

ENSP
ECOLE NATIONALE DE
LA SANTE PUBLIQUE

RENNES



Ingénieur du Génie Sanitaire

Promotion 2007

Date du Jury : Septembre 2007

**Quantification de l'incertitude relative
à l'évaluation des risques sanitaires (ERS)
liés à l'inhalation des rejets atmosphériques
canalisés d'une centrale thermique**

Adrien Marchais

Ingénieur Génie des Procédés (UTC)

Lieu de stage :

Aubières (63)

Référent professionnel :

Frédéric Pradelle (Numtech)

Référent pédagogique :

Philippe Glorennec (ENSP)

Remerciements

Je remercie Frédéric Pradelle, responsable études, conseils et développement de la société Numtech pour ses conseils lors de la réalisation de ce projet.

Je remercie aussi Marie Fiori, ingénieur du génie sanitaire, pour sa disponibilité et les informations pertinentes qu'elle m'a fournies, particulièrement en ce concerne les différentes étapes de la démarche appliquée aux évaluations des risques sanitaires.

Merci à David Poulet, ingénieur d'étude et de recherche, pour ses explications qui m'ont beaucoup aidées à la compréhension des outils statistiques nécessaires à l'utilisation du logiciel probabiliste utilisé dans le cadre de cette étude.

Mes remerciements s'adressent aussi à Philippe Glorennec pour son aide à l'utilisation du logiciel Crystal Ball ainsi que des références bibliographiques qui m'ont été utiles pour aborder le sujet du mémoire.

Je tiens à remercier Sylvaine Ronga du service des études médicales (SEM) d'EDF, pour ses remarques constructives pour l'amélioration de la présentation du mémoire.

Enfin, je suis également reconnaissant aux autres stagiaires : Dorian, Harry, Iwi et Mathieu, lesquels ont grandement contribué à la bonne ambiance du bureau, nécessaire et importante au bon déroulement d'un mémoire.

Résumé

L'incertitude, affectant les évaluations des risques sanitaires (ERS), provient des hypothèses de calcul, des défauts d'information ou de connaissances et de la variabilité vraie des paramètres utilisés. Son étude, en fin d'ERS, est nécessaire lorsque l'estimation des risques s'approche ou dépasse la valeur-seuil recommandée. Le mémoire a pour objectif la quantification de l'impact des incertitudes sur l'estimation des risques (ERI et QD) liés à l'inhalation de polluants atmosphériques émis par une centrale thermique.

Après avoir effectué un inventaire des sources d'incertitudes propres à ce type d'ERS, l'impact de six paramètres d'entrée a été étudié. Le choix de ces variables a été conditionné par la présence de données (issues de la littérature ou de mesures) permettant une bonne caractérisation de leur intervalle de variation. Les paramètres retenus ont été : les valeurs toxicologiques de référence, les concentrations de polluants émises, les concentrations de polluants modélisées par un logiciel de dispersion, la durée, la fréquence et le taux d'exposition. Le logiciel probabiliste Crystal Ball a été utilisé pour la détermination des distributions de probabilité des variables de sortie par méthode Monte Carlo.

L'étude a débouché sur trois types de résultats. Les distributions de probabilité des ERI et QD ont permis de déterminer la variation des estimations des risques dans la zone impactée. Des analyses de sensibilité ont montré que la durée d'exposition est le paramètre ayant le plus de poids sur l'estimation des risques sans seuil. Pour les risques à seuil, les variabilités liées aux concentrations de polluants émis et aux concentrations modélisées ont un impact significatif sur la variance. Enfin, les résultats ont permis de montrer que les incertitudes peuvent doubler l'estimation du risque pour les scénarios présentant les ERI et QD les plus grands.

La non prise en compte de certaines variables d'entrée et le manque d'information concernant les paramètres retenus dans le cadre de ce travail (notamment sur les incertitudes de mesures des polluants à l'émission et sur les incertitudes intrinsèques au modèle de dispersion) n'a pas permis de rendre compte exactement de leur importance dans l'estimation finale. Toutefois, ce mémoire a permis, non seulement une quantification partielle des incertitudes d'une ERS, mais aussi et surtout, l'identification des étapes critiques de cette démarche.

Abstract

Uncertainty, affecting the assessment of environmental health risks, comes from assumptions, defects of information or knowledge and from the variability of the parameters used. The study of the uncertainties, by the end of the assessment, is necessary when the estimates of the risk approaches or exceeds the value recommended. This project uses as background material an assessment of environmental health risks related to the inhalation of atmospheric pollutants emitted by a power station. The aim is to quantify the impact that the uncertainties can have in the risk estimate.

After having carried out an inventory of the specific sources of uncertainties, the impact of six of the “uncertain” parameters was studied. The choice of these variables was conditioned by available data (gathered from the literature or measurements) allowing a good characterization of their variation range. The parameters selected were: the toxicological value of reference, the concentration of pollutants emitted, the concentration of pollutants modelled by a software, the duration-, the frequency- and the rate of exposure. The probabilistic software Crystal Ball was used for the determination of the probability density functions of the risks (using the Monte Carlo method).

The study led to three types of results. The probability distributions made it possible to determine the variation of the estimates of the risks (Unit Risk Estimate URE and Hazard Quotient HQ) in the exposed area. Analyses of sensitivity showed the exposure time as being the parameter having the most impact on the URE. For the HQ, variabilities of the emitted concentrations of pollutants and the modelled concentrations had more influence on the variance. Finally, the graphs made it possible to show that the uncertainties could double the estimate of the risk.

The fact that all variables were not studied together with the lack of information on the variables studied (in particular the uncertainties linked to the measurements as well as the on uncertainties linked to the dispersion model) made it impossible to show the exact impact of all uncertainties on the estimate of the risk. However, this project allowed the identification of the critical stages and weak points in the quantification of uncertainties in general.

Sommaire

1	INTRODUCTION.....	1
1.1	CONTEXTE.....	1
1.1.1	<i>Cadre réglementaire général des ICPE.....</i>	<i>1</i>
1.1.2	<i>Centres de production thermique d'EDF.....</i>	<i>1</i>
1.2	OBJECTIFS.....	2
2	IDENTIFICATION DES INCERTITUDES.....	3
2.1	MATÉRIELS ET MÉTHODES.....	3
2.1.1	<i>Description des incertitudes.....</i>	<i>3</i>
2.1.2	<i>Description de la chaîne de calcul.....</i>	<i>5</i>
2.2	RÉSULTAT : INVENTAIRE DES SOURCES D'INCERTITUDE.....	7
3	QUANTIFICATION ET HIÉRARCHISATION DES INCERTITUDES.....	15
3.1	MATÉRIELS ET MÉTHODES.....	15
3.1.1	<i>Méthodologie pour l'analyse des incertitudes.....</i>	<i>15</i>
3.1.2	<i>Présentation de Crystal Ball.....</i>	<i>16</i>
3.1.3	<i>Description des variables d'entrée.....</i>	<i>17</i>
3.2	RÉSULTATS.....	29
3.2.1	<i>Validité des résultats.....</i>	<i>29</i>
3.2.2	<i>Excès de Risque Individuel (ERI).....</i>	<i>29</i>
3.2.3	<i>Quotients de Danger liés aux risques chroniques.....</i>	<i>35</i>
3.2.4	<i>Quotients de Danger liés aux risques aigus.....</i>	<i>38</i>
4	DISCUSSION.....	43
4.1	BILAN DES RÉSULTATS DE L'ÉTUDE.....	43
4.2	DISCUSSION QUALITATIVE SUR D'AUTRES INCERTITUDES.....	46
4.2.1	<i>Incertainces ayant pour effet de sous-estimer les risques.....</i>	<i>47</i>
4.2.2	<i>Incertainces ayant pour effet de surestimer les risques.....</i>	<i>47</i>
4.2.3	<i>Incertainces ayant dont l'effet sur le risque est variable.....</i>	<i>48</i>
4.3	PORTÉE DES RÉSULTATS.....	49
	CONCLUSION.....	51
	BIBLIOGRAPHIE.....	53
	SITES INTERNET.....	55
	LISTE DES TABLEAUX.....	57
	LISTE DES FIGURES.....	59
	LISTE DES ANNEXES.....	I

