeables, comparés à ceux émis par l'ancien incinérateur exploité par le Sigum.

Le passage d'une période d'activité à une autre est marqué par des changements dans le procédé industriel et le fonctionnement de l'incinérateur, qui modifient suffisamment les caractéristiques de l'UIOM pour justifier la distinction de périodes d'activité différentes de l'usine (tableau 1).

Périodes d'activité de l'incinérateur de Vaux-le-Pénil et caractéristiques techniques et de fonctionnement par période

	Période 1 de 1976 à 1981	Période 2 de 1981 à 1996	Période 3 de 1997 à mai 1999	Période 4 de juin 1999 à juin 2002
Période de fonctionnement	5 h à 20 h30 4 jours/7	6 jours/7	7 jours/7	7 jours/7
Nombre d'heures fonctionnement (h/an)	3 230	6 642	8 262	8 262
Hauteur de cheminée (m)	32	32	32	32
Diamètre (m)	1,63	1,65	1,65	1,65
Position X (Lambert II tendu)	626 100	626 100	626 100	626 100
Position Y (Lambert II tendu)	2 393 600	2 393 600	2 393 600	2 393 600
Température des fumées (°C)	277	220	293,5	277,5
Vitesse gaz (m/s)	10,1	10,3	11,85	9,35
Débit moyen gaz sec 11 % d'O ₂ (Nm ³ /h)	14 900	14 900	18 080	17 500
Concentrations de dioxines TEQ-OMS en (ng/Nm ³ /sec) à 11 % d'O ₂	258,52	258,52	258,52	258,52
Concentrations de dioxines TEQ-OMS (g/s)	1 070,10 ⁻⁶	1 070,10 ⁻⁶	1 298,10 ⁻⁶	1 257,10 ⁻⁶

Source : Direction régionale de l'industrie, de la recherche et de l'environnement.

3. Présentation des modèles

L'évaluation portera sur les modèles de dispersion atmosphérique ADMS version 3.3 et ARIA Impact version 1.4. Dans la suite du document, ces deux versions de logiciels seront plus brièvement appelées "ADMS" et "ARIA Impact".

Quelques aspects de ces deux modèles sont présentés et développés dans ce chapitre. Une attention particulière sera accordée à la description des calculs de dépôts secs et humides par les deux modèles. D'autres modules de calcul, ayant pour certains une importance fondamentale, seront seulement évoqués : la stabilité de la couche limite, la prise en compte des vents faibles, le calcul de la sur-hauteur d'émission et le traitement des secteurs de vent. Les deux modèles sont décrits plus en détail dans les guides d'utilisation des modèles et dans l'étude Record [58].

3.1 DISPERSION ATMOSPHÉRIQUE GAUSSIENNE

Les modèles gaussiens appartiennent à la catégorie des méthodes analytiques. Celles-ci reposent sur une description mathématique simplifiée des équations de dispersion en milieu fluide pour estimer la concentration en fonction de paramètres influents, tels que la rugosité du sol, le vent, la stabilité atmosphérique et les émissions. La concentration C d'un polluant en un point de l'espace repéré par ses coordonnées (x,y,z) s'exprime sous la forme générale suivante :

$$C(x,y,z;H) = \frac{Q}{2\pi u \sigma_y \sigma_z} \exp\left[-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right] \left\{ \exp\left[-\frac{(z-H)^2}{2\sigma_z^2}\right] + \exp\left[-\frac{(z+H)^2}{2\sigma_z^2}\right] \right\}$$

L'axe x coïncide avec l'axe du panache, et z désigne la direction verticale.

Q est le débit de la source, u la vitesse de vent et H la hauteur d'émission. σ_y et σ_z sont les coefficients de dispersion, c'est-à-dire les déviations standards dans les directions transversale et verticale, caractérisant la répartition gaussienne des concentrations.

Pour la recherche de concentrations au niveau du sol, cette équation devient :

$$C(x,y,0;H) = \frac{Q}{\pi u \sigma_y \sigma_z} \exp\left[-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right] \exp\left[-\frac{H^2}{2\sigma_z^2}\right]$$

Les hypothèses sous-jacentes à cette formulation sont les suivantes :

- émissions continues, ce qui permet de négliger la diffusion dans l'axe du panache ;
- conservation de la masse par réflexion complète du panache par le sol ;
- vitesse et direction de vent constantes dans tout le domaine pour la formulation gaussienne standard.

C , u , σ_y et σ_z sont moyennés sur la même base temporelle (10 min en principe).

La plupart des modèles gaussiens utilisés (dont ARIA Impact et ADMS) proposent une formulation plus complexe qui prend en compte la réflexion des panaches au sommet de la couche limite. De la même manière, pour les cas de stratifications instables, la distribution des concentrations sur l'axe z n'est plus gaussienne, dans le cas du modèle ADMS.

Les modèles gaussiens sont parmi les plus utilisés pour modéliser la qualité de l'air dans des zones relativement proches des sources de pollution. Il faut noter que, dans les zones très proches des sources, où précisément le panache de pollution est fortement influencé par la turbulence induite par les émetteurs, l'hypothèse gaussienne n'est valable que si les coefficients de dispersion sont adaptés en conséquence. De même, des paramètres existent pour les zones très éloignées de la source. Tout l'enjeu des modèles gaussiens réside donc dans l'approximation correcte des coefficients de dispersion σ_y et σ_z [57].

Cette approche gaussienne, très peu coûteuse en temps de calcul, permet de multiplier le nombre de simulations réalisées et de disposer de moyennes et de statistiques établies sur des bases météorologiques annuelles ou pluriannuelles. En contrepartie, les paramétrages des équations sont simples, ce qui conduit à des approximations parfois rudimentaires de cas particuliers, tels que l'effet du relief ou des bâtiments, qui peuvent avoir une influence non négligeable sur la dispersion, surtout à petite échelle. Cependant, des progrès considérables ont été faits pour adjoindre des modules supplémentaires aux modèles actuellement développés, afin de prendre en compte le plus possible ces situations particulières, même si cela est fait de façon paramétrique.

3.2 LE LOGICIEL ADMS 3.3

• Principaux avantages

Le modèle de dispersion atmosphérique gaussienne implémenté dans le logiciel ADMS est dit de "deuxième génération", et a été le seul de ce type commercialisé en France jusqu'en 2005. Cela signifie qu'il prend en compte la turbulence, non pas par des classes de stabilité (type classe de Pasquill) mais par un calcul analytique de la hauteur de la couche limite et une description continue des propriétés de cette couche.

Bien que de type gaussien, le modèle inclut des algorithmes qui permettent d'évaluer la surélévation du panache et de prendre en compte partiellement le relief, les bâtiments, l'occupation du sol (rugosité) et des situations météorologiques particulières.

En ce qui concerne le relief, un module spécifique permet à la fois une surélévation du panache avec la topographie et un calcul des champs de vents au niveau de toutes les mailles de la zone d'étude. Cela contribue à faire varier verticalement et horizontalement le panache et ainsi, à ne pas considérer la météorologie comme uniforme sur tout le domaine d'étude. Il s'agit d'un point déterminant car ce module favorise la prise en compte non rectiligne de la dispersion gaussienne du panache.

Un autre module – non mis en œuvre dans la présente étude – a pour fonction de représenter l'effet des bâtiments sur la dispersion, notamment en rabattant le panache derrière l'obstacle proche de la source d'émission lorsque celui-ci est sur la trajectoire du panache.

Certaines situations météorologiques particulières, comme les régimes météorologiques côtiers, sont également prises en compte par des modules spécifiques.

Enfin, des modules spécifiques permettent de calculer le dépôt au sol, sec et humide, des gaz et des particules émis.

- Principales limites

L'une des principales limites de la formulation gaussienne est qu'elle ne tient pas compte des vents calmes. Pour la version utilisée d'ADMS, le modèle n'inclut pas les vitesses de vent inférieures à 0,75 m/s.

Dans des situations météorologiques caractérisées par une proportion non négligeable de vitesses de vent faibles, c'est-à-dire lorsque le pourcentage d'observations présentant des vitesses de vent inférieures à 0,75 m/s est élevé (pourcentage susceptible d'atteindre 80 % dans certains cas), les résultats de la dispersion atmosphérique peuvent être incertains.

Le modèle ADMS 3 est capable de prendre en compte le relief mais il se limite à des situations simples et pour lesquelles la topographie n'est pas trop accidentée. Dans des situations complexes, d'autres modèles de type lagrangien ou eulérien sont plus adaptés.

La dernière version d'ADMS

Une version ultérieure d'ADMS est aujourd'hui disponible : ADMS 4.0. Cette version a été éditée postérieurement aux simulations réalisées dans les études sur lesquelles ont été constatées les différences [31,36].

Cette nouvelle version d'ADMS intègre plusieurs modifications. Les plus importantes concernent le module de dispersion et de dépôt (les nouveautés du système ADMS 4.0) [52] :

- précédemment, pour certaines conditions convectives, la concentration était une somme pondérée des contributions "neutres" et "convectives" afin d'effectuer un lissage entre les différents régimes de stabilité. Ce lissage n'affectait pas de façon significative les résultats. De fait, la contribution "neutre" dans les conditions "convectives" a été supprimée ;
- il existe maintenant deux schémas possibles pour la modélisation du dépôt humide des gaz. Le nouveau modèle de lessivage des polluants ("falling drop") inclut la cinétique de la capture des gaz, ainsi que la thermodynamique et la chimie de la dissolution des gaz dans les gouttes de pluie ;
- les utilisateurs peuvent désormais fournir des vitesses de dépôt ou des paramètres de dépôt variables dans le temps ;
- en ce qui concerne la météorologie, les utilisateurs ont maintenant la possibilité d'entrer des profils verticaux d'intensité de vent, de turbulence, de température ou d'humidité ;
- enfin, l'utilisateur a la possibilité de modéliser ou non les situations de vents calmes. S'il en fait le choix, la concentration est calculée comme une moyenne pondérée des concentrations obtenues pour un panache de type gaussien et avec l'hypothèse de diffusion uniforme autour de la source pour un panache radial symétrique.

3.3 LE LOGICIEL ARIA IMPACT 1.4

Le modèle de dispersion atmosphérique gaussienne ARIA Impact version 1.4 est un modèle gaussien dit de "première génération". Il décrit la turbulence atmosphérique sous forme de classes de stabilité en fonction du moment de la journée et des conditions météorologiques.

- Principaux avantages

Si ARIA Impact utilise des représentations simplifiées de la dispersion, il offre à l'utilisateur une assez large sélection de paramétrages. Ainsi, il est possible de choisir parmi plusieurs classifications de la stabilité atmosphérique (Pasquill, Brookhaven, Doury) et plusieurs formules de calcul de la surélévation du panache.

ARIA Impact inclut différents modules pour le traitement de situations particulières.

Il permet de prendre en compte le relief de façon très simplifiée. Il présente l'avantage de simuler les situations de vent calme par l'activation d'un modèle à bouffées gaussiennes.

Il permet enfin le calcul du dépôt au sol sec et humide des gaz et particules émis.

- Principales limites

Le modèle ARIA Impact formule dans tous les cas une hypothèse de rugosité uniforme. Il n'est pas construit pour prendre en compte l'effet des bâtiments ni des situations météorologiques spécifiques telles que les régimes côtiers. En présence de relief, ARIA Impact agit sur la hauteur du panache mais non sur le champ de vent.

3.4 VARIABLES DE SORTIE DES MODÈLES ADMS ET ARIA IMPACT

Il existe quatre variables de sorties pour chaque modèle :

- **C_{atm} ou CONC** : les concentrations atmosphériques totales à 1 mètre du sol associant à la fois les concentrations de la phase gazeuse et de la phase particulaire des rejets (CONC gaz+CONC PM), exprimés en **ng/m³** ;
- **D_{sec} ou DEPS** : les flux de dépôts secs par retombées particulaires uniquement (DEPS PM), les dépôts secs gazeux étant nuls, exprimés en **ng/m²/s** ;
- **D_{hum} ou DEPH** : les flux de dépôts humides totaux sous l'action de la pluie associant à la fois les dépôts humides de la phase gazeuse et de la phase particulaire des rejets (DEPH gaz + DEPH PM), exprimés en **ng/m²/s** ;
- **D_{tot} ou DEP** : les flux de dépôts totaux associant les dépôts secs particulaires et les dépôts humides totaux (DEPS PM+DEPH gaz+DEPH PM), exprimés en **ng/m²/s**.

3.5 DESCRIPTION DES PRINCIPAUX MODULES DISTINCTS ENTRE LES DEUX LOGICIELS

3.5.1 Calcul des dépôts humides

Dans ADMS comme dans ARIA Impact, le dépôt humide est calculé à l'aide d'un coefficient de lessivage Λ (s⁻¹). Ce dernier dépend de nombreux paramètres, incluant la nature du polluant, les concentrations

dans l'air et dans les gouttes d'eau de pluie, le taux de précipitation et la distribution des tailles des gouttelettes.

- ARIA Impact

Pour un polluant donné, le calcul du dépôt humide est effectué de la manière suivante :

$$Dh_{i-1} = \int_{i-1}^i \frac{\Lambda Q_{i-1}}{U} dx$$

où

Dh_{i-1} est le dépôt humide ponctuel au sol à la distance $i-1$ de la source ($\mu\text{g/s}$).

U est le vent horizontal.

Λ est le coefficient de lessivage, calculé selon l'expression $\Lambda = \lambda \frac{R}{R_1}$ où R est le taux de précipitation en mm/h et R_1 , le taux de précipitation de référence égal à 1 mm/h .

Q_{i-1} est le débit massique corrigé à la distance $i-1$. Il dépend de la distance à la source du fait de l'appauvrissement du panache sous l'action du dépôt sec et du dépôt humide :

$$Q_{j,i} = Q_{j,i-1} - Ds_{j,i-1} - Dh_{j,i}$$

où

$Ds_{j,i-1}$ est le dépôt sec ponctuel au sol des poussières de la classe j à la distance $i-1$ dû à la gravité (en $\mu\text{g/s}$). Il est calculé d'après la formule suivante :

$$Ds_{j,i-1} = \int_{i-1}^i \sqrt{2\pi}\sigma_y V_{gj} C_{j,i-1} dx$$

avec

$C_{j,i-1}$ est la concentration atmosphérique de particules de la classe j à la distance $i-1$.

σ_y : écart-type de la gaussienne.

V_{gj} est la vitesse de chute gravitaire.

$$V_{gj} = \frac{d_j^2 g (\rho_p - \rho_a)}{18\mu}$$

avec

d_j : diamètre des particules de classe j (m).

g : accélération de la pesanteur (m/s^2).

ρ_p : masse volumique des poussières (kg/m^3).

ρ_a : masse volumique de l'air (kg/m^3).

μ : viscosité dynamique de l'air $= 1.8 \cdot 10^{-5} \text{ kg/m.s}$.

- ADMS

ADMS considère que la quantité de polluant incorporée dans l'eau des pluies par les précipitations est égale au produit de Λ et de C par unité de surface, d'altitude et de temps.

C est la concentration atmosphérique calculée localement et Λ , le coefficient de lessivage. Dans ADMS, l'utilisateur a le choix :

- attribuer une valeur constante au coefficient Λ , indépendante du taux de précipitations présent dans les données d'entrées météorologiques, c'est-à-dire que la déposition humide sera calculée même si le taux de précipitation est nul ou qu'aucune donnée de précipitations n'est fournie ;
- spécifier 2 constantes de lessivage a et b , ce qui permet de relier le coefficient de lessivage et le taux de précipitation selon la formule :

$$\Lambda = aJ^b$$

où

J : taux de précipitation (mm/h).

a : une première constante du coefficient de lessivage.

b : une deuxième constante du coefficient de lessivage.

Les valeurs par défaut de a et b sont $a=10^{-4}$ et $b=0,64$. Ces valeurs par défaut de a et de b sont des valeurs moyennes pour un mélange de gaz et de particules [39].

En supposant que le lessivage est un prélèvement irréversible de la concentration atmosphérique, le flux de déposition humide par unité de surface et de temps, F_{wet} , est déterminé par une intégrale à travers la colonne d'air verticale :

$$D_{hum} = F_{wet} = \int_0^\infty \Lambda C dz$$

La quantité de polluant qui reste dans le panache décroît alors inversement avec l'altitude.

3.5.2 Calcul des dépôts secs

- ARIA Impact

Pour un polluant donné, le dépôt sec est calculé de la manière suivante :

$$Ds_{i-1} = \int_{i-1}^i \sqrt{2\pi}\sigma_y v_d C_{i-1} dx$$

où

Ds_{i-1} : dépôt sec ponctuel du polluant la distance $i-1$ de la source ($\mu\text{g/s}$).

C_{i-1} : concentration du polluant j à la distance $i-1$ de la source ($\mu\text{g/m}^3$).

σ_y : écart-type de la gaussienne.

v_d (m/s) est la vitesse de déposition.

v_d est indiquée par l'utilisateur dans l'interface. Elle représente l'ensemble des phénomènes responsables du dépôt (diffusion, chute gravitationnelle des particules).

NB : la vitesse de chute gravitaire des particules calculée par le modèle n'est pas utilisée pour les dépôts secs. Elle ne sert qu'à déterminer l'appauvrissement et l'inclinaison de l'axe du panache (paragraphe 3.5.1).

- ADMS

Pour ADMS, le flux de dépôt sec est supposé proportionnel à la concentration atmosphérique située à proximité du sol.

$$D_{sec} = F_{dry} = v_d C(x, y, 0)$$

où

D_{sec} ou F_{dry} est le flux de dépôt sec par unité de surface et de temps.

$C(x, y, 0)$ est la concentration atmosphérique calculée au niveau du sol.

v_d est la vitesse de déposition.

La vitesse de dépôt est constituée d'une part diffuse, v'_d communément identifiée comme la véritable vitesse de dépôt, et d'une part liée à la vitesse de chute gravitationnelle, v_t correspondant à la vitesse terminale des particules. Ces paramètres sont liés entre eux par l'équation suivante :

$$v_d = \frac{v_t}{1 - e^{-v_t/v'_d}}$$

Ce sont les valeurs de v'_d et v_t qui sont paramétrées dans le modèle.
Pour les gaz $v_t=0$.

Si elles ne sont pas spécifiées par l'utilisateur, ces vitesses sont estimées par le modèle de la manière suivante :

- la vitesse de dépôt correspond à l'inverse de la somme de 3 forces de résistance :

$$\frac{1}{V_d} = r_a + r_b + r_s$$

où

r_a : la force de résistance aérodynamique.

r_b : la force de résistance de la sous couche.

r_s : la force de résistance de la couche de surface.

Ces 3 forces de résistance dépendent de la nature du polluant, de la nature de la surface du sol, de la vitesse du vent et de la turbulence atmosphérique. Par exemple, r_s est égale à 0 pour les particules, 30 s/m pour les gaz réactif, et 1 000 s/m pour les gaz non réactifs ; elle est infinie pour les gaz inertes.

En raison de sa dépendance vis-à-vis de la météorologie, v'_d varie dans le temps.

- la vitesse de chute ou vitesse terminale v_t est obtenue par la résolution simultanée des équations :

$$\frac{1}{2} \rho_a v_t^2 A_p C_D = mg$$

où

A_p : surface horizontale projetée de la particule (m²).

C_D : coefficient de traînée, fonction du diamètre de particules et de la viscosité cinématique de l'air.

ρ_a : masse volumique de l'air (kg/m³).

m : masse de la particule (kg), fonction de sa densité et de son diamètre.

g : accélération de la pesanteur (m²/s).

$$C_D = A \cdot Re^{-n} = A \cdot \left[\frac{v_t \cdot d_p}{\nu} \right]^{-n}$$

où

Re : nombre de Reynolds.

d_p : diamètre des particules.

ν : viscosité cinématique de l'air.

A et n sont des constantes fonctions du nombre de Reynolds [15].

Pour des particules fines, le calcul de la vitesse de chute équivaut à :

$$v_t = \frac{\rho_p g d_p^2}{18\mu}$$

où

ρ_p : masse volumique de l'air (kg/m³).

μ : viscosité dynamique de l'air (kg/m.s).

3.5.3 Calcul de la stabilité dans la couche limite

Tout l'enjeu des modèles gaussiens réside dans l'approximation correcte des coefficients de dispersion σ_y et σ_z (paragraphe 3.1). La méthode de calcul de ces coefficients est très différente selon le modèle utilisé [57].

- ARIA Impact

Pour ARIA Impact, les coefficients de dispersion peuvent être établis à partir de formules simples issues d'observations établies lors de campagnes de mesures de référence.

La turbulence est ainsi souvent décrite suivant la classification de Pasquill-Gifford [27,54].

- ADMS

Pour ADMS, les coefficients de dispersion sont approchés de manière continue par des formules analytiques issues de la théorie de Monin-Obukov sur la description de la dynamique de l'atmosphère. Dans ce cas, il est obligatoire qu'un pré-processeur météorologique calcule au préalable les paramètres nécessaires pour établir les paramétrages de la couche limite atmosphérique (longueur de Monin-Obukov, vitesse de friction, flux de chaleur...).

3.5.4 Prise en compte des vents faibles

- ARIA Impact

Le vent est considéré comme calme lorsque sa vitesse est inférieure à 0,9 m/s. Dans ces situations, un modèle à bouffées gaussiennes est mis en œuvre : l'émission est assimilée à une succession de rejets instantanés qui évoluent selon une règle de dispersion gaussienne [57]. La direction de vent utilisée est celle de la dernière échéance météorologique précédant les heures de vent calme.

- ADMS

Une des hypothèses fortes de l'utilisation d'ADMS (dans la version testée lors de l'exercice d'intercomparaison) réside dans le fait que les vents faibles n'ont pas d'influence sur la dispersion du panache, l'orientation des vents faibles étant difficiles à identifier. En effet, le modèle ne prend pas en compte les vitesses de vents inférieures à 0,75 m/s, ce qui signifie qu'aucune dispersion n'est calculée pour les données du fichier de météorologie dont la vitesse de vent est inférieure à 0,75 m/s. Plus le pourcentage d'observations présentant des vitesses de vents inférieures à 0,75 m/s est élevé, plus les résultats de la dispersion atmosphérique sont entachés d'incertitude.

3.5.5 Calcul de la sur-hauteur d'émission

La surélévation du panache par rapport à la hauteur d'émission est calculée différemment par ARIA Impact et ADMS.

- ARIA Impact

Dans ARIA Impact, la surélévation du panache est calculée en fonction du diamètre de la cheminée, de la vitesse d'éjection (ou débit volumique) et de la température des fumées, selon la formule choisie par l'utilisateur. Il s'agit des formules classiques de Briggs, Concawe, Holland mais également d'Anfossi, Stumke, Cude ;

- ADMS

Le module d'évaluation de la sur-hauteur du panache pour ADMS repose sur un modèle intégral de trajectoire utilisant une résolution de type Runge-Kutta. En plus, ce modèle permet de prendre en compte le changement des conditions atmosphériques avec la sur-hauteur du panache.

3.5.6 Traitement des secteurs de vents

Le traitement cartographique des résultats peut mettre en évidence des différences entre les sorties des deux modèles, selon qu'il y a ou non un calcul de lissage des concentrations suivant les secteurs de vents.

- ARIA Impact

On peut indiquer une tolérance $\Delta\Theta$ autour de la direction de vent. Pour une direction de vent Θ , ARIA Impact prend aléatoirement une valeur comprise dans l'intervalle $\Theta \pm \Delta\Theta$.

- ADMS

Les données de direction du vent sont souvent enregistrées pour des secteurs de 10° , $22,5^\circ$ ou 30° , permettant respectivement des

roses des vents de 36, 16 ou 12 directions possibles. Indiquer la taille appropriée du secteur permet au modèle de prendre en compte la variation de la direction du vent autour de la direction moyenne lors de calculs sur le long-terme. Pour de petites tailles de secteur (inférieures à 15°), le modèle divisera le secteur en trois directions de vent équidistantes et utilisera l'une de ces trois directions à tour de rôle. Par exemple, pour un secteur de 10° et une direction de vent venant du sud de 90° , le modèle utilisera $86,7^\circ$, 90° et $93,3^\circ$. Pour de grandes tailles de secteur (supérieures à 15°), le modèle divisera le secteur en cinq directions de vent équidistantes et effectuera les calculs pour les directions équidistantes. Les résultats pour toutes les directions du vent sont ensuite pondérés de manière égale dans les calculs de concentrations. Si les données ne représentent pas des secteurs, la direction du vent utilisée est la valeur ponctuelle contenue dans le fichier de données météorologiques.

4. Préparation de la comparaison des deux modèles

4.1 MÉTHODE DE COMPARAISON

La comparaison des deux modèles ARIA Impact et ADMS cherche à expliquer l'origine des écarts qui seront éventuellement identifiés entre les résultats. Pour effectuer cette comparaison, **deux scénarios de modélisation (S1 et S2) sont élaborés**.

Ces deux scénarios de modélisation sont utilisés pour modéliser la dispersion des rejets sur les différentes périodes d'activité de l'incinérateur. Quatre périodes ont été définies : P1, P2, P3 et P4 (paragraphe 2.4). Tous les paramètres restent constants d'une période à une autre à l'exception des valeurs concernant les caractéristiques propres à l'émission (température d'émission, nombre d'heures de fonctionnement, tonnage et taux d'émission). **Seuls les résultats de la période P1 sont exploités pour la comparaison des deux modèles**.

Sur la période P1, **quatre situations de comparaison** sont identifiées en combinant chaque modèle et chaque scénario. Ces situations permettent de comparer les deux modèles entre eux et les deux scénarios pour un même modèle (encadré 2). Pour chacune de ces comparaisons, **les valeurs de chacune des variables de sortie des modèles sont comparées** (paragraphe 3.4).

Seules les moyennes annuelles des résultats de dispersion sont exploitées dans la suite de l'analyse. Ce choix permet de comparer les modèles sur les rejets chroniques dans l'environnement de dioxines, furannes et PCB. Ainsi, **les jeux des variables de sortie des modèles exploités dans ce travail correspondent aux distributions spatiales des valeurs en moyenne annuelle sur l'ensemble du domaine de modélisation**. En raison de la taille de la grille de modélisation (domaine de calcul égal à 10*10 km) et du pas de la grille (maille de calcul égale à 200*200 m), **chaque distribution comprend 2 600 valeurs**. La comparaison exclut le point central du domaine (position de la source), ADMS n'effectuant pas de calcul en ce point.

Les comparaisons sont présentées de manière la plus explicite possible, en associant à la fois **des résultats statistiques, des illustrations graphiques et cartographiques**.

L'ensemble de ces étapes est traité dans les chapitres suivants.

4.2 CONSTRUCTION DES SCÉNARIOS DE MODÉLISATION

Les deux scénarios S1 et S2 sont censés modéliser la même situation : le calcul de la dispersion d'un mélange de dioxines, furannes et PCB autour de l'UIOM de Vaux-le-Pénit. Élaborés pour chaque modèle, chacun des scénarios reprend les valeurs couramment attribuées aux paramètres d'entrée selon la réalisation de la modélisation avec ADMS ou avec ARIA Impact. Les deux scénarios sont donc construits de manière à prendre en compte les valeurs par défaut de chaque modèle ADMS et ARIA Impact,

notamment en ce qui concerne les dépôts secs ou humides, ou la rugosité par exemple.

Ils tiennent également compte de la variabilité de certains paramètres, par exemple les caractéristiques des particules de dioxines, furannes et PCB émises dans l'environnement.

Ainsi, les deux scénarios de modélisation proposent les valeurs des paramètres les plus "appropriées" pour chaque modèle, dans la situation étudiée de Vaux-le-Pénit, avec l'expérience acquise et les recommandations des guides destinés aux utilisateurs. Nous n'évoquerons pas ici la notion de procédure de "calage"¹ des modèles qui correspond à une tâche bien définie sortant du champ de cette étude.

Les deux scénarios proposés sont les suivants :

- **un scénario S1, configuré sur un choix de valeurs de paramètres "standards" pour une utilisation avec ADMS ;**
- **et un scénario S2, configuré sur un choix de valeurs de paramètres "standards" pour une utilisation avec ARIA Impact.**

À chacun de ces scénarios, spécialement configuré pour un modèle, correspond un scénario équivalent pour l'autre modèle, constitué autant que possible des mêmes valeurs de paramètres ou d'hypothèses équivalentes lorsque les paramètres ne coïncident pas entre ADMS et ARIA Impact. Ainsi, au S1 configuré pour ADMS, correspond un S1 configuré pour ARIA Impact et que l'on estime comparable par construction. De la même manière, au S2 configuré pour ARIA Impact, correspond un S2 configuré pour ADMS supposé comparable.

Pour ADMS, plusieurs variantes de ces scénarios sont proposées :

pour le scénario S1, on aura trois variantes : S1a, S1b, S1c ; pour le scénario S2, on aura deux variantes : S2a et S2b. Ces variantes correspondent à des manières différentes de saisir certains paramètres dans le logiciel afin d'établir une comparaison plus fine entre les deux modèles.

Le choix des valeurs affectées aux paramètres pour chacun des scénarios et des variantes de ces scénarios est détaillé dans les chapitres ci-dessous.

4.2.1 La formation des dioxines, furannes et PCB pendant la combustion

La formation des dioxines est le résultat de la combustion incomplète de produits contenant du chlore. La combustion à des températures insuffisantes (en dessous de 850°C) favorise la formation de ces composés [66].

L'étude des procédés de combustion a permis de comprendre que la plage de température comprise entre 250 et 400°C est particulièrement propice à la formation de ces composés. Il en résulte que les phases d'allumage et d'extinction des fours favorisent la formation des dioxines. Un rapport de l'Ademe a notamment montré que l'arrêt

volontaire ou non des fours entraîne, lors des remises en route, une élévation des concentrations en PCDD/F pouvant dépasser plusieurs centaines de ng/Nm³. Par ailleurs, d'autres paramètres, comme la nature du combustible et sa charge en métaux lourds, sont aussi susceptibles d'influer sur cette formation [19,67].

En complément, pour optimiser l'oxydation des gaz de combustion, il est nécessaire d'appliquer une température, un temps de séjour du produit et une turbulence suffisants. Les gaz de combustion doivent ainsi être portés à une température de 850 °C pendant une durée minimum de 2 secondes.

4.2.2 Taux d'émission

Les modèles permettent de paramétrer facilement les valeurs de flux à l'émission (taux d'émission) et les plages horaires de fonctionnement de l'incinérateur répétées de manière hebdomadaire. Pour cela, le flux d'émission utilisé pour les modélisations a été ajusté en partie en fonction des heures d'arrêt des fours.

Pour les périodes P1 et P2, des plages horaires de fonctionnement et d'arrêt des fours de l'usine sont prises en compte dans un module particulier des modèles qui permet de pondérer la valeur de flux par le nombre d'heures de fonctionnement. En revanche, l'augmentation des concentrations en dioxines et furannes à l'émission lors de l'allumage des fours n'est pas connue.

Pour la période P1, selon le rapport de l'exploitant, les fours fonctionnaient de 5 h à 20 h 30, quatre jours par semaine. L'exploitant précise également que sur cette période, le nombre d'heures de fonctionnement annuel réel était de 3 230 h/an. Des contraintes de saisie des heures d'arrêt et de fonctionnement dans l'interface des modèles impose de paramétrer le fonctionnement de l'incinérateur sur cinq jours de la semaine puis le samedi et enfin le dimanche. Pour se rapprocher à la fois du nombre réel d'heures de fonctionnement et des plages horaires de fonctionnement rapportées par l'exploitant, ont été paramétrés dans le modèle un fonctionnement de 7 h 00 à 19 h 00 (12 h/j) les cinq jours de la semaine et de 7 h 00 à 9 h 00 (2 h/j), le samedi. En dehors de ces plages horaires, l'incinérateur était considéré à l'arrêt. Le fonctionnement pendant ces plages horaires correspond à un nombre total d'heures de fonctionnement égal à 3 233 h/an. Aucune transformation supplémentaire du flux d'émission n'est ici réalisée.

Pendant la période P2, il a été rapporté que l'incinérateur a fonctionné six jours par semaine avec un flux d'émission égal à $1,07 \cdot 10^{-6}$ I-TEQ-OMS g/s. L'exploitant rapporte également le nombre d'heures réel de fonctionnement annuel égal à 6 642 h/an. Toutefois, un arrêt total de fonctionnement une seule journée par semaine conduirait normalement à un fonctionnement de 7 509 h/an. Cette différence de 867 h/an correspond à des arrêts transitoires de l'incinérateur en semaine qu'il est nécessaire de prendre en compte par pondération de la valeur de flux d'émission proposé pour 7 509 h/an. La valeur de flux d'émission, qui doit être saisie dans le modèle, est, de ce fait, modifiée : elle est égale à $0,947 \cdot 10^{-6}$ I-TEQ-OMS g/s.

Pour les périodes P3 et P4, l'incinérateur fonctionne en continu. Des arrêts conduisent toutefois à un fonctionnement réel de 8 262 h/an

au lieu de 8 760 h/an. De la même manière que pour la période P2, ces épisodes d'arrêt répartis irrégulièrement dans l'année et qui correspondent à 498 h/an sont pris en compte en pondérant la valeur de flux. Pour la période P3, alors que le flux rapporté est égal à $1,298 \cdot 10^{-6}$ I-TEQ-OMS g/s, le flux pondéré saisi dans le modèle est égal à $1,22 \cdot 10^{-6}$ I-TEQ-OMS g/s. De la même façon, pour la période P4, alors que le flux rapporté est égal à $1,257 \cdot 10^{-6}$ I-TEQ-OMS g/s, le flux pondéré saisi est égal à $1,19 \cdot 10^{-6}$ I-TEQ-OMS g/s.

Ces valeurs de flux sont saisies de la même manière, quel que soit le modèle.

Seuls les résultats de la période P1 sont exploités pour la comparaison des deux modèles.

4.2.3 Répartition gaz-particules

La part de flux particulaires et gazeux dans le mélange de PCDD/F dépend de plusieurs paramètres dont le procédé industriel, la température de combustion, le traitement des fumées de l'UIOM et le congénère considéré [70].

Par exemple, pour une température supérieure à 600 °C, il y a formation presque exclusive de dioxines sous forme gazeuse [64]. Pour une température entre 225 et 400 °C, la formation de dioxines particulaires associées aux poussières rejetées, est plus importante [50].

Les PCDD/F sont émises, pour une part, sous forme gazeuse dont une partie s'absorbe sur les particules fines de l'air [68]. L'US-EPA propose une revue de la littérature sur la répartition gaz/particules des PCDD/F selon que les mesures sont effectuées soit en sortie de cheminée, soit dans l'air ambiant [70].

En sortie de cheminée, quel que soit le congénère, la répartition gaz/particules est équivalente. En revanche, une fois les PCDD/F dispersées dans l'environnement, la répartition gaz/particules varie plus largement en fonction du congénère. Dans le cas de congénères avec un faible degré de chloration (4 à 5 atomes de chlore), les températures ambiantes, moins élevées que celles en sortie de cheminée, ne modifient pas la nature des dioxines rejetées en majorité sous forme gazeuse (rapport gaz/particules égal à 3 environ). Dans le cas de congénères avec un degré de chloration élevé (6 à 8 atomes de chlores), les températures ambiantes conduisent, sous l'effet de l'interaction des dioxines gazeuses avec les particules de l'air, à transformer une part de ces congénères de dioxines gazeuses en dioxines particulaires (rapport gaz/particules égal à 0,2 environ) (tableau 2) [37,70]. C'est la raison pour laquelle la température ambiante entre pour une grande part dans la variation de la répartition gaz/particules [Eitzer *et al.* 1989¹].

La variation saisonnière est un facteur souvent pris en compte pour différencier les profils d'émission et de concentration dans l'air de PCDD/F. Il intervient dans la variabilité de la répartition particulaire et gazeuse et la distribution des tailles particulaires [41,53]. Une étude d'Eitzer [Eitzer *et al.* 1989] identifie un rapport gaz/particules égal à 2 en été et à 0,5 en hiver.

Les résultats de modélisation réalisés dans le cadre de cette étude correspondent à une longue période d'activité de plusieurs années.

¹ Le "calage" d'un modèle : il s'agit d'une opération consistant à réaliser correctement la mise au point du modèle en renseignant convenablement les valeurs des paramètres du modèle et en s'assurant de leur cohérence avec des mesures de terrain réalisées dans la situation à modéliser.

Les variations de la répartition gaz/particules liées à l'ensemble de ces facteurs (variation saisonnière, variation fonction du congénère, etc.) doivent donc être moyennées de manière à obtenir une répartition gaz-particules représentative et globale sur une période pluriannuelle.

Les deux études nationales concernant l'impact sur la santé des incinérateurs [34,36] ont été réalisées en considérant une répartition équivalente des dioxines sous forme gazeuse et particulaire dans l'air ambiant. **Une répartition de 50 % de gaz et 50 % de particules sera considérée pour les deux scénarios.**

| TABLEAU 2 |

Moyennes des pourcentages de répartition gaz/particules (15 à 18 sources bibliographiques), proposées selon le nombre d'atomes de chlore de PCDD/F, à partir de mesures effectuées à la cheminée des incinérateurs ou dans l'air ambiant après dispersion [70]

	%	TCDD	PeCDD	HxCDD	HpCDD	OCDD	TCDF	PeCDF	HxCDF	HpCDF	OCDF
Fraction en sortie de cheminée ^a	Gaz	76	70	71	73	63	76	66	64	62	73
	Particule	24	30	29	27	37	24	34	36	38	27
Fraction dans l'air ^b	Gaz	87	69	30	10	4	83	65	35	11	2
	Particule	13	31	70	90	96	17	35	65	89	98

^a Moyenne obtenue à partir de 18 sources de données bibliographiques.

^b Moyenne obtenue à partir de 15 sources de données bibliographiques.

4.2.4 Taille particulaire des dioxines

Deux tailles de particules sont considérées : 1 µm pour le scénario S1 et 10 µm pour le scénario S2. Ces deux tailles de particules correspondent à la gamme des valeurs qui sont généralement prises en compte pour les rejets de la phase particulaire d'un mélange de dioxines, furannes et PCB.

Les valeurs de taille de particules choisies varient non seulement selon l'ancienneté de l'incinérateur, le type de traitement des fumées mais également selon les pratiques de modélisation et le modèle utilisé.

Les connaissances actuelles sur le spectre granulométrique d'un mélange de dioxines, furannes et PCB en sortie de cheminée laissent en effet largement la place aux interprétations concernant ce paramètre. Par exemple, la valeur de 10 µm est l'une des tailles de particule considérées dans l'étude d'imprégnation par les dioxines des populations vivant à proximité d'UIOM [36]. Dans l'étude sur l'incidence des cancers à proximité des UIOM, seule la taille des particules de 1 µm de diamètre a été considérée [34].

Les paragraphes ci-dessous détaillent les arguments qui ont conduit à choisir l'une ou l'autre de ces deux valeurs.

4.2.4.1 Granulométrie après traitement des fumées

Le traitement des fumées varie selon les UIOM et selon les périodes de mise en service et notamment, depuis la mise en vigueur de la réglementation sur les dioxines et furannes (circulaire du 24 février 1997 puis arrêté du 20 septembre 2002). Le système d'épuration des fumées est un paramètre clé dans l'émission [35].

Les dépoussiéreurs ou électrofiltres constituent souvent, notamment pour les petits incinérateurs, le seul traitement des fumées en sortie de cheminée. Ce système de traitement a un impact direct sur la granulométrie et la quantité de particules émises. De façon générale, le captage est plus ou moins efficace selon le spectre granulométrique des poussières émises [8].

Ce spectre est aussi fonction de la combustion et des composés brûlés [8]. Les performances d'un électrofiltre diminuent lorsque la teneur en poussières augmente. Un électrofiltre est généralement efficace sur des poussières dont le diamètre dépasse 10 µm [8]. Dans l'étude de l'UIOM sur Gilly-sur-Isère réalisée par bureau Veritas pour le Careps, il a été considéré que les électrofiltres avaient un pouvoir de coupure entre 10 et 50 µm [13].

Ainsi, les particules de dioxines et furannes émises par les incinérateurs pourraient s'apparenter à des PM₁₀, c'est-à-dire à des particules de taille inférieures à 10 µm de diamètre.

4.2.4.2 Granulométrie après dispersion dans l'air

Des auteurs se sont penchés sur la mesure de la distribution des tailles de particules des dioxines et furannes [18,40,45] et PCB [30] dans l'air.

On a pu voir qu'une partie de la fraction gazeuse des PCDD/F émises s'adsorbe sur des particules de l'air. Dans la mesure où la granulométrie des particules de l'air est nettement plus faible que celle des particules en sortie de cheminée, ce phénomène conduit à ce que la taille moyenne des particules de PCDD/F dans l'air soit plus faible qu'en sortie de cheminée. La modélisation étant réalisée sur la taille des particules une fois dans l'air, il paraît pertinent de considérer les tailles de particules de dioxines dans l'air plutôt qu'en sortie de cheminée.

Certains auteurs considèrent ainsi que la fraction massique majoritaire des particules de cendre volante d'une UIOM est inférieure à 1,5 µm de diamètre [24,28]. Ces résultats sont cohérents avec ceux d'une étude de mesure des concentrations de PCDD/F dans l'air en zone urbaine avec chauffage résidentiel qui montre que plus de 80 % des PCDD/F et des HAP sont associées à des particules de diamètre inférieur ou égal à 1,35 µm (tableau 3) [40,41].

Cette observation est également confirmée par Ogura [53] qui propose une répartition du spectre des tailles de particules en pourcentage

² Eitzer BD. Atmospheric transport and deposition of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans. *Environ. Sci. Technol.* 1989, 23 (11), pp. 1396-1401.

de la concentration totale d'émission (tableau 4). Ces résultats sont obtenus à partir de la moyenne de 4 mesures de PCDD/F effectuées dans l'air d'octobre 1998 à mars 2000, dans la région de Kanto au Japon. Ces PCDD/F sont liées principalement aux émissions des installations de combustion d'ordures ménagères.

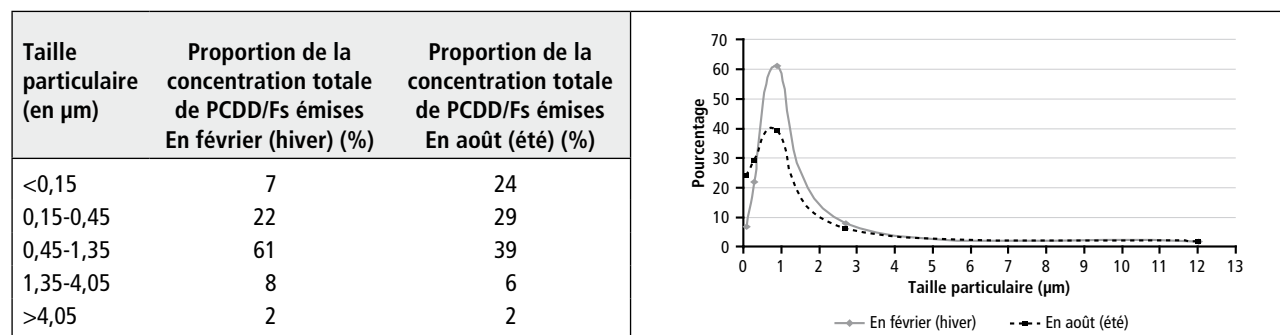
L'US-EPA propose également des estimations de PCDD/F en sortie de cheminée d'UIOM selon la taille de particules émises (tableau 5) [71].

Ces données issues de l'US-EPA, réévaluées en 2003, représentent les conditions d'émission avec les procédés industriels actuels des UIOM et des systèmes de contrôle des particules. La fraction de particules de dioxines inférieure à 2 µm de diamètre représente environ la moitié de la masse totale des particules de dioxines émises dans l'air.

Ainsi la taille médiane des particules de dioxines et furannes émises par les incinérateurs peut être considérée comme égale à 1 µm de diamètre.

| TABLEAU 3 |

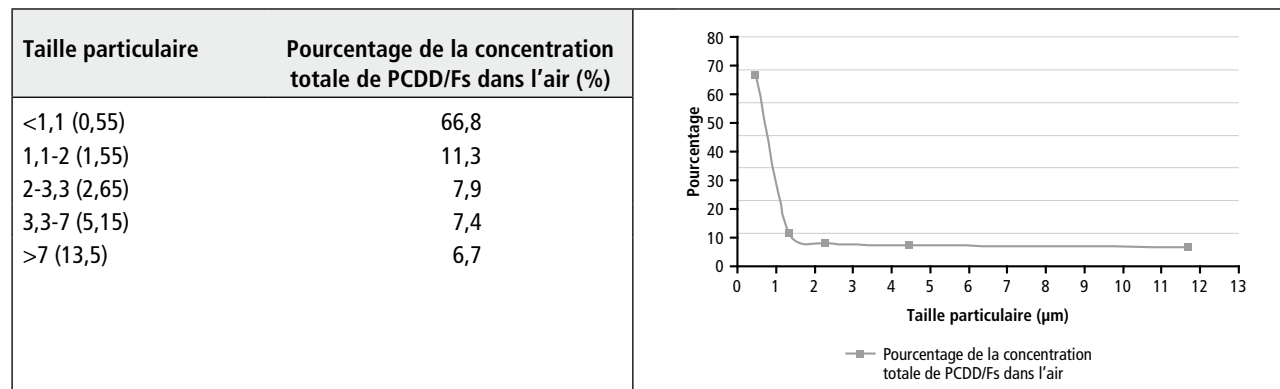
Répartition de la proportion de la concentration de PCDD/F (en %) selon la fraction de taille particulaire en hiver (trait pointillé) et en été (trait plein) [41]



Résultats proches des pourcentages de la masse totale des particules de PCDD/Fs.

| TABLEAU 4 |

Répartition de la fraction de concentration de PCDD/F selon la taille particulaire [53]



| TABLEAU 5 |

Répartition de la masse totale et de la surface totale de particules émises en sortie de cheminée en fonction de la taille de particule [71]

Diamètre particulaire moyen (µm)	Fraction de la masse totale	Catégories de particules sélectionnées	Pourcentage de la surface selon la catégorie (%)
>15	0,128	Catégorie 3 : >10 µm	23
12,5	0,105	(représentée par des particules de 20 µm)	
8,1	0,104	Catégorie 2 : ≤10 et >2 µm	28
5,5	0,073	(représentée par des particules de 6,78 µm)	
3,6	0,103		
2	0,105	Catégorie 1 : ≤2 µm	49
1,1	0,082	(représentée par des particules de 1 µm)	
0,7	0,076		
<0,7	0,224		

4.2.5 Densité particulaire des dioxines

Deux valeurs de densité sont proposées dans la littérature.

L'une, égale à 1 400 kg/m³, s'applique aux particules de 1 µm de diamètre; elle a été utilisée dans le scénario S1 [69]. L'autre, égale à 5 000 kg/m³, s'applique aux particules de 10 µm de diamètre, elle a été utilisée pour le scénario S2 [5].

Par ailleurs, l'Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR 1998) propose une valeur de densité particulaire égale 1 827 g/m³ pour les TCDD, cette valeur ayant été déterminée pour la 2,3,7,8-TCDD dans une étude de Schroy [60].

4.2.6 Coefficient de lessivage

Une différence entre les deux scénarios repose sur les valeurs de paramètres pour le calcul du dépôt humide. Ce calcul dépend du coefficient de lessivage. Dans ADMS, ce coefficient est, soit fixé par l'utilisateur, soit calculé par le logiciel en fonction de la pluviométrie et de deux paramètres *a* et *b*. Les paramètres *a* et *b* sont propres au

logiciel ADMS et ne peuvent être saisis tous les deux dans le logiciel ARIA Impact (paragraphe 3.5.1).

Cependant, il existe une correspondance possible entre ARIA Impact et ADMS.

Le coefficient de lessivage calculé par ARIA Impact $\Lambda = \lambda \frac{R}{R_i}$ peut également se présenter sous la forme suivante avec la formulation sous ADMS :

$$\Lambda = a J^b$$

avec

$J = R/R_i$: taux de précipitation (mm/h).

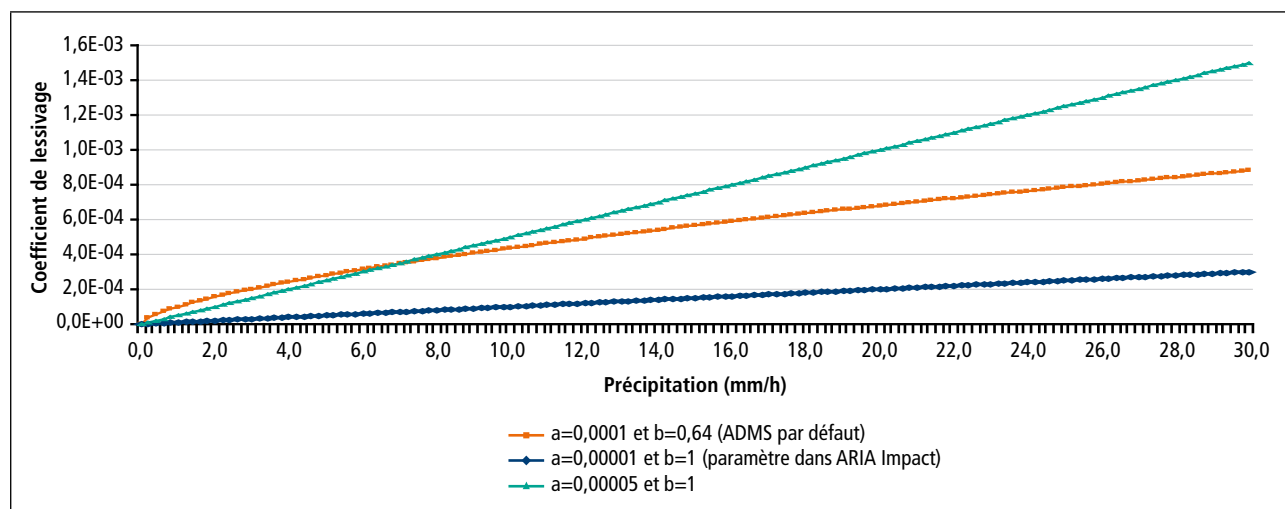
$a = \lambda$: constante de lessivage.

$b = 1$.

La figure 1 représente la valeur du coefficient de lessivage calculée selon différents valeurs des paramètres et selon les précipitations horaires variant entre 0 et 30 mm correspondant à la gamme des valeurs horaires mesurées par les stations météorologiques.

| FIGURE 1 |

Valeurs du coefficient de lessivage Λ calculées selon des valeurs différentes des coefficients *a* et *b* pour une gamme de valeurs de précipitation comprises entre 0 et 30 mm/h



Pour le scénario S1 configuré pour ADMS, on a choisi, pour la variante S1a, les valeurs des coefficients de lessivage *a* et *b* proposées par défaut par le logiciel ADMS. Une revue bibliographique montre que les valeurs de *a* et *b* dépendent de la granulométrie des particules [48,63]. Les valeurs de *a* et *b* proposées par défaut, issues d'une étude sur des particules de diamètre inférieur à 1 µm, sont les suivantes : $a = 1,10^{-4} \text{ s}^{-1}$ et $b = 0,64$ [39]. Ces valeurs résultent de mesures effectuées sur des émissions de radionucléides dont les tailles moyennes de particules sont comprises entre 0,33 et 0,93 µm selon le composé (¹³²Te, ¹⁰³Ru, ¹³⁷Cs, ¹³¹I).

Ces valeurs de *a* et de *b* sont compatibles avec la taille des particules prise en compte pour le scénario S1 mais ne permettent pas la comparaison avec les résultats d'ARIA Impact. C'est la raison pour laquelle des variantes S1b et S1c ont été définies afin de permettre une comparaison plus immédiate des dépôts humides et secs, calculés par

ADMS et ARIA Impact. Pour ces deux variantes, les valeurs de lessivage $a = 1,10^{-5} \text{ s}^{-1}$ et $b = 1$ ont été choisies. La valeur de $1,10^{-5} \text{ s}^{-1}$ représente une moyenne pour des particules de diamètre compris entre 0,5 µm ($a = 5,10^{-6} \text{ s}^{-1}$ et $b = 1$) et 1 µm ($a = 4,3.10^{-5} \text{ s}^{-1}$ et $b = 1$) [41,43,67].

La valeur de $a = 1,10^{-5} \text{ s}^{-1}$ correspondant au coefficient de lessivage λ a été employée dans le scénario équivalent S1 défini pour ARIA Impact.

L'ensemble de ces valeurs de *a* et de *b* a été également utilisée pour les gaz associés à des particules de taille égale à 1 µm.

Pour le scénario S2, des valeurs sont déterminées pour des particules de taille égale à 10 µm et pour les gaz. Ce scénario S2 est configuré pour ARIA Impact. La littérature rapporte des valeurs moyennes de coefficient de lessivage $\lambda = 4,10^{-4} \text{ s}^{-1}$ pour les PM₁₀ et $\lambda = 1,10^{-5} \text{ s}^{-1}$ pour les gaz associés à des particules de taille égale à 1 µm [41,43,68].

La correspondance de ce scénario S2 pour ADMS conduit à utiliser les valeurs de $\lambda = 4,10^{-4} \text{ s}^{-1}$ pour les PM_{10} et $\lambda = 1,10^{-5} \text{ s}^{-1}$ pour les gaz, le coefficient de lessivage dans ARIA Impact correspondant au paramètre a dans ADMS. Le paramètre b=1.

4.2.7 Vitesse de dépôt

Il existe une correspondance entre le calcul des vitesses de dépôt pour ARIA Impact et ADMS (paragraphe 3.5.2). Imposer une même valeur de vitesse de dépôt sec V dans ARIA Impact et ADMS revient à spécifier :

- dans ARIA Impact, une vitesse de déposition $v_d=V$;
- dans ADMS, une vitesse de déposition $v'_d=V$ et une vitesse de chute ou vitesse terminale, $v_t=0$.

Le scénario S1 avec ARIA Impact doit sélectionner une vitesse de dépôt adaptée à un mélange de particules de 1 μm de diamètre et de densité égale à 1 400 kg/m^3 et de gaz. La vitesse de dépôt moyenne choisie est égale à 0,05 cm/s [20,23,41,61] et à 0, pour les gaz.

En revanche avec ADMS, la vitesse de dépôt n'est pas un paramètre proposé par défaut dans ADMS. Comme le scénario S1 a été configuré selon les spécificités d'ADMS, aucune valeur de ce paramètre n'est saisie pour la variante S1a. La vitesse de dépôt est alors calculée par le modèle en fonction des caractéristiques des polluants et des conditions météorologiques.

Deux autres variantes S1b et S1c, mises en œuvre avec ADMS, doivent faciliter la comparaison avec ARIA Impact. Pour une analyse plus fine de la contribution relative des différents modes de dépôt, deux jeux d'hypothèses sont considérés avec ADMS :

- scénario S1b : vitesse de dépôt des particules=0,05 cm/s ; vitesse terminale (de chute) : calculée par ADMS ; vitesse de dépôt des gaz=0 ;

- scénario S1c : vitesse de dépôt des particules=0,05 cm/s ; vitesse terminale (de chute)=0 ; vitesse de dépôt des gaz=0.

Pour le scénario S2, des valeurs de vitesse de dépôt sec sont proposées pour des particules de taille égale à 10 μm . La littérature rapporte pour les PM_{10} une valeur moyenne de 0,013 m/s [41]. Pour les gaz, la vitesse de dépôt sec est considérée comme nulle.

Le scénario S2 étant configuré pour ARIA Impact, ces valeurs sont saisies telles quelles dans ADMS. De la même manière que pour le scénario précédent, la vitesse de chute dans ADMS est calculée à partir des caractéristiques des particules dans une variante S2a, et est fixée à 0 dans une variante S2b afin de faciliter la comparaison entre ARIA Impact et ADMS.

4.2.8 Données environnementales

• La météorologie

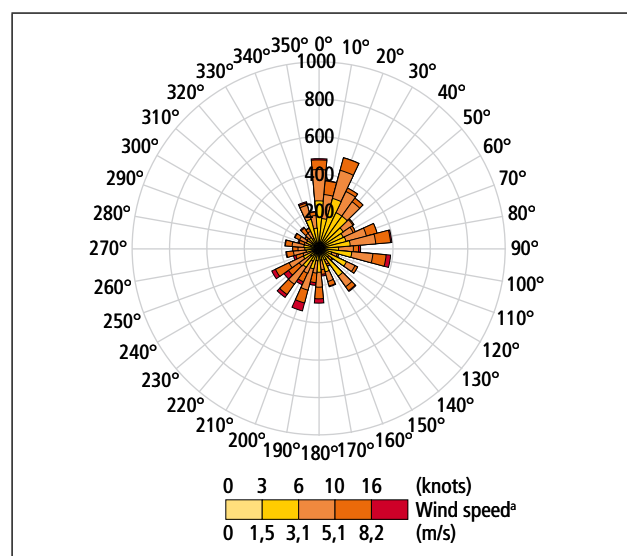
Les données météorologiques relevées selon un pas de temps horaire ont été fournies par la station Météo-France la plus proche de l'incinérateur : le centre départemental de Montereau-sur-Jard, situé sur l'aérodrome de Melun Villaroche à environ 8 kilomètres au nord du site. Il s'agit de données horaires relevées entre janvier 1996 et août 2000, soit 4,5 années.

La station est représentative des conditions thermiques (température, rayonnement solaire, etc.) rencontrées sur le site [31].

La direction et la vitesse du vent sont représentées sur les roses des vents année par année et pour l'ensemble de la période (cartes 2, 3, 4, 5 et 6).

| CARTE 2 |

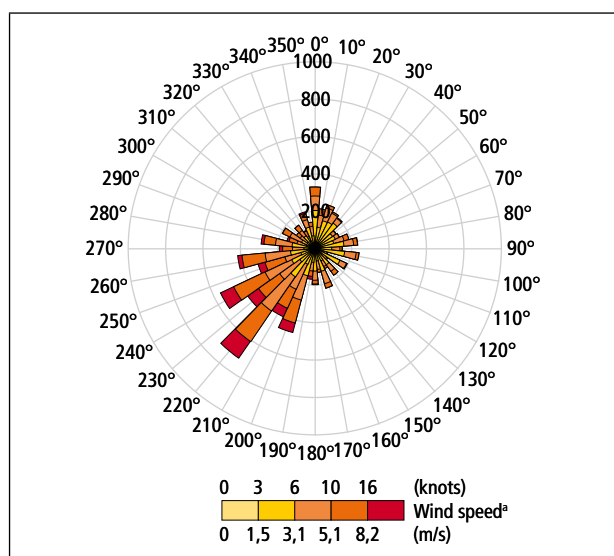
Rose des vents pour l'année 1996



Source : ADMS.
^a Vitesse de vent.

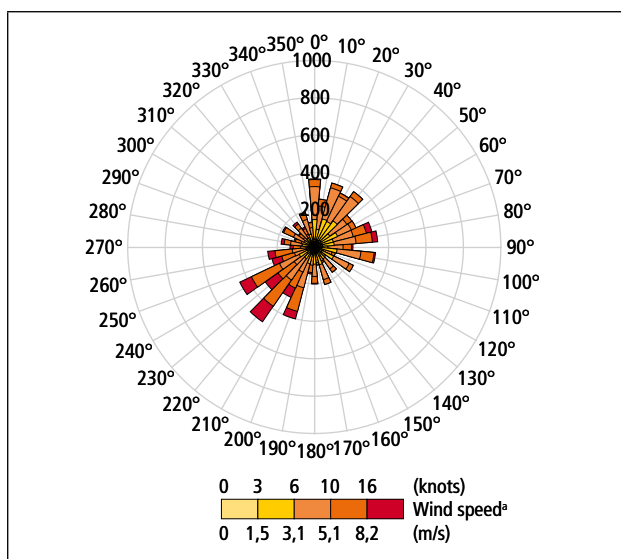
| CARTE 4 |

Rose des vents pour l'année 1998



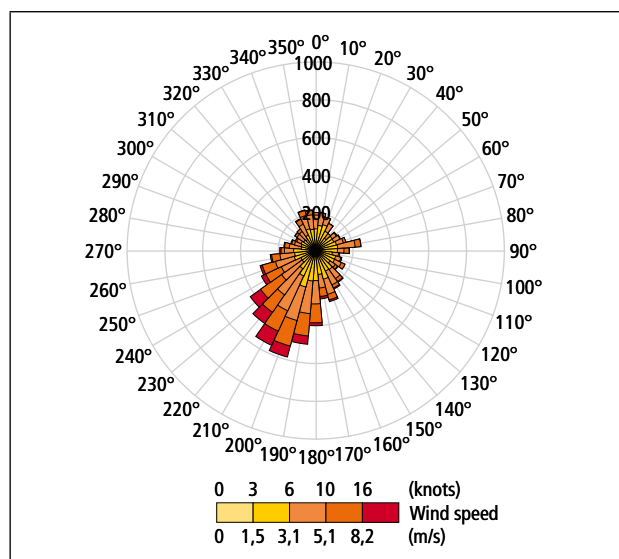
Source : ADMS.
^a Vitesse de vent.

Rose des vents pour l'année 1997



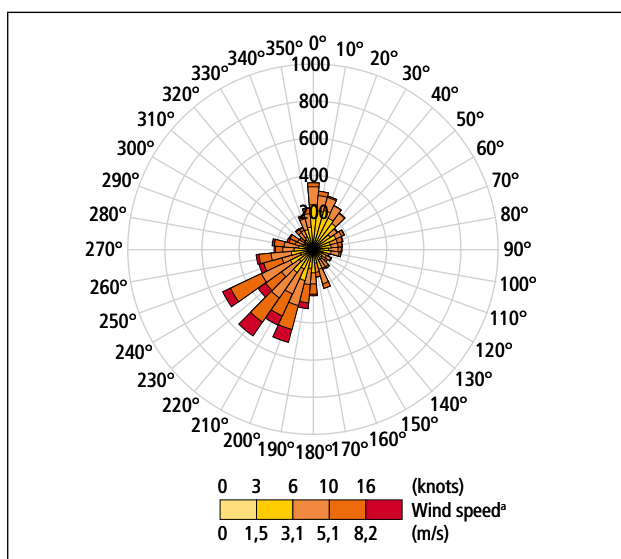
Source : ADMS.
^a Vitesse de vent.

Rose des vents pour l'année 2000



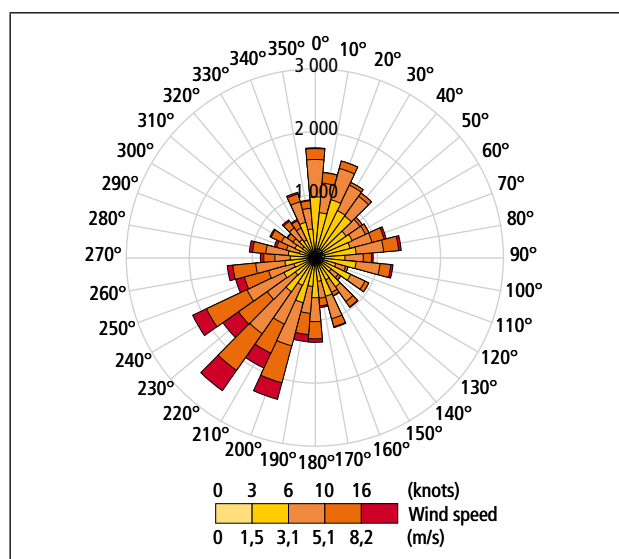
Source : ADMS.

Rose des vents pour l'année 1999



Source : ADMS.
^a Vitesse de vent.

Rose des vents pour les cinq années de 1996 à 2000



Source : ADMS.

Il n'a pas été possible de tester la représentativité de la météorologie pendant le fonctionnement de l'incinérateur de 1976 à 2002 par les données météorologiques de 1996 à 2000 prises en compte dans cette étude. Cependant, des modélisations sous ARIA Impact ont été réalisées en prenant différentes périodes afin d'étudier l'effet des variations météorologiques sur les résultats de la dispersion : une période plus réduite (1997-1999), et année par année, de 1996 à 2000. L'année 2000 a une influence particulière sur les dépôts : les dépôts modélisés sur l'ensemble de la période (1996-2000) sont 25 % plus élevés que sur la période (1997-1999).

Le groupe de travail a finalement considéré l'ensemble des données météorologiques de la période de 1996 à 2000 comme représentatives de la météorologie locale.

Les mêmes données météorologiques horaires de 1996 à 2000 sont utilisées pour chacune des périodes de fonctionnement P1 à P4 et pour tous les scénarios.

Ces données météorologiques présentent un faible pourcentage de vents calmes (<1 m/s). Ceux-ci représentent 1,58 % (692 heures météorologiques) des vents enregistrés. Pendant ces heures de vent calme, il n'a plu que 5,92 % du temps. Ces situations particulières qui cumulent vents calmes et précipitations ne représentent que 0,09 % des conditions météorologiques enregistrées sur toutes les années (soit 41 lignes météorologiques). Nous verrons que ces situations particulières, même rares, ont leur importance dans les modélisations.

- Le relief et la rugosité

La prise en compte de la topographie (relief) et de l'occupation des sols (rugosité) est différente entre les deux scénarios.

Le relief dans les alentours de l'incinérateur de Vaux-le-Pénil reste modéré. L'occupation des sols, dont est déduite la rugosité, est représentée principalement par des prairies et des zones urbaines résidentielles (figures 2 et 3).

Pour le scénario S1, configuré pour ADMS, des données de topographie et de rugosité variables ont été intégrées. Les fichiers de topographie de l'IGN et de rugosité de l'Institut français de l'environnement (Ifen) ont été utilisés. Les histogrammes ci-dessous décrivent ces données.

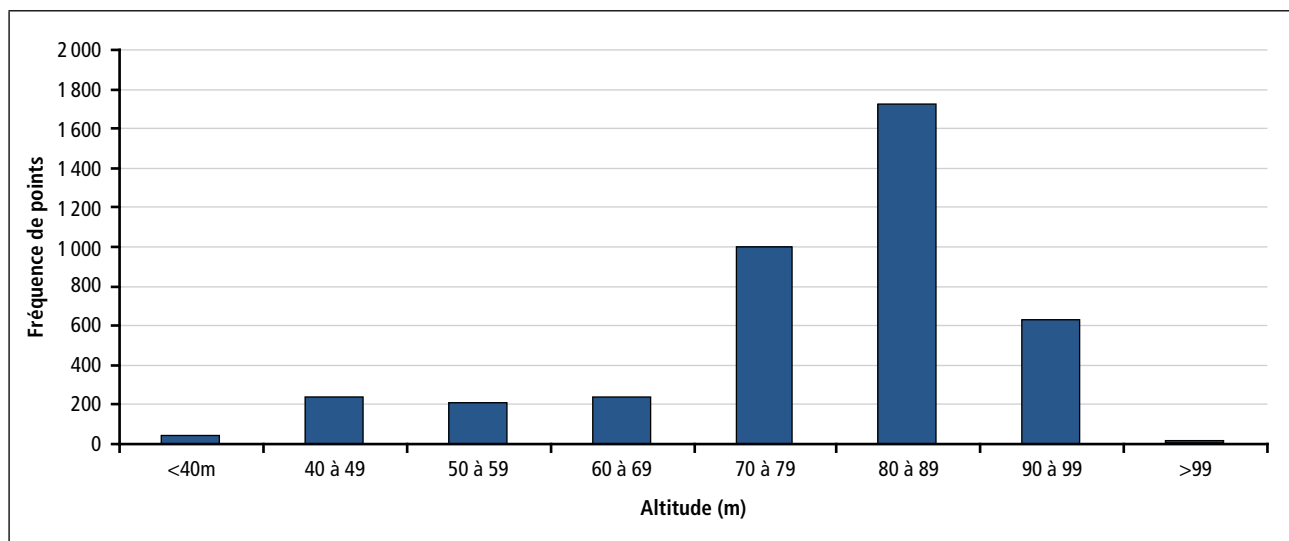
Dans le scénario S1 équivalent défini pour ARIA Impact, la rugosité uniforme sur tout le domaine a été décrite par la moyenne des valeurs de rugosité issues du fichier de l'Ifen.

Pour le scénario S2, configuré pour ARIA Impact, le relief et l'occupation des sols sont pris en compte de manière simplifiée avec des valeurs d'altimétrie minimum et maximum sur le domaine d'étude et une valeur de rugosité constante sur l'ensemble du domaine. Les valeurs d'altitude minimum et maximum ont été calculées à partir du fichier de l'IGN.

Dans le scénario S2 équivalent défini pour ADMS, la rugosité a été fixée à la valeur choisie pour ARIA Impact.

| FIGURE 2 |

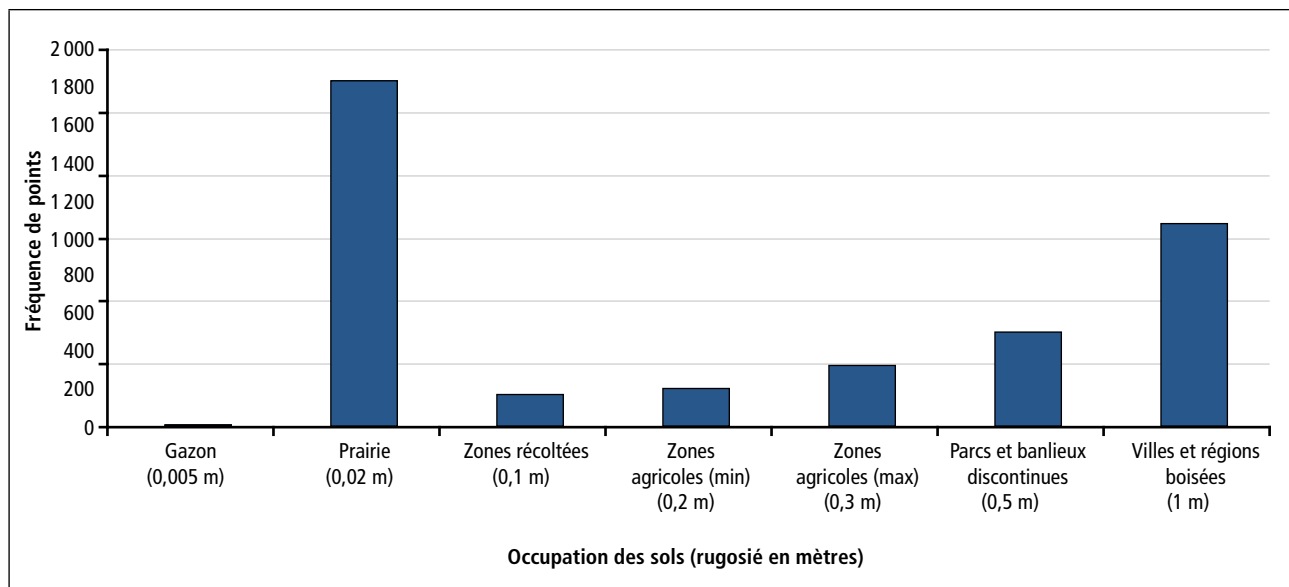
Histogramme de l'altimétrie (en mètre) du domaine retenu pour la modélisation de la dispersion de l'UIOM de Vaux-le-Pénil



Source : données de l'Institut géographique national (IGN).

| FIGURE 3 |

Histogramme de l'occupation des sols dans le domaine de modélisation de la dispersion de l'UIOM de Vaux-le-Pénil



Source : données Ifen.

4.3 TABLEAU RÉCAPITULATIF DES VALEURS DES PARAMÈTRES RETENUS POUR LES DEUX SCÉNARIOS

Le tableau suivant récapitule, pour chaque scénario et pour chaque modèle, les valeurs des différents paramètres de la modélisation. Seules les valeurs des paramètres retenues pour la période 1 sont présentées dans le tableau 6. Les tableaux récapitulatifs des valeurs des paramètres retenues pour les deux scénarios S1 et S2, pour les périodes P2, P3 et P4 sont présentés en annexe 1.

| TABLEAU 6 |

Valeurs des paramètres d'entrée pour ADMS et ARIA Impact pour le scénario S1 et S2 et la période 1 (pour ADMS plusieurs variantes du scénario S1 et S2 sont proposées)

Paramètres	Scénario 1 et variantes pour ADMS	Scénario 1 pour ARIA Impact	Scénario 2 pour ARIA Impact	Scénario 2 et variantes pour ADMS
Données météorologiques	Cinq ans de données météo : janvier 1996 à août 2000			
Durée de la période	Période 1 : 1975-1981 ^a			
Coordonnées de la source	(X,Y) Lambert II étendu=(626 100 ; 2 393 600)			
Hauteur de la cheminée	32 m			
Diamètre de la cheminée	1,65 m			
Température d'émission	277 °C ^a			
Nombre d'heures de fonctionnement	Soit 12 h/j de 7 h à 19h 5 j/7 + 2 h/j de 7 h à 9 h le samedi (=3233 h/an de fonctionnement) ^a			
Type de polluant	Mélange de dioxines-furannes particulaires et gazeux (PM et Gaz)			
Répartition gaz-particules	50% PM, 50 % G (mélange particulaire représenté par 50 % du flux de dioxines mélange gazeux représenté par 50 % du flux de dioxines)			
Vitesse d'émission des effluents en sortie de cheminée	10,1 m/s ^a			
Taux d'émission	PM=5,35.10 ⁻⁷ I-TEQ OMS g/s G=5,35.10 ⁻⁷ I-TEQ OMS g/s ^a			
Coefficient de lessivage λ pour ARIA Impact ou a pour ADMS ^b	S1a : $a = 10^{-4} \text{ s}^{-1}$ pour les PM ₁ Gaz (par défaut) S1b & S1c : $a = 1,10^{-5} \text{ s}^{-1}$ pour les PM ₁ et les gaz	$\lambda = 1,10^{-5} \text{ s}^{-1}$ pour les PM ₁ et les Gaz	λ et $a = 4,10^{-4} \text{ s}^{-1}$ pour les PM ₁₀ λ et $a = 1,10^{-5} \text{ s}^{-1}$ pour les Gaz	
Coefficient de lessivage b pour ADMS	S1a : $b = 0,64$ pour les PM ₁ Gaz (par défaut) S1b & S1c : $b = 1$ pour les PM ₁ et gaz	-	-	$b = 1$
Vitesse de déposition	S1b et S1c : PM ₁ =0,05 cm/s et G=0 cm/s S1a : non renseigné	PM ₁ =0,05 cm/s G=0 cm/s	PM ₁₀ =1,3 cm/s G=0 cm/s	
Vitesse de chute (terminale)	S1a et S1b : non renseigné S1c : 0 cm/s	-	-	S2a : Non renseigné S2b : 0 cm/s
Diamètre particulaire	S1a et S1b : PM 1 μm S1c : non renseigné	PM=1 μm	PM=10 μm	S2a : PM=10 μm S2b : non renseigné
Densité particulaire (ou masse volumique)	S1a et S1b : PM=1400 kg/m ³ S1c : non renseigné		PM=5 000 kg/m ³	S2a : PM=5 000 kg/m ³ S2b : non renseigné
Fraction de masse (ou fraction massique)	1			
Nature réactive des gaz	S1a : non réactif S1b et S1c : 0 cm/s	-	-	0 cm/s
Latitude	48°			
Données de rugosité	Fichier de données Ifen : ruغو.ruf	Valeur constante sur l'ensemble du domaine : hauteur de rugosité=1 m	Valeur constante sur l'ensemble du domaine : Hauteur de rugosité=1 m	
Données topographiques	Fichier de données IGN : siguam.ter		Prise en compte simplifiée : min : 41 m ; max : 101 m	Fichier de données IGN : siguam.ter
Coordonnées du domaine d'étude	Zone de 10 km x10 km avec X=[621 100 ; 631 100] ; Y=[2 388 600 ; 2 398 600]			
Résolution du maillage de calcul	200 m (51 mailles par coté ; 2 601 mailles au total)			

^a Valeur des paramètres spécifiques de la période.

- : paramètre non requis par le logiciel.

^b Les deux modèles n'utilisent pas la même définition du coefficient de lessivage qui sert au calcul du dépôt humide : λ est le coefficient de lessivage utilisé pour ARIA Impact et a est le coefficient de lessivage utilisé pour ADMS (paragraphe 3.5.1).

4.4 SITUATIONS DE COMPARAISON

Pour la comparaison des modèles :

Comparaison de :

la comparaison des résultats des deux modèles ADMS (M1) et ARIA Impact (M2) :

- avec le même scénario de modélisation S1 M1S1b et M2S1
- avec le même scénario de modélisation S2 M1S2b et M2S2

Pour la comparaison des scénarios :

la comparaison des résultats des deux scénarios de modélisation S1 et S2 :

- avec le même modèle ADMS (M1) M1S1b et M1S2b
- avec le même modèle ARIA Impact (M2) M2S1 et M2S2

On ne compare que les résultats de modélisation de la dispersion sur la période P1. À partir des deux scénarios de modélisation élaborés, quatre situations de comparaison sont identifiées.

Des comparaisons de variantes des scénarios de modélisation sont également réalisées sous ADMS et sont présentées en annexe 2.

Pour chacune des situations de comparaison, les résultats de modélisation suivants sont systématiquement comparés :

- concentrations atmosphériques totales (somme des particules et des gaz) exprimées en ng/m^3 ;
- flux de dépôts totaux (somme des dépôts secs et humides des particules et des gaz) exprimés en $\text{ng}/\text{m}^2/\text{s}$.

Puis, de manière à expliquer les éventuelles différences mises en évidence entre les dépôts totaux, les comparaisons suivantes ont été réalisées :

- flux de dépôts secs (somme des dépôts particuliers secs et des gaz) exprimés en $\text{ng}/\text{m}^2/\text{s}$;
- flux de dépôts humides (somme des dépôts particuliers humides et des gaz) exprimés en $\text{ng}/\text{m}^2/\text{s}$.

Les comparaisons statistiques :

- calcul des médianes ;
- calcul de l'amplitude des valeurs (minimum et maximum) ;
- calcul du coefficient de corrélation des valeurs ;
- calcul des écarts relatifs des valeurs ;
- localisation et rapport des *maxima* ;
- pourcentage des valeurs d'ADMS supérieures à ARIA Impact et inversement ;
- rapport des médianes.

Les comparaisons graphiques :

- histogramme de fréquences de valeurs ;
- nuage de corrélations des valeurs ;
- histogramme des écarts relatifs entre les valeurs. Le calcul des écarts relatifs est présenté dans l'encadré 1.

Les comparaisons cartographiques :

- carte des valeurs avec zone d'iso-concentrations ;
- carte de corrélation des valeurs avec localisation des valeurs les plus éloignées de la bissectrice ;
- carte des écarts relatifs entre les valeurs avec localisation des plus grands écarts relatifs.

4.5 PRÉSENTATION DES RÉSULTATS DE COMPARAISON

Les comparaisons sont présentées par des méthodes graphiques, cartographiques et statistiques.

Les représentations graphiques et cartographiques utilisées pour cette comparaison sont réalisées avec le logiciel Isatis® (version 8.02, Géovariances).

Mode de calcul des écarts relatifs entre les valeurs d'ADMS et d'ARIA Impact

Les écarts relatifs (ER) ou différences relatives sont calculés de la manière suivante :

$$ER(\%) = \frac{M_2 - M_1}{(M_2 + M_1)/2} \times 100$$

avec

ER (%) : écart relatif exprimé en %.

M1 : le résultat modélisé avec ADMS.

M2 : le résultat modélisé avec ARIA Impact

Ce calcul présente l'avantage d'être symétrique dans le sens où, pour un même rapport M1/M2 ou M2/M1, le résultat est le même en valeur absolue.

Ainsi, lorsque M2 est supérieur à M1 :

- si M2 est 2 fois supérieur à M1 l'écart relatif est de 66,66 % ;
- si M2 est 1,5 fois supérieur à M1, l'écart relatif est de 40 %.

À l'opposé, lorsque M1 est supérieur à M2 :

- si M1 est 2 fois supérieur à M2 l'écart relatif est de -66,66 % ;
- si M1 est 1,5 fois supérieur à M2, l'écart relatif est de -40 %.