Liste des sigles utilisés

ADEME	Agence De L'Environnement et de la Maîtrise de Energie
ATSDR	Agency for Toxic Substances and Disease Registry
CAA	Concentration Atmosphérique Admissible
CI	Concentration Inhalée
CIRC	Centre International de Recherche sur le Cancer
CMI	Concentration Moyenne Inhalée
CPT	Centre de Production Thermique
EFH	Exposure Factor Handbook (US-EPA)
EFP	Emission Factor Program
EQRS	Evaluation Quantitative des Risques Sanitaires
ERI	Excès de Risque Individuel
ERU	Excès de Risque Unitaire
FET	Facteur Equivalent Toxique
GT	Groupe de Travail
GIC	Grandes installations de Combustion
HAP	Hydrocarbure Aromatique Polycyclique
HHRAP	Human Health Risk Assessment Protocol (US-EPA)
HSDB	Hazardous Substances Data Bank
ICPE	Installations Classées pour l'Environnement
INERIS	Institut National de l'Environnement Industriel et des risques
INSEE	Institut National de la Statistique et des Etudes Economiques
InVS	Institut de Veille Sanitaire
IPCS	International Programm on Chemical Safety (OMS)
IPSN	Institut de Protection et de Sûreté Nucléaire
IRIS	Integrated Risk Information System (Base toxicologique de l'US-EPA)
IRSST	Institut de recherche Robert-Sauvé en santé et en sécurité du travail
NRC	National Research Council (Canada)
OMS	Organisation Mondiale de la Santé
PCN	Pleine Charge Nominale
PM	Particulate Matter
QD	Quotient de Danger
RIVM	Institut national de la santé publique et de la protection de l'environnement (Pays-Bas)
SEM	Service des Etudes Médicales
US-EPA	United States-Environmental Protection Agency
VTR	Valeur Toxicologique de Référence

1 INTRODUCTION

1.1 Contexte

L'évaluation quantitative des risques sanitaires (EQRS) est une démarche de plus en plus employée, principalement en raison des obligations réglementaires s'imposant aux installations classées pour l'environnement (ICPE). La démarche couramment utilisée pour ce type d'étude est rappelée en **Annexe 1**.

L'étude effectuée ici s'appuie sur une EQRS réalisée sur une centrale thermique d'EDF. Les centres de production thermiques, en tant qu'ICPE, doivent faire l'objet d'un volet sanitaire d'étude d'impact dont le contenu est défini par la réglementation. NUMTECH, société spécialisée dans la modélisation des phénomènes atmosphériques, réalise aussi ce type d'étude. Les rejets atmosphériques des CPT font aujourd'hui l'objet d'EQRS. Lors de l'estimation des différents types de risque, les sources d'incertitudes sont multiples et s'expliquent notamment par l'utilisation d'hypothèses pour la simplification des calculs ou la méconnaissance des variables qui interviennent dans les calculs. Ces incertitudes sont souvent indiquées, mais seulement de manière qualitative. Toutefois, il existe des logiciels probabilistes qui permettent la prise en compte de la variabilité des différents paramètres d'entrée.

1.1.1 Cadre réglementaire général des ICPE

La loi 76-663 du 19 juillet 1976 et le décret 77-1133 du 21 septembre 1977 modifié par le décret du 20 mars 2000 n°2000-258 où le mot santé apparaît en plus du mot hygiène, déterminent le cadre réglementaire dans le domaine des ICPE. Le premier définit le champ d'application qui distingue les installations soumises à déclaration de celles soumises à autorisation, concernées par l'application des nouvelles exigences en matière d'impact sur la santé. Le décret précise quant à lui le contenu de la demande d'autorisation.

L'article 19 de la loi n°96-1236 du 30 décembre 1996 sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie modifie l'article 2 de la loi du 10 juillet 1976 et apporte des compléments aux études d'impact des projets d'aménagement d'ICPE. Au terme de l'article 19, doivent désormais être étudiés et présentés dans l'étude d'impact, les effets du projet sur la santé humaine et les mesures envisagées pour supprimer, réduire et, si possible, compenser les conséquences dommageables du projet d'installation d'une ICPE pour l'environnement et la santé. Il est important de remarquer que cette démarche vise non seulement à qualifier et quantifier de risques sanitaires issus d'une installation industrielle, mais aussi à rendre plus transparent les processus décisionnels tout en consolidant leurs fondements scientifiques.

Il existe aussi un cadre réglementaire particulier de l'étude d'impact. La circulaire du 19 juin 2000 précise le cadre et les grands principes de la démarche visant à renforcer la protection de la santé publique. Elle concerne les études d'impact réalisées dans le cadre de la demande d'autorisation d'exploitation en conformité à la législation sur les ICPE énoncée précédemment.

1.1.2 Centres de production thermique d'EDF

Le thermique à flamme, fonctionnant au charbon, fioul ou gaz joue un rôle d'ajustement dans la palette énergétique d'EDF. C'est une énergie d'appoint indispensable capable de faire face aux variations de demande, notamment lors des vagues de froid. Les 17

centrales thermiques d'EDF produisent environ 3% de la production d'énergie totale d'EDF [a].

Ces centrales rejettent des polluants dans l'air et la plupart sont réglementés par l'arrêté du 30 juillet 2003. Parmi les polluants susceptibles d'être émis figurent les oxydes de soufre (SO_x) et d'azote (NO_x), les poussières (PM), les composés organiques volatils (COV), le monoxyde de carbone (CO), les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) ainsi que les métaux et les composés de métaux. Les polluants devant faire l'objet d'un suivi permanent par l'exploitant sont les composés organiques, les composés inorganiques du chlore, l'acide chlorhydrique ainsi que le fluor et les composés fluorés [1].

La centrale thermique prise en compte dans le cadre de ce travail fonctionne au fioul. Le CPT de Martigues-Ponteau est localisé dans les Bouches du Rhône près de l'étang de Berre. Une description succincte du site a été effectuée en **Annexe 2**. Il possède trois tranches de 250MW chacune. Le scénario de considéré dans l'ERS indique une durée de fonctionnement d'environ 20 000 heures PCN entre le premier janvier 2008 et le 31 décembre 2015.

1.2 Objectifs

L'objet de ce rapport est tout d'abord de mettre en évidence qualitativement les différentes sources d'incertitudes susceptibles d'influer sur l'évaluation des risques sanitaires par rapport aux informations disponibles. Le second objectif est d'estimer l'impact de ces incertitudes sur l'estimation des risques. Par conséquent, une étude quantitative sera menée, à l'aide de la méthode Monte Carlo (utilisée dans le logiciel Crystal Ball), afin de se rendre compte du poids des différentes données d'entrée. Cette étude permettra un classement des variables d'entrée en terme d'impact sur la donnée de sortie (ERI ou QD). Cette étude permettra aussi la quantification d'une partie des incertitudes liées aux calculs d'excès de risque individuel ou de quotient de danger en prenant en compte différents scénarios d'exposition.

Le rapport s'articulera autour de trois parties principales. Dans un premier temps, un rapide état des lieux sur la démarche d'ERS appliquée aux ICPE, une introduction à la notion d'incertitudes ainsi que les grandes méthodes de quantification de celles-ci seront résumées. Dans un second temps, et à partir d'une EQRS déjà réalisée, les incertitudes susceptibles d'intervenir dans les calculs seront identifiées qualitativement. Des intervalles de variation et la distribution de probabilité propre à chaque paramètre incertain seront alors proposés afin de permettre l'utilisation du logiciel probabiliste Crystal Ball. A l'aide de celui-ci, une partie des incertitudes entourant l'EQRS seront quantifiées. Enfin, dans une troisième partie seront analysés les résultats issus de l'analyse des incertitudes. Les poids des différents paramètres incertains sur l'estimation du risque seront alors comparés. Pour conclure, il sera discuté de la validité des résultats obtenus et de l'importance de leur interprétation.

2 IDENTIFICATION DES INCERTITUDES

2.1 Matériels et méthodes

2.1.1 Description des incertitudes

Chaque étape de la démarche d'ERS est sujette à des incertitudes spécifiques [4,5,6]. L'analyse des incertitudes consiste en la spécification des hypothèses et des facteurs d'incertitude afin d'apporter des éléments nécessaires pour permettre la discussion, ou mettre en évidence les points de l'évaluation où un effort supplémentaire dans l'acquisition de données et le travail de modélisation peut réduire l'incertitude entourant le résultat. Dans les EQRS, les incertitudes proviennent principalement de l'évaluation de la toxicité des substances et de l'évaluation de l'exposition des individus.