À partir d'une valeur d'un écart relatif, on peut calculer le facteur multiplicateur de la valeur de M1 pour obtenir M2.

$$M_2 = \frac{M_1 \times \left(\frac{ER}{2} + 1 \right)}{1 - \frac{ER}{2}}$$

avec

ER : écart relatif non exprimé en pourcentage.

M1 : le résultat modélisé avec ADMS.

M2 : le résultat modélisé avec ARIA Impact

Pour se repérer :

- un écart relatif égal à 50 % correspond à une valeur de M2 qui est 1,66 fois supérieure à M1 ;
- un écart relatif égal à -50 % correspond à une valeur de M1 qui est 1,66 fois supérieure à M2 ;
- un écart relatif égal à 100 % correspond à une valeur de M2 qui est 3 fois supérieure à M1 ;
- un écart relatif égal à -100 % correspond à une valeur de M1 qui est 3 fois supérieure à M2.

5. Préparation de la comparaison des résultats des modèles avec les mesures

5.1 MÉTHODE DE COMPARAISON

La comparaison des valeurs de concentrations modélisées et mesurées permet d'évaluer globalement les performances des modèles et de vérifier la cohérence des ordres de grandeurs obtenus.

Un calcul de dilution des dépôts de dioxines et de leur accumulation dans les sols est donc effectué afin d'exprimer dans la même unité les valeurs modélisées et les valeurs mesurées.

Deux méthodes d'interpolation sont mises en œuvre pour déterminer les valeurs de dépôts pour chaque période de fonctionnement de l'usine au point exact de la mesure :

- interpolation pondérée par l'inverse de la distance au carré des distances aux 4 points les plus proches (IDW) ;
- Krigeage universel (KU).

Les écarts entre les séries prédites et mesurées sont calculés de deux façons :

- ajustement par régression linéaire des mesures observées (Y) aux mesures prédites (X) ;
- valeur du coefficient de régression linéaire ou pente (a), coefficient de corrélation (r) et coefficient de détermination (r^2).

Les descripteurs utilisés pour cette comparaison :

- comparaisons des valeurs maximales du domaine aux valeurs mesurées ;
- comparaisons des valeurs deux à deux aux mêmes points de coordonnées entre valeurs mesurées et prédites.

5.2 CALCUL DES CONCENTRATIONS DANS LES SOLS À PARTIR DES VALEURS DE DÉPÔT MODÉLISÉS

Pour convertir les valeurs de flux de dépôts totaux de dioxines modélisées (en $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{an}$) dans les mêmes unités que les concentrations de dioxines mesurées dans les sols (en $\mu\text{g}/\text{g}$ de sol), un calcul de dilution, de décroissance et d'accumulation est effectué selon une méthode déjà éprouvée [34].

Les données issues des quatre périodes de modélisation sont exploitées. On a utilisé les données modélisées à la fois du scénario S1 et du scénario S2. Pour ADMS, ce sont les variantes S1b et S2a qui ont été utilisées.

5.2.1 Dilution des dioxines dans les sols

Les dioxines déposées à la surface du sol s'accumulent dans la partie superficielle où elles se diluent. Les paramètres de dilution varient selon les auteurs. La dilution de 95 % des dioxines déposées s'effectue dans les 10 premiers centimètres de terre [38]. La dilution dans les 10 premiers centimètres correspond également à une recommandation de l'US-EPA [70]. Pour d'autres auteurs, seulement 80 % des dioxines déposées sont diluées dans les 15 premiers centimètres de terre [10].

La prise en compte de la dilution selon l'un ou l'autre de ces auteurs fait varier d'environ un facteur 2 la concentration finale de dioxines accumulée sur un an dans le sol (concentration par kg de sol) calculée à partir d'une même valeur de flux de dépôts au sol (flux annuel par m^2), pour une densité du sol égale à $1,5 \text{ kg}/\text{dm}^3$ (HHRAP³ 1998).

Les paramètres de dilution sont sélectionnés pour correspondre aux conditions de prélèvement. Les mesures ont été réalisées à deux profondeurs : 10 cm pour les prélèvements en plein air et 5 cm pour les prélèvements sur les parcours des volailles. Les concentrations en dioxines mesurées dans les sols sont supposées homogènes pour ces deux situations.

La concentration est calculée dans les 10 premiers centimètres du sol avec, pour cet horizon d'observation, une dilution homogène de 95 % du flux de dépôts des dioxines au sol.

5.2.2 Décroissance des dioxines dans les sols

Les dioxines sont des polluants organiques persistants (POP). Cela signifie qu'elles s'accumulent non seulement dans les êtres vivants via les lipides pour se concentrer d'un niveau à un autre de la chaîne alimentaire, mais également dans les différents compartiments de l'environnement. En effet, ce sont des molécules très stables, résistantes à la biodégradation. La demi-vie des dioxines dans les sols est très variable car elle dépend d'une part, de la caractérisation physicochimique du congénère et d'autre part, de la qualité du sol et des phénomènes susceptibles d'altérer les dioxines présentes dans la matrice : volatilisation, biodégradation, ancienneté de la pollution et profondeur de la contamination.

Les valeurs habituellement proposées varient entre 9 et 15 ans [10,22], avec des valeurs moyennes allant de 10 à 12 ans [47,70,72]. Mais les dioxines pourraient avoir une durée de vie beaucoup plus longue : estimée à plusieurs dizaines d'années en sous-sol et une dizaine d'années en surface. En profondeur, elle a même été estimée entre 25 et 100 ans [10] ou entre 5 et 50 ans [65] pour les dioxines et entre 10 et 100 pour les furannes [66]. L'érosion par le vent, simulée dans certaines conditions, aurait un rôle faible dans l'évolution des concentrations dans les sols [66].

La décroissance des concentrations suit dans cette approche une relation exponentielle négative [26,46,70,71]. **La demi-vie des dioxines prise en compte dans l'étude sera égale en moyenne à 12 ans.**

$$C = C_0 (1 - \exp(-kT))$$

avec :

C_0 : Concentration de la substance dans le sol à t_0 .

C : Concentration de la substance dans le sol après la période T.

T : Période de temps de décroissance de la substance dans le sol.

k : Constante avec $k = \ln 2 / t_{1/2}$.

$t_{1/2}$: demi-vie de la substance.

Une analyse de sensibilité des résultats de calcul des concentrations de dioxines accumulées dans les sols est proposée avec une valeur de demi-vie de 9 ans et une valeur de 15 ans.

5.2.3 Accumulation des dioxines à la surface des sols

Tous les dépôts surfaciques de dioxines ont été sommés : dépôts secs et humides pour les phases particulaires et dépôts humides liés à la phase gazeuse. Les dépôts totaux ont été évalués pour chaque année de fonctionnement et pour chacune des quatre périodes homogènes d'activité de l'incinérateur exploité par le Sigum. Cette évaluation tient compte des périodes et des heures de fermeture et d'ouverture de l'usine et du type de fonctionnement de l'incinérateur.

Pour chaque année de fonctionnement, la contribution, en termes de dépôt, a été calculée à la fin de chaque année de fonctionnement puis ajustée pour intégrer des apports accumulés les années antérieures. Cette correction tient compte de la demi-vie. La concentration finale de dioxines dans les sols tient compte de la masse volumique de la terre et de la profondeur considérée.

Les concentrations dans les sols sont estimées à partir des résultats de dépôts suivant la formule suivante, avec les dépôts secs et humides liés aux phases gazeuse et particulaire [70].

$$C_{sol} = \frac{\sum_{i=1}^N (D_{seci} + D_{hum i}) \times T_i}{r_t \times P}$$

avec

C_{sol} : Concentration des dioxines dans les sols (en pg/g de matière sèche (MS)).

N : Nombre de périodes de fonctionnement de l'incinérateur.

D_{seci} : Dépôts secs des dioxines au sol pour les périodes de fonctionnement i (en pg/m²/s).

$D_{hum i}$: Dépôts humides des dioxines au sol pour les périodes de fonctionnement i (en pg/m²/s).

T_i : Durée de déposition durant les périodes de fonctionnement i (en s).

r_t : Masse volumique de la terre (en g/m³).

P : Profondeur de terre où se concentrent les dioxines (en m).

La masse volumique de la terre sèche est prise égale à 1 500 kg/m³ [70].

Cette valeur se situe dans la gamme de valeurs de 830 à 1 840 kg/m³ proposée par Hoffman and Base (1979), obtenue par ailleurs dans l'étude de Carsel, Parrish, Jones, Hansen et Lamb (1988) [70]. En fait, cette variable est affectée par la compaction du sol, qui dépend de la quantité d'eau et du taux d'argile dans la terre.

La durée pendant laquelle s'est effectué le dépôt correspond à la durée de fonctionnement de l'incinérateur.

Finalement, à chaque point de la grille de calcul utilisée pour la modélisation des dépôts liés à l'UIOM va correspondre une concentration "mesurée et évaluée" dans les sols en 2003, après 26 ans de fonctionnement de l'usine.

5.2.4 Calcul des concentrations aux points de prélèvements

L'espacement des points de la grille étant tous les 200 m, plusieurs approches sont possibles pour calculer la prédiction au point exact des coordonnées du prélèvement :

- interpolation pondérée par l'inverse des distances au carré entre le point et les quatre plus proches voisins. Cette méthode est classiquement utilisée pour les représentations cartographiques des résultats de modèles de dispersion. Une étude préliminaire a montré que les résultats obtenus avec un seul voisin donnaient des résultats très proches ;
- Krigeage universel, une autre approche d'extrapolation des résultats (variogramme de type sphérique isotrope, avec prise en compte d'une dérive d'ordre 2, voisinage 4 points).

Les deux méthodes ont été appliquées à l'aide du module geostatistical analyst d'Arcview 8.3.

En prenant en compte les résultats de chaque scénario pour chacun des modèles, on obtient quatre cartes de prédiction. Si l'on tient compte des différents traitements géostatistiques possibles, cela donne 8 résultats de prédiction à comparer à chaque résultat obtenu par prélèvement de sol.

La concentration sera calculée dans les 10 premiers centimètres de sol, avec, pour cet horizon d'observation, une dilution homogène de 95 % du flux de dépôts des dioxines au sol.

5.3 MESURES DANS L'ENVIRONNEMENT DE L'INCINÉRATEUR DE VAUX-LE-PÉNIL

Pour vérifier les prédictions des modèles, des comparaisons à des analyses de sol, réalisées dans le cadre d'une étude sur les impacts environnementaux de l'usine exploitée par le Sigum, ont été réalisées [56].

La campagne de mesures a été réalisée, entre février et avril 2003, afin de connaître les niveaux de dioxines, furannes et PCB dans les sols au voisinage de l'usine.

5.3.1 Stratégie d'échantillonnage

La zone d'étude retenue est située entre 1 et 1,5 km de la source d'émission de l'usine et exposée aux vents dominants. Afin de comparer ces points à des prélèvements qui ne sont pas sous l'influence des rejets, une autre zone située à 8,5 km de l'usine a été sélectionnée. Celle-ci ne se trouve ni sous les vents dominants ni au nord-est de l'usine.

Dix (10) prélèvements ont été effectués dans la zone sous les vents dominants et six prélèvements ont été réalisés dans la zone plus éloignée, dite "zone de comparaison" (tableau 7). Chaque prélèvement est un échantillon composite réalisé à partir de deux prises aléatoires et ponctuelles de sol et en deux endroits distincts de la parcelle d'étude.

Deux types d'échantillon de sol ont été étudiés :

- des échantillons de sols sur une profondeur de 10 cm et de 15 à 20 cm de largeur (largeur d'une bêche). Les sols étaient situés, soit en pleine pelouse (la végétation en avait été retirée), soit dans des parties sans végétation qui ne contenaient pas d'excrément ;
- des échantillons de sols prélevés sur le parcours des volailles. Les prélèvements ont été établis à 5 cm de profondeur environ et la végétation en avait été retirée. Cette couche était constituée de fumier séché.

³ US-EPA, Volume 1: human health risk assessment protocol for hazardous waste combustion facilities, chapter 5: estimation of media concentrations. US-EPA region 6. Multimedia planning and Permitting division. Center for Combustion Science and Engineering. Office of solid waste, 1998.

Caractéristiques des sols et localisation des prélèvements

Numéro de l'échantillon	Distance de l'UIOM (m)	Direction	Type de sol
Échantillons dans une zone considérée sous les retombées de l'UIOM			
1	1 500	NE	Pelouse
2	1 250	NE	Terre agricole
3	1 250	NE	Poulailler
4	1 500	NE	Poulailler
5	1 000	NE	Pelouse
6	1 000	NE	Pelouse
7	2 250	NE	Pelouse
8	1 300	NE	Pelouse
9	1 250	NE	Pelouse
10	1 500	N	Pelouse
Échantillons dans une zone considérée de comparaison			
11	1 500	S	Poulailler
12	8 500	NE	Pelouse
13	1 500	N-NO	Poulailler
14	8 500	NE	Poulailler
15	4 700	N-NO	Pelouse
16	5 300	N-NE	Pelouse

Les points de mesures sont principalement répartis à proximité de la zone de retombée du panache dans le quadrant nord-est du domaine de modélisation.

Il existe une forte hétérogénéité spatiale des résultats de concentrations selon l'échantillon, même lorsqu'ils sont relativement proches les uns des autres. C'est le cas notamment des échantillons 5 et 6.

5.3.2 Résultats des mesures dans les sols

Parmi les 16 valeurs de mesures disponibles, 13 valeurs ont été conservées dans la suite de l'analyse. Les points n° 12 et 14 situés en dehors du domaine de modélisation sont retirés de l'analyse (tableau 8).

Les concentrations en dioxines retrouvées dans les sols et situées sur les parcours des volailles ne semblent pas être différentes de celles mesurées sur les sols de prairie ou les terres agricoles. L'ensemble des mesures a donc été utilisé pour la suite de l'analyse.

Valeurs des concentrations de dioxines, furannes et PCB mesurées dans les sols en pg de TEQ-OMS par gramme de sol [56]

Numéro de l'échantillon	Concentration de PCDD/Fs (en pg TEQ-OMS/g sol)
1	14,8
2	12,1
3	14,4 ^a
4	21,8 ^a
5	61,4
6	12,5
7	12,9
8	39,3
9	(-)
10	4
11	8,5 ^a
12	0,9
13	13,3 ^a
14	4,4 ^a
15	2,3
16	4,2

^a Données issues de poulaillers.

5.3.3 Prise en compte de l'état de référence environnemental autour de Vaux-le-Pénil

Pour comparer les résultats issus de la modélisation aux résultats de mesure, une estimation d'un état de référence⁴ des concentrations de dioxines dans les sols du domaine étudié, autour de l'usine mais qui ne seraient pas attribuables à l'activité de l'incinérateur, a été effectuée.

Les concentrations en dioxines qui caractérisent cet état de référence ont été ajoutées aux valeurs de concentrations calculées dans les sols prédites à partir des résultats de modélisation des dépôts. Il est alors possible de comparer les concentrations de dioxines prédites dans les sols aux concentrations mesurées qui intègrent l'ensemble des sources de dioxines dans l'environnement.

Au moment de la mise en place de l'activité de l'UIOM sur le site, aucune réglementation n'imposant la réalisation d'un état initial environnemental, il n'est pas possible de caractériser l'état de référence des sols du domaine de façon précise. L'état de référence des concentrations de dioxines dans les sols a donc été établi à partir des données de la littérature. En 1999, selon l'Inserm, la contamination en dioxines des sols français variait en fonction du type de zone [33] :

⁴ De nombreuses expressions sont utilisées pour caractériser un état de référence de l'environnement. On retrouve l'expression "état initial de l'environnement" ou l'expression "bruit de fond".

- entre 0,02 et 1 pg TEQ/g de MS en zone rurale, contamination principalement due à des sources anthropiques diffuses et très éloignées ;
- entre 0,2 et 17 pg TEQ/g de MS en zone urbaine, contamination due à des sources anthropiques diffuses et de proximité ;
- entre 20 et 60 pg/g TEQ/g de MS en zone industrielle, contamination due non seulement aux sources anthropiques diffuses mais également aux nombreuses sources anthropiques ponctuelles.

Dans le cas de Vaux-le-Pénit, les autres sources de dioxines dans le territoire ne sont pas de nature industrielle mais de nature urbaine. Par ailleurs, une étude d'impact de la zone (EQRS de zone) a montré qu'après le trafic routier, l'activité anthropique qui contribuait le plus à la pollution locale était celle de l'incinérateur [21,31].

Ainsi, **nous avons fait l'hypothèse que l'état de référence des sols du domaine autour de l'incinérateur correspond à un fond ambiant urbain pour lequel des valeurs de concentrations comprises entre 0,2 et 17 pg TEQ/g de MS peuvent convenir.**

5.4 ANALYSE DES RÉSULTATS

Le faible nombre de prélèvements dans les sols ne permettra pas une analyse géostatistique. La recherche de la structure des corrélations spatiales à différentes échelles de distance aurait nécessité un effectif. À titre d'exemple, une étude géostatistique portant sur le modèle EPA (ISC3) a exploité les résultats de 265 données de mesures dans les sols pour effectuer une analyse géostatistique [1].

L'analyse sera donc principalement descriptive, compte tenu du nombre de points observés disponibles au moment de l'étude.

L'analyse portera sur la comparaison des *maxima* du domaine par rapport aux valeurs observées, puis sur la comparaison au même point de coordonnées entre valeurs observées et prédites. La relation entre valeurs observées et prédites sera analysée par un modèle linéaire sur les données brutes puis par un modèle log-log, en fonction de l'allure des résidus.

Les régressions ont été effectuées avec un modèle linéaire généralisé sous R version 2.7.0.

6. Résultats de la comparaison entre les modèles

| ENCADRÉ 2 |

Récapitulatifs des comparaisons effectuées

Les comparaisons effectuées portent sur :

- les dioxines, furannes et PCB émises sous formes gazeuse et particulaire ;
- la période de fonctionnement de 1976 à 1981 (P1) uniquement ;
- les 4 variables de sortie des modèles de dispersion : les concentrations atmosphériques en ng/m^3 , les dépôts totaux, les dépôts secs et les dépôts humides en $\text{ng/m}^2/\text{s}$;
- les distributions de 2 600 valeurs des variables de sortie des modèles.

Ces comparaisons ont pour objectif d'expliquer l'origine des écarts éventuels entre les résultats des deux modèles ADMS et ARIA Impact.

Les quatre comparaisons suivantes sont effectuées :

- la comparaison des variables de sortie des modèles ADMS et ARIA Impact pour le scénario S1 (dans la variante S1b pour ADMS) (paragraphe 6.1) ;
- la comparaison des variables de sortie des modèles ADMS et ARIA Impact pour le scénario S2 (dans la variante S2b pour ADMS) (paragraphe 6.2) ;
- la comparaison des scénarios S1 et S2 (dans leur variante S1b et S2b) pour les variables de sortie du modèle ADMS (paragraphe 6.3) ;
- la comparaison des scénarios S1 et S2 pour les variables de sortie du modèle ARIA Impact (paragraphe 6.4).

Les différences entre les scénarios S1 et S2 portent sur :

- les caractéristiques des particules : taille et densité (passant respectivement de $1\text{ }\mu\text{m}$ et $1\,400\text{ kg/m}^3$ pour S1 à $10\text{ }\mu\text{m}$ et $5\,000\text{ kg/m}^3$ pour S2 la prise en compte de la rugosité sous ADMS : fichier de points pour S1 vs une seule valeur moyenne pour S2 ;
- la prise en compte de l'altimétrie sous ARIA Impact uniquement : fichier de points pour S1 vs valeur moyenne pour S2.

6.1 ÉTUDE COMPARATIVE DES DEUX MODÈLES POUR LE SCÉNARIO S1

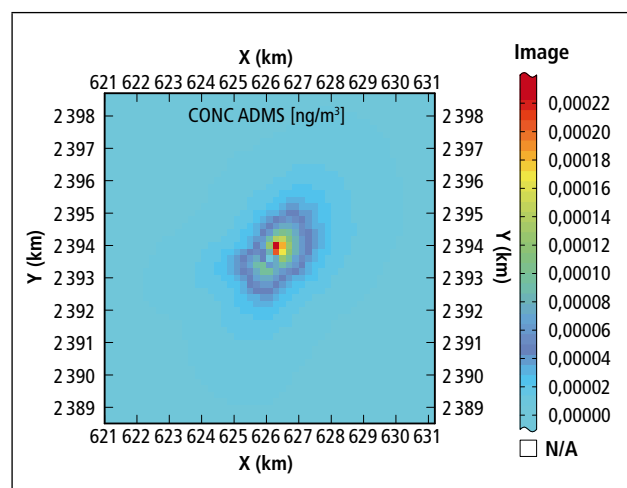
6.1.1 Représentation cartographique des valeurs

Les échelles de représentation sont les mêmes pour permettre une comparaison graphique entre les deux modèles.

- Concentrations atmosphériques

| CARTE 8 |

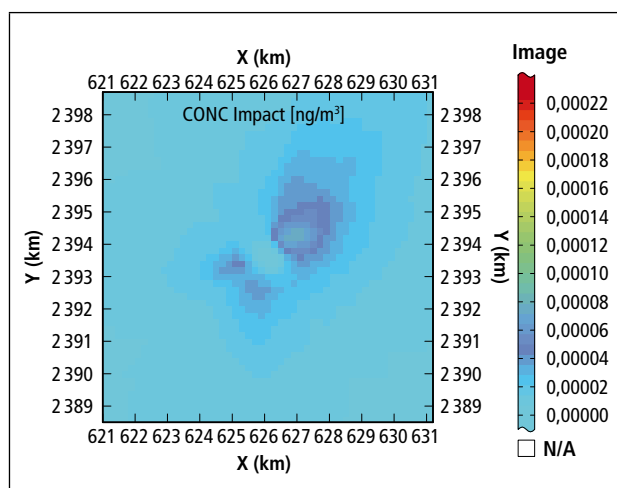
Concentrations atmosphériques en dioxines avec ADMS (ng/m^3)



Source : Isatis.

| CARTE 9 |

Concentrations atmosphériques en dioxines avec ARIA Impact (ng/m^3)

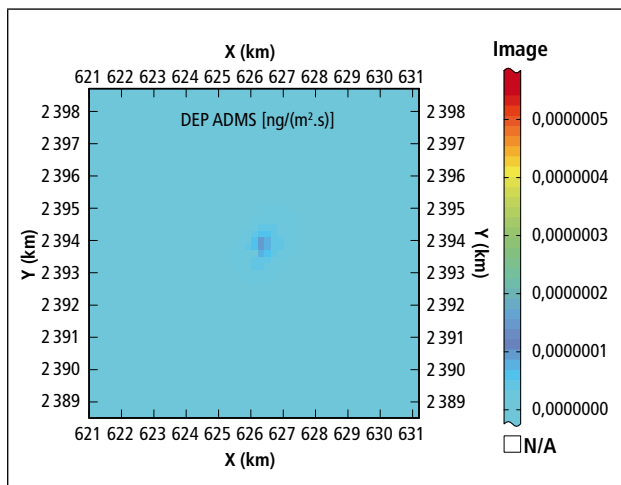


L'étendue de la dispersion du panache est moins importante pour ADMS que pour ARIA Impact. On note de fortes concentrations de dioxines dans l'air à proximité de la source d'émission pour ADMS, tandis que le panache est plus dilué pour ARIA Impact.

- Dépôts totaux

| CARTE 10 |

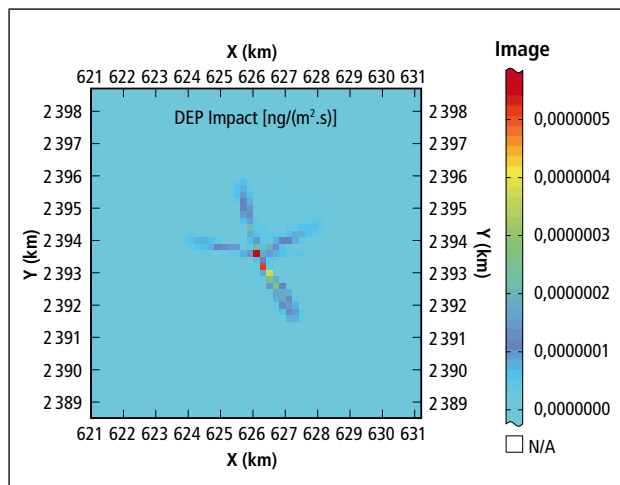
Dépôts totaux de dioxines avec ADMS (ng/m²/s)



Source : Isatis.

| CARTE 11 |

Dépôts totaux dioxines avec ARIA Impact (ng/m²/s)



Le dépôt total calculé par ADMS est plus limité qu'avec ARIA Impact, aussi bien d'un point de vue quantitatif que du point de vue de sa répartition spatiale.

Le dépôt total calculé par ARIA Impact se répartit spatialement suivant certaines directions de vent prenant l'aspect d'une dispersion en étoile, avec de très fortes valeurs dans certaines directions.

6.1.2 Comparaison des valeurs des points maximums

Les tableaux suivants présentent les valeurs maximales des concentrations atmosphériques et des dépôts modélisés ainsi que leur localisation.

| TABLEAU 9 |

Valeurs maximales des résultats de modélisation pour les particules et les gaz et localisation des points

S1P1	Unités	ADMS (S1b)		ARIA Impact (S1)		ARIA Impact (S1) sans prise en compte des vents calmes	
		Valeur maximum	Coordonnée X/Y (Lambert II étendu)	Valeur maximum	Coordonnée X/Y (Lambert II étendu)	Valeur maximum	Coordonnée X/Y
Concentrations des PM	ng/m ³	1,12.10 ⁻⁴	626 300/2 394 000	3,95.10 ⁻⁵	626 900/2 394 200	4,00.10 ⁻⁵	626 900/2 394 200
Concentrations des gaz	ng/m ³	1,12.10 ⁻⁴	626 300/2 394 000	3,95.10 ⁻⁵	626 900/2 394 200	4,00.10 ⁻⁵	626 900/2 394 200
Dépôts secs des PM	ng/m ² /s	5,98.10 ⁻⁸	626 300/2 394 000	1,97.10 ⁻⁸	626 900/2 394 200	2,00.10 ⁻⁸	626 900/2 394 200
Dépôts secs des gaz	ng/m ² /s	-	-	-	-	-	-
Dépôts humides des PM	ng/m ² /s	2,71.10 ⁻⁸	626 300/2 393 600	7,37.10 ⁻⁷	626 100/2 393 600	4,07.10 ⁻⁸	626 300/2 393 600
Dépôts humides des gaz	ng/m ² /s	2,71.10 ⁻⁸	626 300/2 393 600	7,37.10 ⁻⁷	626 100/2 393 600	4,07.10 ⁻⁸	626 300/2 393 600
Dépôts totaux des PM	ng/m ² /s	7,75.10 ⁻⁸	626 300/2 393 800	7,37.10 ⁻⁷	626 100/2 393 600	4,10.10 ⁻⁸	626 300/2 393 600
Dépôts totaux des gaz	ng/m ² /s	2,71.10 ⁻⁸	626 300/2 393 600	7,37.10 ⁻⁷	626 100/2 393 600	4,07.10 ⁻⁸	626 300/2 393 600

Les deux modèles situent les maximums des concentrations et des dépôts approximativement aux mêmes endroits, à quelques centaines de mètres près. La différence de localisation du maximum est un peu plus importante pour les concentrations atmosphériques et les dépôts secs (écart d'environ 600 m entre les modèles) que pour les dépôts humides.

Pour chaque modèle, le maximum des concentrations atmosphériques est situé au même emplacement que celui des dépôts secs ; il est décalé de quelques centaines de mètres (700 à 900 m environ) par rapport au maximum des dépôts humides.

Les concentrations maximales sur le domaine calculées par ADMS sont environ trois fois plus élevées que les concentrations maximales calculées par ARIA Impact (rapport ADMS/ARIA Impact=2,8). De même, les dépôts secs maximums calculés par ADMS sont trois fois supérieurs aux dépôts secs maximums calculés par ARIA Impact. Pour les dépôts humides, le rapport s'inverse : les maximums des dépôts humides calculés par ARIA Impact sont environ 30 fois supérieurs aux maximums des dépôts humides par ADMS

(rapport ARIA Impact/ADMS=27,2). S'agissant des dépôts totaux maximums calculés par ARIA Impact, ils sont 14 fois supérieurs aux dépôts totaux maximums calculés par ADMS.

Les rapports entre dépôts secs et dépôts humides maximaux varient sensiblement selon le modèle. **Pour ARIA Impact, le maximum des dépôts humides est environ 75 (74,8) fois supérieur au maximum des dépôts secs alors que pour ADMS, les maximums de ces deux dépôts sont du même ordre de grandeur** (rapport 1,1 entre dépôt sec et dépôt humide).

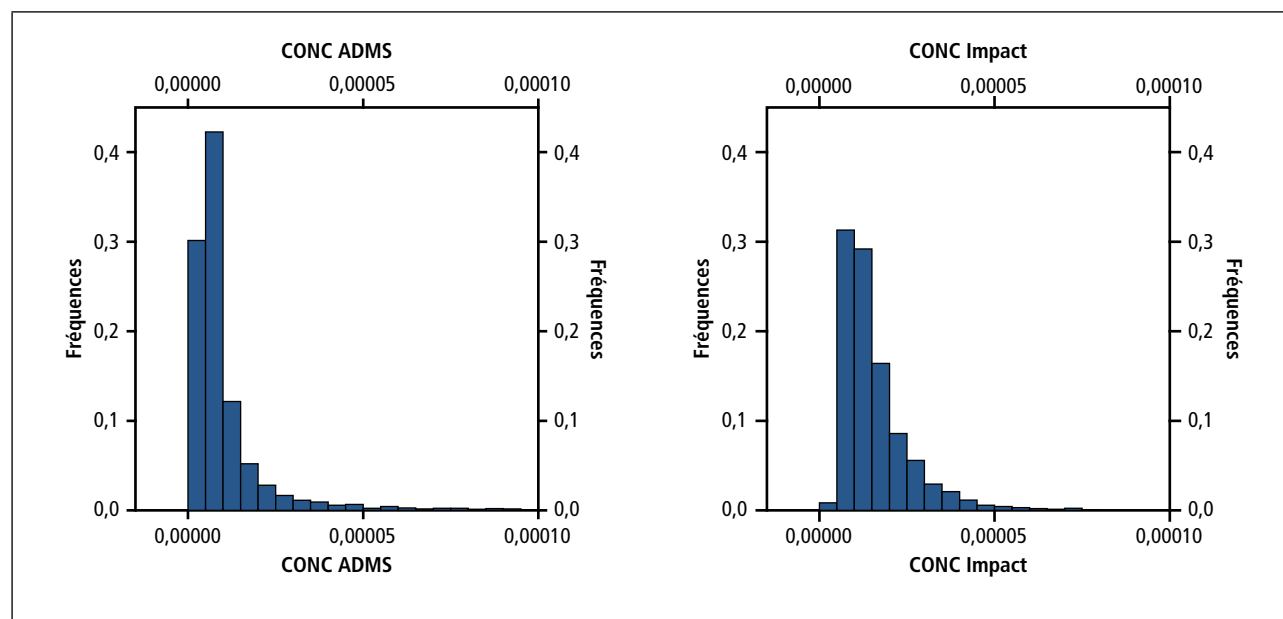
6.1.3 Histogrammes

Remarque : dans certains cas, les queues des distributions se prolongent jusqu'à un petit nombre de valeurs très élevées, non décelables à l'œil nu. Pour une meilleure visualisation des histogrammes, ces valeurs ne sont pas représentées.

- Concentrations atmosphériques

| FIGURE 4 |

Histogramme de distribution des valeurs de concentrations atmosphériques pour ADMS à gauche et ARIA Impact à droite (ng/m³)

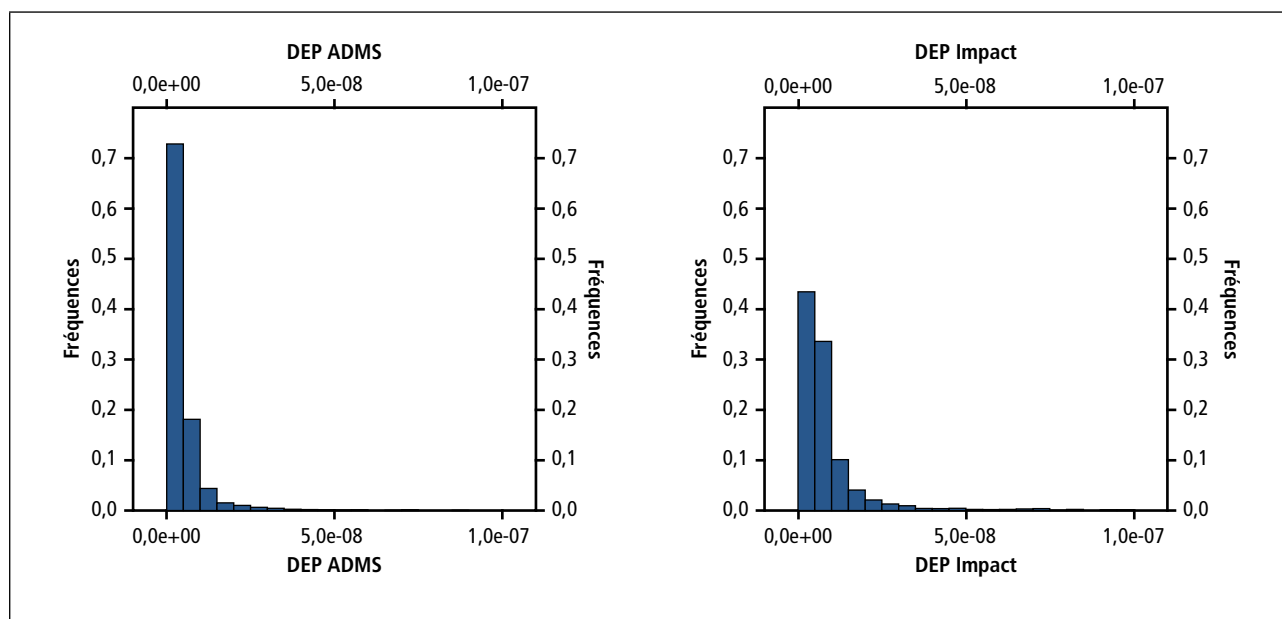


Source : Isatis.

- Dépôts totaux

| FIGURE 5 |

Histogramme de distribution des valeurs de dépôts totaux pour ADMS à gauche et ARIA Impact à droite (ng/m²/s)

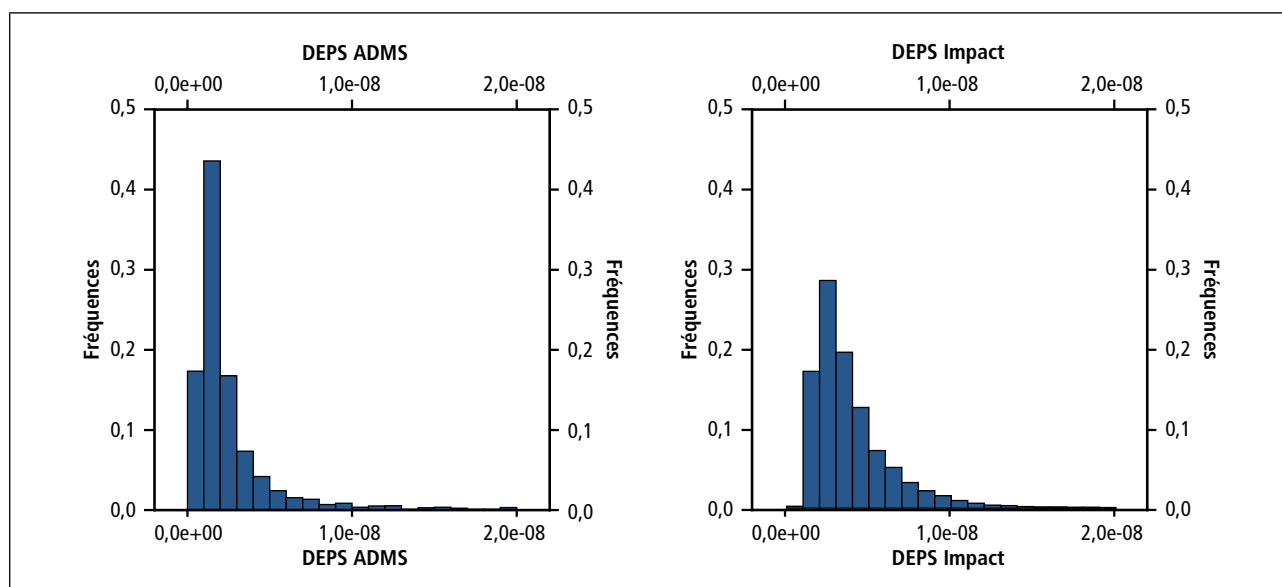


Source : Isatis.

- Dépôts secs

| FIGURE 6 |

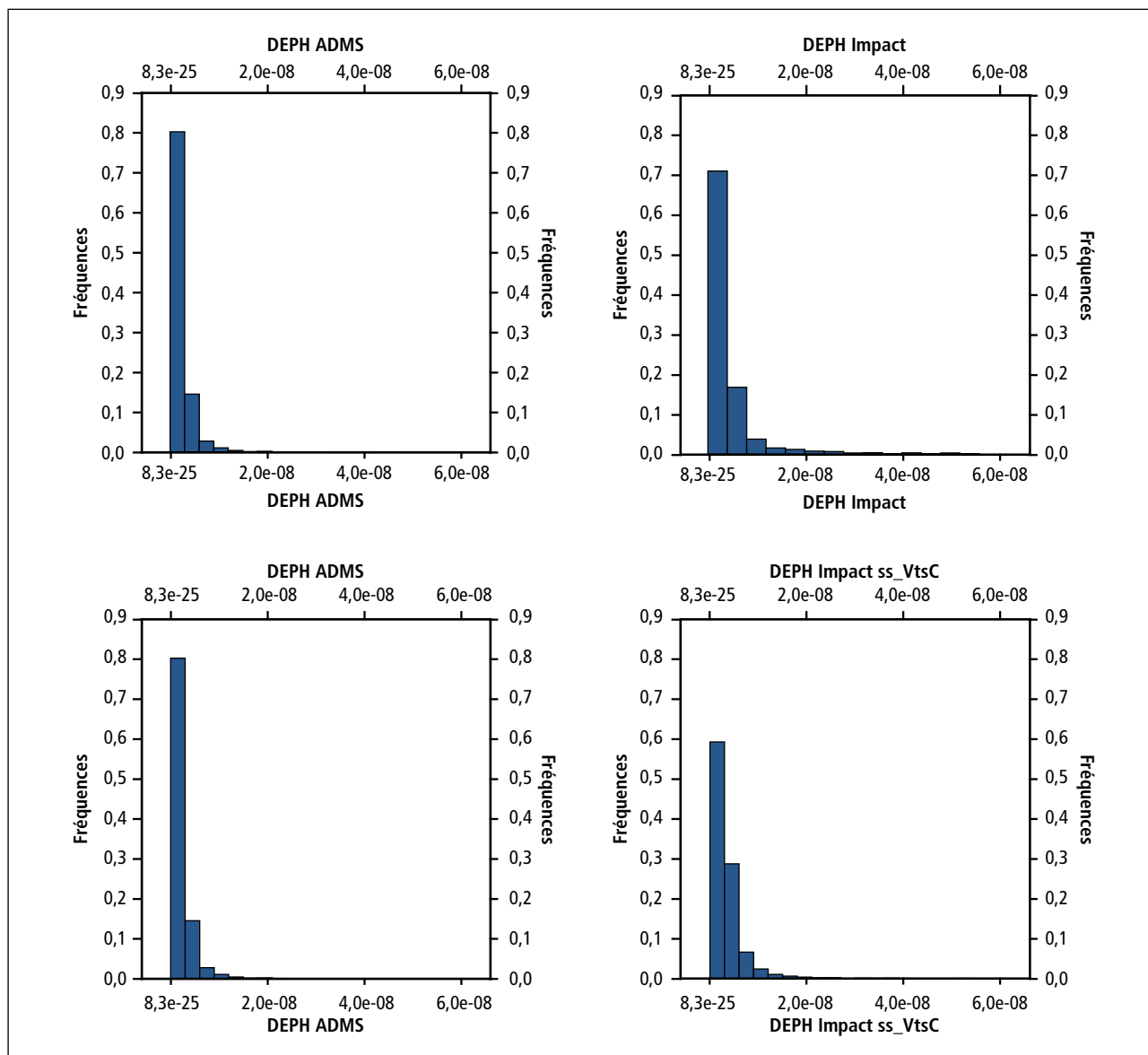
Histogramme de distribution des valeurs de dépôts secs pour ADMS à gauche et ARIA Impact à droite (ng/m²/s)



Source : Isatis.

| FIGURE 7 |

Histogramme de distribution des valeurs de dépôts humides pour ADMS à gauche et ARIA Impact à droite (les 2 histogrammes du haut prennent en compte les vents calmes avec ARIA Impact ; les 2 histogrammes du bas ne prennent pas en compte les vents calmes avec ARIA Impact) (ng/m²/s)



Source : Isatis.

Les histogrammes de fréquence de valeurs montrent des distributions de forme asymétrique de type log-normal assez semblables entre ADMS et ARIA Impact. Les médianes de ces distributions sont du même ordre de grandeur pour les deux modèles (tableau 10). **En effet, le rapport entre les médianes est de 1,9 pour les concentrations atmosphériques, de 1,7 pour les dépôts totaux, de 1,9 pour les dépôts secs et de 1,5 pour les dépôts humides.**

Toutefois, l'étendue des valeurs de dépôts humides est beaucoup plus importante pour ARIA Impact que pour ADMS, avec trois ordres de grandeurs entre la valeur minimum et le maximum pour ARIA Impact, et seulement deux ordres de grandeur pour ADMS.

Statistiques descriptives (maximum, minimum, médiane, écart-type) des distributions des concentrations atmosphériques, dépôts secs, dépôts humides et dépôts totaux calculés par ADMS et ARIA Impact

Distribution (n=2 600)	Concentrations atmosphériques (ng/m ³)	Dépôts secs (ng/m ² /s)	Dépôts humides (ng/m ² /s)	Dépôts totaux (ng/m ² /s)
ADMS				
Maximum	$2,24.10^{-4}$	$5,89.10^{-8}$	$5,42.10^{-8}$	$1,01.10^{-7}$
Minimum	$1,99.10^{-6}$	$4,97E^{-10}$	$4,02.10^{-10}$	$1,26.10^{-9}$
Médiane	$6,56.10^{-6}$	$1,67.10^{-9}$	$1,71.10^{-9}$	$3,39.10^{-9}$
Écart-type	$1,51.10^{-5}$	$3,97.10^{-9}$	$2,96.10^{-9}$	$6,65.10^{-9}$
ARIA Impact				
Maximum	$7,90.10^{-5}$	$1,97.10^{-8}$	$5,16.10^{-7}$	$5,18.10^{-7}$
Minimum	$8,74.10^{-7}$	$2,18.10^{-10}$	$3,63.10^{-10}$	$1,69.10^{-9}$
Médiane	$1,26.10^{-5}$	$3,15.10^{-9}$	$2,51.10^{-9}$	$5,65.10^{-9}$
Écart-type	$9,89.10^{-6}$	$2,47.10^{-9}$	$2,24.10^{-8}$	$2,31.10^{-8}$

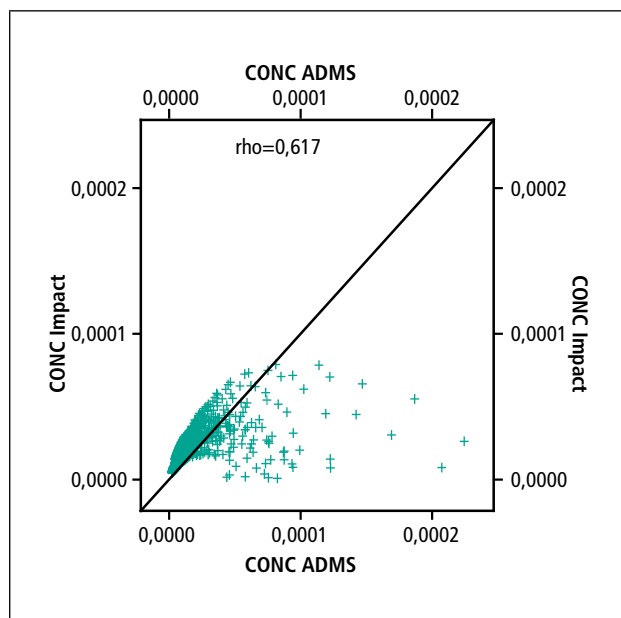
Remarque : les maximums des dépôts humides totaux de ce tableau ne sont pas égaux à la somme des maximums des dépôts des particules et des gaz du tableau 10, car ils ne sont pas localisés aux mêmes coordonnées.

6.1.4 Nuages de corrélation

6.1.4.1 Nuages

| FIGURE 8 |

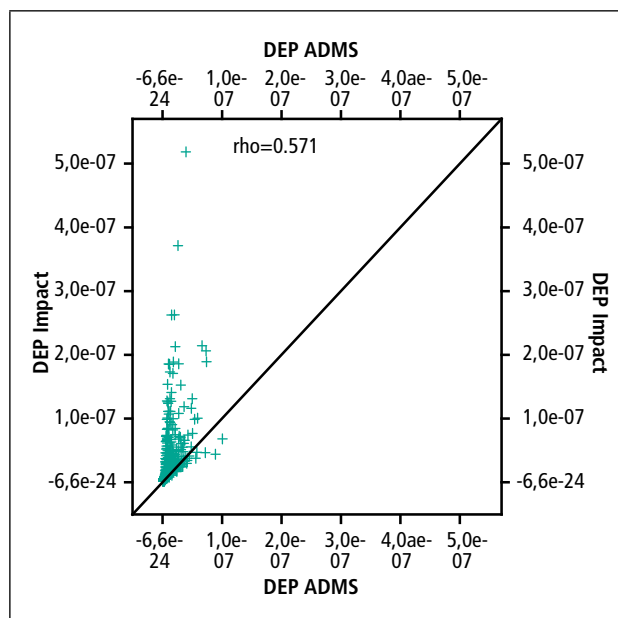
Nuage des corrélations des concentrations atmosphériques (ng/m³)



Source : Isatis.

| FIGURE 9 |

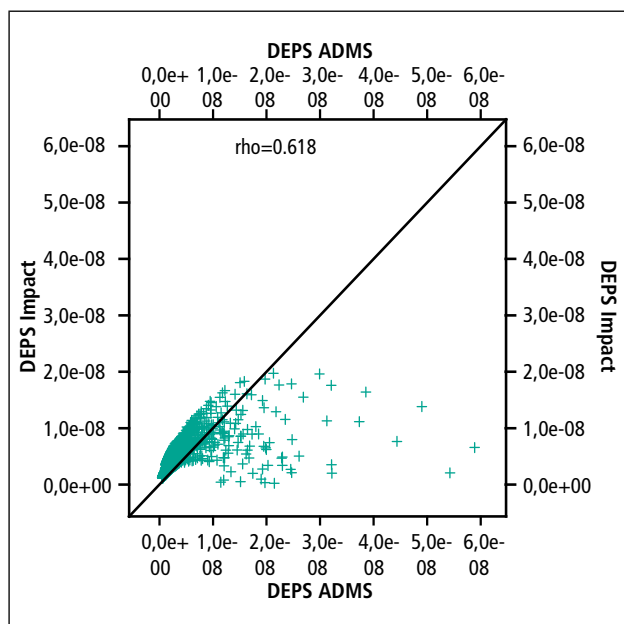
Nuage des corrélations des dépôts totaux (ng/m²/s)



Source : Isatis.

| FIGURE 10 |

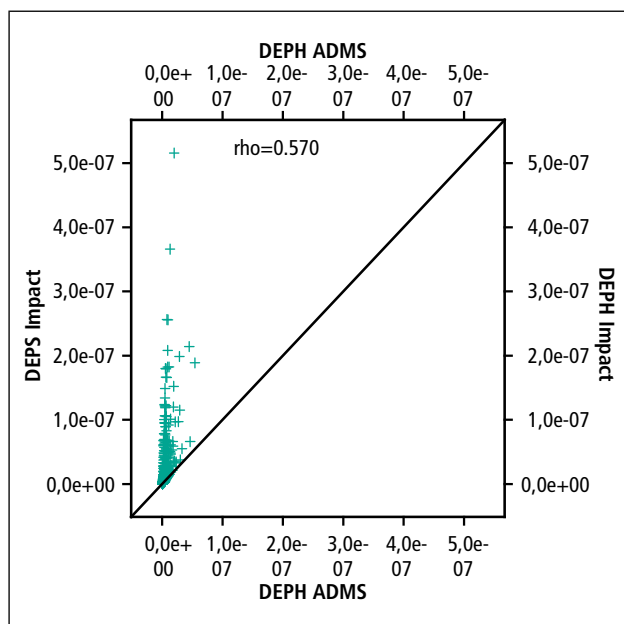
Nuage des corrélations des dépôts secs (ng/m²/s)



Source : Isatis.

| FIGURE 11 |

Nuage des corrélations des dépôts humides (ng/m²/s)



Source : Isatis.

Les nuages de corrélation illustrent autrement les différences observées entre les deux modèles :

- la position des points par rapport à la bissectrice montre que les résultats obtenus par le modèle ADMS sont généralement inférieurs à ceux du modèle ARIA Impact ;
- la forme des nuages de points montre une ressemblance entre les nuages de corrélations des concentrations atmosphériques et les dépôts secs ainsi qu'une ressemblance entre les nuages de corrélations des dépôts humides et des dépôts totaux.

Pour les concentrations atmosphériques et les dépôts secs, les coefficients de corrélation sont assez faibles ($r=0,62$) avec, pour une majorité des points de la zone de calcul, des valeurs légèrement plus importantes pour ARIA Impact que pour ADMS (avec pour C_{atm} et D_{sec} un facteur moyen égal à 1,8 et un facteur maximum égal à 3,2 et 3,1 respectivement). En revanche, lorsque les valeurs d'ADMS sont supérieures à celles d'ARIA Impact (environ 5 % pour C_{atm} et D_{sec}), le rapport entre les deux modèles peut atteindre presque 2 ordres de grandeurs (avec respectivement pour C_{atm} et D_{sec} un facteur moyen égal à 4,4 et 4,2 et un facteur maximum égal à 94,1 et 98,3).

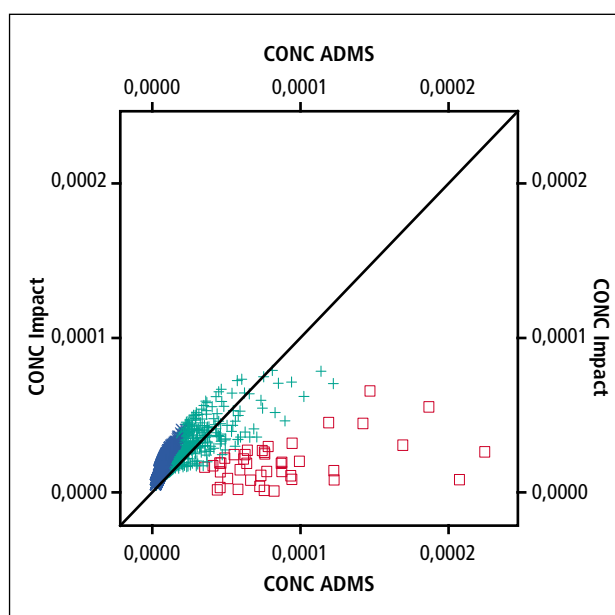
En ce qui concerne les dépôts humides et les dépôts totaux, les coefficients de corrélation sont faibles ($r=0,57$). Les valeurs des dépôts humides sont, pour 90 % des points du domaine, plus élevées pour ARIA Impact que pour ADMS. Dans ce cas, elles sont 1,6 (médiane) fois supérieures aux valeurs calculées par ADMS. Pour les dépôts totaux, presque la totalité des points du domaine (99 %) présentent des valeurs plus élevées pour ARIA Impact que pour ADMS. Ces valeurs sont 1,7 (médiane) fois supérieures et au maximum 18,5 fois supérieures aux valeurs calculées par ADMS. En revanche, sur les quelques points où les dépôts humides et totaux modélisés par ADMS sont supérieurs à ceux d'ARIA Impact, la différence entre les deux modèles est minime (facteur 1,4 à 2,0 au maximum respectivement pour D_{hum} et D_{tot}).

6.1.4.2 Localisation des points éloignés de la bissectrice

Dans les figures ci-après, les points pour lesquels la valeur du rapport ARIA Impact/ADMS est supérieure à 2 sont marqués en bleu et les points tels que la valeur du rapport ARIA Impact/ADMS est inférieure à 0,5 sont indiqués en rouge. La droite en noir représente la bissectrice.

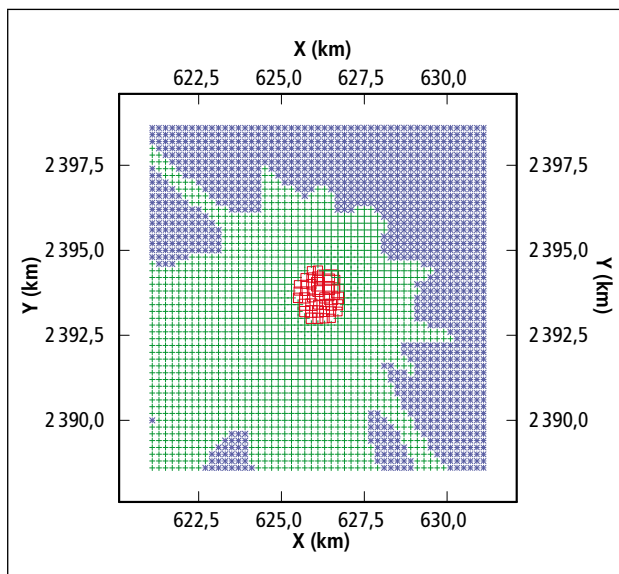
| FIGURE 12 |

Nuage de corrélation des concentrations atmosphériques (points rouges : 1,17 % des points ; points bleus : 32,4 % des points) (ng/m³)



Source : Isatis.

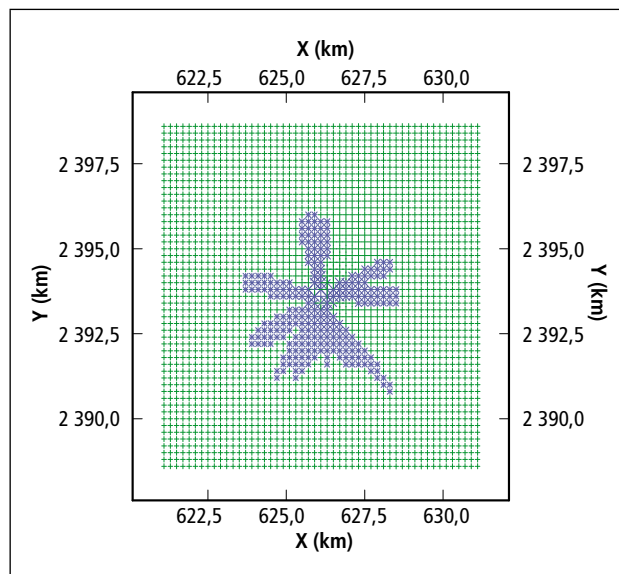
Cartographie des valeurs de corrélation des concentrations atmosphériques éloignées de la bissectrice



Source : Isatis.

Pour les concentrations atmosphériques, les valeurs d'ADMS sont sensiblement plus élevées que celles d'ARIA Impact à proximité de l'émission. Loin de la source, le panache, calculé par ARIA Impact, présente des concentrations de dioxines plus importantes que celles calculées par ADMS.

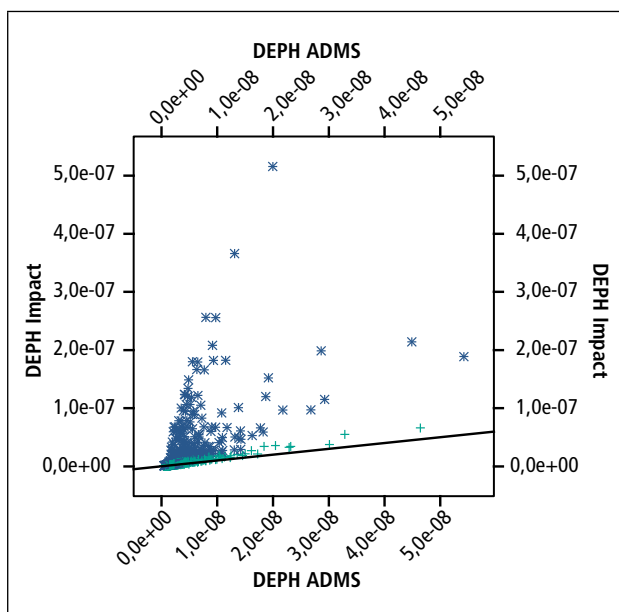
Cartographie des valeurs de corrélation des dépôts humides éloignés de la bissectrice



Source : Isatis.

Pour les dépôts humides, comme on a pu l'observer sur les représentations cartographiques des sorties des deux modèles, les valeurs éloignées de la bissectrice sont localisées selon des secteurs de vents particuliers correspondant aux points de plus forts dépôts humides avec ARIA Impact.

Nuage de corrélation des dépôts humides (points bleus : 12,9 % des points) (ng/m³)



Source : Isatis.

6.1.5 Localisation des plus grands écarts relatifs entre les modèles

On rappelle que les écarts relatifs (ER) ne sont pas calculés par rapport à l'un des modèles en particulier mais par rapport à la moyenne des deux modèles (paragraphe 4.5) :

$$ER = \frac{M_2 - M_1}{\frac{M_1 + M_2}{2}}$$

De haut en bas, sont indiqués en bleu, les écarts positifs (lorsque ARIA Impact est supérieur à ADMS) et en rouge les écarts négatifs (lorsque ADMS est supérieur à ARIA Impact).

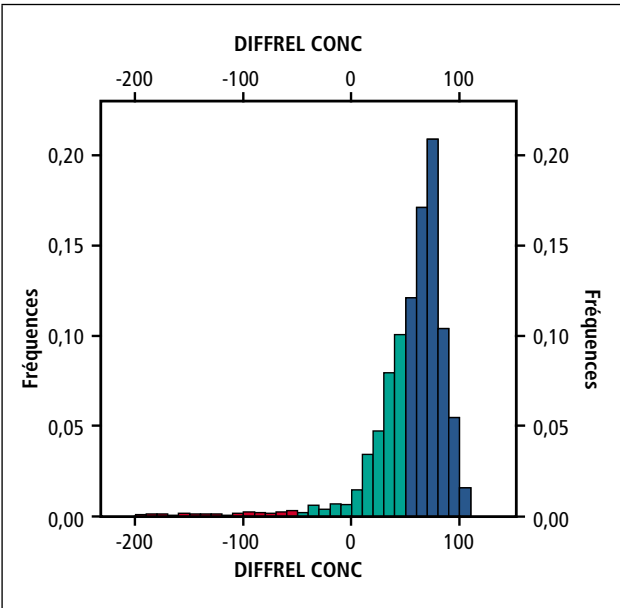
Les cartes en couleurs présentent la répartition spatiale de ces écarts pour deux valeurs seuils d'ER % :

- les écarts relatifs supérieurs à 50 % en valeur absolue ;
- et les écarts relatifs supérieurs à 100 % en valeur absolue.

Cette même échelle de couleurs est également utilisée pour les dépôts totaux, secs et humides.

| FIGURE 14 |

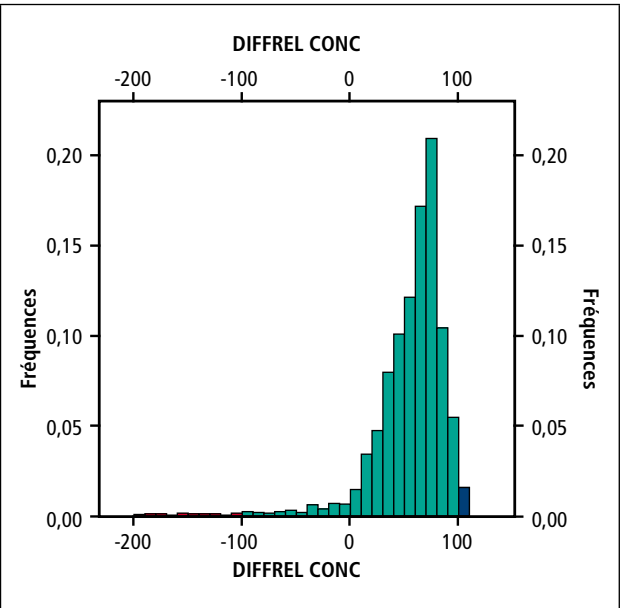
Histogramme des écarts relatifs des concentrations atmosphériques (seuil à 50 %)



Source : Isatis.

| FIGURE 15 |

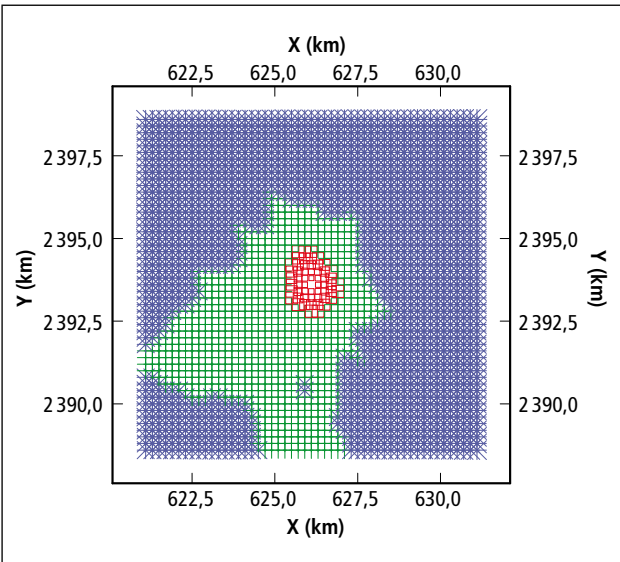
Histogramme des écarts relatifs des concentrations atmosphériques (seuil de 100 %)



Source : Isatis.

| CARTE 14 |

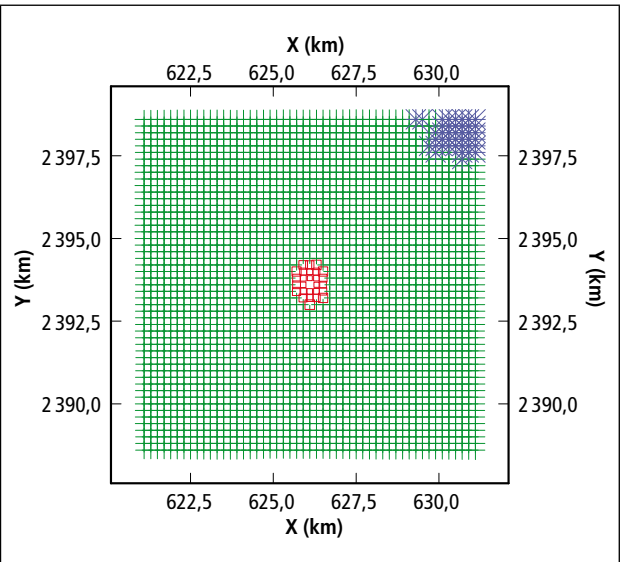
Cartographie des écarts relatifs des concentrations atmosphériques (seuil de 50 %)



Source : Isatis.

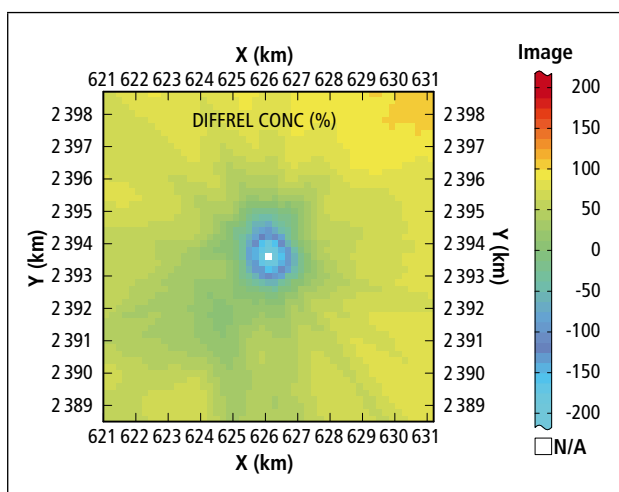
| CARTE 15 |

Histogramme des écarts relatifs des concentrations atmosphériques (seuil de 100 %)



Source : Isatis.

Cartographie des écarts relatifs des concentrations atmosphériques en %



Source : Isatis.

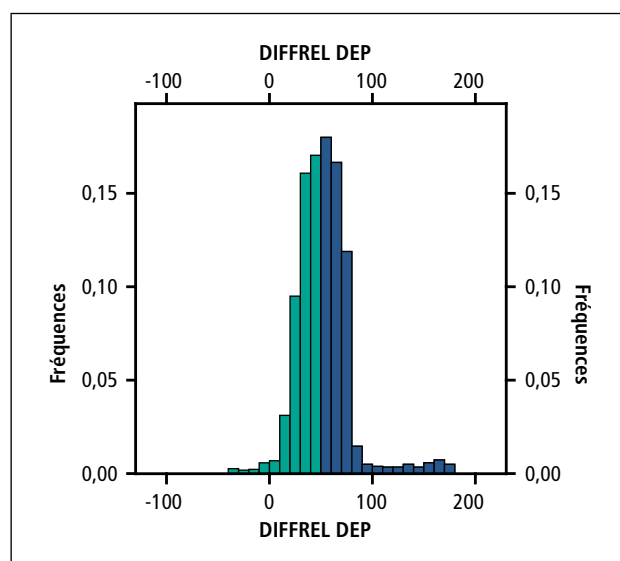
Les écarts relatifs entre les valeurs de concentrations atmosphériques sont assez réduits : ils excèdent rarement 100 %, soit moins d'un facteur 3 entre les deux modèles.

Comme on l'a observé sur les représentations cartographiques des corrélations éloignées de la bissectrice, dans un rayon d'environ 1 000 m autour de la source, les valeurs des concentrations atmosphériques calculées par ADMS sont supérieures à celles d'ARIA Impact. Les écarts relatifs sont compris majoritairement entre -40 % et 0 %, ce qui correspond à un rapport de 0,66 à 1 entre ARIA Impact et ADMS. **Mais au voisinage immédiat de la cheminée, les écarts relatifs peuvent atteindre -196 %, soit un facteur 0,01 entre ARIA Impact et ADMS.**

À plus de 1 000 m de la cheminée, les valeurs des concentrations atmosphériques calculées par ARIA Impact sont supérieures à celles d'ADMS. Les écarts relatifs sont compris majoritairement entre 30 % et 100 %, ce qui correspond à un rapport de 1,35 à 3 entre ARIA Impact et ADMS. Les écarts relatifs les plus élevés entre les deux modélisations sont localisés en périphérie de la zone de modélisation, particulièrement dans le secteur nord-est. Dans cette zone, ils sont supérieurs à 100 % (facteur 3 entre ARIA Impact et ADMS).

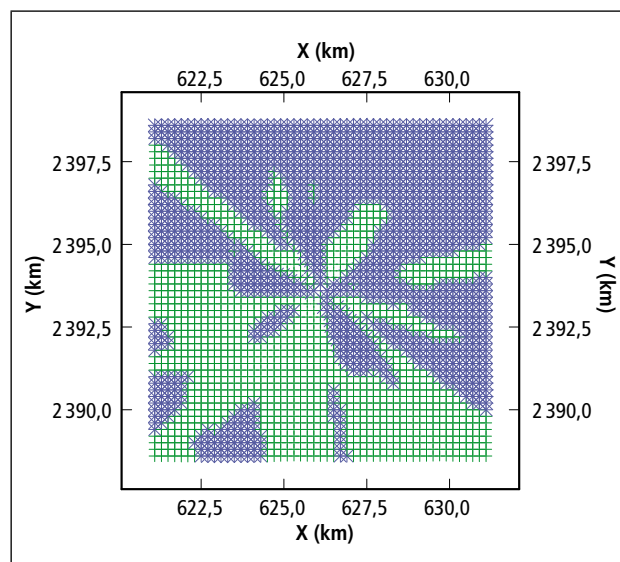
• Dépôts totaux

Histogramme des écarts relatifs des dépôts totaux (seuil de 50 %)



Source : Isatis.

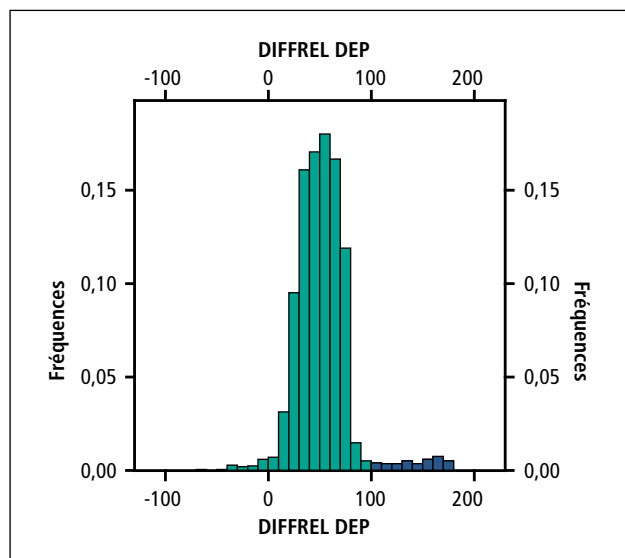
Cartographie des écarts relatifs des dépôts totaux (seuil de 50 %)



Source : Isatis.

| FIGURE 17 |

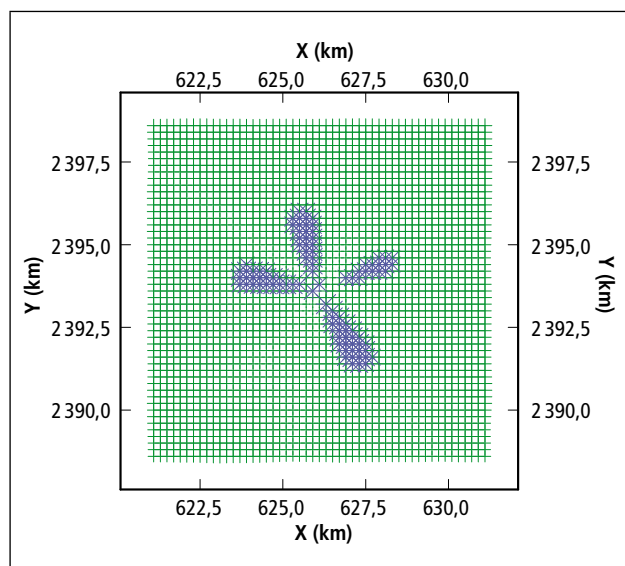
Histogramme des écarts relatifs des dépôts totaux (seuil de 100 %)



Source : Isatis.

| CARTE 18 |

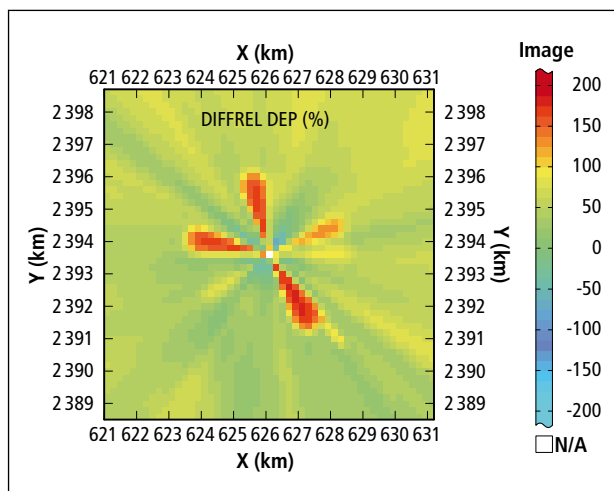
Cartographie des écarts relatifs des dépôts totaux (seuil de 100 %)



Source : Isatis.

| CARTE 19 |

Cartographie des écarts relatifs des dépôts totaux (en %)



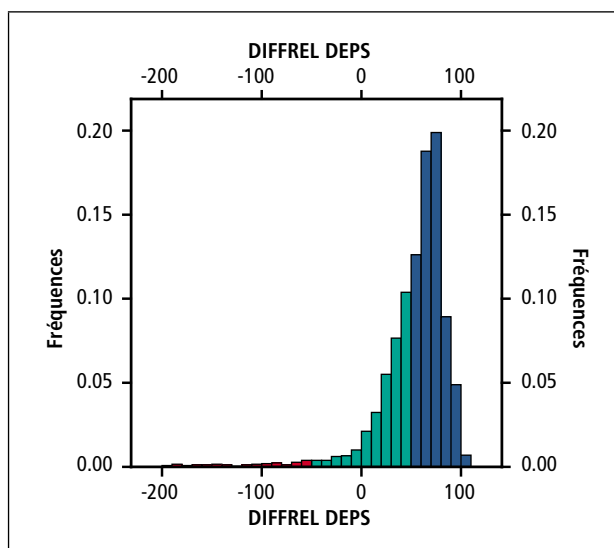
Source : Isatis.

Les écarts relatifs entre les valeurs des dépôts totaux sont compris majoritairement entre 20 % et 80 %, ce qui représente un rapport de 1,2 à 2,3 entre les deux modèles. Les écarts relatifs maximum (>100 %) sont localisés selon des directions de vents particulières.

- Dépôts secs

| FIGURE 18 |

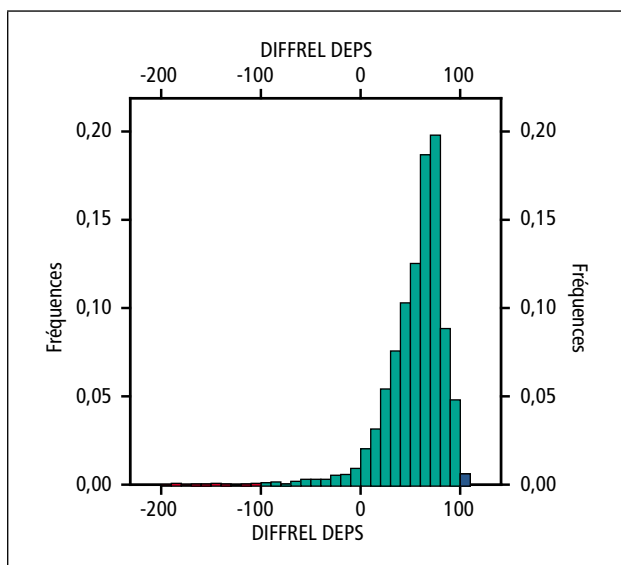
Histogramme des écarts relatifs des dépôts secs (seuil de 50 %)



Source : Isatis.

| FIGURE 19 |

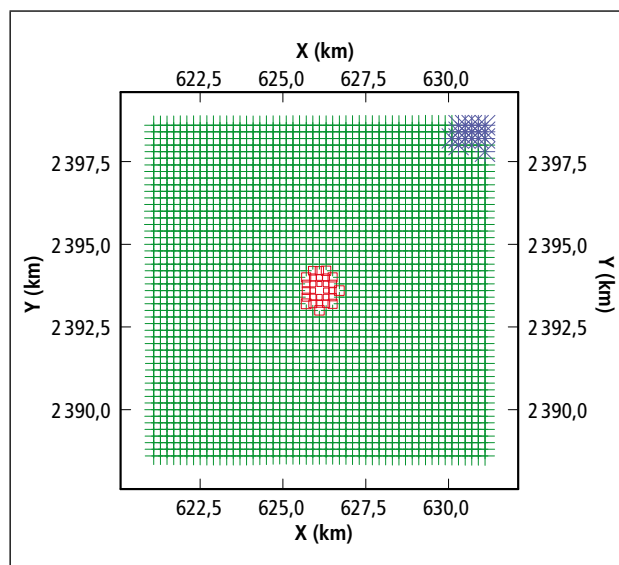
Histogramme des écarts relatifs des dépôts secs (seuil de 100 %)



Source : Isatis.

| CARTE 21 |

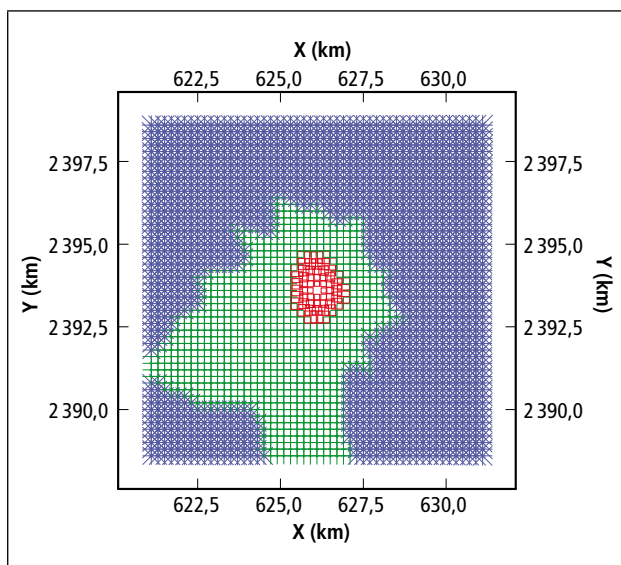
Cartographie des écarts relatifs des dépôts secs (seuil de 100 %)



Source : Isatis.

| CARTE 20 |

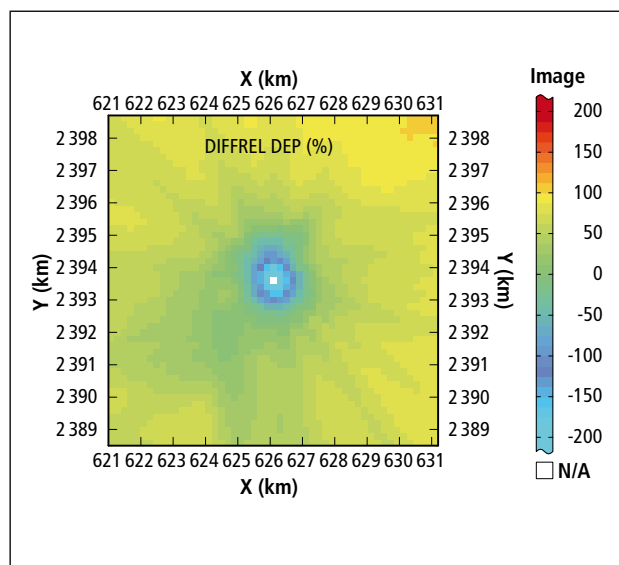
Cartographie des écarts relatifs des dépôts secs (seuil de 50 %)



Source : Isatis.

| CARTE 22 |

Cartographie des écarts relatifs des dépôts secs (en %)

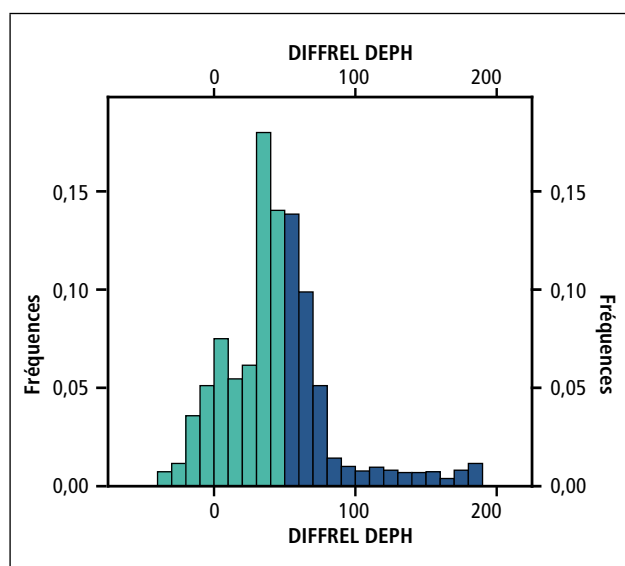


Source : Isatis.