A) Incertitudes sur l'évaluation de la toxicité

Les incertitudes liées à la toxicité des substances peuvent concerner :

- L'identification exhaustive des dangers potentiels pour l'homme qui consiste en la détermination de tous les dangers susceptibles d'être engendrés par une substance.
- La définition de la relation dose-réponse.
- La possibilité d'une interaction liée à une exposition à plusieurs polluants produisant des effets synergique(s) ou antagoniste(s).
- Le risque lié à des substances qui n'auraient pas été prises ne compte dans l'évaluation.

L'une des étapes qui génère l'incertitude la plus difficile à appréhender est sans doute celle de la construction des relations dose-réponse. Pour le cas des substances à effet sans seuil (principalement cancérogènes), les VTR sont considérées comme étant des probabilités de survenue de cancer excédentaire par unité de dose. L'étape de construction des VTR fait appel à un certain nombre d'opérations telles que l'extrapolation entre les fortes doses (observées lors de tests) et les faibles doses (utilisées dans le calcul de la variable de sortie), la transposition pour utiliser les résultats issus d'expérimentations animales pour prédire des effets pour l'homme et l'analogie, pour l'utilisation d'une VTR pour une voie autre que celle à partir de laquelle l'expérimentation a permis d'être définie.

Ces incertitudes sont difficilement quantifiables dans l'état actuel des connaissances. Ces incertitudes peuvent cependant être limitées en choisissant la VTR qui paraît être la mieux adaptée.

La démarche d'évaluation des risques sanitaires liés aux substances chimiques, appliquée en France dans le cadre d'ERS pour les ICPE, fournit des résultats pour chaque substance prise individuellement. Toutefois, le risque lié à un mélange de substances représente une incertitude forte de la démarche d'ERS. L'étude INERIS effectuée en 2006 sur l'évaluation des risques sanitaires liés aux mélanges de nature chimiques [7] débouche sur deux observations : les approches méthodologiques proposées par l'ATSDR et l'US EPA pour l'évaluation de ces risques ne remettent pas en cause les pratiques actuelles (prise en compte individuelle de chaque polluant), et les outils disponibles pour la prise en compte des interactions de polluants restent très limités. L'étude propose néanmoins une évolution des pratiques pour les substances à seuil en exploitant de manière qualitative les données de l'ATSDR et de l'IRSST concernant quelques interactions de polluants ; un principe d'additivité dès lors que les

substances ont les mêmes effets selon le même mécanisme d'action ; un principe d'additivité non seulement pour les effets critiques, mais aussi pour les effets secondaires.

Toujours en ce qui concerne les mélanges de polluants, plusieurs organismes tels que l'INERIS ou l'OMS proposent des facteurs d'équivalence toxique (FET) qui s'appuient sur des hypothèses selon lesquelles l'organe cible et l'activité toxique sont identiques pour chaque molécule apparentée et qu'il n'y a pas d'interaction toxicocinétique ou toxicodynamique (entre ces molécules). Les FET sont applicables à des polluants appartenant à une même famille chimique présentes (pour les HAP, les dioxines, etc.)

B) Incertitudes sur l'évaluation de l'exposition

Plusieurs catégories d'incertitudes sont associées à l'évaluation de l'exposition :

- Les incertitudes portant sur la définition des populations et des usages,
- Les incertitudes portant sur les modèles utilisés,
- Les incertitudes portant sur la définition des paramètres (environnementaux ou liés à l'individu),
- Les incertitudes portant sur les substances émises par l'installation étudiée.

L'évaluation des incertitudes portant sur les populations et les usages concernent principalement les voies d'expositions qui n'ont pas été prises en compte. En effet, certaines des voies d'exposition sont soit associées à des usages peu fréquents, soit à la prise en compte d'individus particulièrement exposés au sein de la population qui n'avaient pas été pris en compte lors de l'ERS.

Les modèles permettent l'évaluation des modes de transfert des polluants de la source vers le récepteur (entre l'émission et l'inhalation par exemple). Du fait du manque de connaissance, des représentations mathématiques simplifiées sont utilisées, engendrant de fortes incertitudes. Dans le cadre d'une analyse d'incertitudes, il est utile d'explicitier les lacunes du modèle (hypothèses et simplifications) ainsi que leurs conséquences sur les résultats de modélisation : sur- ou sous-estimation.

C) Incertitude et variabilité

L'ensemble des incertitudes associées aux évaluations de risques sont regroupées au sein de deux concepts principaux : l'incertitude et la variabilité. L'incertitude représente une erreur ou un manque de connaissance sur l'exposition ou le risque. Elle peut être de trois natures différentes. Ces types d'incertitudes ont été classifiées par l'US-EPA dès 1992 [8]:

- Les incertitudes des scénarios d'exposition. Les éléments liés au scénario d'exposition correspondent aux hypothèses formulées et aux simplifications habituellement utilisées afin de palier au manque d'information. Les incertitudes sur le résultat sont alors liées à des erreurs potentielles dans la description de la situation ou des erreurs de jugement sur le scénario à choisir notamment.
- Les incertitudes liés aux paramètres. Un nombre importants de paramètres est généralement nécessaire à l'évaluation de l'exposition, tels que les paramètres physico-chimiques des substances, les paramètres environnementaux ou encore les paramètres d'exposition.
- Les incertitudes du modèle. Ce sont les incertitudes liées aux lacunes existantes dans les théories scientifiques (mécanismes qui influent le devenir et le transfert des polluants, valeurs des coefficients de transfert).

L'incertitude peut être réduite par une prise en compte de données issues d'un échantillon plus important, par des techniques de prélèvement non biaisés, plus directes ou encore au sein d'une population plus représentative de celle impactée. L'incertitude peut aussi être réduite par l'utilisation d'outils d'analyse ou de modélisation plus sophistiqués.

La variabilité représente de vraies hétérogénéités [8]. Il existe trois types de variabilités :

- La variabilité spatiale se produit à des niveaux régionaux ou locaux. Il peut s'agir des habitudes des populations impactées, différentes suivant le lieu (consommation de poisson ou de viande par exemple), ou dans le cadre de cette étude, l'existence de différentes concentrations de polluants dans une même zone (suivant les vents dominants ou la topographie).
- La variabilité temporelle se réfère aux variations dans le temps, et concerne les expositions à court ou long terme : les saisons peuvent jouer un rôle important sur le temps passé à l'extérieur par la population pour les variabilités à long-terme. Les variabilités à court-terme peuvent résulter par exemple du fonctionnement d'une installation pendant la journée ou la semaine (différences entre le jour et la nuit, et entre les jours de la semaine et le week-end).
- Les variabilités interindividuelles sont de deux natures différentes [b]. Elles concernent non seulement les caractéristiques humaines telles que le poids ou l'âge, mais aussi les comportements humains comme les activités ou le lieu où ils se trouvent. Ces deux sortes de variabilités dépendent en partie d'une combinaison de facteurs tels que le bagage génétique de l'individu, son style de vie (nourriture, sport...) ou son environnement.

Contrairement à l'incertitude, laquelle peut être réduite par le développement des connaissances, la variabilité ne peut être réduite. Elle doit être mieux connue et étudiée afin de permettre une meilleure prise en compte de celle-ci dans l'estimation finale du risque, par exemple par l'intermédiaire de distributions de probabilités (cf. § 3.1.3). Bien qu'une distinction entre variabilités et incertitudes est possible, les approches qualitative ou quantitative qui permettent leur analyse se chevauchent souvent.

2.1.2 Description de la chaîne de calcul

Afin de permettre une identification exhaustive des incertitudes, la chaîne de calcul utilisée pour estimer le risque, ainsi que les paramètres qui la composent doivent être détaillés. Les différentes hypothèses souvent nécessaires pour la simplification des calculs doivent aussi être relevées.