L'histogramme des écarts relatifs des dépôts secs est comparable à celui des concentrations atmosphériques. La localisation des plus grands écarts relatifs sur la zone de modélisation est également identique.

| FIGURE 20 |

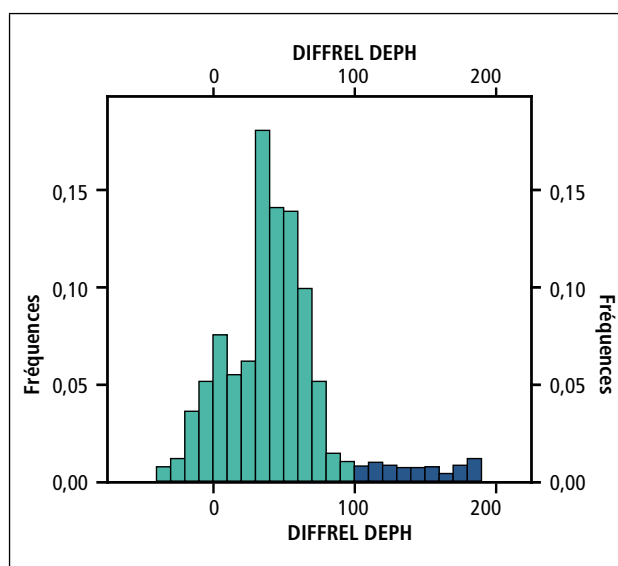
Histogramme des écarts relatifs des dépôts humides (seuil de 50 %)



Source : Isatis.

| FIGURE 21 |

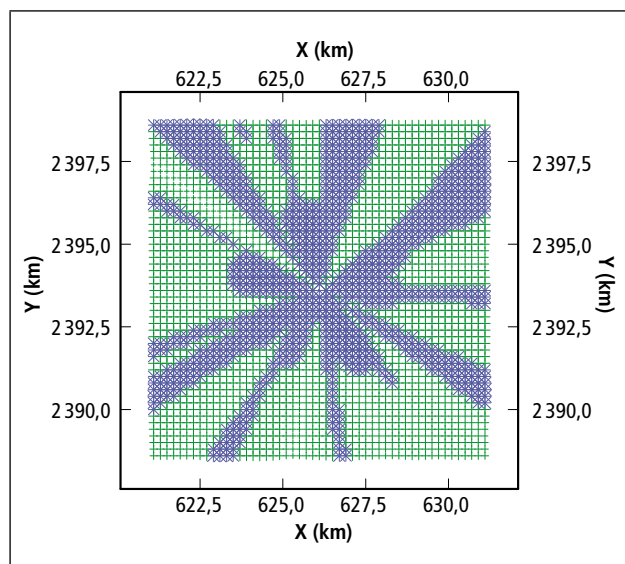
Histogramme des écarts relatifs des dépôts humides (seuil de 100 %)



Source : Isatis.

| CARTE 23 |

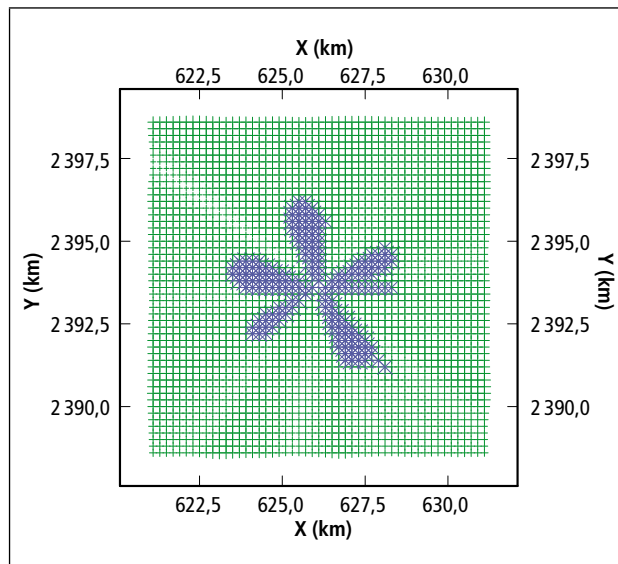
Cartographie des écarts relatifs des dépôts humides (seuil de 50 %)



Source : Isatis.

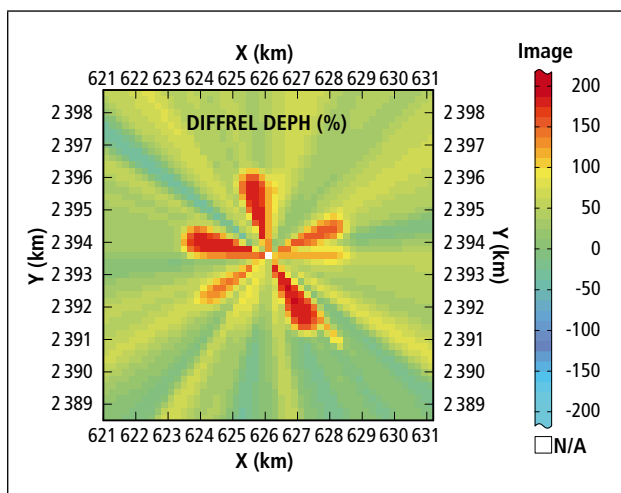
| CARTE 24 |

Cartographie des écarts relatifs des dépôts humides (seuil de 100 %)



Source : Isatis.

Cartographie des écarts relatifs des dépôts humides (en %)



Source : Isatis.

En ce qui concerne les dépôts humides, les plus grands écarts relatifs sont répartis de manière hétérogène sur le domaine de modélisation, suivant des secteurs de vents distincts. Les écarts relatifs sont, en général, supérieurs à 0 ce qui signifie que les valeurs d'ARIA Impact sont généralement supérieures à celles d'ADMS. D'après les histogrammes, les écarts relatifs peuvent atteindre des valeurs positives élevées (jusqu'à 188 %, soit un facteur 32) et ils prennent rarement des valeurs négatives (jusqu'à -35 % soit un facteur 0,7).

Les écarts relatifs les plus élevés – supérieurs à 100 % – sont localisés sur des secteurs de vent particuliers conduisant à de forts dépôts humides pour ARIA Impact.

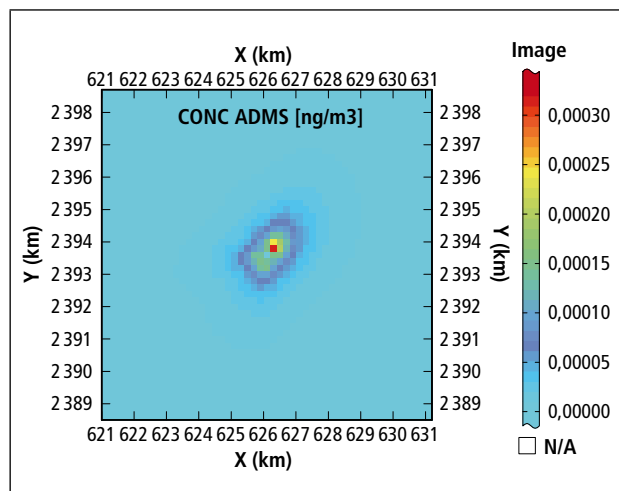
6.2 ÉTUDE COMPARATIVE DES DEUX MODÈLES POUR LE SCÉNARIO S2

6.2.1 Représentation cartographique des valeurs

La même échelle est utilisée pour comparer les résultats des deux modèles.

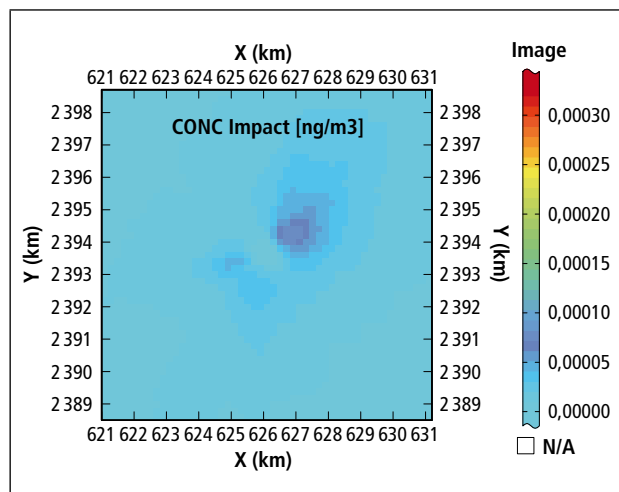
• Concentrations atmosphériques

Concentrations atmosphériques modélisées avec ADMS (ng/m³)



Source : Isatis.

Concentrations atmosphériques modélisées avec ARIA Impact (ng/m²/s)



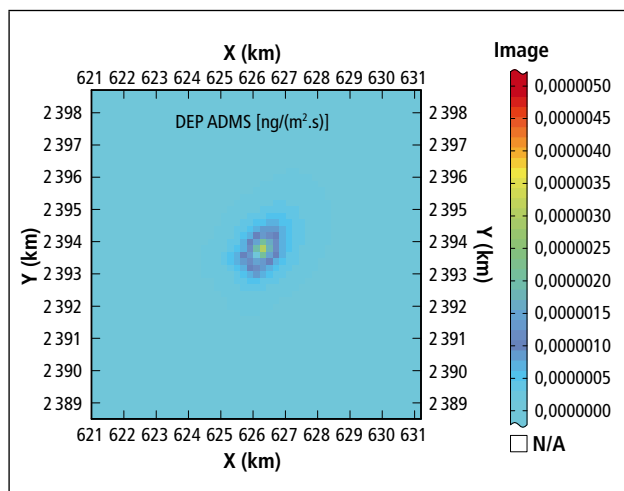
Source : Isatis.

De la même manière que pour le scénario S1, l'étendue de la dispersion du panache est moins importante avec ADMS qu'avec ARIA Impact. On retrouve des concentrations élevées à proximité de la source d'émission pour ADMS, et un panache plus dilué et étendu pour ARIA Impact.

- Dépôts totaux

| CARTE 28 |

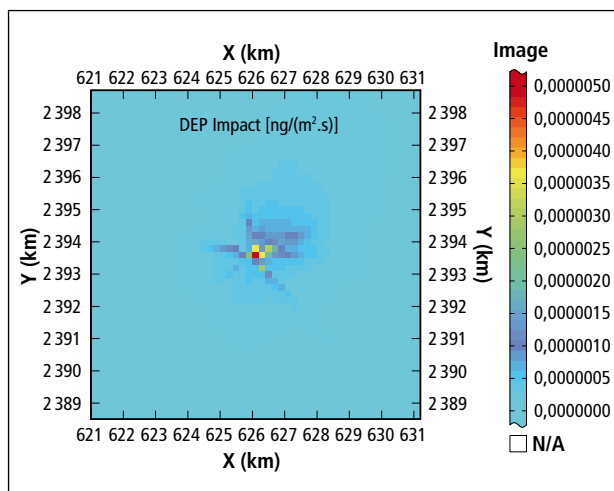
Dépôts totaux modélisés avec ADMS (ng/m²/s)



Source: Isatis.

| CARTE 29 |

**Dépôts totaux modélisés avec ARIA Impact
(ng/m²/s)**



Source: Isatis.

Comme on l'a observé dans le scénario S1, les dépôts calculés autour de la source sont moins importants et moins étendus avec le modèle ADMS qu'avec le modèle ARIA Impact, pour lequel une forme en étoile est retrouvée dans une moindre mesure qu'avec le scénario S1.

6.2.2 Comparaison des valeurs des points maximums

Le tableau 11 présente les valeurs maximales sur tout le domaine des résultats de modélisation.

| TABLEAU 11 |

Valeurs maximales des résultats sur tout le domaine de modélisation pour les particules et les gaz et localisation des points

S2P1	Unités	ADMS (S2b)		ARIA Impact (S2)	
		Valeur maximum	Coordonnée X/Y	Valeur maximum	Coordonnée X/Y
Concentrations des PM	ng/m³	1,57.10 ⁻⁴	626 300/2 393 800	4,19.10 ⁻⁵	626 700/2 394 200
Concentrations des gaz	ng/m³	1,62.10 ⁻⁴	626 300/2 393 800	3,95.10 ⁻⁵	626 900/2 394 200
Dépôts secs des PM	ng/m²/s	2,04.10 ⁻⁶	626 300/2 393 800	5,45.10 ⁻⁷	626 700/2 394 200
Dépôts secs des gaz	ng/m²/s	-	-	-	-
Dépôts humides des PM	ng/m²/s	1,05.10 ⁻⁶	626 300/2 393 600	3,62.10 ⁻⁶	626 700/2 394 200
Dépôts humides des gaz	ng/m²/s	2,76.10 ⁻⁸	626 300/2 393 600	2,58.10 ⁻⁷	626 100/2 393 600
Dépôts totaux des PM	ng/m²/s	2,98.10 ⁻⁶	626 300/2 393 800	3,62.10 ⁻⁶	626 100/2 393 600
Dépôts totaux des gaz	ng/m²/s	2,76.10 ⁻⁸	626 300/2 393 600	2,58.10 ⁻⁷	626 100/2 393 600

De la même manière que pour le scénario S1, les deux modèles positionnent les maximums des dépôts et des concentrations atmosphériques approximativement aux mêmes endroits, compte tenu de la résolution de la grille de modélisation.

La localisation des *maxima* de concentrations atmosphériques correspond approximativement à celle des *maxima* de dépôts secs et des dépôts humides.

Pour le scénario S2, le rapport entre les *maxima* de concentrations atmosphériques atteint presque un facteur 4 (3,9) entre les deux modèles (ADMS/ARIA Impact).

Le dépôt sec maximum calculé avec ADMS est 3,7 fois plus important que celui qui est calculé avec ARIA Impact. Ce résultat coïncide avec ceux du scénario S1. Avec le scénario S2, la valeur du dépôt sec maximum augmente d'un facteur 30 environ (34,1 pour ADMS et 27,7 pour ARIA Impact) par rapport au scénario S1 pour les

deux modèles. L'augmentation de la vitesse de dépôt sec, sous l'effet de particules de plus grande taille, agit donc de manière identique sur les dépôts secs maximums calculés par ADMS et ARIA Impact.

Il en est tout autrement pour les dépôts humides. Le dépôt humide maximum calculé avec ARIA Impact est supérieur d'un facteur 3,6 à celui qui est calculé avec ADMS. Ce facteur est très inférieur au rapport observé avec le scénario S1 (il était de 27,2). Alors que la différence entre les scénarios S1 et S2 pour le dépôt humide maximum est très importante avec ADMS (le D_{hum} du scénario S2 est supérieur d'un facteur 20 à celui du scénario S1), cette différence est nettement moins marquée pour ARIA Impact (facteur 2,6 entre S2 et S1). L'augmentation plus importante des dépôts humides maximums pour ADMS que pour ARIA Impact avec le scénario S2, explique le fait que l'écart entre ARIA Impact et ADMS pour scénario S2 n'est plus aussi important que l'écart observé pour le scénario S1.

Les dépôts totaux étant impactés par les dépôts humides, le rapport entre le dépôt total maximum des deux modèles (ARIA Impact/ADMS) est égal à un facteur 1,3 ce qui est inférieur au rapport observé dans le scénario S1 (le rapport ARIA Impact/ADMS était égal à 14,1).

De la même façon que pour le scénario S1, avec ADMS, on observe une faible différence entre la valeur maximale du dépôt sec et celle du dépôt humide qui reste du même ordre de grandeur (le maximum du dépôt sec est 1,9 fois plus important que celui du dépôt humide).

En revanche, pour ARIA Impact, par rapport au scénario S1, le rapport entre les valeurs maximales des dépôts secs et humides n'est plus aussi importante : le maximum du dépôt humide est 7,1 fois supérieur à celui du dépôt sec avec le scénario S2 (le rapport dépôt sec maximum sur dépôts humide maximum était égal à 74,8 pour le scénario S1).

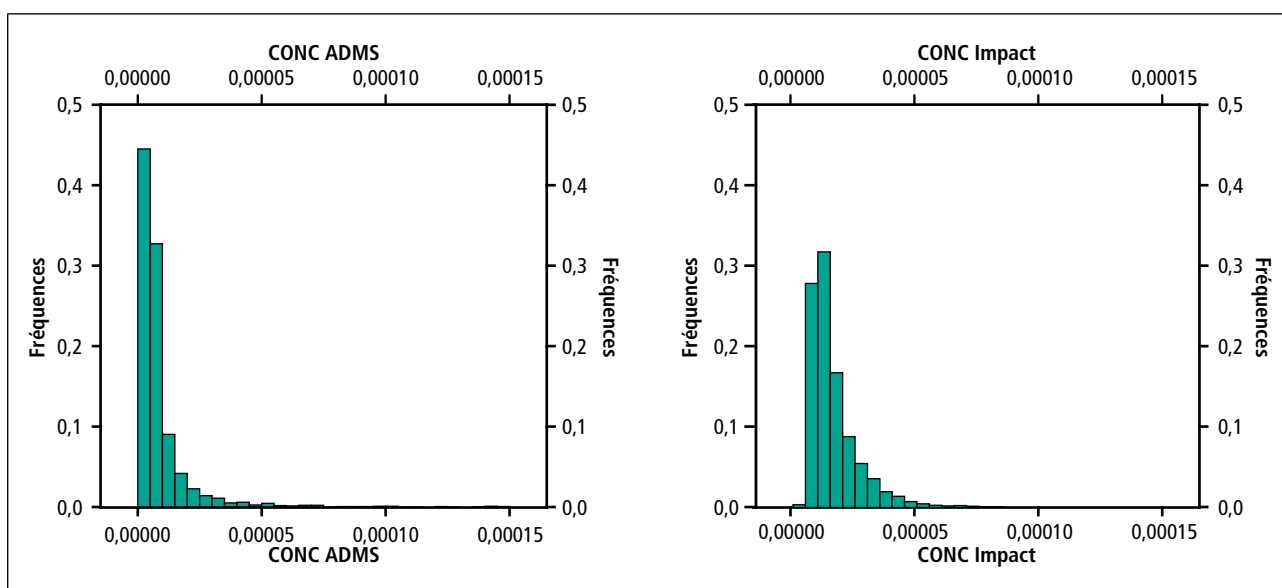
6.2.3 Histogrammes

Remarque : dans certains cas, les queues des distributions se prolongent jusqu'à un petit nombre de valeurs très élevées, non décelables à l'œil nu. Pour une meilleure visualisation des histogrammes, ces valeurs ne sont pas représentées.

- Concentrations atmosphériques

FIGURE 22 I

Histogramme des valeurs de concentrations atmosphériques pour ADMS à gauche et ARIA Impact à droite (ng/m³)

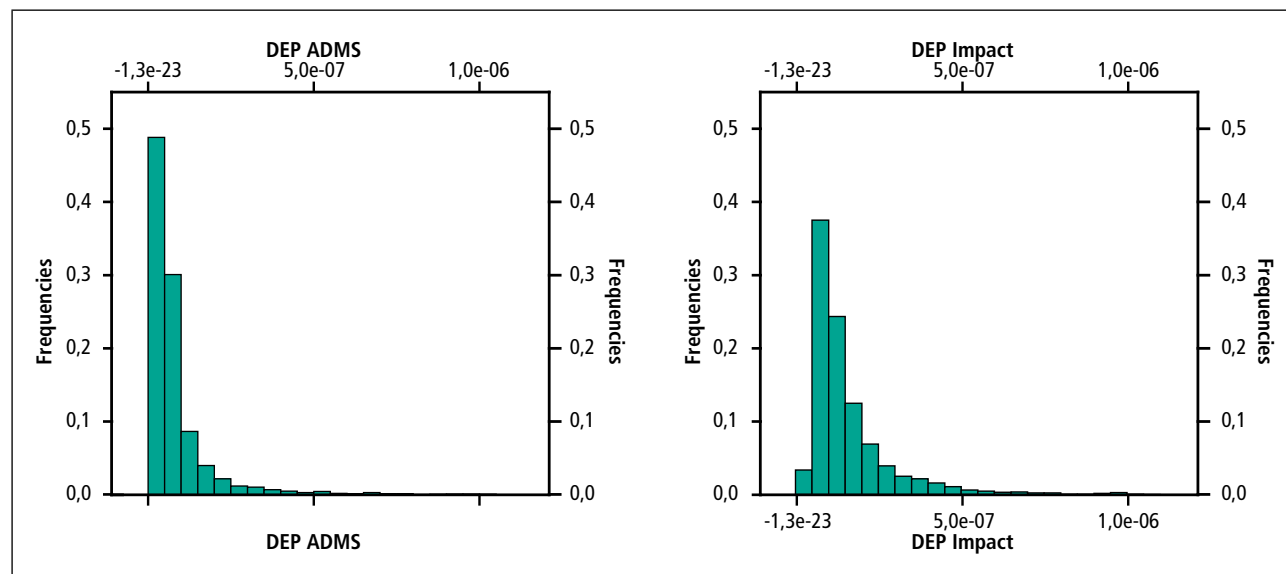


Source : Isatis.

6.2.3.1 Dépôts totaux

| FIGURE 23 |

Histogramme des valeurs de dépôts totaux pour ADMS à gauche et ARIA Impact à droite (ng/m²/s)

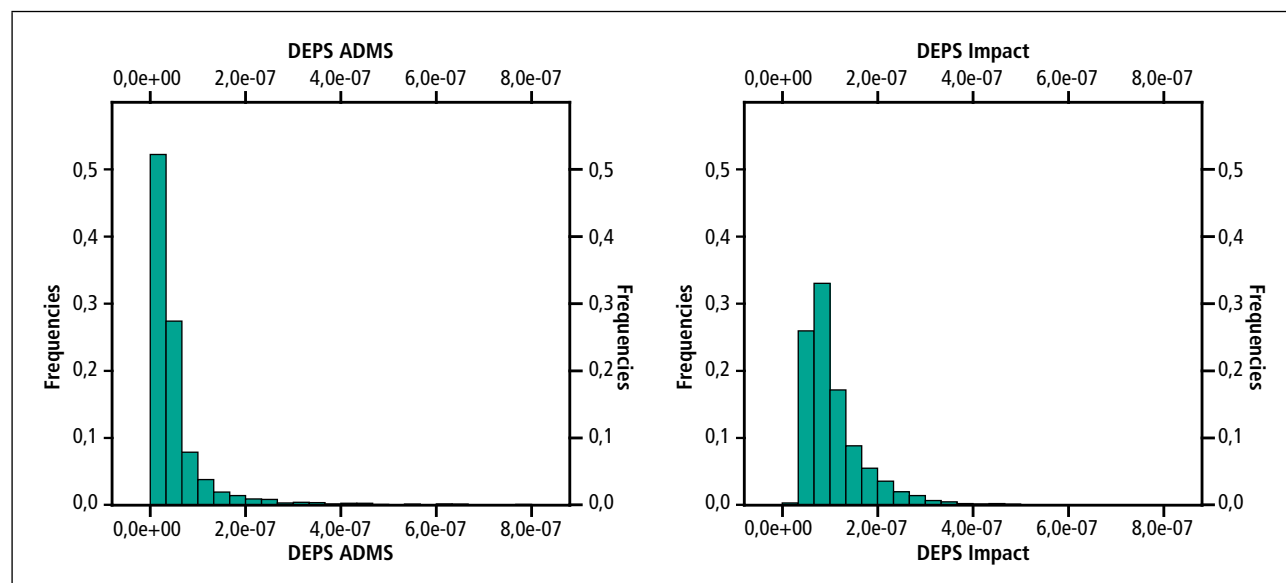


Source : Isatis.

6.2.3.2 Dépôts secs

| FIGURE 24 |

Histogramme des valeurs de dépôts secs pour ADMS à gauche et ARIA Impact à droite (ng/m²/s)

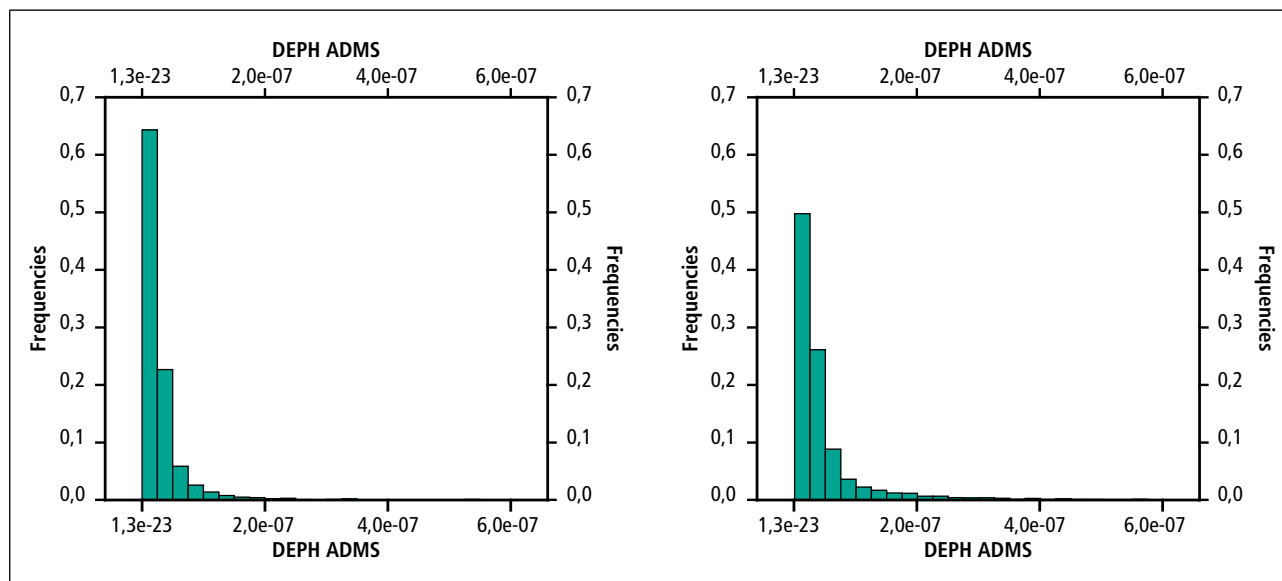


Source : Isatis.

6.2.3.3 Dépôts humides

| FIGURE 25 |

Histogramme des valeurs de dépôts humides pour ADMS à gauche et ARIA Impact à droite (ng/m²/s)



Source : Isatis.

Les histogrammes de fréquences de valeurs des sorties des deux modèles indiquent, comme pour le scénario S1, des distributions log-normales très asymétriques.

Le tableau 12 présente quelques statistiques descriptives de ces distributions.

De même que pour le scénario S1, les médianes des distributions des variables de sortie sur la zone de modélisation sont du même ordre de grandeur pour les deux modèles, avec ARIA Impact légèrement supérieur à ADMS. **Le rapport ARIA Impact/ADMS entre les médianes est de 2,4 pour les concentrations atmosphériques, de 2,8 pour les dépôts totaux, de 1,3 pour les dépôts secs et de 2,2 pour les dépôts humides.**

| TABLEAU 12 |

Statistiques descriptives (maximum, minimum, médiane, écart-type) des distributions des concentrations atmosphériques, dépôts secs, dépôts humides et dépôts totaux avec ADMS et ARIA Impact

Distribution (n=2 600)	Concentrations atmosphériques (ng/m ³)	Dépôts secs (ng/m ² /s)	Dépôts humides (ng/m ² /s)	Dépôts totaux (ng/m ² /s)
ADMS				
Maximum	3,20.10 ⁻⁴	2,04.10 ⁻⁶	1,08.10 ⁻⁶	3,00.10 ⁻⁶
Minimum	1,46.10 ⁻⁶	8,32.10 ⁻⁹	3,78.10 ⁻⁹	1,49.10 ⁻⁸
Médiane	5,45.10 ⁻⁶	3,22.10 ⁻⁸	1,87.10 ⁻⁸	5,13.10 ⁻⁸
Écart-type	1,84.10 ⁻⁵	1,17.10 ⁻⁷	5,71.10 ⁻⁸	1,69.10 ⁻⁷
ARIA Impact				
Maximum	8,14.10 ⁻⁵	5,45.10 ⁻⁷	3,72.10 ⁻⁶	3,73.10 ⁻⁶
Minimum	9,10.10 ⁻⁷	6,15.10 ⁻⁹	3,42.10 ⁻⁹	4,01.10 ⁻⁸
Médiane	1,32.10 ⁻⁵	8,95.10 ⁻⁸	2,51.10 ⁻⁸	1,14.10 ⁻⁷
Écart-type	1,01.10 ⁻⁵	6,71.10 ⁻⁸	1,83.10 ⁻⁷	2,12.10 ⁻⁷

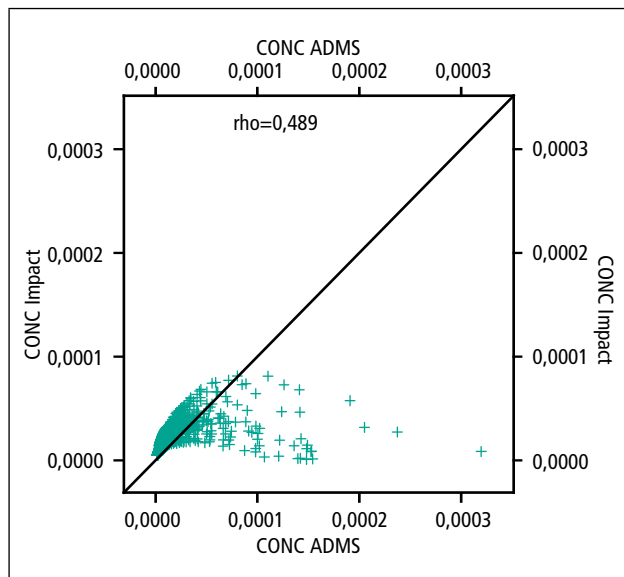
Remarque : les maximums des dépôts humides totaux de ce tableau ne sont pas égaux à la somme des maximums des dépôts des particules et des gaz du tableau 13, car ils ne sont pas localisés aux mêmes coordonnées.

6.2.4 Nuages de corrélation

6.2.4.1 Nuages

| FIGURE 26 |

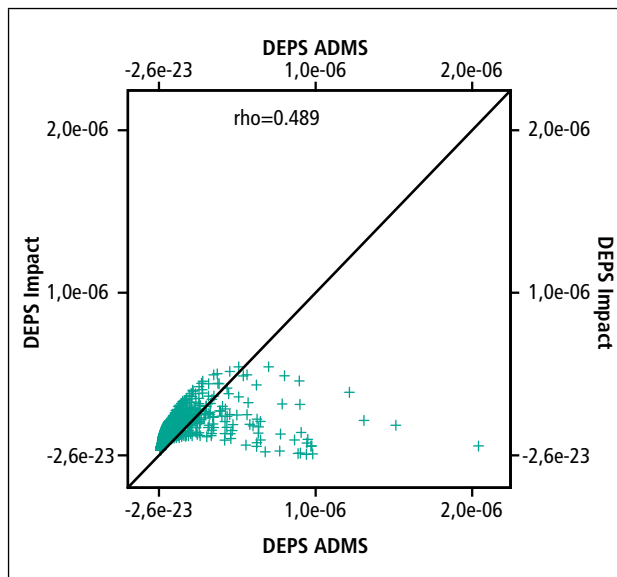
Nuage de corrélation des concentrations atmosphériques entre ADMS et ARIA Impact



Source : Isatis.

| FIGURE 28 |

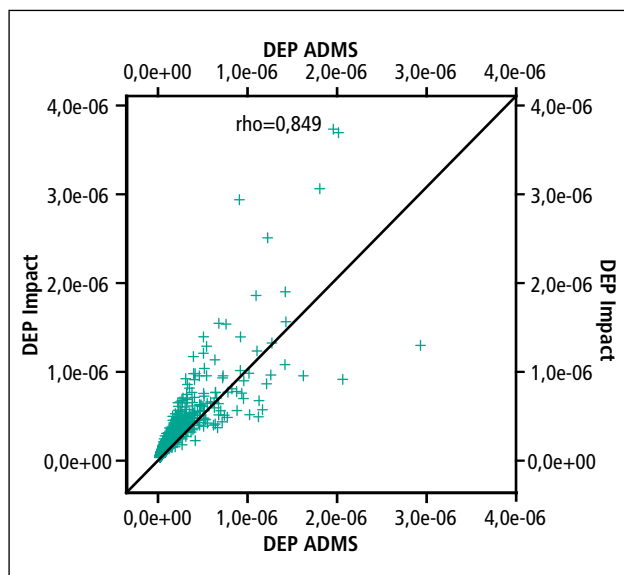
Nuage de corrélation des dépôts secs entre ADMS et ARIA Impact



Source : Isatis.

| FIGURE 27 |

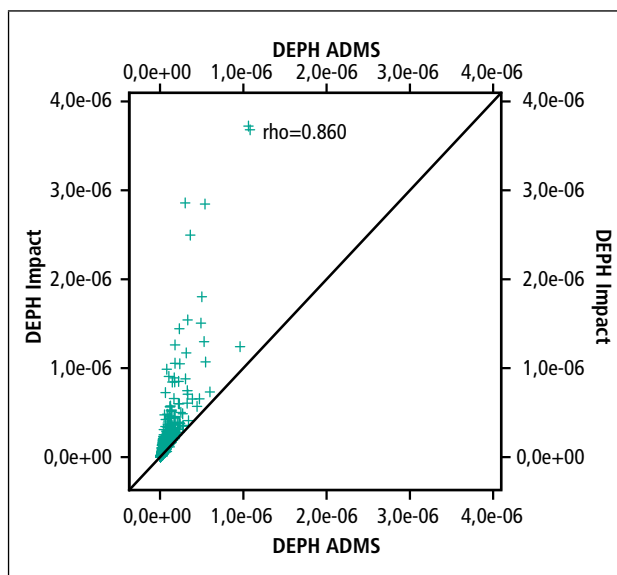
Nuage de corrélation des dépôts totaux entre ADMS et ARIA Impact



Source : Isatis.

| FIGURE 29 |

Nuage de corrélation des dépôts humides entre ADMS et ARIA Impact



Source : Isatis.

Pour les concentrations atmosphériques et les dépôts secs, les coefficients de corrélation entre les deux modèles sont faibles avec $r=0,49$ (et plus faibles que ceux que l'on a obtenus avec le scénario S1 pour les mêmes sorties).

Comme dans le scénario S1, pour les concentrations atmosphériques et les dépôts secs, on observe pour la majeure partie des points de la zone de modélisation (>95 %) des valeurs de concentration plus importantes pour ARIA Impact que pour ADMS. Les concentrations atmosphériques et les dépôts secs de dioxines, pour le modèle ARIA Impact, sont pour la médiane respectivement 2,6 (4,2 au maximum) et 2,5 (4,7 maximum) fois supérieures aux valeurs calculées par ADMS.

En revanche, pour une minorité des points de la zone de modélisation, les valeurs de concentrations atmosphériques et de dépôts secs modélisées par ADMS sont très supérieures à celles d'ARIA Impact. Pour les concentrations atmosphériques et les dépôts secs, on observe respectivement un facteur médian égal à 6,7 et 7,2 en moyenne; ce facteur peut atteindre plus de deux ordres de grandeur (facteur 163 et 153).

De la même manière, pour les dépôts humides et les dépôts totaux, les valeurs modélisées par ARIA Impact sont généralement plus importantes que celles d'ADMS (plus de 90 % des valeurs pour les dépôts humides et jusqu'à 98 % des valeurs pour les dépôts totaux).

Cependant, les corrélations entre ARIA Impact et ADMS pour les dépôts humides et les dépôts totaux sont meilleures (coefficient de corrélation égal à $r=0,86$ et $r=0,85$ respectivement) que pour les mêmes sorties avec le scénario S1 ou que pour les concentrations atmosphériques et dépôts secs avec le scénario S2.

Pour les dépôts humides, les valeurs calculées par ARIA Impact sont supérieures à celle d'ADMS (1,4 fois pour la médiane et 12,2 au maximum). Les quelques valeurs d'ADMS supérieures à celle d'ARIA Impact le sont à peine plus (1,1 pour la médiane et 1,3 au maximum).

Pour les dépôts totaux, les différences sont très peu marquées : lorsqu'ARIA Impact est supérieur à ADMS, le rapport est égal à 2,2 pour la médiane et 3,9 au maximum et lorsqu'ADMS est supérieur à ARIA Impact, le rapport est égal à 1,4 pour la médiane et 2,3 au maximum.

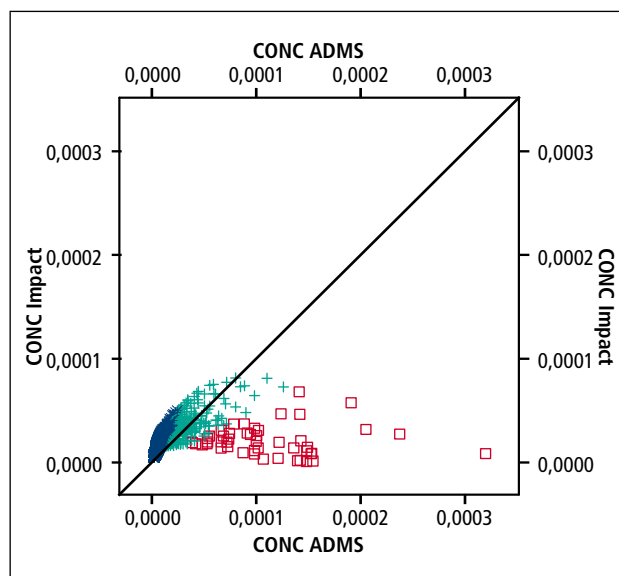
6.2.4.2 Localisation des points éloignés de la bissectrice

Dans les figures ci-après, les points tels que le rapport entre ARIA Impact et ADMS supérieur à 2 sont marqués en bleu et les points tels que le rapport entre ARIA Impact et ADMS est inférieur à 0,5 sont indiqués en rouge. La droite en noir représente la bissectrice.

Les points éloignés de la bissectrice sont localisés aux mêmes endroits que pour le scénario S1. ARIA Impact calcule des valeurs plus importantes que celles d'ADMS à distance de la source et ADMS calcule des valeurs plus importantes que celles d'ARIA Impact dans les premières centaines de mètres autour de la source.

| FIGURE 30 |

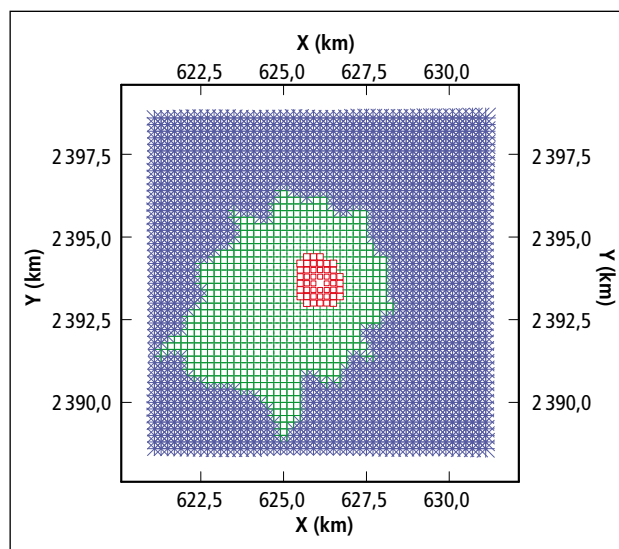
Nuage de corrélations des concentrations atmosphériques (points rouges : 1,81 % des points ; points bleus : 28,8 % des points)



Source : Isatis.

| CARTE 30 |

Cartographie des valeurs de corrélation des concentrations atmosphériques éloignées de la bissectrice



Source : Isatis.

6.2.5 Localisation des plus grands écarts relatifs entre les modèles

La même formule de calcul des écarts relatifs que dans le scénario S1 a été utilisée pour la comparaison des modèles.

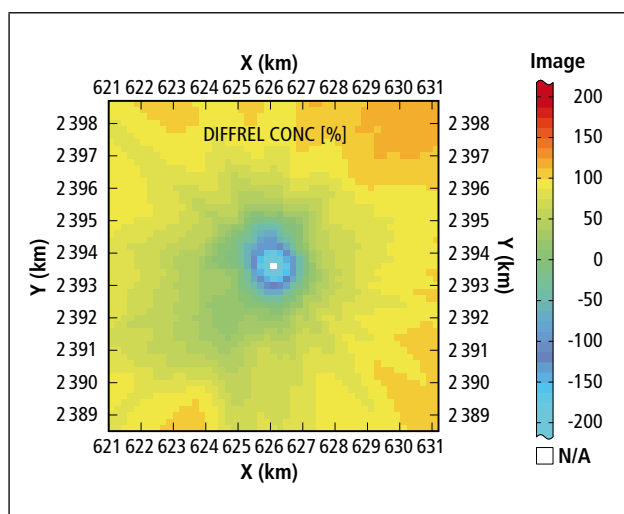
Lorsqu'on compare les concentrations atmosphériques obtenues avec chacun des modèles, on constate que les écarts relatifs sont supérieurs à 50 % pour presque tous les points du domaine (83 % des points), et rarement supérieurs à 100 % (16 % des points). Très peu d'écarts relatifs sont négatifs (concentrations obtenues avec ADMS supérieures à celles obtenues avec ARIA Impact) : 1,2 % des écarts relatifs sont inférieures à -100 % et 2 % sont inférieurs à -50 %.

Lorsqu'on compare les dépôts secs obtenus avec chacun des deux modèles, on observe des écarts relatifs plus élevés. Ceux-ci sont supérieurs à 100 % sur 42 % des points du domaine et supérieurs à 50 % sur 87 % de ces points. Par ailleurs, très peu d'écarts relatifs sont négatifs, seuls 2 % sont inférieurs à -50 %.

En ce qui concerne les dépôts humides et les dépôts totaux, les écarts relatifs entre les deux modèles sont très faibles, avec respectivement 4 % et 3 % des valeurs supérieures à 100 %. Aucun point ne présente d'écart relatif inférieur à -100 % pour ces deux sorties.

| CARTE 31 |

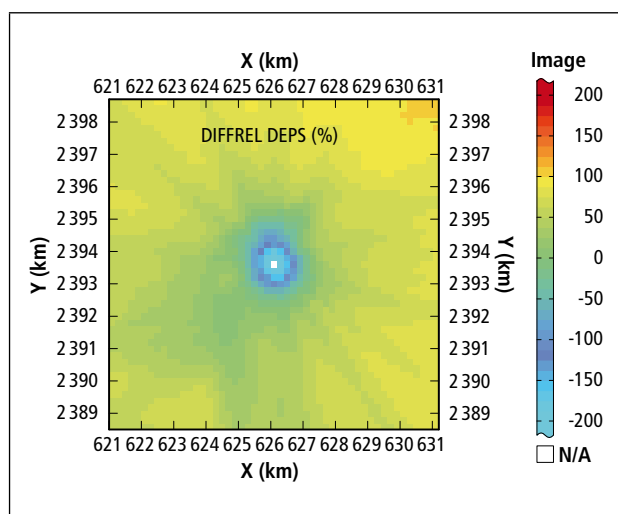
Cartographie des écarts relatifs des concentrations atmosphériques (en %)



Source : Isatis.

| CARTE 33 |

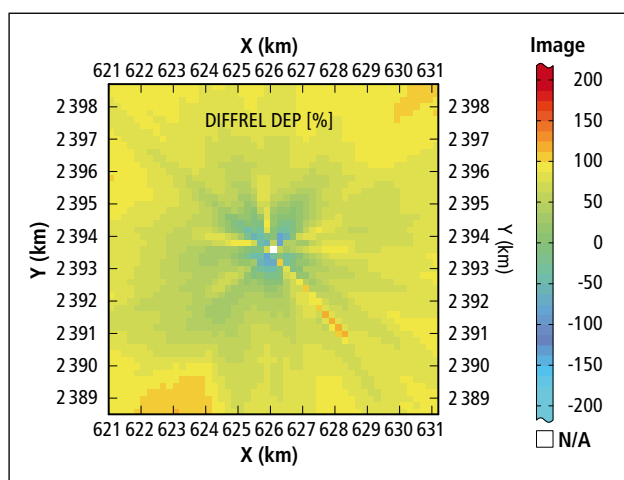
Cartographie des écarts relatifs des dépôts secs (en %)



Source : Isatis.

| CARTE 32 |

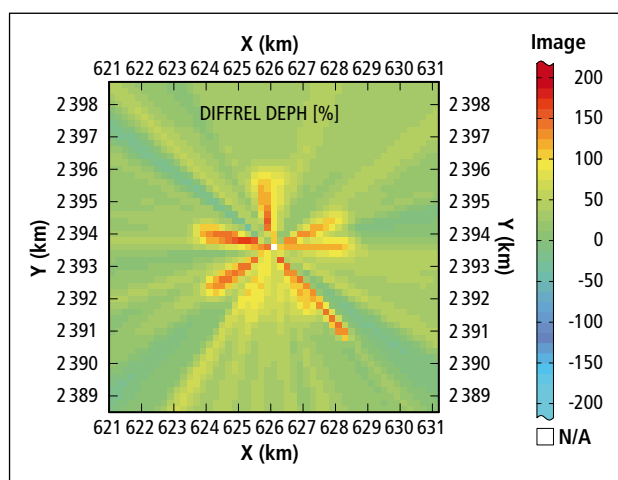
Cartographie des écarts relatifs des dépôts totaux (en %)



Source : Isatis.

| CARTE 34 |

Cartographie des écarts relatifs des dépôts humides (en %)



Source : Isatis.

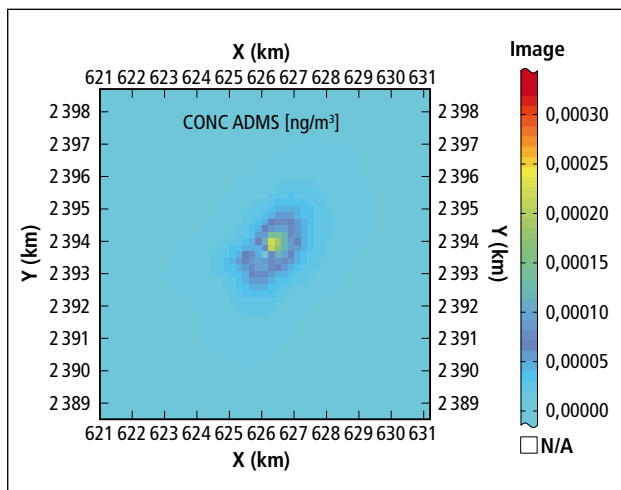
6.3 COMPARAISON DES SCÉNARIOS S1B ET S2B AVEC LE MODÈLE ADMS

6.3.1 Représentation cartographique des valeurs

Qu'on utilise le scénario S1 ou S2, les concentrations atmosphériques paraissent à peine modifiées. En revanche, la modélisation avec le scénario S2 accroît très fortement les dépôts totaux par rapport au scénario S1.

| CARTE 35 |

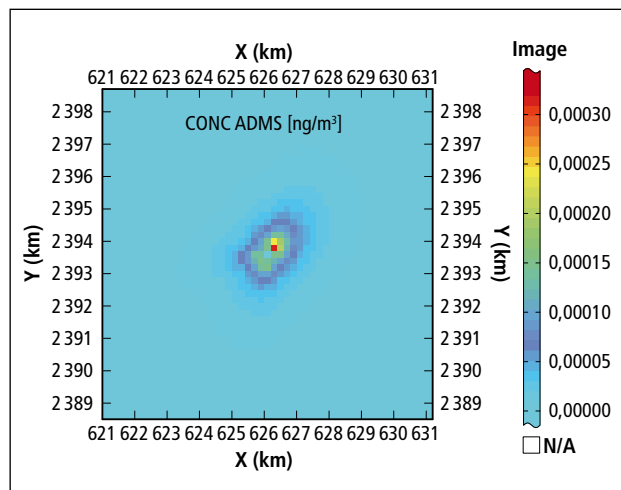
Concentrations atmosphériques pour S1b modélisées avec ADMS



Source: Isatis.

| CARTE 36 |

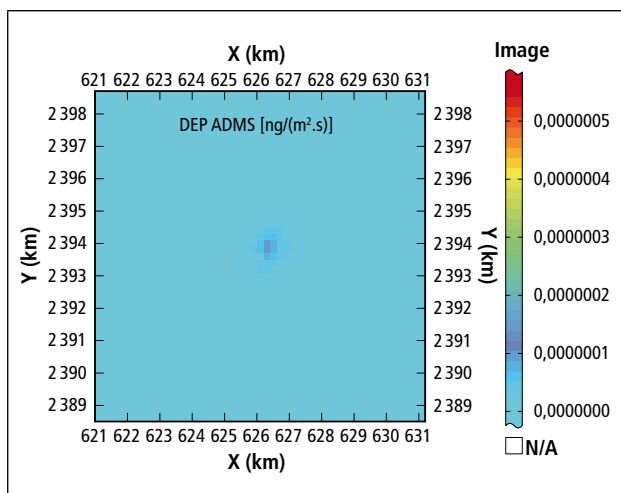
Concentrations atmosphériques pour S2b modélisées avec ADMS



Source: Isatis.

| CARTE 37 |

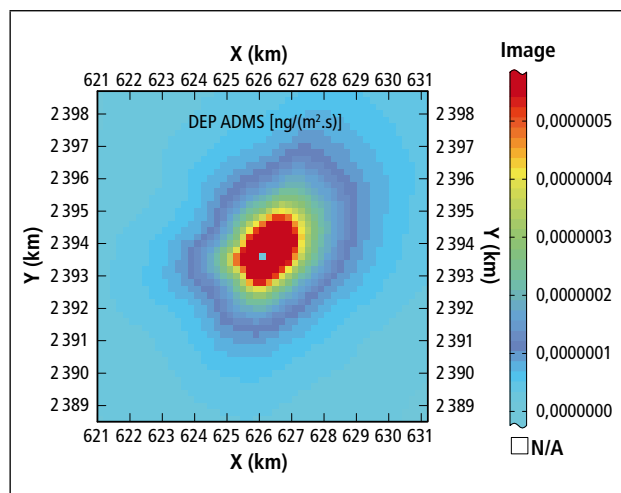
Dépôts totaux pour S1b modélisés avec ADMS



Source: Isatis.

| CARTE 38 |

Dépôts totaux pour S2b modélisés avec ADMS



Source: Isatis.

6.3.2 Nuages de corrélation

Le scénario 2 accroît aussi bien le dépôt sec que le dépôt humide et donc, le dépôt total. Toutes les valeurs de dépôts sec, humide ou total du domaine avec le scénario S2b sont supérieures aux valeurs obtenues avec le scénario S1b.

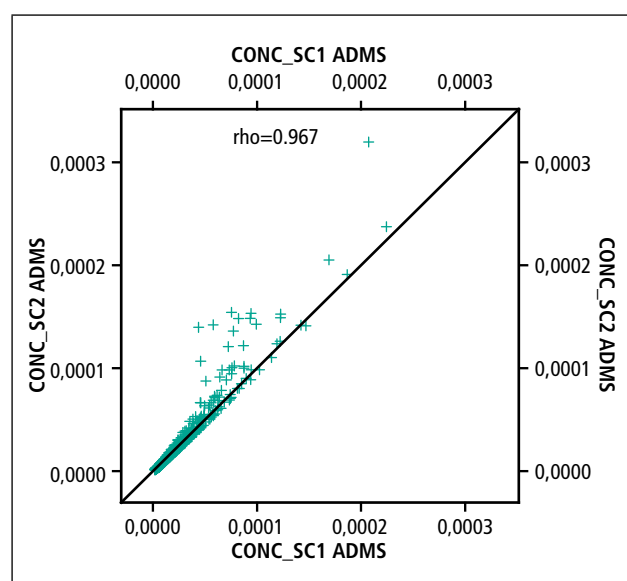
Les dépôts secs avec S2b peuvent être 78 fois plus élevés que les valeurs obtenues avec S1b (avec un facteur au minimum égal à 16 et un facteur médian égal à 19). Pour les dépôts humides, la différence entre les deux scénarios est moindre, avec au maximum un facteur 24 entre S1b et S2b (avec un facteur au minimum égal à 5 et un facteur médian

égal à 11). Enfin, pour les dépôts totaux, l'augmentation observée peut aller jusqu'à un facteur 40 au maximum (avec un facteur minimum égal à 9 et un facteur médian égal à 16).

En revanche, les valeurs de concentrations atmosphériques sont très proches entre le scénario S1b et S2b, avec des valeurs légèrement plus importantes en général pour le scénario S1b (93 % des valeurs). Entre les deux scénarios, le rapport des concentrations modélisées est de 1,2 si l'on prend la médiane sur domaine ; il est de 1,39 au maximum. Lorsque les concentrations calculées avec le scénario S2b sont supérieures à celles du scénario S1b, on peut observer un facteur 3,2 au maximum.

| FIGURE 31 |

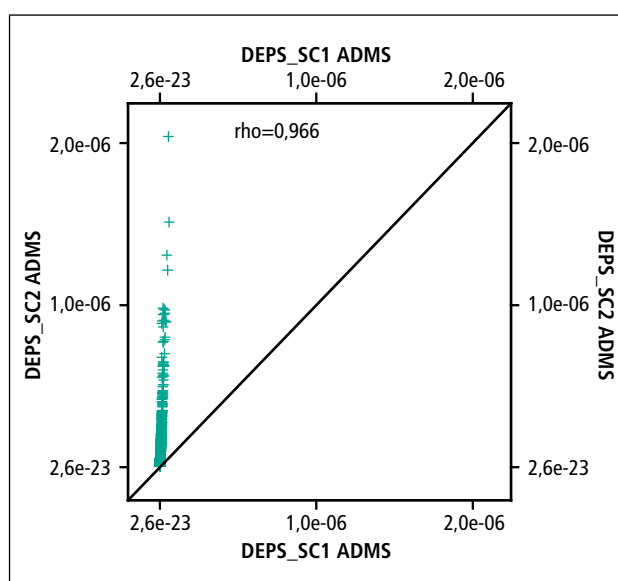
Nuage de corrélation des concentrations atmosphériques



Source : Isatis.

| FIGURE 33 |

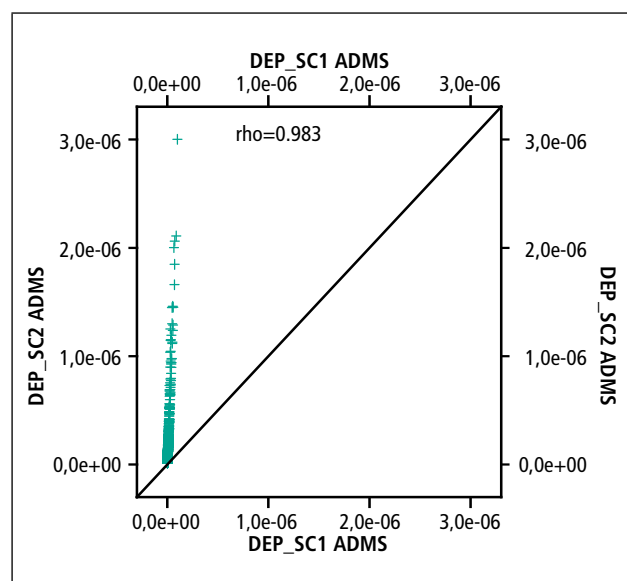
Nuage des corrélations des dépôts secs



Source : Isatis.

| FIGURE 32 |

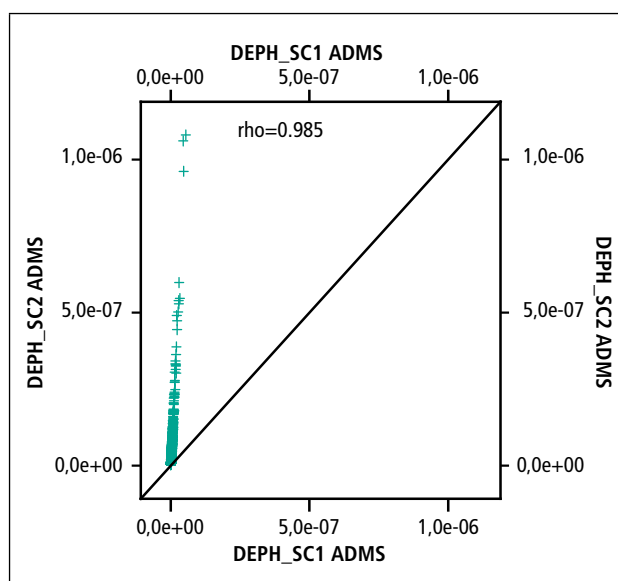
Nuage de corrélation des dépôts totaux



Source : Isatis.

| FIGURE 34 |

Nuage de corrélation des dépôts humides



Source : Isatis.

6.4 COMPARAISON DES SCÉNARIOS S1 ET S2 AVEC LE MODÈLE ARIA IMPACT

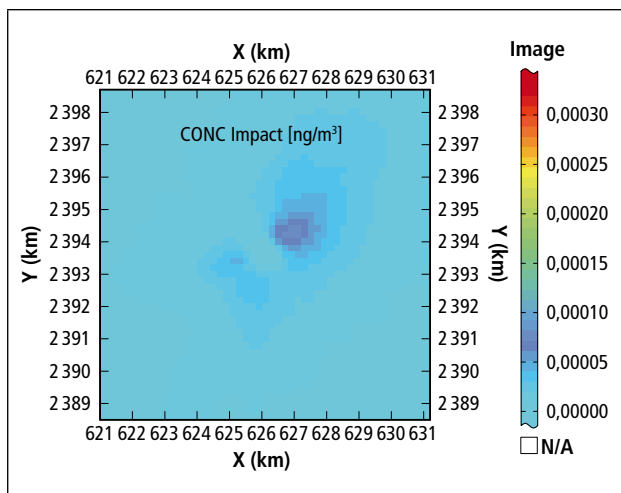
6.4.1 Représentation cartographique des valeurs

Les représentations cartographiques de la dispersion atmosphérique avec les scénarios S1 ou S2 n'affectent pas de la même manière

les concentrations atmosphériques et les dépôts. Si les résultats de concentrations atmosphériques ne paraissent pas différents d'un scénario à l'autre, les dépôts sont, en revanche, beaucoup plus importants avec le scénario S2 qu'avec le scénario S1.

| CARTE 39 |

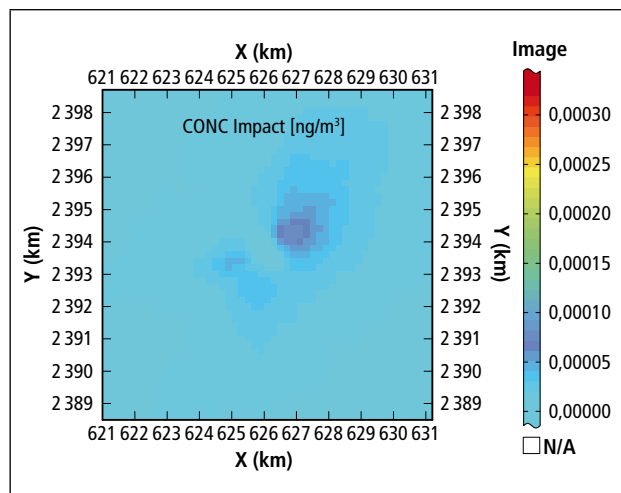
Concentrations atmosphériques pour S1 modélisées avec ARIA Impact



Source: Isatis.

| CARTE 40 |

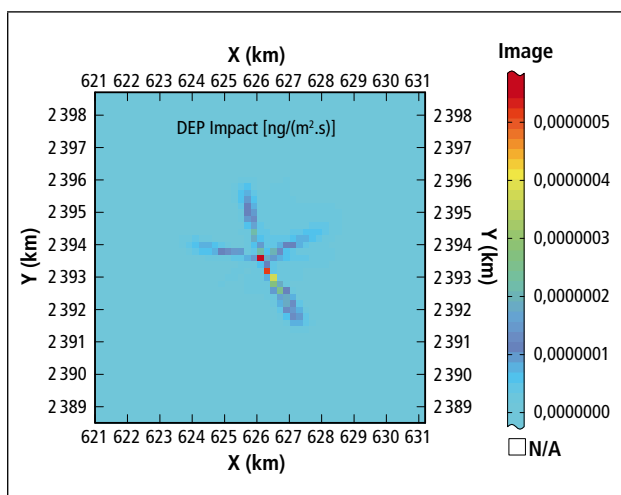
Concentrations atmosphériques pour S2 modélisées avec ARIA Impact



Source: Isatis.

| CARTE 41 |

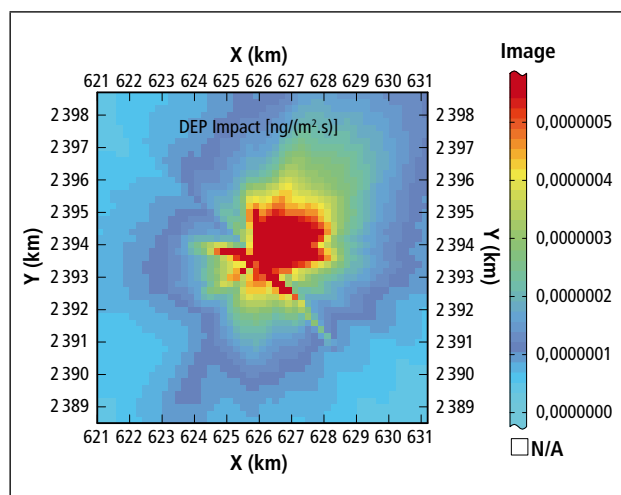
Dépôts totaux pour S1 modélisés avec ARIA Impact



Source: Isatis.

| CARTE 42 |

Dépôts totaux pour S2 modélisés avec ARIA Impact



Source: Isatis.

6.4.2 Nuages de corrélation

6.4.2.1 Nuages

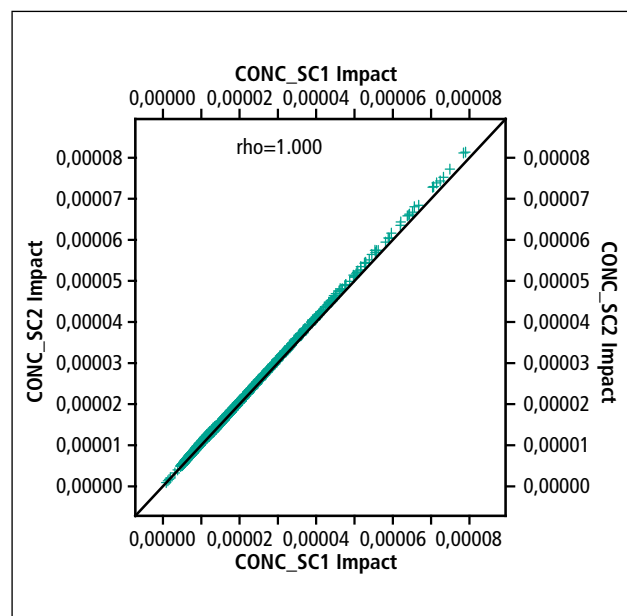
Comme pour ADMS3, le scénario S2 appliqué au modèle ARIA Impact contribue à augmenter aussi bien le dépôt sec que le dépôt humide et donc, les dépôts totaux pour l'ensemble des points du domaine. Pour les dépôts secs, l'augmentation est uniforme sur l'ensemble des points du domaine de modélisation avec au maximum, un facteur 32 et au minimum, un facteur 26 (médiane des rapports égale à 28). Pour les dépôts humides, l'augmentation est moins sensible

avec au maximum, un facteur 20 et au minimum, un facteur 1,04, avec une médiane égale à 10. Enfin, pour les dépôts totaux, l'augmentation maximum est égale à un facteur 28, l'augmentation minimum à un facteur 1,9, pour une médiane égale à un facteur 20.

De la même manière, l'effet du scénario sur les concentrations atmosphériques est marginal. Si toutes les valeurs de concentrations atmosphériques du domaine calculées avec le scénario S2 sont supérieures ou égales aux valeurs modélisées avec le scénario S1, elles en restent très proches, avec un facteur 1,1 au maximum et un facteur médian égal à 1,04.

| FIGURE 35 |

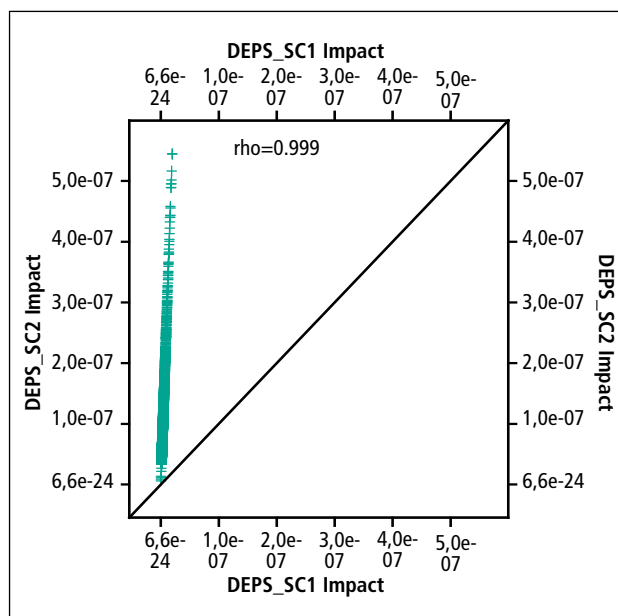
Nuage de corrélation des concentrations atmosphériques



Source : Isatis.

| FIGURE 37 |

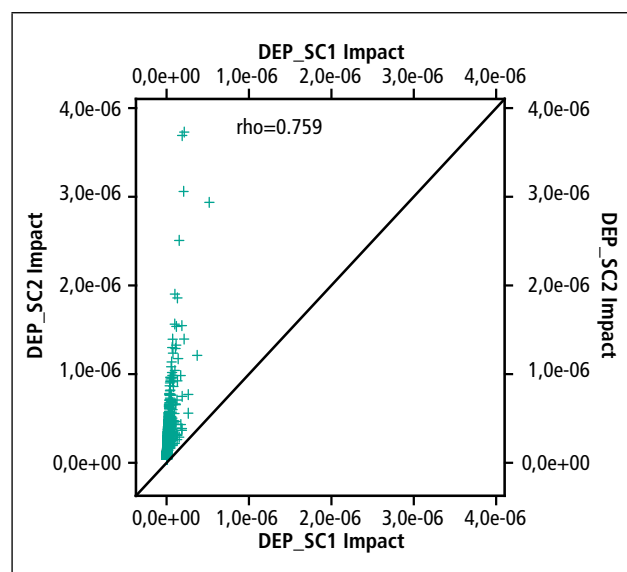
Nuage de corrélation des dépôts secs



Source : Isatis.

| FIGURE 36 |

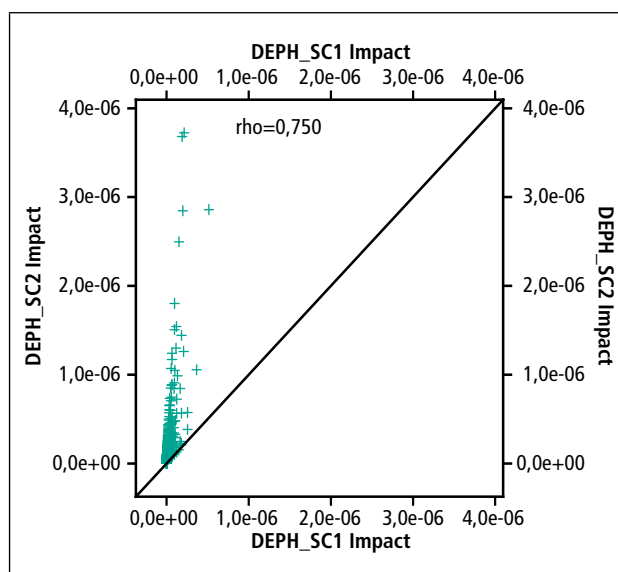
Nuage de corrélation des dépôts totaux



Source : Isatis.

| FIGURE 38 |

Nuage de corrélation des dépôts humides



Source : Isatis.

7. Résultats de la comparaison entre les résultats des modèles et des mesures

7.1 COMPARAISON DES VALEURS MAXIMUMS

Notons tout d'abord que les maximums modélisés et le maximum mesuré ne sont pas localisés aux mêmes endroits. Il est possible que des concentrations plus élevées et non mesurées sur le domaine existent, notamment dans les zones où les modèles prédisent des valeurs plus élevées.

Sur l'ensemble du domaine, dans le cas du scénario S1 (particules de 1 µm de diamètre), les *maxima* issus des prédictions sous-estiment

fortement la valeur maximale mesurée de 1 à 2 ordres de grandeurs respectivement pour ARIA Impact et ADMS (tableau 13). Pour le scénario S2 (particules de 10 µm de diamètre), les *maxima* issus des modèles sont du même ordre de grandeur que la concentration maximum mesurée. Ils sont inférieurs d'un facteur 2,5, pour ADMS et supérieurs d'un facteur 2, pour ARIA Impact.

Même en tenant compte des teneurs de fond ambiant autour de l'incinérateur, la plage de valeur la plus proche des observations est donnée par le scénario 2.

| TABLEAU 13 |

Comparaisons entre les teneurs de dioxines mesurées autour de l'incinérateur et les valeurs de concentrations modélisées aux mêmes points tenant compte des concentrations de fond ambiant

	Modélisations (en pg/g MS)		Mesures (en pg/g MS)
	ADMS ^b	ARIA Impact	
Scénario S1	Minimum=0,00 Maximum=0,53 Médiane=0,02 Avec les valeurs de fond ambiant: Min=[0,20-17,00] Max=[0,73-17,53] Médiane=[0,22-17,02]	Minimum=0,01 Maximum=5,86 Médiane=0,03 Avec les valeurs de fond ambiant: Min=[0,21-17,01] Max=[6,06-22,86] Médiane=[0,23-17,03]	Min=2,50 Max=61,4^a Médiane=12,9
Scénario S2	Minimum=0,00 Maximum=23,74 Médiane=0,49 Avec les valeurs de fond ambiant: Min=[0,20-17,00] Max=[23,94-40,74] Médiane=[0,69-17,49]	Minimum=0,29 Maximum=118 Médiane=0,75 Avec les valeurs de fond ambiant: Min=[0,49-17,29] Max=[118,20-135,00] Médiane=[0,95-17,75]	

^a Le point maximum observé n'est pas localisé au point maximum modélisé du domaine.

^b Pour ADMS, les variantes des scénarios S1b et S2a sont utilisées.

7.2 COMPARAISON DES VALEURS AUX MÊMES POINTS

L'effet de la méthode d'interpolation sur les valeurs de concentrations prédites à partir du scénario S1 et S2 est présenté dans les deux tableaux 14 et 15.

Quel que soit le scénario de modélisation, la technique d'interpolation entre deux points de la grille a un impact marginal sur la valeur prédite (facteur 2 au maximum).

La méthode d'interpolation Inverse Distance Weighting (IDW) est utilisée pour la suite de l'analyse.

Globalement, tous les résultats de prédictions issus des modélisations sous-estiment les valeurs mesurées dans les sols pour les 13 points de mesure disponibles. Les écarts entre valeurs mesurées et valeurs

prédites sont beaucoup plus importants avec le scénario S1 qu'avec le scénario S2.

Pour le scénario S1, les mesures sont supérieures aux valeurs prédites d'un facteur 27 à 212 (minimum et maximum) pour ARIA Impact et de 56 à 323 pour ADMS.

Pour le scénario S2, les écarts sont relativement réduits et ne dépassent un ordre de grandeur que pour 2 ou 3 points selon le modèle. Les mesures sont ainsi supérieures aux valeurs prédites d'un facteur 2 à 12 (minimum et maximum), pour ARIA Impact et de 2 à 13 pour ADMS.

On peut constater que les différences les plus importantes entre les valeurs prédites à partir des modélisations et les valeurs mesurées ne sont pas obtenues en fonction du modèle mais selon le scénario appliqué.

| TABLEAU 14 |

Comparaison, sur la base du scénario S1, des mesures de concentrations de dioxines dans les sols et des prédictions en fonction du modèle de dispersion et de la méthode d'interpolation

Mesures (pg/g de MS de sol)	Modélisation (pg/g de MS de sol)			
	ADMS (IDW)	ADMS (KU)	ARIA Impact (IDW)	ARIA Impact (KU)
2,30	0,027	0,027	0,059	0,060
4,00	0,071	0,069	0,149	0,158
4,20	0,013	0,014	0,027	0,027
8,50 ^a	0,054	0,053	0,080	0,060
12,10	0,143	0,137	0,347	0,330
12,50	0,162	0,164	0,240	0,240
12,90	0,064	0,065	0,130	0,140
13,30 ^a	0,062	0,061	0,190	0,180
14,40 ^a	0,130	0,132	0,180	0,181
14,80	0,108	0,107	0,194	0,181
21,80 ^a	0,101	0,100	0,190	0,184
39,30	0,131	0,134	0,195	0,198
61,40	0,210	0,208	0,289	0,266

^a Données issues de poulaillers.

IDW: méthode d'interpolation pondérée par l'inverse de la distance au carré des distances aux 4 points les plus proches (Inverse Distance Weighting).

KU: méthode d'interpolation par Krigeage universel.

| TABLEAU 15 |

Comparaison, sur la base du scénario S2, des mesures de concentrations de dioxines dans les sols et des prédictions en fonction du modèle de dispersion et de la méthode d'interpolation (les valeurs en dioxines et furannes du tableau sont exprimées en pg/g de MS (matière sèche))

Mesures (en pg/g de MS)	Modélisation (pg/g de MS de sol)			
	ADMS (IDW)	ADMS (KU)	ARIA Impact (IDW)	ARIA Impact (KU)
2,30	0,590	0,601	1,258	1,264
4,00	2,150	2,110	2,250	2,120
4,20	0,310	0,310	0,599	0,599
8,50*	1,647	1,560	1,580	1,580
12,10	4,550	4,270	5,200	5,360
12,50	5,090	5,130	4,010	3,790
12,90	1,740	1,770	2,290	2,299
13,30*	2,100	2,080	2,230	2,320
14,40*	4,070	3,990	3,580	3,295
14,80	3,309	3,250	3,780	3,620
21,80*	3,050	3,020	3,560	3,506
39,30	3,920	3,960	3,360	3,375
61,40	7,130	6,910	5,600	5,660

* Données issues de poulaillers.

7.3 CORRÉLATION DES VALEURS

Pour comparer les concentrations prédites par les modèles de dispersion ADMS et ARIA Impact avec les valeurs mesurées, une corrélation graphique des valeurs est effectuée (figures 39 et 40).

Les points indiquent les prédictions aux points de mesures, les droites bleues et rouges signalent les régressions linéaires des observations à partir des prédictions. En prenant en compte les teneurs de fond ambiant et l'incertitude associée à ces teneurs, le modèle parfait serait celui pour lequel : y (mesure) = x (prédiction) + b (teneur de fond ambiant).

Une bonne adéquation entre prédiction et mesure correspond aux valeurs comprises dans la zone grisée encadrée par les deux lignes

noires, 0,2 à 17 pg TEQ/g de MS qui sont les valeurs retenues comme représentatives de l'état de référence environnemental local (paragraphe 5.3.3).

Les nuages de corrélations montrent que, quel que soit le modèle, les valeurs prédites à partir des modélisations sous-estiment largement les valeurs mesurées, même en prenant en compte les teneurs de fond ambiant. Ce sont les valeurs prédites à partir du scénario S2 qui se rapprochent le plus des observations. La corrélation entre les points modélisés et mesurés indique des coefficients de détermination (r^2) égaux à 0,43 pour le modèle ARIA Impact et 0,58 pour le modèle ADMS. Avec le scénario S1, $r^2=0,28$ pour ARIA Impact, et $r^2=0,55$ pour ADMS. On notera que les coefficients de corrélation sont assez différents pour ARIA Impact mais non pour ADMS, selon que les prédictions sont issues du scénario S1 ou S2.

Avec le scénario S2, les prédictions se rapprochent des mesures pour les valeurs faibles, compte tenu de l'incertitude sur les teneurs de fond ambiant. Par exemple, pour une valeur de mesure égale à 12,5 pg/g, les valeurs prédites au même point par les modèles ADMS et ARIA Impact sont respectivement de 5,09 et 4,01 pg/g (tableau 15). L'incertitude sur le fond ambiant comprise entre 0,2 et 17 pg/g, conduit à ce que les résultats des modèles intégrant le fond ambiant soient compatibles avec la mesure dans l'environnement. En revanche, les valeurs prédites sous-estiment les valeurs de mesures élevées, même en tenant compte de l'incertitude sur le bruit de fond pour les points 4, 5 et 8 (tableau 8).

Les paramètres des régressions effectuées à partir des prédictions et des mesures sont donnés dans le tableau 16.

Les paramètres indiquent que la valeur de pente de la régression linéaire entre les valeurs prédites à partir des modélisations et les

valeurs mesurées est plus proche de la pente attendue égale à 1 avec le scénario S2 qu'avec le scénario S1.

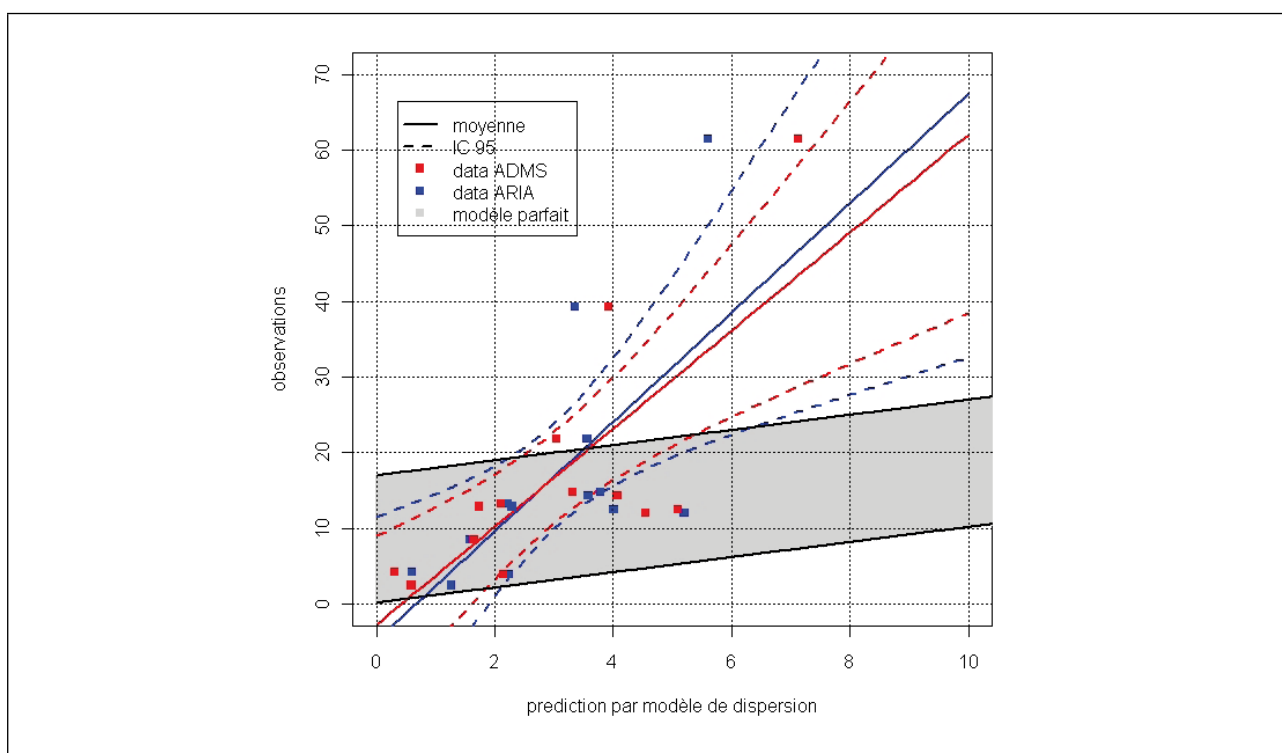
Par ailleurs, avec le scénario S2, les deux droites de régressions linéaires sont proches quel que soit le modèle utilisé. En effet, les valeurs de pente sont peu différentes: $a=6,47$ (ou $5,83$ si $b=0$) pour ARIA Impact et $a=7,22$ (ou $5,93$ si $b=0$) pour ADMS.