Dans le cadre de l'EQRS réalisée par NUMTECH sur l'installation EDF de Martigues, les excès de risque individuels sont calculés à l'aide de l'équation :

$$ERI_i = CMI \cdot ERU_i$$

avec ERI_i : Excès de risque individuel pour les risques cancérogènes

ERU_i : Excès de risque unitaire (par inhalation)

CMI : Concentration moyenne inhalée ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

La concentration moyenne inhalée est obtenue par l'équation :

$$CMI = \left(\sum C \cdot T_i \right) \cdot F \cdot \left(\frac{DE}{T_m} \right)$$

avec C : Concentration de polluant dans l'air inhalé pendant le temps T_i ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

T_i : Taux d'exposition à la concentration C pendant une journée

DE : Durée d'exposition (an)

F : Fréquence d'exposition (%)

T_m : Durée de vie (70 ans)

La concentration C correspond au résultat de l'étude de dispersion réalisée pour les polluants classiques CO , NO_2 , SO_2 et poussières (PM_{10}). Pour les métaux et composés de métaux, les acides, les HAP et les COV, des formules de proportionnalité ont été appliquées à un polluant de référence [1,13]. En effet, cette méthode, proposée par le GT

GIC du MEDD, émet l'hypothèse que tous les polluants gazeux d'une part, et que tous les polluants particulaires d'autre part, ont le même comportement dans l'atmosphère. Par conséquent, les polluants gazeux (COV et acides) sont calculés à partir des concentrations en SO₂, et celle des polluants particulaires (métaux et composés de métaux, HAP) sont calculées à partir des concentrations des poussières. Par conséquent, on a :

$$C_{i,y} = C_{i,PM10} \cdot \left(\frac{CE_y}{CE_{PM10}} \right)$$

avec $C_{i,y}$: Concentration dans l'air du composé « y » (µg/m³)

$C_{i,PM10}$: Concentration dans l'air en poussières (PM₁₀) estimée par modélisation

CE_{PM10} : Concentration à l'émission en PM₁₀ par tranche fuel

$$C_{i,y} = C_{i,SO2} \cdot \left(\frac{CE_y}{CE_{SO2}} \right)$$

avec $C_{i,y}$: Concentration dans l'air (percentile) du composé « y » (µg/m³)

$C_{i,SO2}$: Concentration dans l'air du SO₂ estimée par modélisation de la dispersion (µg/m³)

CE_{SO2} : Concentration à l'émission en SO₂ par tranche de fuel (µg/m³)

Les concentrations d'émission des polluants dits « classiques » sont issues soit de mesures faites sur site, soit de valeurs limites d'émission (VLE) en l'absence de données. C'est notamment le cas pour les PM₁₀ au CPT de Martigues-Ponteau.

Pour les autres polluants (métaux, COV, HAP, Acides), les concentrations à l'émission proviennent soit de campagnes de mesure, soit de valeurs proposées par un registre de l'US EPA : l'AP42 [c]. Ce registre donne une grande partie des facteurs d'émission de polluants susceptibles d'être émis dans l'atmosphère. Les facteurs d'émission correspondent au poids de chaque polluant émis en fonction de la quantité de charbon ou de fioul utilisée. Ces valeurs sont différentes suivant le type d'installation et résultent dans la majeure partie des cas d'une moyenne des émissions d'installations en fonctionnement. Dans le cas où un facteur d'émission est nécessaire au calcul de la concentration à l'émission de la substance, on a :

$$CE_y = \frac{FE \cdot Q \cdot 10^3}{d_{fuel} \cdot D_f}$$

avec FE : Facteur d'émission pour la combustion de fioul (g/m³)

d_{fuel} : Densité du fioul (kg/m³)

D_f : Débit de fumée par tranche fioul (Nm³/h)

Q : Consommation horaire de fuel par tranche de fioul (kg/h)

10³ : Facteur de conversion de g/Nm³ en mg/Nm³

CE_y : Concentration à l'émission du composé « y » par tranche fioul (mg/m³)

Parallèlement aux risques cancérigènes, des quotients de danger (QD) liés à des risques aigus ou chroniques peuvent aussi être calculés :

$$QD_{AIGU} = \frac{CMI_{AIGU}}{VTR_{AIGU}}$$

$$QD_{CHRONIQUE} = \frac{CMI_{CHRONIQUE}}{VTR_{CHRONIQUE}}$$

Les QD liés aux risques aigus sont calculés à partir des concentrations moyennes inhalées issues des concentrations horaires ou journalières. En effet, la VTR disponible décide du type de concentration à utiliser (VTR proposée pour quelques heures ou quelques jours). Les QD liés aux risques chroniques sont quant à eux toujours calculés à partir des concentrations moyennes annuelles.

Enfin, un bilan des risques avec et sans seuil est proposé en fin de l'EQRS. Il consiste en la sommation de tous les ERI pour les risques sans seuil. Si l'on justifie d'informations suffisantes sur les effets, on peut additionner les QD se rapportant aux mêmes effets toxiques et concernant le même organe [14]. Par conséquent, on a :

$$ERI_{I(TOTAL)} = \sum ERI_i \text{ en général.}$$

$$QD = \sum QD_i \text{ pour un effet donné.}$$

2.2 Résultat : inventaire des sources d'incertitude

L'estimation du risque (ERI ou QD), relatives à l'ERS réalisée sur l'installation EDF de Martigues, découle d'une chaîne de calcul comme nous venons de le voir dans le paragraphe précédent. Au cours celle-ci, des hypothèses sont formulées, soit dans le but de simplifier la démarche, soit pour palier à un manque de connaissance. Une liste la plus exhaustive possible des sources d'incertitudes a été effectuée. Elle est récapitulée dans le **Tableau 1**.

Etapas de l'EQRS	Paramètres	Hypothèses choisies / sources d'incertitude possible	Tendance sur l'estimation	Incertitude / Variabilité	Quantification possible ?
Identification des dangers	Polluants retenus pour la quantification des risques (= traceurs des risques)	Tous les polluants pour lesquels il existe à la fois une donnée d'émission (concentration mesurée, facteur d'émission, etc.) dans les documents consultés ET une VTR (pour la voie et la durée d'exposition considérée) dans l'une des 6 bases de données listées par la Circulaire du 30 mai 2006.	Sous-estimation par rapport à la liste complète des polluants potentiellement émis par l'installation, mais pour lesquels la quantification des risques n'est pas possible (en l'absence de donnée d'émission et/ou de VTR)	Incertitude inconnue (varie d'une installation, d'un combustible à l'autre, etc.)	Quantification de l'incertitude liée au choix des traceurs des risques retenus par rapport à la liste complète des polluants atmosphériques émis par l'installation, difficile à déterminer
	Mélange de polluants	<p>La démarche d'ERS porte sur la quantification des risques liés aux polluants pris séparément : elle ne permet pas à proprement parlé d'étudier les risques liés aux mélanges.</p> <p>Pour estimer les risques liés aux mélanges, les seules méthodes pouvant être mises en œuvre actuellement sont :</p> <ul style="list-style-type: none"> - pour les polluants à effets à seuil de dose : le calcul de sommes de QD pour les polluants ayant des effets sur le même organe-cible et par le même mécanisme d'action, - pour les polluants à effets sans seuil de dose : le calcul d'une somme totale des ERI <p>Dans l'ERS étudiée, prise en compte séparée des HAP (quantification des risques pour les HAP possédant au moins une VTR établie spécifiquement pour le polluant) : dans un 1^{er} temps, la méthode des facteurs d'équivalence toxique (FET) n'a pas été utilisée.</p>	Inconnue pour les mélanges car suivant les polluants mis en présence. Il peut exister des effets synergiques ou au contraire antagonistes.	Incertitude inconnue	<p>Quantification partielle possible avec les FET (HAP, etc.)</p> <p>Qualification des synergies et / ou antagonismes pour certains groupes de polluants (BTEX, Pb-As-Cd-Cr et Pb-Mn-Zn-Cu, etc.)</p>