On peut finalement conclure que, quel que soit le modèle utilisé, les prédictions issues du scénario S2 sont plus proches des mesures que les prédictions issues du scénario S1.

De plus, pour le scénario S2, les modèles ARIA Impact et ADMS produisent des prédictions proches en comparaison aux écarts constatés entre les prédictions et les mesures.

| FIGURE 39 |

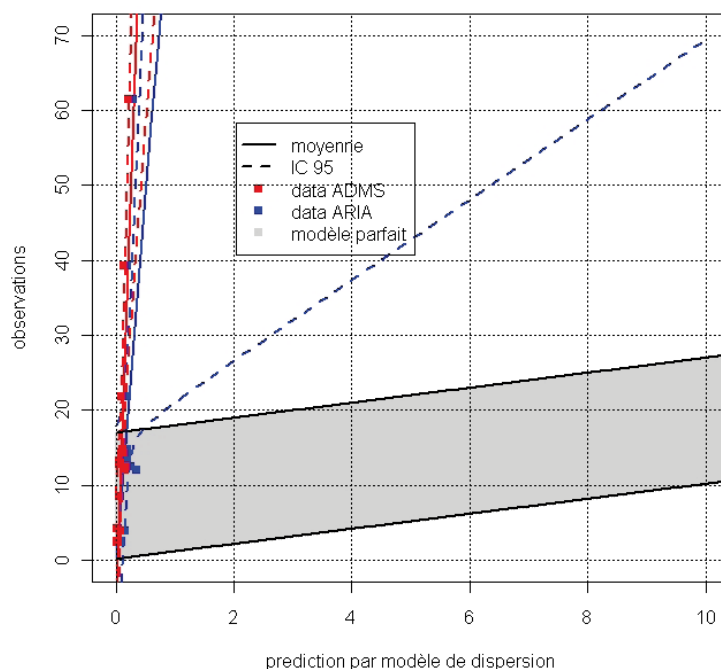
Nuage de corrélation des résultats des modèles de dispersion avec les mesures sur la base du scénario S2, avec le modèle ADMS et ARIA Impact (en abscisse, la valeur prédite par le modèle, en ordonnée la valeur mesurée) – Les valeurs en dioxines et furannes de la figure sont exprimées en pg/g de MS de sols



Source : R 2.7.0.

| FIGURE 40 |

Nuage de corrélation des résultats des modèles de dispersion avec les mesures sur la base du scénario S1, avec les modèles ADMS et ARIA Impact (en abscisse, la valeur prédite par le modèle, en ordonnée, la valeur mesurée). Les valeurs en dioxines et furannes du graphe sont exprimées en pg/g de MS de sols. La même échelle en abscisse est conservée pour les figures 39 et 40 afin de faciliter la comparaison des graphiques



| TABLEAU 16 |

Caractéristiques des corrélations entre les valeurs modélisées et mesurées pour le modèle ADMS et ARIA Impact ainsi que pour les scénarios S1 et S2

	Pente	Erreur standard	Valeur de t ^a	Valeur de p ^b
ADMS scénario S1b	214,91	58,2	3,7	0,003
ARIA Impact scénario S1	97,14	46,8	2,07	0,062
ADMS scénario S2a	6,47	1,67	3,86	0,002
ARIA Impact scénario S2	7,22	2,50	2,89	0,014

^a test de student.

^b significativité du test de student.

8. Discussion

8.1 INTERPRÉTATION DES RÉSULTATS DE COMPARAISONS DES MODÈLES ARIA IMPACT ET ADMS : EXPLICATION DES ÉCARTS OBSERVÉS

8.1.1 Les concentrations atmosphériques

Les résultats de modélisation avec ARIA Impact fournissent des valeurs de concentration plus élevées que celles d'ADMS d'un facteur 2 pour la médiane sur la majeure partie du domaine, avec des différences plus marquées à mesure qu'on s'éloigne de la source en direction de la périphérie du domaine de modélisation. Dans ce cas, ARIA Impact peut calculer des valeurs de concentration atmosphérique jusqu'à trois à quatre fois supérieures aux valeurs de concentration obtenues avec ADMS selon le scénario.

Pour environ 5 % des points du domaine de modélisation, tous localisés à proximité de la source d'émission, dans le 1^{er} kilomètre autour de la cheminée, les résultats avec ADMS sont supérieurs à ceux d'ARIA Impact. Dans ces situations, les valeurs obtenues au moyen d'ADMS peuvent être très supérieures à celles d'ARIA Impact. La différence peut atteindre deux ordres de grandeur et elle est plus marquée pour le scénario S2 (facteur 163 au maximum) que pour le scénario S1 (facteur 94 au maximum). Ces différences de concentrations s'amenuisent au fur et à mesure qu'on s'éloigne de la source, du fait de la dilution du panache.

Cette différence peut avoir plusieurs explications. Elle pourrait notamment s'expliquer par le calcul de la sur-hauteur du panache en sortie de cheminée, qui n'est pas le même selon le modèle, ainsi que par une formulation différente du coefficient de diffusion verticale.

Lorsqu'on compare les scénarios S1 et S2 (représentant des différences entre les valeurs attribuées aux caractéristiques des particules) pour un même modèle, on remarque une légère diminution des concentrations atmosphériques dans le scénario S2. Toutefois, les différences restent marginales et sont liées à l'appauvrissement du panache par les dépôts.

8.1.2 Les dépôts

Les différences entre les modèles dépendent du type de dépôt. Il apparaît donc important de distinguer les dépôts secs et humides.

8.1.2.1 Le dépôt sec : des différences entre les modèles résultant principalement du calcul des concentrations atmosphériques

Pour le dépôt sec, les écarts entre les deux modèles et leurs localisations sont comparables à ceux obtenus pour les concentrations atmosphériques.

Cela signifie que les différences entre les modèles concernant les dépôts secs résultent principalement du calcul des concentrations atmosphériques. La confirmation est donnée par le calcul du rapport entre les dépôts secs et les concentrations atmosphériques à chaque point qui reste homogène dans l'espace et approximativement le même, pour les deux modèles :

- pour ADMS3, il varie entre $2,46 \cdot 10^{-4}$ et $2,63 \cdot 10^{-4}$ m/s sur tout le domaine avec le scénario S1 et entre $5,40 \cdot 10^{-3}$ et $6,38 \cdot 10^{-3}$ m/s avec le scénario S2 ;
- pour ARIA Impact, il varie entre $2,48 \cdot 10^{-4}$ et $2,50 \cdot 10^{-4}$ m/s sur tout le domaine avec le scénario S1 et entre $6,50 \cdot 10^{-3}$ et $7,14 \cdot 10^{-3}$ m/s avec le scénario S2.

Ces rapports correspondent approximativement à la vitesse de dépôt sec égale à 0,05 cm/s divisée par 2, soit 0,025 cm/s pour le scénario S1 et à la vitesse de dépôt sec égale à 1,3 cm/s divisée par 2, soit 0,65 cm/s pour le scénario S2. Ceci est lié au fait que la vitesse de dépôt ne s'applique qu'aux particules qui représentent 50 % du flux de mélange de dioxines et furannes.

8.1.2.2 Le dépôt humide : l'influence de la prise en compte différente des vents calmes selon le modèle

Les valeurs des dépôts humides obtenues avec ARIA Impact sont supérieures aux valeurs modélisées avec ADMS pour 90 % des points du domaine de modélisation, quel que soit le scénario de modélisation S1 ou S2. Les écarts les plus importants (de plus d'un ordre de grandeur) sont localisés autour de la source selon des directions de vent bien définies. Ces différences sont plus marquées pour le scénario S1 (facteur 32 au maximum) que pour le scénario S2 (facteur 12 au maximum).

La contribution du module de calcul des dépôts humides dans des conditions particulières de vents calmes avec ARIA Impact a été testée pour expliquer cette répartition. Dans des situations météorologiques particulières de pluies lors de vent calme, le logiciel ARIA Impact lance un modèle à bouffées gaussiennes, tandis que le modèle ADMS passe à la ligne météorologique suivante (paragraphe 3.5.4).

Après suppression des situations de vents calmes (1,58 % de l'ensemble des données météorologiques), le dépôt total de dioxines au sol calculé par ARIA Impact avec le scénario S1 décroît nettement et la répartition des dépôts, selon certaines directions de vents, s'estompe. Les différences entre les cartographies des dépôts totaux pour ADMS et ARIA Impact ne sont plus aussi visibles (cartes 43, 44 comparées à la carte 45).

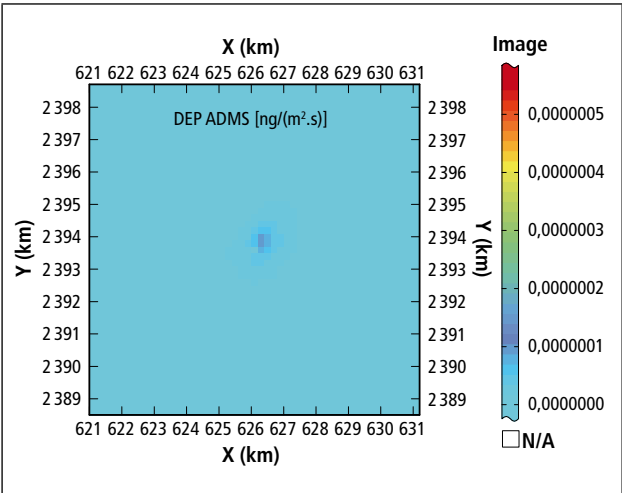
Concernant les *maxima* par exemple, lorsque les situations de vent calme ne sont pas modélisées par ARIA Impact avec S1, la valeur maximale du dépôt humide calculé par ARIA Impact est 1,5 (et non plus 75, avec les vents calmes) fois supérieure à celle qui est calculée par ADMS ; la valeur du dépôt total maximal calculé par ARIA Impact est inférieure d'environ 20 % à la valeur du dépôt total maximal calculé par ADMS.

L'effet du modèle à bouffées gaussiennes d'ARIA Impact sur les dépôts humides est confirmé par la figure 41 qui montre l'intensité des précipitations selon les directions des vents qui précèdent

immédiatement les heures de vent calme. Ce sont ces directions de vent qui sont utilisées par le modèle à bouffées gaussiennes. On retrouve ces mêmes secteurs de vent sur la carte des dépôts totaux.

| CARTE 43 |

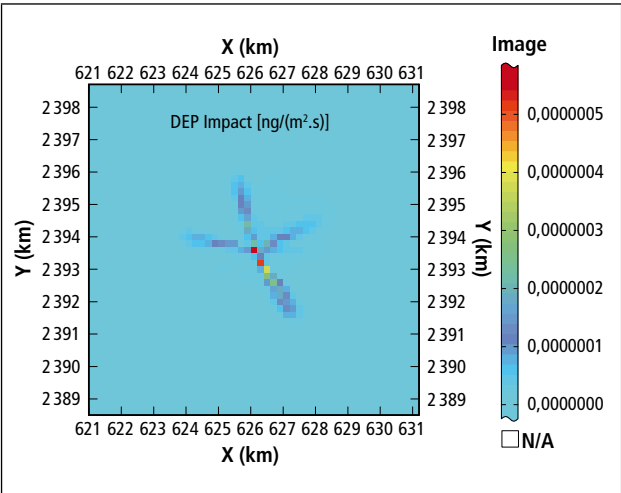
Dépôts totaux avec ADMS (ng/m²/s)



Source : Isatis.

| CARTE 45 |

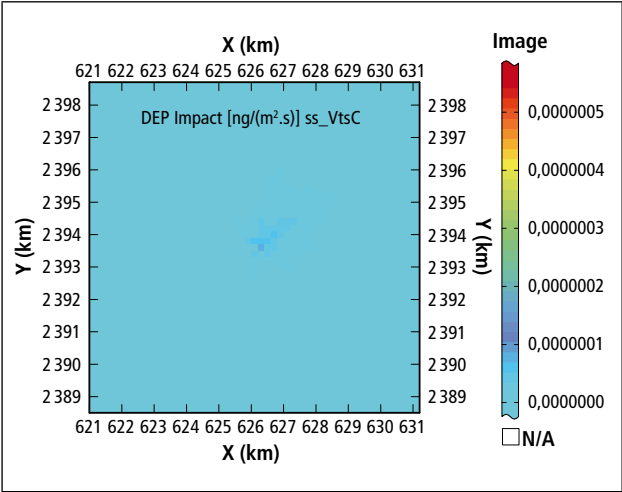
Dépôts totaux en dioxines avec ARIA Impact avec prise en compte des vents calmes (ng/m²/s)



Source : Isatis.

| CARTE 44 |

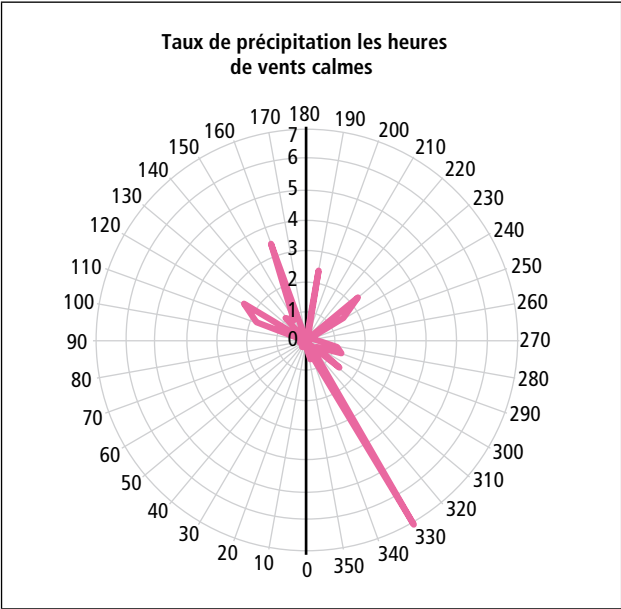
Dépôts totaux avec ARIA Impact sans prise en compte des vents calmes (ng/m²/s)



Source : Isatis.

| FIGURE 41 |

Directions de vents de type drapeau* et intensités des précipitations lors des heures météorologiques de vents calmes (<1 m/s)



* On différencie le vent drapeau qui indique dans quelle direction va le vent (le sens de la manche à air par exemple) du vent girouette qui indique d'où vient le vent (les roses des vents de Météo-France indiquent un vent girouette).

8.1.2.3 Le dépôt total : une influence différente des dépôts secs et humides selon le modèle

La contribution de chaque type de dépôt (sec et humide) au dépôt total conduit à des différences entre ADMS et ARIA Impact plus marquées pour le scénario S1 que pour le scénario S2. On constate également que les localisations des plus grands écarts entre les deux modèles sont équivalentes entre les scénarios S2 et S1.

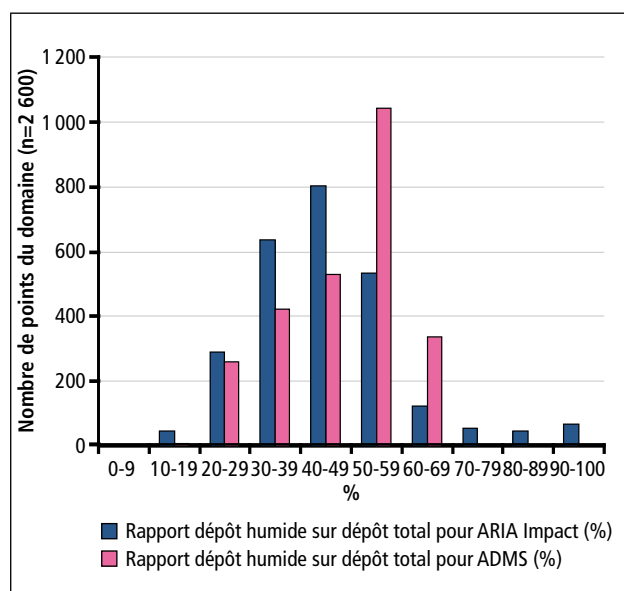
Avec ARIA Impact, les dépôts humides contribuent presque en totalité au dépôt total pour les points situés sur les secteurs de vent à proximité de la source (les dépôts humides peuvent représenter plus de 70 % des dépôts totaux pour 14 % des points du domaine). **En conséquence, la localisation des plus grands écarts entre les modèles pour les dépôts totaux est comparable à celle des plus grands écarts pour les dépôts humides.** En dehors de ces points spécifiques, le dépôt sec est dominant pour la majeure partie des points de modélisation des dépôts totaux avec ARIA Impact.

Avec ADMS, les écarts entre dépôts secs et dépôts humides ne sont pas aussi importants et chaque type de dépôt contribue, pour la majeure partie des points du domaine, de manière équivalente au dépôt total (avec des dépôts humides qui représentent 50 à 60 % des dépôts totaux sur une majorité de points).

La figure ci-dessous illustre cette différence entre les modèles.

| FIGURE 42 |

Histogramme de la part (en %) des dépôts totaux représentés par les dépôts humides pour ARIA Impact et ADMS



Cela conduit, pour le scénario S1 comme pour le scénario S2, à une variation des rapports entre les dépôts humides et les dépôts secs de presque quatre ordres de grandeur pour ARIA Impact et d'un ordre de grandeur pour ADMS.

8.1.2.4 L'influence des valeurs attribuées aux caractéristiques des particules sur les dépôts

La comparaison des scénarios S1 et S2 montre que les différences de valeurs attribuées aux caractéristiques des particules ont un effet important sur les dépôts. Quel que soit le modèle utilisé, le fait de passer du scénario S1 au scénario S2 (c'est-à-dire de particules de 1 μm de diamètre et de densité de 1 400 kg/m^3 à des particules de 10 μm de diamètre et densité de 5 000 kg/m^3) conduit à augmenter systématiquement et fortement les dépôts secs d'un facteur de plus d'un ordre de grandeur pour la médiane et jusqu'à presque deux ordres de grandeur au maximum. Dans une moindre mesure les dépôts humides sont également augmentés d'un ordre de grandeur pour la médiane. L'effet de chaque type de dépôt conduit ainsi à augmenter le dépôt total de plus d'un ordre de grandeur.

L'effet sur les concentrations atmosphérique est marginal, bien que plus faible pour S2b que pour S1b pour une majorité des points. Ces faibles écarts des valeurs de concentrations atmosphériques entre S1b et S2b systématiquement dans le même sens sont vraisemblablement liés à l'appauvrissement du panache par les dépôts.

8.1.2.5 L'influence de la manière de renseigner les coefficients de lessivage sur les dépôts humides

Le changement dans la manière de renseigner certains paramètres sous ADMS, comme la vitesse de déposition et le coefficient de lessivage, peut avoir des effets importants sur les résultats de la modélisation (annexe 2).

Ainsi, une vitesse de dépôt égale à 0,05 cm/s pour les particules et nulle pour les gaz, plutôt que calculée à partir des caractéristiques du mélange particulaire et gazeux, conduit à diminuer les dépôts secs d'un facteur 6 pour la médiane. Au maximum, cette diminution peut atteindre presque un ordre de grandeur.

Un coefficient de lessivage Λ , calculé à partir des coefficients de lessivage a égal à $1,10^{-5} \text{ s}^{-1}$ et $b=0$, plutôt qu'à partir des valeurs proposées par défaut sous ADMS [39], amène à diminuer les dépôts humides de presque un ordre de grandeur.

Ces modifications des valeurs des paramètres peuvent faire varier les dépôts totaux de près d'un ordre de grandeur.

En revanche, indiquer ou non la vitesse de chute, paramètre spécifique du modèle ADMS (celui-ci étant, soit fixé à 0, soit calculé par le modèle en fonction des caractéristiques des particules), n'affecte que marginalement les résultats des dépôts secs, que ce soit pour des particules de 1 μm (S1) ou pour des particules de 10 μm (S2).

8.1.3 Bilan

Les résultats des comparaisons montrent que les écarts entre les modèles diffèrent selon la variable de sortie.

Pour les concentrations atmosphériques, les résultats obtenus avec ARIA Impact sont plus élevés que ceux obtenus avec ADMS à distance de la source sur la plus grande partie du domaine. À proximité de la source, c'est le contraire.

Les différences entre les modèles pour les dépôts secs résultent principalement du calcul des concentrations atmosphériques. Pour ces deux variables de sortie, sur une petite partie du domaine de modélisation autour de la source d'émission, les valeurs modélisées par ARIA Impact sont inférieures à celles d'ADMS, avec des écarts pouvant dépasser deux ordres de grandeurs. Sur le reste du domaine de modélisation, les résultats de modélisation avec ARIA Impact sont légèrement supérieurs à ceux d'ADMS.

Les écarts entre les dépôts humides modélisés par les deux modèles présentent des spécificités liées à la prise en compte des vents calmes. Pour des points localisés selon des directions retraçant les vents calmes pendant les heures de pluies, les dépôts humides avec ARIA Impact peuvent dépasser un ordre de grandeur par rapport à ceux obtenus avec ADMS. Pour ces points particuliers avec ARIA Impact, les dépôts humides représentent la quasi-totalité des dépôts totaux. En revanche, à distance de la source, que ce soit pour les dépôts humides ou totaux, les différences entre ADMS et ARIA Impact sont peu marquées.

Le tableau 17 présente le bilan de ces résultats.

TABLEAU 17 |

Tableau de synthèse des comparaisons entre ADMS et ARIA Impact pour les différentes sorties du modèle quel que soit le scénario de modélisation (S1 ou S2)

	C _{atm}	D _{sec}	D _{hum}	D _{tot}
Valeurs à proximité de la source	Dans le 1 ^{er} kilomètre tout autour de la source d'émission		Selon des secteurs de vents particuliers sur quelques kilomètres à partir de la source	
	ADMS >>> ARIA	ADMS >>> ARIA	ARIA >> ADMS	ARIA >> ADMS
Valeurs éloignées de la source	ARIA > ADMS	ARIA > ADMS	ARIA ≈ ADMS	ARIA ≈ ADMS

>>> : Les différences sont pour la médiane comprises entre un facteur 5 et 10 et peuvent atteindre plus de deux ordres de grandeurs.

>> : Les différences sont pour la médiane d'un facteur 2 et peuvent atteindre au maximum plus d'un ordre de grandeur.

> : Les différences sont comprises entre un facteur 2 et 5.

≈ : Les différences sont inférieures à un facteur 2.

Les comparaisons entre les modèles étudiés ont permis d'apporter des explications sur les différences observées selon qu'il s'agit :

- de différences dans les équations de calcul des modèles ;
- de spécificités dans l'interface des modèles pouvant conduire à saisir différemment des valeurs de paramètres que les utilisateurs n'ont pas l'opportunité de modifier ;
- ou d'incertitudes sur les variables d'entrée des modèles pouvant conduire à des interprétations personnelles sur le choix des valeurs de certains paramètres de la modélisation pour une même situation à modéliser.

Outre les équations des modèles eux-mêmes, on peut constater l'influence d'autres explications dans les écarts constatés entre les résultats des modélisations.

L'interface des modèles peut notamment intervenir, dans une large mesure dans la construction des scénarios de modélisation. Des paramètres proposés par défaut peuvent conduire à attribuer des valeurs différentes à certains paramètres sans pour autant chercher à modéliser une situation différente. Les spécificités de l'interface d'ARIA Impact et d'ADMS peuvent conduire, par exemple, à saisir des valeurs différentes pour les coefficients de lessivage. Ces valeurs différentes attribuées aux coefficients de lessivage peuvent conduire à modifier les dépôts humides d'un ordre de grandeur au maximum (annexe 2).

De la même manière, l'incertitude sur la connaissance de certains paramètres de la modélisation des dioxines, furannes et PCB émises par une UIOM conduit à une large variabilité dans le choix de certains paramètres de modélisation. Par exemple, l'incertitude sur les caractéristiques des particules peut conduire à des différences importantes dans les résultats des dépôts notamment sur les dépôts secs, humides et totaux de plus d'un ordre de grandeur.

8.2 INTERPRÉTATION DES RÉSULTATS DE LA COMPARAISON DES RÉSULTATS MODÈLE-MESURE ET INTERPRÉTATION

8.2.1 Bilan de la comparaison

Les concentrations dans le sol, calculées à partir des valeurs de dépôts modélisés, ont été comparées aux résultats de concentrations mesurées dans les sols issues de l'étude de Pirard [56].

La comparaison entre prédictions et mesures effectuée en chaque point de mesure indique que les prédictions sous-estiment les valeurs observées. Pour le scénario S1, les mesures sont systématiquement supérieures à un ordre de grandeur (deux ordres de grandeur au maximum). Pour le scénario S2, les écarts sont rarement supérieurs à un ordre de grandeur. Ce constat se vérifie, quel que soit le modèle. **On constate que l'effet du scénario sur les écarts observés est beaucoup plus important que l'effet du modèle de dispersion utilisé.** Ce constat est également confirmé par l'évaluation des deux modèles sur des cas tests de l'étude Record [58].

Les résultats obtenus avec le modèle ADMS présentent une corrélation avec les valeurs mesurées légèrement supérieure à la corrélation obtenue avec le modèle ARIA Impact avec respectivement pour S1 et S2, r^2 égal à 0,55 et 0,58 avec ADMS et à 0,28 et 0,43 avec ARIA Impact. Ces valeurs traduisent une corrélation entre des résultats de modèles et des mesures plus satisfaisante pour ADMS que pour ARIA Impact. Par ailleurs, on notera une variation plus importante dans les valeurs des coefficients de détermination selon le scénario utilisé avec ARIA Impact qu'avec ADMS.

Cependant, les mesures utilisées dans cette étude n'ont pas été réalisées pour une comparaison à des résultats de modélisation et le jeu de données sur lequel repose le calcul des corrélations entre les prédictions et les mesures est très réduit ($n=13$). **Les valeurs des coefficients de corrélation calculés doivent donc être interprétées avec prudence.** Un plus grand nombre de données, spatialement mieux réparties, aurait permis de confirmer les résultats obtenus.

Le relatif accord entre les concentrations dans le sol prédites à partir des dépôts modélisés et les concentrations dans le sol mesurées est donc plutôt satisfaisant, compte tenu de toutes les difficultés rencontrées.

8.2.2 Discussion sur les écarts constatés entre valeurs mesurées et valeurs prédites

Comment expliquer la sous-estimation des valeurs mesurées par les résultats des modèles ?

Une première hypothèse concerne la connaissance du fonctionnement de l'UIOM de Vaux-le-Pénit. Son fonctionnement par le passé n'est pas parfaitement connu. Les valeurs des paramètres de fonctionnement et des émissions aux périodes les plus anciennes utilisées dans ce travail peuvent, de ce fait, être erronées et conduire à une sous-estimation des résultats de dépôts modélisés.

Une deuxième hypothèse, plus vraisemblable, concerne la connaissance de l'environnement du site. L'usage et l'historique des terres sur lesquelles ont été réalisés les échantillons peuvent également expliquer cette sous-estimation. Les apports anthropiques autour de l'UIOM, exogènes à l'incinérateur ne sont pas connus. Si, *a priori*, il n'existe pas de source ponctuelle bien identifiée dans la zone de modélisation, d'autres sources diffuses, liées à des pratiques domestiques, peuvent apporter des concentrations non négligeables en dioxines de manière très localisée et hétérogènes sur tout le domaine. Une contribution anthropique hétérogène autour de l'UIOM est notamment suggérée par la grande variabilité des valeurs mesurées dans les sols au voisinage de l'UIOM de Vaux-le-Pénit qui s'échelonnent de 2,3 pg/g de MS à 61 pg/g de MS.

On sait, par exemple, que certaines pratiques ont pu conduire à amender les terres des parcours des volailles en cendres, celles-ci contenant des concentrations élevées en dioxines [19,32]. Cependant, dans le cas du secteur de Vaux-le-Pénit, les concentrations en dioxines mesurées dans les terres de poulaillers ne sont pas les concentrations les plus élevées : les deux valeurs mesurées les plus élevées sont issues de sols de pelouses.

D'autres sources de contamination en dioxines exogènes à l'incinérateur, comme par exemple, le brûlage des déchets de jardin, ont pu influencer les valeurs de concentrations mesurées.

À l'inverse, malgré toutes les précautions prises pour la réalisation des échantillons, il se peut que les pratiques agricoles de remaniement des terres (labourage, hersage...) aient modifié la distribution des dioxines déposées sur les sols superficiels par l'incinérateur. Ces pratiques agricoles ne corroborent pas les paramètres de dilution pris en compte pour comparer les résultats modélisés aux valeurs mesurées.

La gamme des valeurs possibles proposées par la littérature pour caractériser des apports de dioxines en zone rurale (0,02 à 1 pg I-TEQ_{OTAN}/MS g de sol) ou urbaine (0,2 à 17 pg I-TEQ_{OTAN}/MS g de sol)

présente une telle variabilité qu'il n'est pas possible d'effectuer des comparaisons entre les valeurs mesurées et les valeurs modélisées [9,33]. Toutefois, on peut noter que même en prenant en compte la valeur la plus élevée des concentrations mesurées en zone urbaine (17 pg I-TEQ_{OTAN}/MS g de sol), les valeurs prédites ont tendance à sous-estimer les valeurs mesurées les plus élevées situées au même emplacement.

Ce constat confirme l'utilité d'établir un état initial de l'environnement autour d'une activité industrielle polluante pour connaître les autres apports qui contribuent parfois de manière importante, voire majoritaire aux concentrations mesurées dans l'environnement.

8.2.3 Comparaison aux résultats obtenus dans d'autres études

La comparaison des résultats d'un modèle aux données mesurées fait partie des processus d'évaluation de la validité et de la qualité des modèles. Pourtant, ce genre d'étude est relativement rare dans les faits, notamment en ce qui concerne les concentrations de dioxines dans les sols [59].

À notre connaissance, seul le projet conduit par Record présente une intercomparaison des modèle ADMS et ARIA Impact avec des données mesurées *in situ* [58].

Il s'agit d'un projet sur l'évaluation des modèles de dispersion des émissions chroniques d'un site industriel. Ce projet est principalement axé sur l'étude de sensibilité et l'évaluation de cinq modèles dont ADMS et ARIA Impact. L'étape d'évaluation de la qualité des modèles a été effectuée par la comparaison de résultats des modèles à des mesures. Les résultats modélisés ont été obtenus sur des cas-tests (Pairie Grass et Indianapolis) reconnus dans la littérature pour leur qualité expérimentale.

L'étude montre que les différents modèles étudiés produisent des résultats globalement satisfaisants mais que la comparaison modèle-mesures en chaque point est très aléatoire. L'emploi de cas tests sur une situation météorologique particulière dont la variabilité est déterminante ne permet pas de différencier correctement les modèles.

Voici quelques résultats d'autres études de corrélations entre des résultats modélisés par des modèles gaussiens et des mesures de concentrations de dioxines dans les sols réalisées dans des conditions réelles de pollution.

Dans l'étude de Yamamoto, un calcul de dilution, de décroissance et d'accumulation des dioxines dans les sols a été utilisée pour estimer des prédictions de concentrations à des fins de comparaison à des données observées : demi-vie de 12 ans, masse volumique de terre égale à 1 600 kg/m³, profondeur de dilution de 3 cm [71]. La corrélation observée entre valeurs mesurées et prédites par le modèle gaussien CDM (Climatological Dispersion Model), comparable à ISCST de l'US-EPA, sur 33 points est égale à 0,66 (r^2) ce qui est globalement en accord avec les résultats obtenus dans notre étude.

Dans l'étude de Nouwen, une quinzaine de mesures ont été effectuées et comparées à des résultats de modélisation avec le modèle gaussien OPS (Operational Priority Substances model) [51]. Cette étude a été menée sur 5 classes de particules pour décrire les dioxines, dont

la gamme de diamètres s'étend de moins de 1 µm à plus de 20 µm. Les comparaisons ont abouti à des résultats en désaccord avec les mesures dans les sols. Les auteurs expliquent ces différences de résultats entre le modèle et les prélèvements par l'influence d'autres sources de contamination en dioxines.

Une étude statistiquement plus puissante, conduite sur 265 points de prélèvements, a comparé les résultats du modèle ICS3 (Industrial Source Complex Model) aux valeurs obtenues sur chacun des points de prélèvement. La comparaison de ces données montre une corrélation de 0,45 (r^2) pour les dépôts, ce que l'auteur qualifie de satisfaisant [1]. La corrélation est comparable à celle observée dans notre étude. L'auteur montre que les congénères du mélange de dioxines se répartissent différemment dans les sols. Ces résultats pourraient s'expliquer par une dispersion ou une photodégradation différentes selon les congénères [17,42,71]. L'analyse des profils dans les sols, réalisée sur le site de notre étude par Pirard, montre également des différences de la distribution des congénères en fonction de la distance à l'émission [56].

Une étude récente, publiée en 2006, présente les résultats obtenus par un modèle gaussien APC3, comparable au modèle ARIA Impact utilisé dans notre étude. Ce modèle a été mis en œuvre pour évaluer l'impact d'une UIOM située à Besançon [25]. Les concentrations atmosphériques modélisées ont été comparées aux valeurs obtenues sur 75 points de prélèvements réalisés en terrain plat et accidenté. Les concentrations de dioxines dans les sols (de 0,25 à 28 pg/g de sol) ont été analysées par un modèle linéaire multi-varié, avec notamment, en variable explicative, les concentrations atmosphériques en échelle ordinale. Cette étude conclut que les variables qui expliquent significativement les concentrations mesurées dans les sols, sont (i) le modèle de dispersion, (ii) l'altitude et (iii) la complexité topographique [25].

Les coefficients de corrélation entre les prédictions et les mesures calculés dans notre étude ($r^2=0,55$ et $0,58$ avec ADMS et $r^2=0,28$ et $0,43$ avec ARIA Impact respectivement pour les scénarios de modélisation S1 et S2) sont cohérents avec ceux de la littérature obtenus avec d'autres modèles gaussiens de dispersion atmosphérique.

8.3 EXTRAPOLATION DES RÉSULTATS : LA SITUATION TEST DE VAUX-LE-PÉNIL

Le site de Vaux-le-Pénil présente un caractère générique, adapté à la modélisation gaussienne pour plusieurs raisons :

- source fixe et rejets continus (la discontinuité des rejets a été traitée de manière à obtenir des flux continus moyens) ;
- cheminée de hauteur permettant l'utilisation de données météorologiques à l'échelle locale ;
- absence de relief marqué confirmant la validité du modèle gaussien.

Les résultats obtenus à partir de cette situation sont extrapolables à une autre situation similaire. Néanmoins, il s'agit d'une situation particulière et il est nécessaire de s'assurer de la comparabilité des situations.

8.4 RECOMMANDATIONS DE MODÉLISATION DE LA DISPERSION ATMOSPHÉRIQUE POUR L'ESTIMATION DES EXPOSITIONS

Cette étude illustre le fait que pour modéliser une situation donnée, le choix du modèle peut conduire à sélectionner des valeurs de paramètres différentes du fait des spécificités de l'interface des modèles et des incertitudes sur les données d'entrée.

Ces valeurs différentes des paramètres saisies dans les modèles influencent en grande partie les résultats de la modélisation. Ce constat important ressort également de l'étude de sensibilité du projet Record et appelle quelques recommandations d'usage pour les utilisateurs des modèles ADMS et ARIA Impact [58].

- Discuter des incertitudes sur les données d'entrée

L'incertitude peut être associée, soit à la méconnaissance des valeurs des paramètres (incertitude subjective), soit à la variabilité des paramètres (incertitude stochastique). Le logiciel autorise le plus souvent la saisie d'une valeur ponctuelle des paramètres d'entrée alors qu'il s'agit de variables qui devraient être décrites par des fonctions de distribution.

Dans le cas des rejets des UIOM par exemple, la dispersion des dioxines, furannes et PCB est influencée par le type de traitement et la qualité du déchet, par le mode de fonctionnement des usines, par les conditions atmosphériques, etc. De plus, l'émission d'un mélange de dioxines, furannes et PCB rassemble un grand nombre de molécules présentant des caractéristiques différentes. Pour exprimer le flux d'émission, on dispose du mélange d'unité en équivalent toxique (TEQ). En revanche, la dispersion atmosphérique de ce mélange devrait rigoureusement considérer les caractéristiques physico-chimiques de chacune de ces molécules. Le plus souvent, une seule valeur ponctuelle est attribuée aux différentes caractéristiques des particules de ce mélange.

L'utilisateur du modèle doit donc faire lui-même le choix des valeurs ponctuelles des paramètres d'entrée de la modélisation, sans autre guide que son expérience propre et les données disponibles sur la source d'émission étudiée. Ce choix peut se révéler difficile et doit donc être justifié en fonction de l'objectif poursuivi. Une discussion doit accompagner les résultats de modélisation permettant de définir leur utilisation, par exemple pour estimer les expositions des populations. Elle a son importance pour juger de la robustesse des estimations relatives par exemple, aux risques sanitaires.

- Prendre en compte les spécificités des logiciels

On a pu constater qu'il était difficile de construire des scénarios exactement équivalents entre les deux logiciels. Ceux-ci présentent des spécificités liées à leur interface qui conduisent à des différences dans l'attribution des valeurs des paramètres. C'est le cas, par exemple, du phénomène de lessivage dont les paramètres sont pris en compte différemment selon les deux modèles étudiés. Ces différences peuvent influencer particulièrement les résultats relatifs aux dépôts.

Pour une réalisation rigoureuse de la dispersion atmosphérique avec ces modèles, l'utilisateur doit contrôler l'ensemble des paramètres de la modélisation, même ceux qui n'apparaissent pas, à première vue, spécifiques de la situation étudiée.

- Vérifier l'adéquation des hypothèses de modélisation retenues avec la situation

D'une manière générale, on gardera à l'esprit que la taille du domaine de modélisation, la prise en compte de la topographie, la prise en compte des précipitations, la description plus ou moins fine de la couche limite atmosphérique, la représentativité des données météorologiques, la connaissance des méthodes et des options de

fonctionnement des modules de calcul du modèle en cas de données d'entrée manquantes, et ainsi de suite, sont des questions auxquelles tout modélisateur doit répondre avant de commencer la modélisation proprement dite.

Pour cela, il est important de décrire la situation réelle que l'on doit simuler avec un niveau de détail cohérent avec le type de modèle et l'utilisation des résultats.

La formulation d'hypothèses appropriées nécessite une bonne analyse de la situation. Elle permet alors d'élaborer des scénarios de modélisation qui tendent à reproduire la réalité.

9. Conclusion

Ce rapport présente une comparaison de deux modèles gaussiens de dispersion largement utilisés pour étudier l'impact des rejets atmosphériques d'installations industrielles, ADMS et ARIA Impact. L'originalité du travail réside dans le point de vue adopté, qui est celui d'un utilisateur confronté au choix souvent délicat des données et paramètres d'entrée.

Dans cette optique, la comparaison a été réalisée sur un cas réel, qui concerne l'impact environnemental des rejets de dioxines et furannes émis par une usine d'incinération. Les scénarios de modélisation propres à chaque modèle ont été définis de manière à représenter des conditions de simulation les plus similaires possible, tout en prenant le parti de se conformer aux pratiques existantes. Bénéficiant en outre de données expérimentales, l'étude a comparé des résultats de modélisation à des mesures de concentrations dans les sols.

Comme le montre ce travail, l'application de deux modèles de dispersion de la même famille à un même cas d'étude ne produit pas nécessairement des résultats comparables. Ceux-ci peuvent même différer sensiblement, et cela pour plusieurs raisons liées aux modèles eux-mêmes, à l'interface des logiciels et aux incertitudes sur les paramètres d'entrée.

Si ADMS et ARIA Impact appartiennent tous deux à la catégorie des modèles gaussiens, les formulations et les paramétrages des équations de ces deux logiciels se distinguent, parfois notablement. Comme cela a été illustré, on relève des différences importantes dans le traitement des vents calmes. La prise en compte des vents calmes par ARIA Impact a une influence marquée sur les dépôts humides ; elle engendre pour cette variable des écarts prononcés avec ADMS. Mais ce constat ne doit pas faire oublier d'autres différences tout aussi importantes et qu'il serait nécessaire d'analyser. Celles-ci concernent notamment le traitement de la stabilité atmosphérique ainsi que le calcul de la sur-hauteur du panache et des coefficients de dispersion.

Pour une même situation modélisée, des valeurs proposées par défaut ou imposées dans les interfaces peuvent conduire à définir différemment certains paramètres, sans que l'utilisateur en ait connaissance. C'est par exemple le cas du coefficient de lessivage. Ce travail révèle ainsi à quel point il est difficile, pour des raisons d'interface, de saisir un scénario de modélisation strictement identique dans deux logiciels différents.

Les incertitudes sur les paramètres d'entrée font qu'à une même situation, peuvent correspondre plusieurs valeurs plausibles d'un même paramètre. La comparaison de différents scénarios de

modélisation réalisée pour chaque modèle a montré, par exemple, le rôle déterminant du coefficient de lessivage et de la vitesse de dépôt sec dans le calcul des dépôts secs et humides. Or, les valeurs de ces paramètres dépendent largement de la nature gazeuse ou particulaire des rejets et de la granulométrie des particules, données qui, malgré les informations disponibles dans la bibliographie, restent très variables.

Du fait de ces incertitudes, il est assez improbable que pour une même situation à modéliser, deux utilisateurs d'ADMS ou d'ARIA Impact puissent élaborer, sans se concerter, le même scénario.

La confrontation des résultats de modélisation aux concentrations mesurées dans les sols permet de relativiser l'importance de ces différentes sources de variabilité et d'incertitude. Dans cette étude, les différences constatées avec la mesure dépendent moins des différences entre les modèles eux-mêmes que du choix des paramètres d'entrée qui définissent le scénario de modélisation.

Il n'en reste pas moins que les différences de paramétrage et d'interface peuvent expliquer, à elles seules, certains écarts entre les résultats des deux modèles, écarts qui peuvent aller d'un facteur 2 à plus de deux ordres de grandeurs. Il est nécessaire de mesurer l'importance de ces écarts selon l'utilisation que l'on fera des résultats de modélisation selon le domaine d'application.

Ainsi, la première des recommandations d'usage émises dans cette étude est de représenter le plus précisément possible la situation étudiée par un choix rigoureux des données d'entrée, y compris pour les paramètres considérés par défaut dans le modèle. De telles précautions permettront de s'affranchir au mieux de la variabilité des résultats liée à l'utilisateur et constituent une condition nécessaire pour garantir une certaine cohérence avec la réalité observée.

Outre les préconisations formulées dans ce rapport, il se révèle indispensable d'harmoniser les pratiques de modélisation en définissant les outils auxquels il convient de recourir selon les objectifs poursuivis et les situations à modéliser en précisant les valeurs des paramètres à sélectionner. Ce travail se doit d'être éminemment interdisciplinaire, réunissant à la fois des experts de la modélisation et de la simulation, des ingénieurs au fait des procédés de fonctionnement des installations émettrices et des professionnels de la santé environnementale utilisateurs des résultats issus des modélisations. On peut attendre de ce travail qu'il réduise les écarts observés entre les résultats relatifs à une même situation modélisée et ainsi qu'il améliore la qualité des études.

Références bibliographiques

- [1] Adriaens P, Goovaerts P, Swan S. Geostatistical analysis of PCDD and PCDF deposition from incineration using stack emissions and soil data. *Organohalogen compounds* 2006;68:1300.
- [2] AINF. Usine de traitement des ordures ménagères du Siguam à Vaux-Le-Penil. Melun, 1981.
- [3] Apave. Rapport relatif aux bilans thermiques de l'incinérateur d'ordures ménagères de Melun. Apave, Melun, 1999.
- [4] Apave. Rapport d'essai-UTOM Melun. Apave, Paris, 2001a.
- [5] Astee. Guide pour l'évaluation du risque sanitaire dans le cadre de l'étude d'impact d'une UIOM. Astee, 2003.
- [6] ATSDR. Toxicological profiles for chlorinated dibenzo-p-dioxins. (Agency for Toxic Substances and Disease Registry) US Department of Health and Human Services. Public Health Service, 1998.
- [7] Bicocchi S. Les polluants et les techniques d'épuration des fumées. Record, Paris, 1998.
- [8] Bicocchi S, L'Hospitalier C. Les techniques de dépoussiérage des fumées industrielles. Record, Paris, 2002.
- [9] BRGM. Devenir des diosines dans les sols – Analyse critique de données bibliographiques. Rapport final. BRGM/RP-53070-FR, 2005.
- [10] Brzuzy LP, Hites RA. Estimating the atmospheric deposition of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans from soils. *Envir. Sci. Technol* 1995;29:2090-8.
- [11] Bureau Veritas. Analyse des rejets atmosphériques particulaires et gazeux (Melun). Bureau Veritas, Noisiel, 1993.
- [12] Bureau Veritas. Rapport de contrôle de rejets atmosphériques, UIOM Vaux-le-Penil. Bureau Veritas, 2000.
- [13] Bureau Veritas/CAREPS, Dupasquier F, Lassagne L. Étude quantitative du risque sanitaire UIOM de Gilly-sur-Isère (73) : définition du terme source, version finale. Bureau Veritas/CAREPS, Grenoble, 2004.
- [14] Carruthers DJ, Duster S, McHugh CA. Contrasting methods for validating ADMS using the Indianapolis dataset. *Int J Environment and Pollution* 2000;14:115-21.
- [15] CERC. Modelling dry deposition, ADMS4. P17/13F/09, mars 2009.
- [16] CERC. Comparison of regulatory design concentrations: ADMS *versus* AERMOD and ISCST3. Cambridge Environmental Research Consultants, September 2000.
- [17] Chao MR, Hu CW, Chen YL, Chang-Chien GP, Lee WJ, Chang LW. Approaching gas-particle partitioning equilibrium of atmospheric PCDD/fs with increasing distance from an incinerator: measurement and observations on modeling. *Atmospheric Environment* 2004;38:1501-10.
- [18] Chao MR, Hu CW, Ma HW, Chang-Chien GP, Lee WJ, Chang LW, Wu KY. Size distribution of particle-bound polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in the ambient air of a municipal incinerator. *Atmospheric Environment* 2003;37:4945-54.
- [19] Collet S. Emissions de dioxines et furannes et autres polluants liées à la combustion de bois naturels et adjuvants. Ineris, Verneuil en Halatte, 2000.
- [20] Davidson CI and Wu YL, "Dry deposition of trace elements," in control and fate of atmospheric heavy metals, Pacyna JM and Ottar B, editors, NATO ASI series, series C, volume 268, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 1989.
- [21] Grard O, Burgei E. Ddass. Fréquence anormale des pathologies cutanées et respiratoires attribuées à l'ancien incinérateur du Siguam (Vaux-le-Pénil, 77) par l'association des médecins de Maincy : évaluation quantitative des risques sanitaires. Ddass de Seine-et-Marne, Service Santé Environnement. 2004.
- [22] Domingo JL, Schuhmacher M, Agramunt MC, Llobet JM, Rivera J, Muller L. PCDD/F Levels in the neighbourhood of a municipal waste incinerator after introduction of technical improvements in the facility. *Environment International* 2002;28:19-27.

- [23] El-Shobokshy MS. The dependence of airborne particulate deposition on atmospheric stability and surface conditions. *Atmospheric environment*. 1985;19(7):1191-7.
- [24] Fermo P, Cariati F, Santacesaria S, Bruni S, Lasagni M, Tettamanti M, Collina E, and Pitea D. MSWI fly ash native carbon thermal degradation: a TG-FTIR study. *Environ Sci Technol*, 2000;Vol.34:4370-5.
- [25] Floret N, Viel JF, Lucot E, Dudermeil PM, Cahn JY, Badot PM, Mauny F. Dispersion modeling as a dioxin exposure indicator in the vicinity of a municipal solid waste incinerator: a validation study. *Environ Sci Technol* 2006;40:2149-5.
- [26] Fries G. Transport of organic environmental contaminants to animal products. *Rev Environ Contam Toxicol* 1995;141:71-109.
- [27] Gifford FA. Turbulent diffusion-typing schemes: a review. *Nucl. Saf.* 17, 1976, 68-86.
- [28] Gilardoni S, Fermo P, Cariati F, Gianelle V, Pitea D, Collina E and Lasagni M. MSWI fly ash particle analysis by scanning electron microscopy-energy dispersive X-ray spectroscopy. *Environ Sci Technol*, 15-12-2004;38(24):6669-75.
- [29] Hanna SR, Egan BA, Purdum J and Wagler J, 2001: Evaluation of the ADMS, AERMOD and ISC3 dispersion models with the OPTEX, Duke Forest, Kincaid, Indianapolis and Lovett field datasets. 6th international conference on harmonisation, Rouen, France, October 1999. *International Journal of Environment and Pollution*, vol. 16, no. 1-6.
- [30] Holsen TM, Noll KE, Liu SP and Lee WJ. Dry deposition of polychlorinated biphenyls in urban areas. *Environ Sci Technol* 1991;25:1075-81.
- [31] Rouïl L, Pradelle F. Calcul de la dispersion des rejets atmosphériques dans la zone d'impact de l'UIOM de Melun. Avril 2003. Direction des risques chroniques. Ineris DRC-02-41113-LR1-n° 23. 2003.
- [32] Inra. L'alimentation des animaux monogastriques : porcs, lapins, volailles. Inra, Paris, 1989.
- [33] Inserm. Dioxines dans l'environnement. Quels risques pour la santé ? In: Inserm, ed : Inserm, 2000.
- [34] Fabre P, Daniau C, Gorla S, De Crouy-Chanel P, Empereur-Bissonnet P. Étude d'incidence des cancers à proximité des usines d'incinération d'ordure ménagères – Rapport d'étude. Saint-Maurice (Fra) : Institut de veille sanitaire, mars 2008, 136 p. Disponible sur : www.invs.sante.fr.
- [35] InVS-Afssa 2003. Exposition aux dioxines de la population vivant à proximité des UIOM : état des connaissances et protocole d'une étude d'exposition. Saint-Maurice (Fra) : Institut de veille sanitaire, novembre 2003, 200 p. Disponible sur : www.invs.sante.fr.
- [36] InVS-Afssa 2009. Étude d'imprégnation par les dioxines des populations vivant à proximité d'usines d'incinération d'ordures ménagères – rapport d'étude. Saint-Maurice (Fra) : Institut de veille sanitaire, février 2009, 228 p. Disponible sur : www.invs.sante.fr.
- [37] Janssens JJ, Daelemans FF and Schepens PJ. Sampling incinerator effluents for PCDDs and PCDFs: a critical evaluation of existing sampling procedures. *Chemosphere* 1992;25(7-10):1323-32.
- [38] Jones KC, Sewart AP. Dioxins and furans in sewage sludges: a review of their occurrence. *Crit Rev Environ Sci Technol* 1997;27:1-85.
- [39] Jylhä K. Empirical scavenging coefficients of radioactive substances released from Chernobyl. *Atmospheric Environment* 1991;25A(2):263-70.
- [40] Kaupp H, Towara, J, McLachlan MS. Distribution of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in atmospheric particulate matter with respect to particle-size. *Atmospheric Environment* 1994;28:585-93.
- [41] Kaupp H and McLachlan M S, Atmospheric particle size distributions of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans (PCDD/Fs) and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH) and their implications for wet and dry deposition, *Atmospheric Environment* 1999;33:85-95.
- [42] Kaupp H, McLachlan MS. Distribution of PCDD/Fs and PAHs within the full size range of atmospheric particles. *Atmospheric Environment* 2000;34:73-83.
- [43] Koester CJ, Hites RA. Wet and dry deposition of chlorinated dioxins and furans. *Environmental science and technology* 1992; 26(7):1375-82.
- [44] Koller E, 2004. Traitement des pollutions industrielles. Dunod, Paris.
- [45] Kurokawa Y, Takahiko M, Matayoshi N, Satoshi T, Kazumi F, 1998. Distribution of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in various sizes of airborne particles. *Chemosphere* 1998;37:2161-71.

- [46] Le Gall AC. Utilisation des modèles multimédias pour l'évaluation du comportement de substances organiques dans l'environnement. Ineris, Verneuil-en-Halatte, 2004a.
- [47] Mackay D, Paterson S, Cheung B. Evaluating the environmental fate of chemicals. The fugacity-level III approach as applied to 2,3,7,8-TCDD. *Chemosphere* 1985;14:6-76-7.
- [48] Malherbe L. Modélisation des dépôts en champ local. Note de synthèse. Rapport de l'Ineris pour le ministère de l'Écologie et du Développement durable, DRC-03-45937/MECO-LMa/dépôt, 2003.
- [49] Meneses M, Schuhmacher M, Domingo JL. A design of two simple models to predict PCDD/F concentrations in vegetation and soils. *Chemosphere* 2002;46:1393-402.
- [50] Moyeda DK, Seeker WR, England GC and Linz DG. The formation and control of PCDD/PCDF from fired combustion systems. *Chemosphere*, 1990;20(10-12):1817-24.
- [51] Nouwen J, Cornelis C, De Fre R, Wevers M, Viaene P, Mensink C, Patyn J, Verschaeve L, Hooghe R, Maes A, Collier M, Schoeters G, Van Cleuvenbergen R, Geuzens P. Health risk assessment of dioxin emissions from municipal waste incinerators: the Neerlandquarter (Wilrijk, Belgium). *Chemosphere* 2001;4:909-23.
- [52] Numtech. Atmospheric Dispersion Modelling System (ADMS) version 4.2: user guide. Cambridge Environmental Research Consultants (CERC), 2010.
- [53] Ogura I, Masunaga S and Nakanishi J. Parameters characterizing atmospheric behaviour of PCDDs/PCDFs. *Organohalogen compounds*, *Chemosphere* 2001;52:483-6.
- [54] Pasquill F. Atmospheric dispersion parameters in Gaussian plume modeling. Part II. Possible requirements for change in the Turner workbook values. EPA-600/4-76-030b. [Available from US Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC 27711], 1976.
- [55] Paustenbach DJ, Wenning RJ, Lau V, Harrington NW, Rennix DK, Parsons AH. Recent developments on the hazards posed by 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin in soil: implications for setting risk-based cleanup levels at residential and industrial sites. *J Toxicol Environ Health*. 1992 June;36(2):103-49.
- [56] Pirard C, Eppe G, Massart AC, Fierens S, De Paw E, Focant JF, 2005. Environmental and human impact of an old-timer incinerator in terms of dioxin and PCB level: a case study. *Environ. Sci. Technol* 2005;47:21-8.
- [57] Record (2005a). Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel : vers un guide de l'utilisateur ; 1^{re} partie : état de l'art. Septembre 2005. Perkins R, Soulhac L, Mejean P, Rios I. LMFA. École centrale de Lyon. Études n° 01-0805/1A.
- [58] Record (2005b). Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel : vers un guide de l'utilisateur ; 2^e partie : évaluation des modèles. Septembre 2005. Perkins R, Soulhac L, Mejean P, Rios I. LMFA. École centrale de Lyon. Études n°03-0805/2A.
- [59] Schwartz S. Quality assurance of exposure models for environmental risk. Assessment of substances. Department of mathematics and Computer Science. Osnabrück: University of Osnabrück, 2000:152.
- [60] Schroy JM, Hileman FD, Cheng SC. Physical/chemical properties of 2,3,7,8-TCDD (2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin). *Chemosphere* 1985;14:877-80.
- [61] Sehmel GA. Particle and gas dry deposition: a review. *Atmospheric Environment* 1980;14:983-1011.
- [62] Société française de santé publique (SFSP). L'incinération des déchets et la santé publique: bilan des connaissances récentes et évaluation du risque. Collection santé et société 7, Paris, 1999.
- [63] Sportisse B, Du Bois L. Numerical and theoretical investigation of a simplified model for the parameterization of below-cloud scavenging by falling raindrops. *Atmospheric Environment* 2002;36:5719-27.
- [64] Stanmore BR. Adsorption and partitioning of PCDD/F on flyash from incinerators. *Environmental engineering science* 2002;19:69-78.
- [65] Suzuki N, Yasuda M, Sakurai T, Nakanishi J. Simulation of long-term environmental dynamics of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and polychlorinated dibenzofurans using the dynamic multimedia environmental fate model and its implication to the time trend analysis of dioxins. *Chemosphere* 2000;40:969-76.

- [66] Trouve G, Delfosse L. Étude bibliographique sur les conditions et les mécanismes de formation à basses températures (200 à 400 °C) des dibenzodioxines, dibenzofurannes polychlorés. Record, Mulhouse, 1997.
- [67] Underwood B. Review of deposition velocity and washout coefficient. Technical report, AEA technology, Harwell, 2001.
- [68] US-EPA A4-42 1993. Emission factor document for AP-42 section 2.1: refuse combustion. Office of air quality planning and standards. Office of air and radiation, 1993.
- [69] US-EPA 1998. Human health risk assessment protocol for hazardous waste combustion facilities: volume one, volume 1: human health risk assessment protocol for hazardous waste combustion facilities, chapter 3: air dispersion and deposition modelling. US-EPA region 6. multimedia Planning and Permitting Division. Center for Combustion Science and Engineering. Office of solid waste, 1998.
- [70] US-EPA. Exposure and human health reassessment of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD) and related compounds. National Academy Sciences (NAS); Volume 3: site-specific assessment procedures; chapter 3: Evaluating atmospheric releases of dioxin-like compounds from combustion sources. Review draft (www.epa.gov/NCEA/pdfs/dioxin/nas-review/), 2003.
- [71] Yamamoto T, Fukushima M. Modelling study on contribution of combustion source complex to PCDD/f levels in urban air. Chemosphere 1993;27:295-300.
- [72] Young AL. Long-term studies on the persistence and movement of TCDD in a national ecosystem, In: human and environmental risks of chlorinated dioxins and related compounds, Tucker RE, Young AL and Gray AP Eds, Plenum publishing corp, New-York, USA, 1983.

Annexe 1 – Tableau récapitulatif des valeurs des paramètres retenus pour les deux scénarios pour les périodes 2, 3 et 4 du fonctionnement de l'UIOM de Vaux-le-Pénil

PÉRIODE 2

| TABLEAU 18 |

Valeurs des paramètres d'entrée pour ADMS et ARIA Impact pour le scénario S1 et S2 et la période 2 (pour ADMS, plusieurs variantes du scénario S1 et S2 sont proposées)

Paramètres	Scénario S1 et variantes pour ADMS	Scénario S1 pour ARIA Impact	Scénario S2 pour ARIA Impact	Scénario S2 et variantes pour ADMS
Données météorologiques	5 ans de données météo: janvier 1996 à août 2000			
Durée de la période	Période 2: 1981-1996			
Coordonnée de la source	(X,Y) Lambert II étendu=(626 100; 2 393 600)			
Hauteur de la cheminée	32 m			
Diamètre de la cheminée	1,65 m			
Température d'émission	277 °C			
Nombre d'heures de fonctionnement	6 j/7, soit un fonctionnement continu du lundi au samedi inclus (=7 509 h/an de fonctionnement)			
Type de polluant	Mélange de dioxines-furannes particulaires et gazeux (PM et gaz)			
Répartition gaz-particules	50 % PM, 50 % G (mélange particulaire représenté par 50 % du flux de dioxines, mélange gazeux représenté par 50 % du flux de dioxines)			
Vitesse d'émission des effluents en sortie de cheminée	10,1 m/s			
Taux d'émission	PM=4,735.10 ⁻⁷ I-TEQ g/s G=4,735.10 ⁻⁷ I-TEQ g/s			
Coefficient de lessivage λ pour ARIA Impact ou a pour ADMS ^b	S1a: a=10 ⁻⁴ s ⁻¹ pour les PM ₁ Gaz (par défaut) S1b et S1c: a=1,10 ⁻⁵ s ⁻¹ pour les PM ₁ et les Gaz	λ =1,10 ⁻⁵ s ⁻¹ pour les PM ₁ et les gaz	λ et a=4,10 ⁻⁴ s ⁻¹ pour les PM _{10µm} λ et a=1,10 ⁻⁵ s ⁻¹ pour les gaz	
Coefficient de lessivage b pour ADMS	S1a: b=0,64 pour les PM ₁ - Gaz (par défaut) S1b et S1c: b=1 pour les PM ₁ et Gaz		-	- Coefficient de lessivage b pour ADMS
Vitesse de déposition	S1b et S1c: PM ₁ =0,05 cm/s et G=0 cm/s S1a: non renseigné	PM ₁ =0,05 cm/s G=0 cm/s	PM ₁₀ =1,3 cm/s G=0 cm/s	
Vitesse de chute (terminale)	S1a et S1b: non renseigné S1c: 0 cm/s	-	-	Vitesse de chute (terminale)
Diamètre particulaire	S1a et S1b: PM=1 µm S1c: non renseigné	PM=1 µm	PM=10 µm	Diamètre particulaire
Densité particulaire (ou masse volumique)	S1a et S1b: PM=1 400 kg/m ³ S1c: non renseigné		PM=5 000 kg/m ³	S2a: PM=5 000 kg/m ³ S2b: non renseigné
Fraction de masse (ou fraction massique)	1			
Nature réactive des gaz	S1a: non réactif S1b et S1c: 0 cm/s	-	-	Nature réactive des gaz
Latitude	48°			

| TABLEAU 18 |

Valeurs des paramètres d'entrée pour ADMS et ARIA Impact pour le scénario S1 et S2 et la période 2 (pour ADMS, plusieurs variantes des scénarios S1 et S2 sont proposées) (suite)

Paramètres	Scénario S1 et variantes pour ADMS	Scénario S1 pour ARIA Impact	Scénario S2 pour ARIA Impact	Scénario S2 et variantes pour ADMS
Données de rugosité	Fichier de données Ifen : rugo.ruf	Valeur constante sur l'ensemble du domaine : hauteur de rugosité=1 m	Valeur constante sur l'ensemble du domaine : hauteur de rugosité=1 m	
Données topographiques	Fichier de données IGN : *.ter		Prise en compte simplifiée : min : 41 m ; max : 101 m	Fichier de données IGN : *.ter
Coordonnées du domaine d'étude	Zone de 10 km x10 km avec X=[621 100 ; 631 100] ; Y=[2 388 600 ; 2 398 600]			
Résolution du maillage de calcul	200 m (51 mailles par coté ; 2 601 mailles au total)			

PÉRIODE 3

| TABLEAU 19 |

Valeurs des paramètres d'entrée pour ADMS et ARIA Impact pour le scénario S1 et S2 et la période 3 (pour ADMS, plusieurs variantes des scénarios S1 et S2 sont proposées)

Paramètres	Scénario S1 et variantes pour ADMS	Scénario S1 pour ARIA Impact	Scénario S2 pour ARIA Impact	Scénario S2 et variantes pour ADMS
Données météorologiques	5 ans de données météo : janvier 1996 à août 2000			
Durée de la période	Période 3 : 1997-1999			
Coordonnée de la source	(X,Y) Lambert II étendu=(626 100 ; 2 393 600)			
Hauteur de la cheminée	32 m			
Diamètre de la cheminée	1,65 m			
Température d'émission	293,5 °C			
Nombre d'heures de fonctionnement	Fonctionnement 7/7 j (=8 760 h/an de fonctionnement)			
Type de polluant	Mélange de dioxines-furannes particulaires et gazeux (PM et gaz)			
Répartition gaz-particules	50 % PM, 50 % G (mélange particulaire représenté par 50 % du flux de dioxines, mélange gazeux représenté par 50 % du flux de dioxines)			
Vitesse d'émission des effluents en sortie de cheminée	11,85 m/s			
Taux d'émission	PM=6,12.10⁻⁷ I-TEQ g/s G=6,12.10⁻⁷ I-TEQ g/s			
Connaissance des coefficients de lessivage	non	-	-	non
Coefficient de lessivage λ pour ARIA Impact ou a pour ADMS ^a	S1a : $a=10^{-4} \text{ s}^{-1}$ pour les PM_i gaz (par défaut) S1b et S1c : $a=1,10^{-5} \text{ s}^{-1}$ pour les PM1 et les Gaz	$\lambda=1,10^{-5} \text{ s}^{-1}$ pour les PM_i et les gaz	λ et $a=4,10^{-4} \text{ s}^{-1}$ pour les PM10_{µm} λ et $a=1,10^{-5} \text{ s}^{-1}$ pour les gaz	
Coefficient de lessivage b pour ADMS	S1a : $b=0,64$ pour les PM_i - Gaz (par défaut) S1b & S1c : $b=1$ pour les PM_i et gaz	-	-	Coefficient de lessivage b pour ADMS
Connaissance de la vitesse de déposition	S1a : non S1b et S1c : oui	-	-	Connaissance de la vitesse de déposition

Valeurs des paramètres d'entrée pour ADMS et ARIA Impact pour les scénarios S1 et S2 et la période 3 (pour ADMS, plusieurs variantes des scénarios S1 et S2 sont proposées) (suite)

Paramètres	Scénario S1 et variantes pour ADMS	Scénario S1 pour ARIA Impact	Scénario S2 pour ARIA Impact	Scénario S2 et variantes pour ADMS
Vitesse de déposition	S1b et S1c: $PM_{10}=0,05$ cm/s et $G=0$ cm/s S1a: non renseigné	$PM_{10}=0,05$ cm/s $G=0$ cm/s	$PM_{10}=1,3$ cm/s $G=0$ cm/s	
Connaissance de la vitesse de chute (terminale)	S1a et S1b: non S1c: oui	-	-	Connaissance de la vitesse de chute (terminale)
Vitesse de chute (terminale)	S1a et S1b: non renseigné S1c: 0 cm/s	-	-	Vitesse de chute (terminale)
Diamètre particulaire	S1a et S1b: $PM=1 \mu m$ S1c: non renseigné	$PM=1 \mu m$	$PM=10 \mu m$	Diamètre particulaire
Densité particulaire (ou masse volumique)	S1a et S1b: $PM=1400$ kg/m ³ S1c: non renseigné		$PM=5000$ kg/m ³	S2a: $PM=5000$ kg/m ³ S2b: Non renseigné
Fraction de masse (ou fraction massique)	1			
Nature réactive des gaz	S1a: non réactif S1b et S1c: 0 cm/s	-	-	Nature réactive des gaz
Latitude	48°			
Données de rugosité	Fichier de données Ifen: rufo.ruf	Valeur constante sur l'ensemble du domaine: Hauteur de rugosité=1 m	Valeur constante sur l'ensemble du domaine: hauteur de rugosité=1 m	
Données topographiques	Fichier de données IGN: *.ter		Prise en compte simplifiée: min: 41 m; max: 101 m	Fichier de données IGN: *.ter
Coordonnées du domaine d'étude	Zone de 10 km x 10 km avec $X=[621\ 100 ; 631\ 100]$; $Y=[2\ 388\ 600 ; 2\ 398\ 600]$			
Résolution du maillage de calcul	200 m (51 mailles par coté ; 2 601 mailles au total)			

- : paramètre non requis par le logiciel.

^a Les deux modèles n'utilisent pas la même définition du coefficient de lessivage qui sert au calcul du dépôt humide: λ est le coefficient de lessivage utilisé pour ARIA Impact et A est le coefficient de lessivage utilisé pour ADMS (paragraphe 3.5.1).

PÉRIODE 4
Valeurs des paramètres d'entrée pour ADMS et ARIA Impact pour les scénarios S1 et S2 et la période 4 (pour ADMS, plusieurs variantes des scénarios S1 et S2 sont proposées)

Paramètres	Scénario S1 et variantes pour ADMS	Scénario S1 pour ARIA Impact	Scénario S2 pour ARIA Impact	Scénario S2 et variantes pour ADMS
Données météorologiques	5 ans de données météo: janvier 1996 à août 2000			
Durée de la période	Période 4: 1999-2002			
Coordonnée de la source	(X,Y) Lambert II étendu=(626 100; 2 393 600)			
Hauteur de la cheminée	32 m			
Diamètre de la cheminée	1,65 m			
Température d'émission	277,5 °C			
Nombre d'heures de fonctionnement	Fonctionnement 7 j/7 (= 8 760 h/an de fonctionnement)			
Type de polluant	Mélange de dioxines-furannes particulaires et gazeux (PM et gaz)			

Valeurs des paramètres d'entrée pour ADMS et ARIA Impact pour les scénarios S1 et S2 et la période 4 (pour ADMS, plusieurs variantes des scénarios S1 et S2 sont proposées)

Paramètres	Scénario S1 et variantes pour ADMS	Scénario S1 pour ARIA Impact	Scénario S2 pour ARIA Impact	Scénario S2 et variantes pour ADMS
Répartition gaz-particules	50 % PM, 50 % G (mélange particulaire représenté par 50 % du flux de dioxines mélange gazeux représenté par 50 % du flux de dioxines)			
Vitesse d'émission des effluents en sortie de cheminée	9,35 m/s			
Taux d'émission	PM=5,93.10 ⁻⁷ I-TEQ OMS g/s G=5,93.10 ⁻⁷ I-TEQ OMS g/s			
Connaissance des coefficients de lessivage	non	-	-	non
Coefficient de lessivage λ pour ARIA Impact ou a pour ADMS ^a	S1a: $a=10^{-4} \text{ s}^{-1}$ pour les PM _i gaz (par défaut) S1b & S1c: $a=1,10^{-5} \text{ s}^{-1}$ pour les PM _i et les gaz	$\lambda=1,10^{-5} \text{ s}^{-1}$ pour les PM _i et les gaz	λ et $a=4,10^{-4} \text{ s}^{-1}$ pour les PM10 _{µm} λ et $a=1,10^{-5} \text{ s}^{-1}$ pour les gaz	
Coefficient de lessivage b pour ADMS	S1a: $b=0,64$ pour les PM _i - gaz (par défaut) S1b & S1c: $b=1$ pour les PM _i et gaz	-	-	Coefficient de lessivage b pour ADMS
Connaissance de la vitesse de déposition	S1a: non S1b et S1c: oui	-	-	Connaissance de la vitesse de déposition
Vitesse de déposition	S1b et S1c: PM1=0,05 cm/s et G=0 cm/s S1a: non renseigné	PM _i =0,05 cm/s G=0 cm/s	PM ₁₀ =1,3 cm/s G=0 cm/s	
Connaissance de la vitesse de chute (terminale)	S1a et S1b: non S1c: oui	-	-	Connaissance de la vitesse de chute (terminale)
Vitesse de chute (terminale)	S1a et S1b: non renseigné S1c: 0 cm/s	-	-	Vitesse de chute (terminale)
Diamètre particulaire	S1a et S1b: PM=1 µm S1c: non renseigné	PM=1 µm	PM=10 µm	Diamètre particulaire
Densité particulaire (ou masse volumique)	S1a et S1b: PM=1 400 kg/m ³ S1c: non renseigné		PM=5 000 kg/m ³	S2a: PM=5 000 kg/m ³ S2b: non renseigné
Fraction de masse (ou fraction massique)	1			
Nature réactive des gaz	S1a: non réactif S1b et S1c: 0 cm/s	-	-	Nature réactive des gaz
Latitude	48°			
Données de rugosité	Fichier de données Ifen : ruغو.ruf	Valeur constante sur l'ensemble du domaine : hauteur de rugosité =1 m	Valeur constante sur l'ensemble du domaine : Hauteur de rugosité=1 m	
Données topographiques	Fichier de données IGN : *.ter		Prise en compte simplifiée : min: 41 m ; max: 101 m	Fichier de données IGN : *.ter
Coordonnées du domaine d'étude	Zone de 10 km x10 km avec X=[621 100; 631 100]; Y=[2 388 600; 2 398 600]			
Résolution du maillage de calcul	200 m (51 mailles par coté; 2 601 mailles au total)			

- : paramètre non requis par le logiciel.

^a Les deux modèles n'utilisent pas la même définition du coefficient de lessivage qui sert au calcul du dépôt humide : λ est le coefficient de lessivage utilisé pour ARIA Impact et a est le coefficient de lessivage utilisé pour ADMS (paragraphe 3.5.1).

Annexe 2 – Comparaison des trois variantes du scénario S1 (S1a, S1b et S1c) et des deux variantes du scénario S2 (S2a et S2b) avec le modèle ADMS₃

Pour une analyse plus fine de la contribution relative des différents modules de calculs aux écarts constatés entre les modèles, des variantes pour les scénarios S1 et S2 ont été proposées pour le modèle ADMS.

RAPPEL DE LA CONSTRUCTION DES VARIANTES DES SCÉNARIOS S1 ET S2

- S1a: dans cette variante du scénario S1 initialement conçu pour ADMS, on utilise des paramètres par défaut pour ADMS. Ainsi, la vitesse de dépôt sec est calculée par le modèle en fonction de la météorologie, du diamètre des particules et de la densité particulaire prédéfinis par le constructeur. De même, le lessivage des particules et des gaz est calculé à partir des coefficients de lessivage *a* et *b* proposés par défaut. Les vitesses de déposition des gaz sont considérées comme inconnues et les gaz sont considérés comme non réactifs;
- S1b: afin de se rapprocher au maximum des paramètres saisis dans ARIA Impact, on fixe les vitesses de déposition dans ADMS pour les particules et les gaz. Pour les dépôts humides, on fixe les valeurs des coefficients de lessivage *a* et *b* de manière équivalente entre ADMS et ARIA Impact. Seule la vitesse de chute propre à ADMS est calculée à partir des paramètres de taille de particules et de la densité particulaire;
- S1c: en plus des valeurs des paramètres fixées pour le scénario S1b, on fixe une valeur de vitesse de chute égale à 0 cm/s dans ADMS. En effet, dans le calcul du dépôt sec, ARIA Impact fait intervenir qu'une seule vitesse de disposition;
- S2a: les vitesses de déposition pour ADMS sont fixées pour les particules et les gaz, compte tenu des valeurs prises en compte dans ARIA Impact. Les valeurs des coefficients de lessivage *a* et *b* sont également saisies de manière à correspondre au paramétrage de l'équation dans ARIA Impact. Seule la vitesse de chute, paramètre propre à ADMS, est calculée à partir des paramètres de taille des particules et de la densité particulaire;
- S2b: le paramétrage de S2a est effectué et la vitesse de chute est annulée pour se rapprocher du paramétrage sous ARIA Impact.

Les comparaisons des variantes des scénarios de modélisation S1 et S2 réalisées avec le même modèle ADMS (M1) sont les suivantes :

- pour les trois variantes du scénario S1 est comparé à M1S1a et M1S1b, M1S1b et M1S1c
- pour les deux variantes du scénario S2 est comparé à M1S2a et M1S2b

L'EFFET DE LA VITESSE DE DÉPOSITION ET DES COEFFICIENTS DE LESSIVAGE : COMPARAISON ENTRE S1A ET S1B

La vitesse de déposition imposée dans le scénario S1b fait diminuer, pour la totalité des points du domaine, la valeur du dépôt sec par rapport au scénario S1a. Les valeurs de D_{sec} obtenues avec S1a sont systématiquement supérieures aux valeurs obtenues avec S1b : le rapport entre les deux varie d'un facteur 3,9 à 8,8 (médiane de 6,0).

De la même manière, les paramètres utilisés dans le scénario S1b pour le calcul du coefficient de lessivage abaissent la valeur du dépôt humide. Ainsi, pour la totalité des points du domaine, les valeurs de dépôt humide avec le scénario S1a sont systématiquement supérieures aux valeurs calculées avec le scénario S1b : les rapports entre les deux varient d'un facteur 5,7 à 12 (médiane de 8,6).

Finalement, l'influence des valeurs des paramètres dans le scénario S1b par rapport au scénario S1a conduit à diminuer systématiquement les dépôts totaux d'un facteur 7,1 médian (facteur 9,0 au maximum et facteur 5,7 au minimum).

Les concentrations atmosphériques calculées par les deux modèles sont peu influencées par les paramètres des scénarios S1a et S1b, même si on observe que les concentrations modélisées selon le scénario S1b sont supérieures pour tous les points du domaine. En effet, l'augmentation des dépôts conduit à un appauvrissement du panache, plus important pour S1a que pour S1b. Ainsi les concentrations atmosphériques avec S1b sont 1,03 fois (facteur médian) et, au maximum, 1,09 fois plus importantes qu'avec le scénario S1a.

L'EFFET DE LA VITESSE DE CHUTE : COMPARAISON DE S1B ET S1C PUIS S2A ET S2B

Pour le scénario 1, l'annulation de la vitesse de chute par le scénario S1c par rapport au scénario S1b modifie de façon marginale les valeurs de dépôts secs.

Pour le scénario 2, l'annulation de la vitesse de chute – qui est plus élevée pour des PM_{10} que pour des PM_1 – fait diminuer légèrement les dépôts secs d'un facteur compris entre 1,7 et 1,8 sur l'ensemble du domaine.

Comparaison de deux modèles gaussiens de dispersion atmosphérique

ADMS et ARIA Impact

Ce rapport présente une comparaison entre deux modèles gaussiens de dispersion atmosphériques largement utilisés en France dans l'estimation des expositions des populations aux rejets de sources fixes de polluants : ADMS et ARIA Impact.

La méthode de travail a été choisie en se positionnant comme utilisateur des modèles. Dans cette optique, la comparaison a été réalisée sur une situation réelle – la dispersion des rejets de dioxines et furanes d'une usine d'incinération d'ordure ménagère – et a exploité des mesures réalisées dans les sols à proximité de l'installation.

Ce travail montre que les écarts constatés entre les résultats de modélisation de la dispersion atmosphérique par ces deux modèles ont de multiples explications. Les différences dans les équations de calculs contribuent à des écarts, notamment entre les résultats de dépôts, voie d'exposition majeure des populations aux polluants organiques. Une autre explication, relative à l'interface des modèles qui conditionne leur utilisation, est également non négligeable. Enfin, l'incertitude des paramètres d'entrée des modélisations, notamment en ce qui concerne les dioxines et furanes, a une influence majeure sur les écarts observés entre les résultats des modèles.

Les comparaisons des résultats de modélisation aux données de mesures dans les sols permettent de relativiser les incertitudes associées à la modélisation par rapport à celles associées à la mesure. Ces dernières comparaisons encouragent à l'acquisition de connaissances sur l'état initial de l'environnement préalable à toute construction d'installation industrielle pour connaître les apports exogènes à la source étudiée.

Ce rapport propose également des recommandations d'usage pour les utilisateurs des deux modèles.

Mots clés : déchet ménager, pollution atmosphérique, pollution sol, dioxine, dissémination, modèle, étude comparée, logiciel

Comparing two Gaussian atmospheric dispersion models

ADMS and ARIA Impacts

This report compares two Gaussian atmospheric dispersion models, commonly used in France for assessing population exposure to the releases of pollutants from point sources: ADMS and ARIA impacts.

The working method was to consider the point of view of a model user. Therefore, the comparison was based upon a real situation: the dispersion of dioxins and furans released from a municipal solid waste incinerator, and the analysis of soils in its neighbourhood.

The study shows that the differences between the results of the two atmospheric dispersion models can be explained in many ways. The differences in calculation equations contribute to results variations, in particular deposit results, the main population exposure pathway to organic pollutants. Another significant explanation lies in the model user's interface which conditions its use. Finally, the uncertainty of input parameters, especially concerning dioxins and furans, has a major impact on the observed discrepancies between the results of different models.

Comparing modelling results to soil measurement data enables to balance the uncertainties associated with modelling compared to those associated with measurements. Such comparisons trigger the need for increased knowledge on the initial state of the environment prior to building any industrial facility, in order to identify the exogenous elements to the studied source.

The report also proposes guidelines for the users of both models.

Citation suggérée :

Daniau C, Thébault A, Malherbe L, Mathieu A, Tognet F, Rouil L. Comparaison de deux modèles gaussiens de dispersion atmosphérique – ADMS et ARIA Impact. Saint-Maurice (Fra) : Institut de veille sanitaire, septembre 2010, 76 p. Disponible sur : www.invs.sante.fr

INSTITUT DE VEILLE SANITAIRE

12 rue du Val d'Osne

94 415 Saint-Maurice Cedex France

Tél. : 33 (0)1 41 79 67 00

Fax : 33 (0)1 41 79 67 67

www.invs.sante.fr

ISSN : 1958-9719

ISBN-NET : 978-2-11-099428-8

Réalisé par Diadeis-Paris

Dépôt légal : septembre 2010