Etapes de l'EQRS	Paramètres	Hypothèses choisies / sources d'incertitude possible	Tendance sur l'estimation	Incertitude / Variabilité	Quantification possible ?
Identification des dangers (suite)	Forme chimique des polluants	Pour certains polluants, notamment des métaux, les VTR disponibles ont été établies pour une forme chimique du polluant (exemples : le chrome VI, le pentoxyde de vanadium). Mais les données d'émission disponibles se rapportent généralement au polluant pris dans sa totalité (exemples : le chrome, le vanadium). Dans ce cas, les calculs de risques sont réalisés pour la forme du polluant considérée par la VTR en affectant la donnée d'émission pour le polluant total (et ce par manque d'informations sur la part de la forme chimique retenue dans les émissions de polluant total).	Surestimation lorsque la quantification des risques est réalisée en prenant la VTR établie pour la forme chimique la plus toxique (exemple : chrome VI) (présente dans les émissions) et une donnée d'émission correspondant au polluant total (exemple : chrome total)	Incertitude (manque de connaissances sur les émissions) et variabilité (évolution spatio-temporelle)	<p>Pour certains polluants, des données existent dans la littérature sur la part d'une forme chimique dans les émissions de polluant pris globalement (exemple : le chrome VI représente de 2 à 35% des émissions de chrome total) : quantification de l'incertitude possible pour les polluants pour lesquels ce type de données est disponible</p> <p>Pour renseigner la variabilité, des informations sont nécessaires sur l'évolution spatiale et/ou temporelle de la spéciation du polluant émis</p>
	Taille des poussières retenue	Les poussières totales émises sont assimilées à des particules de taille 10 µm.	<p>Sous-estimation possible des risques calculés car :</p> <ul style="list-style-type: none"> - plus les particules sont fines et plus elles sont toxiques - et plus les particules sont fines et plus elles restent longtemps en suspension dans l'atmosphère <p>Dépend de la granulométrie réelle des poussières (une surestimation du risque est aussi possible)</p>	Incertitude Cette hypothèse influence non seulement les risques calculés pour les poussières mais également ceux liés aux polluants considérés comme particuliers (métaux, HAP, etc.)	Absence de données sur la distribution granulométrique des poussières émises et sur les taux d'émission de chaque taille de poussières (mais la littérature peut fournir des indications)

Etapes de l'EQRS	Paramètres	Hypothèses choisies / sources d'incertitude possible	Tendance sur l'estimation	Incertitude / Variabilité	Quantification possible ?
Définition de la relation dose-réponse ou dose-effet	Etablissement des VTR	L'établissement de Valeurs toxicologiques de référence (VTR), pour la population entière et pour une durée d'exposition aiguë ou chronique, à partir d'études épidémiologiques (principalement en milieu professionnel) ou animales, et présentant des conditions particulières d'exposition (doses administrées, durée et voie d'exposition, etc.) induit un grand nombre d'incertitudes qu'il est difficile de quantifier	Inconnue	Incertitude	Non
	Choix d'une VTR (CAA/ERU)	<p>Pour recenser les VTR associées à un polluant, une voie et une durée d'exposition, et un type d'effets (à seuil de dose ou sans seuil de dose), consultation des 6 bases de données listées par la Circulaire du 30 mai 2006</p> <p>Pour le choix des VTR, prise en compte des recommandations de la circulaire du 30 mai 2006 ou de critères de sélection scientifiques (choix raisonné)</p> <p>Pour certains polluants, en l'absence de VTR, utilisation de valeur guide</p> <p>Pas de VTR pour les mélanges de polluants</p>	<p>Inconnue mais <i>a priori</i> bases de données les plus reconnues</p> <p>Inconnue mais <i>a priori</i> le choix raisonné se veut plus cohérent que la sélection systématique proposée par le Circulaire</p>	<p>Variabilité inter-organismes producteurs de VTR (parfois forte)</p> <p>Incertitudes sur le fait que les critères de choix retenus (recommandations de la Circulaire ou choix raisonné) conduisent a priori à la VTR la plus proche de la réalité</p>	Une comparaison des VTR est possible
Evaluation de l'exposition de la population	Modèle de dispersion	<p>Simplification des phénomènes atmosphériques</p> <p>Choix des paramètres et des stations météorologiques</p> <p>Scénarios d'émission</p>	Variables pour toutes les hypothèses suivant la situation	<p>- Incertitude intrinsèque au modèle de dispersion</p> <p>- Incertitudes liées aux données d'entrée ou à la représentativité de ces données</p> <p>Variabilité spatiale et temporelle des concentrations de polluants calculées (fonctionnement de l'installation, conditions météorologiques, etc.)</p>	<p>Incertitudes en partie quantifiables mais variant selon le type d'installation, le fonctionnement de l'installation, la valeur de concentration atmosphérique modélisée (percentile, concentration moyenne annuelle, etc.), le contexte topographique, les conditions météorologiques, etc.</p> <p>Etudes en cours chez NUMTECH pour la quantification de ces incertitudes</p>

Etapes de l'EQRS	Paramètres		Hypothèses choisies / sources d'incertitude possible	Tendance sur l'estimation	Incertitude / Variabilité	Quantification possible ?
Evaluation de l'exposition de la population (suite)	Caractéristiques des polluants		Calcul des concentrations en considérant que : - les métaux, HAP, etc. sont présents uniquement sous forme particulaire, - les COV, HCl, etc. sont présents uniquement sous forme gazeuse	Inconnue	Incertitude (exemple : pour le mercure, existence, en plus des formes particulières de formes gazeuses)	Quantification difficile car il est nécessaire d'avoir des informations sur la part gazeuse et la part particulaire du polluant à l'émission et dans l'atmosphère
	Données d'émission disponibles	Facteur d'émission (FE)	Hypothèse que les facteurs d'émission de la littérature sont applicables au type d'installation étudié, aux conditions de fonctionnement de cette installation considérées et au(x) combustible(s) utilisé(s) par l'installation	Inconnue (mais lorsque des données d'émission mesurées sur l'installation sont disponibles, des comparaisons entre ces données et les facteurs peuvent être réalisées pour voir si ces FE sont cohérents avec les données mesurées)	Variabilité entre les données d'émission considérées par l'US-EPA pour l'établissement des FE Incertitudes sur la méthode de construction des FE (qualification des incertitudes par l'US-EPA en associant une lettre à chaque FE, de A à E) Incertitude sur la représentativité des FE pour l'installation étudiée	Quantification difficile en l'absence de données supplémentaires sur le procédé et de mesures sur site
		Concentration mesurée	Concentrations mesurées représentatives du fonctionnement de l'installation considérée dans l'ERS	Inconnue	Variabilité dans le temps (suivant les conditions de fonctionnement, etc.) Incertitudes liées aux mesures, analyses des échantillons prélevés, etc.	Quantification difficile des incertitudes liées aux mesures Amélioration de la connaissance de la variabilité avec des données mesurées en continu ou des données ponctuelles mais bien renseignées
	VLE	Concentration à l'émission retenue = VLE fixée par la réglementation et à ne pas dépasser par l'installation	Surestimation le plus souvent	Incertitude	Quantification possible en partie si des données d'émission en continu (ou moyennes) sont disponibles pour une installation existante	

Etapes de l'EQRS	Paramètres	Hypothèses choisies / sources d'incertitude possible	Tendance sur l'estimation	Incertitude / Variabilité	Quantification possible ?	
Evaluation de l'exposition de la population (suite)	Choix d'une donnée d'émission parmi les données disponibles	Plusieurs critères de choix possibles : - donnée d'émission la plus élevée - donnée d'émission mesurée sur site plutôt que provenant de la littérature : 1. soit choix de la valeur mesurée la plus élevée, 2. soit calcul d'une moyenne à partir des données mesurées, - etc.	Inconnue (dépend des données disponibles et des critères de choix de la donnée d'émission retenue pour l'ERS)	Incertitude	Une comparaison des données disponibles est possible	
	Paramètres entrant en jeu dans les calculs de concentrations émises à partir d'un FE	Consommation de combustible (Q)	Prise en compte d'une valeur unique de consommation de combustible (valeur maximale ou moyenne), or variation temporelle de la consommation de l'installation (selon les conditions de fonctionnement, etc.)	Inconnue	Variabilité	Des données mesurées en continu sont nécessaires (ou des données représentatives et bien renseignées) pour améliorer la variabilité de ces paramètres
		Densité du combustible (d)	Prise en compte d'une valeur unique or la densité varie d'une qualité de combustible à l'autre	Inconnue	Variabilité	
		Pouvoir calorifique inférieur (PCI)	Prise en compte d'une valeur unique or variation temporelle	Inconnue	Variabilité	
	Valeur de concentration atmosphérique modélisée utilisée dans les calculs	Utilisation de valeurs maximales pour la quantification des risques aigus		Inconnue	Incertitude sur la valeur modélisée (pouvant être forte) Variabilité spatiale et temporelle	Utilisation possible de distribution de probabilité à partir de P90 ou P95 jusqu'à P100 pour choisir la cc° la + représentative sur 1 an
		Utilisation de concentrations moyennes annuelles pour les expositions chroniques		/	Incertitude sur la valeur modélisée Variabilité spatiale	
	Durée d'exposition (DE)	Fixée à 30 ans		Surestimation pour la majorité des individus Sous-estimation pour une part plus faible de la population	Incertitude sur la durée de fonctionnement de l'installation Variabilité forte liée à la mobilité de la population	Quantification possible en prenant compte d'une distribution de probabilité proposée par V. Nedelec (entre 0,5 et 70 ans) et par une étude INSEE selon laquelle 50% de déménagements se font dans la même commune)
	Durée de vie (Temps de pondération)	Fixée à 70 ans par convention				Non

Etapes de l'EQRS	Paramètres	Hypothèses choisies / sources d'incertitude possible	Tendance sur l'estimation	Incertitude / Variabilité	Quantification possible ?
Evaluation de l'exposition de la population (suite)	Taux d'exposition (Ti)	Hypothèse selon laquelle les concentrations des polluants à l'extérieur et à l'intérieur sont identiques Hypothèse selon laquelle le BET n'agit pas sur l'exposition des individus (Ti = 1)	Surestimation Surestimation	Variabilité forte : relation complexe car les deux concentrations dépendent du climat, du type de bâtiment, de la ventilation (fenêtres ouvertes...) Variabilité forte inter-individu (BET)	Prise en compte possible des taux de pénétration de quelques polluants dans les locaux Quantification difficile pour des résultats qui démontrent des différences peu significatives (Rapport Boudet : Ti = 0,7)
	Fréquence d'exposition (FE)	Hypothèse selon laquelle tous les Français partent en vacances env. 17 jours/an.	Sous-estimation car fait comme si toute la population vivant dans la zone d'étude partait en vacances alors que 62% partent	Variabilité forte	Quantification difficile pour la population : certains partent et d'autres pas (distribution uniforme entre 0,9 et 1) informations disponibles dans une rapport INSEE
Caractérisation des risques sanitaires	QD	Calculés et discutés indépendamment les uns des autres	Inconnue (Certains effets aigus ou chroniques peuvent avoir des effets semblables, synergiques ou antagonistes)	Incertitude	Lorsque les toxico-dynamique et -cinétique sont bien connues, alors une addition des QD semblables est envisageable
	ERI	Addition de tous les risques cancérigènes en chaque site sensible	Inconnue : caractères synergique ou antagoniste de certains cancérigènes	Incertitude	Très difficile (Cf. mélange de polluants)
	Calculs des risques intégrant la pollution de fond	Prise en compte de la pollution de fond uniquement où se trouvent des stations de mesures fonctionnant en continu (densité faible dans la zone impactée)	Inconnue où les stations de mesures sont absentes	Incertitude	Difficile : il faudrait pour améliorer la situation soit multiplier le nombre de stations de mesures, soit modéliser les concentrations de polluants de toutes sources polluantes situées à proximité (industrie, routes, etc.)

Tableau 1: Inventaire des principales incertitudes dans la chaîne de calcul

3 QUANTIFICATION ET HIÉRARCHISATION DES INCERTITUDES

3.1 Matériels et méthodes

3.1.1 Méthodologie pour l'analyse des incertitudes

A) Une démarche itérative

De manière générale, les évaluations des expositions et des risques sont effectuées de manière itérative comme le décrit le guide de l'IPCS [9] et le manuel des évaluations de risques des substances toxiques de l'air de l'US EPA. Ainsi, cette approche se réfère à un processus d'évaluation des risques allant du plus simple au plus complexe, dans le but d'affiner graduellement les estimations, accompagnées de leurs incertitudes. Le guide de l'IPCS propose quatre étapes différentes :

- L'analyse de rang 0 consiste à déterminer si les estimations calculées excèdent ou pas les valeurs de références. Souvent, il n'est pas nécessaire de pousser plus avant une étude plus approfondie, les estimations restant très inférieures aux valeurs limites, malgré une surestimation des doses auxquelles est exposée la population. Ces études sont simples mais ne permettent pas d'identifier les facteurs-clés et les conditions d'exposition qui contribuent le plus aux résultats et aux principales incertitudes.
- Une analyse de rang 1 permet de déterminer et de combien si nécessaire, l'exposition ou le niveau de risque calculé surestime la réalité. Il s'agit de l'étude d'incertitude la plus simple, basée le plus souvent sur une approche qualitative qui permet l'identification des différentes sources d'incertitudes. Son objectif est la caractérisation de l'influence de chaque paramètre sur le résultat de l'évaluation. S'il est possible de déterminer l'influence de chaque paramètre sur le résultat, leur influence combinée est difficile à définir.
- Une étude de rang 2 désigne une analyse d'incertitude où le poids de chaque paramètre incertain est déterminé par l'intermédiaire d'une analyse de sensibilité quantitative ou semi quantitative. Ces analyses de sensibilité consistent soit à faire varier un paramètre en laissant les autres constants, soit à faire varier toutes les variables d'entrée en même temps. Ainsi, il est possible d'identifier la contribution d'un paramètre donné sur le résultat final.

Si les résultats obtenus lors de l'analyse de rang 2 ne suffisent pas, une analyse de rang 3 peut alors être menée. A l'aide de méthodes probabilistes, l'effet combiné des différents paramètres, variants dans leurs intervalles d'incertitudes respectifs, peut être déterminé. Cette méthode permet non seulement la propagation des incertitudes dans les calculs, mais aussi dans certains cas, une différenciation entre variabilité et incertitude.

B) Méthode utilisée pour la caractérisation des incertitudes

Les trois méthodes possibles pour la caractérisation des incertitudes ont été abordées dans le paragraphe A). Les analyses qualitative et semi-quantitative sont des approches couramment utilisées en ERS. Une évaluation majorante du risque est effectuée en attribuant à chacun des paramètres la valeur majorant le résultat.

L'analyse quantitative est une approche probabiliste d'estimation du risque. La méthode utilisée le plus souvent à l'heure actuelle pour propager des incertitudes de type probabiliste dans le calcul du risque est la méthode Monte Carlo. Elle permet : la caractérisation quantitative de l'incertitude et de la variabilité pour les estimations de l'exposition ou du risque, l'identification des sources principales de variabilité et

d'incertitude, la quantification de leur contribution respective à la variance globale de la variable de sortie.

La méthode probabiliste, utilisée dans le cadre de ce travail, se compose de quatre étapes principales :

1. La construction d'un modèle analytique. Cette première étape correspond à la chaîne de calcul utilisée pour l'estimation du risque (§ 2.1.2).
2. La détermination de la variabilité des paramètres utilisés. Cette étape consiste en une description approfondie des différents paramètres d'entrée en leur attribuant une distribution statistique ou une fonction de densité de probabilités (§ 3.1.3).
3. Le calcul des résultats et obtention de leur distribution de probabilité. Lors de cette étape, un grand nombre d'itérations est effectué en tirant au sort pour la détermination d'une distribution de probabilité de la variable de sortie. Lors de chaque itération, une valeur est prise pour chaque paramètre en fonction de sa distribution statistique et de ses corrélations avec d'autres paramètres. Il s'agit donc d'un processus aléatoire et itératif.
4. L'analyse des résultats et la proposition de recommandations à caractère probabiliste (§ 3.2 et § 4.1).

Une des difficultés liées à l'application de la méthode probabiliste a trait au choix de distribution. Lorsque les données sont suffisamment nombreuses et précises, alors une distribution de probabilité peut être facilement déterminée. De la même manière qu'une distribution de probabilité permet de représenter une information relative à une grandeur dont la valeur dépend du hasard, une distribution de possibilité permet de représenter une information qui est incomplète ou pas assez précise. Dans ces cas là, les approches dites « possibilistes » permettent de prendre en compte l'imprécision sur la valeur des paramètres sans faire d'hypothèse sur la forme de la distribution de probabilités à considérer [9]. Cette méthode consiste à attribuer à chaque valeur numérique un coefficient de possibilité entre 0 et 1. Ainsi, les valeurs supérieures ou inférieures aux valeurs extrêmes obtenues par simulation sont considérées impossibles (possibilité=0), les valeurs médianes sont estimées tout à fait possibles (possibilité=1) et les valeurs intermédiaires ont des coefficients de possibilité calculés proportionnellement à leur fractile. En l'absence totale de données permettant d'enrichir la notion de simple intervalle min-max pour certains paramètres d'entrée dans le cadre de ce travail, l'approche « possibiliste » n'a pas été possible (§ 3.1.3): seule une distribution uniforme a été prise en compte (principe de Laplace).

C) Outils disponibles à la quantification des incertitudes

Plusieurs logiciels tels que Hyrisk, Sunset, @Risk ou Crystal Ball permettent l'analyse de risques en propageant l'incertitude par la méthode Monte Carlo. HyRisk [10,11] est un logiciel développé par le BRGM. Cet outil permet la définition des variables probabilistes par les lois normale, log-normale ou triangulaire. Il permet aussi l'utilisation de variables floues.

Une étude sur le risque de leucémie attribuable aux installations nucléaires du Nord-Cotentin a été effectuée par un groupe de travail de l'IPSN [12]. Une analyse d'incertitude a été réalisée à l'aide du logiciel Sunset.

@Risk et Crystal Ball sont les logiciels les plus connus permettant la propagation des incertitudes dans la chaîne de calcul par la méthode Monte Carlo. Crystal Ball a été utilisé pour cette étude.

3.1.2 Présentation de Crystal Ball

Crystal Ball est un add-in d'Excel destiné à la simulation probabiliste. Avec plus de 100.000 licences à ce jour, c'est à la fois l'add-in d'Excel le plus vendu au monde et l'outil de simulation le plus vendu au monde. Dans le cadre de ce mémoire, la version 7.2 du

logiciel a été utilisée. Son emploi est relativement simple : après avoir déterminé le modèle analytique sous Excel, et après avoir déterminé la variabilité des paramètres en leur attribuant une distribution de probabilité, les paramètres de la simulation sont déterminés (nombre d'itérations, arrêt ou non si la précision requise a été atteinte plus tôt, analyse ou non de sensibilité, désactivation temporaire ou non des éventuelles corrélations entre les variables d'entrée). Au cours de la simulation, les valeurs s'actualisent à l'écran dans la fenêtre Excel, tout comme les graphiques de fréquence correspondants aux prévisions dans la fenêtre Crystal Ball.

Durant la simulation, il est possible de modifier le nombre de classes de l'histogramme, le type du graphe, sa distribution (indépendante, cumulée, cumulée inverse), et de voir les statistiques associées. L'identification d'un intervalle de confiance à 90% est aussi possible.

A la fin de la simulation, différents graphiques sont disponibles pour permettre, par exemple, une analyse de sensibilité ou un graphique superposé dans lequel un ajustement de lois statistiques aux séries est réalisable. Des graphiques 2D permettant la différenciation de l'incertitude et de la variabilité sont aussi disponibles. Il est possible aussi de demander la création automatique d'un rapport pour l'exportation de résultats dans des classeurs Excel que l'on peut facilement éditer.

3.1.3 Description des variables d'entrée

Parmi les différents paramètres identifiés comme représentant une source d'incertitude, seuls six d'entre eux ont fait l'objet d'une recherche approfondie dans le but d'étudier l'impact de leur variabilité et/ou de leur incertitude sur les variables de sortie. En effet, des données nécessaires à la détermination des intervalles de variation des autres paramètres « incertains », inventoriées pour l'EQRS de la centrale de Martigues dans le **Tableau 1**, manquaient la plupart du temps (exemple : nature des polluants retenus dans la partie « Identification des dangers », ou Facteur d'Emission).

Ce paragraphe récapitule les caractéristiques de chaque paramètre d'entrée retenus dans le cadre de ce travail. Pour la détermination des intervalles de variation et des distributions de probabilité des paramètres, trois cas peuvent se présenter :

- Les données spécifiques du site ou de la zone sont disponibles à partir des résultats d'études réalisées sur le site. Les distributions des valeurs possibles des paramètres sont alors spécifiques du site considéré.
- Aucune donnée n'est disponible à partir des études réalisées sur le site mais des références bibliographiques fournissent des indication sur les valeurs applicables.
- Aucune donnée n'est disponible, que ce soit à partir des études réalisées sur le site ou à partir d'une étude bibliographique générale. Les distributions des valeurs sont construites à partir d'hypothèses basées sur des analogie ou bien par jugement d'expert. En l'absence d'expert, ce dernier cas n'a pas été utilisé ici.

Pour les six paramètres d'entrée pris en compte dans l'étude, des données permettant leur caractérisation étaient disponibles. Celles-ci sont : soit spécifiques des sites (pour la majeure partie des concentrations), soit issues de la littérature (BET principalement).

A) Concentrations des polluants émis

a) Caractéristiques

Seuls certains polluants ont fait l'objet de campagnes de mesures. Lorsque des mesures avaient été effectuées, une moyenne a été calculée afin de prendre en compte une valeur la plus représentative possible pour le calcul de l'estimation du risque dans l'EQRS. Les mesures effectuées pour le CPT de Martigues indiquent non seulement une variabilité des concentrations, mais aussi une grande incertitude. En effet, comme l'indique le tableau

suivant, les concentrations de polluants émis sont issus de la somme des phases gazeuse et particulaire pour chaque substance. D'après le relevé de ces mesures, beaucoup de concentrations de polluants en phase gazeuse se situent sous le seuil de détection des appareils de mesure utilisés (<). Il apparaît que les concentrations particulaires des polluants sont le plus souvent largement inférieures aux limites de détection des concentrations dans la phase gazeuse. Les valeurs utilisées dans l'EQRS correspondent à la somme des concentrations de chaque polluant dans les deux phases (solide et gazeuse). Par conséquent, il existe non seulement une variabilité temporelle des concentrations (plusieurs séries de mesures ont été menées) mais aussi une incertitude importante, difficilement quantifiable. Dans le cas de l'antimoine figurant dans le tableau suivant, la concentration émise totale se situe réellement entre 5,4 et 84,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Une autre série de mesure réalisées par l'industriel a montré un seuil de détection différent que celui présenté dans le **Tableau 2** (227 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ au lieu de 78,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour une majorité de polluant sous forme gazeuse).

$\mu\text{g}/\text{m}^3$	Valeurs mesurées (Tranche 2) ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)		
	gazeux	particulaire	somme
Antimoine	<78,9	5,4	<84,3
Arsenic	<78,9	13,7	<92,6
Cadmium	<12,6	<1,5	<14,1
Chrome	<78,9	17,7	<96,6
Cobalt	<78,9	10,9	<89,8
Cuivre	815,8	9,6	825,4
Etain	<0,1	<1,5	<1,6
Manganèse	<78,9	14,4	<93,3
Mercure	<1,1	<0,1	<1,2
Nickel	<78,9	421,1	<500
Plomb	<78,9	14,4	<93,3
Sélénium	<126,5	<2,4	<128,9
Tellure	<0,8	0,2	<1
Thalium	<0,81	<0,15	<0,96
Vanadium	397,6	374,4	772
Zinc	152,7	17096,5	17249,2

Tableau 2: Exemple d'une série de mesures des concentrations des métaux et composés de métaux du CPT de Martigues [13]

Lorsque aucune mesure n'avait été réalisée concernant le polluant en question, les données issues de l'AP42 ont été utilisées. L'US EPA ne donne pas d'intervalle de confiance pour chacun de ces facteurs d'émission, mais propose des facteurs de qualité allant de A pour les meilleurs à E pour les valeurs les moins précises. Le rapport réalisé par l'US EPA sur les émissions de polluants issus de centres de production thermique [15] aux USA, a effectué des mesures sur 19 installations fonctionnant au fioul et au charbon. Des ratios ont ensuite été calculés pour comparer leurs valeurs à celles proposées par l'Emission Factor Programm (EFP) de l'US EPA. Ce rapport indique qu'en général, l'EFP prédit correctement les émissions des installations. En effet, pour toutes les substances émises, le ratio (Valeurs proposées par l'EFP) / (Valeurs mesurée) était de 1,08. En ce qui concerne les ratios correspondants aux émissions de l'arsenic, du chrome et du nickel, ils étaient respectivement de 1.6, 0.68 et 0.97. Les concentrations de polluants mesurées à l'émission, bien qu'étant globalement proches de celles proposées par l'EFP, pouvaient donc être sur- ou sous-estimées (cas de l'arsenic et du nickel respectivement).

b) Représentation du paramètre pour Crystal Ball

Plusieurs sources d'informations sont disponibles pour la détermination des concentrations des polluants à l'émission :

- Les mesures directes faites sur site ;

- Les données issues de la littérature, notamment de l'AP42 (US EPA) qui propose des facteurs d'émission pour chaque polluant en fonction du type de combustible et du procédé de combustion ;
- La réglementation en vigueur.

Lorsque deux sources de données sont disponibles (mesure sur site et données issue de l'AP42) notamment en ce qui concerne les métaux et composés de métaux, les acides, les COV et les HAP, la concentration à l'émission la plus forte est préférée afin d'éviter une possible sous-estimation des risques. La liste des concentrations choisies pour l'EQRS de l'installation de Martigues-Ponteau, ainsi que leur provenance sont récapitulées en **Annexe 3**. L'utilisation de la valeur limite d'émission ou les facteurs d'émission proposés par l'AP42 ne permet pas l'utilisation de distribution de probabilité. En présence d'une série de mesures, il est possible de proposer deux types de distribution de probabilité :

- Une moyenne peut être effectuée et être par la suite considérée comme la valeur la plus probable. Ce choix a été fait dans le cadre de l'EQRS déjà réalisée. Dans ce cas, si l'on considère cette hypothèse, il est possible de définir une distribution de probabilité triangulaire en définissant les concentrations maximale et minimale comme représentant les extrêmes de la fonction, et la moyenne des valeurs la valeur la plus probable.
- Si l'information disponible ne permet pas de définir une concentration d'émission comme étant la plus probable, alors une distribution uniforme doit être utilisée (par défaut) : chaque concentration mesurée a autant de chance d'être tirée au sort.

Dans le cadre de cette étude, le manque d'information concernant une possible corrélation entre les mesures et le scénario de fonctionnement de l'installation ne permet pas d'expliquer la variabilité des concentrations à l'émission, obtenues pour chaque polluants, pendant les campagnes de mesure successives. Par conséquent, des distributions de probabilité uniformes seront utilisées pour déterminer la variabilité des concentrations de polluants émis.

L'incertitude sur la mesure est aussi présente, mais rarement documentée. Par conséquent, une hypothèse selon laquelle la valeur réelle se situe à plus ou moins 10% de la valeur indiquée est émise. Une distribution de probabilité uniforme entre 90 et 110% (0,9 et 1,1) sera donc utilisée pour caractériser l'incertitude sur les mesures à l'émission.

B) Concentrations modélisées par le logiciel de dispersion

a) Caractéristiques

Aujourd'hui, un très grand nombre de modèles permettent de modéliser la dispersion des polluants dans l'atmosphère, et d'après les auteurs de l'étude « Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel » [15], il est difficile d'en dresser une liste exhaustive. La qualité des résultats dépend non seulement de nombreux facteurs relatifs au modèle lui-même, mais aussi de la façon dont il est mis en œuvre. Ces différents facteurs sont :

- La qualité intrinsèque au modèle : sa capacité à simuler le phénomène pour lequel il a été développé. Cette aptitude dépend d'une part des hypothèses simplificatrices effectuées dans la constitution du modèle et d'autre part des techniques des techniques utilisées pour résoudre le problème simplifié.
- L'adéquation entre le modèle et le problème à traiter : parfois un modèle peut être excellent pour traiter une situation particulière et peut ne pas être adapté à d'autres situations.
- La qualité des données utilisées : un modèle utilise des paramètres d'entrée. Si ces paramètres sont imprécis, le résultat de la simulation a de grandes chances

de l'être aussi. Ce problème se pose en particulier lorsqu'un modèle de dispersion utilise un champ de vent obtenu à l'aide d'un autre modèle.

- L'expertise du modélisateur : elle est indispensable dans l'analyse du problème à traiter, dans le choix du modèle de dispersion, dans la mise en œuvre du modèle et dans l'interprétation des résultats.

Dans le cadre de cette étude, un modèle gaussien dit « de nouvelle génération » ADMS-3 a été utilisé pour la modélisation de la dispersion atmosphérique des polluants émis par le CPT de Martigues-Ponteau. Les incertitudes intrinsèques au modèle ont été analysées, notamment au travers de comparaisons avec des campagnes de mesures effectuées sur différents types de terrains (plat et herbeux pour le test « Prairie Grass », urbain dense sans relief pour le test « Indianapolis »). Les résultats obtenus montrent que si les données d'entrée sont bien maîtrisées et en présence de topographie peu marquée, l'incertitude sur les résultats du modèle n'excède pas 50% en moyenne annuelle, 40% sans obstacle majeur sur site. Pour les sources plus élevées de type cheminée, cette incertitude reste inférieure à 20%. Pour les valeurs maximales (Percentiles 100), l'incertitude peut atteindre 30%. Celle-ci diminue pour les percentiles de rang inférieur.

Dans le cas de l'étude de dispersion du CPT de Martigues-Ponteau, la météorologie ainsi que le relief peut présenter des difficultés, de part la localisation du site (près de la mer Méditerranée et de l'étang de Berre) [17].

L'étude de dispersion concernant l'installation indique une bonne qualité des données d'entrée du modèle. Toutefois, le manque de connaissance relatif aux heures de fonctionnement de la centrale ainsi qu'aux propriétés physiques des particules ont fait l'objet d'hypothèses (**Tableau 1**). Le bilan qualitatif des résultats issus de l'étude de dispersion figure en **Annexe 4**. En effet, dans ce cas précis, la quantification directe n'est pas possible.

b) Représentation du paramètre pour Crystal Ball

146 sites sensibles ont été identifiés dans la zone impactée. Il s'agit notamment des structures d'accueil des enfants de bas âge et de personnes âgées, des établissements scolaires, des établissements hospitaliers et des lieux dédiés à la pratique du sport en extérieur [13]. Les concentrations de polluants obtenues en différents points ont été déterminées au cours de l'étude de dispersion. Il a été fait appel à l'outil « Batchfit » de CB afin de déterminer une distribution de probabilité (non cumulée) propre à la série de valeurs. Pour cela trois tests statistiques sont disponibles sur Crystal Ball : Kolmogorov-Smirnov, Anderson-Darling et Khi2. Leur principe commun est de comparer la fonction de répartition de la distribution empirique avec celle de la distribution testée (loi théorique).

Les tests d'Anderson-Darling et de Kolmogorov-Smirnov sont plus naturels que celui du Khi 2 lorsque la loi attendue a une fonction de répartition continue, ce qui sera le cas dans le cadre de cette étude. Le test de Kolmogorov-Smirnov s'appuie sur l'écart maximal observé entre la fonction de répartition de la distribution théorique et celle de la distribution observée. Il s'agit d'un test d'hypothèse utilisé pour déterminer si un échantillon suit bien une loi donnée connue par sa fonction de répartition continue, ou bien si deux échantillons suivent la même loi. D'autres tests d'ajustement peuvent être utilisés, comme celui d'Anderson-Darling. Celui-ci utilise le fait que, si la loi empirique et la loi théorique coïncident, la transformée de la distribution, observée par la fonction de répartition théorique, suit une loi uniforme sur l'intervalle [0,1].

L'outil « Batch Fit » de Crystal Ball a été utilisé pour déterminer les distributions de probabilités correspondantes aux concentrations des polluants modélisés (PM₁₀, SO₂, NO_x et CO) sur la zone étudiée. Les sites sensibles de l'ERS de Martigues-Ponteau ont été pris en compte pour définir la variabilité spatiale des risques (à seuil et sans seuil). Lorsque les enseignements des deux tests statistiques (KS et AD), adaptés aux

comparaisons entre la loi attendue et une fonction de répartition continue sont concordants, la distribution de probabilité suggérée par le logiciel a été prise en compte.

Le logiciel CB a ainsi proposé différentes formes de distribution de probabilité pour les moyennes annuelles de concentrations modélisés. Des extremums ont ensuite été affectés à chacune de ces distributions de probabilités (concentrations maximale et minimales déterminées par le logiciel de dispersion). Les tableaux suivants présentent les différentes lois choisies pour la représentation spatiale des moyennes de concentrations pour le CPT de Martigues-Ponteau :

Polluant modélisé dans la zone étudiée	Source du polluant	Forme de la distribution de probabilité (M ; σ)* en $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Maximum ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Minimum ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
NO _x	Tranches fioul	Log-normale (0,411 ; 0,356)	3,88	9,52.10 ⁻³
SO ₂	Tranches fioul	Log-normale (0,146 ; 0,127)	1,38	3,38.10 ⁻³
PM ₁₀	Tranches fioul	Log-normale (0,024 ; 0,022)	2,24.10 ⁻¹	6,20.10 ⁻⁴

Tableau 3: Distributions de probabilité utilisées pour l'estimation des risques chroniques du CPT de Martigues-Ponteau (scénario « moyen »)

*M, σ : Moyenne, Ecart-type

L'incertitude intrinsèque au modèle de dispersion doit aussi être prise en compte dans la modélisation Crystal Ball. Par conséquent et suite aux indications déjà explicitées au paragraphe a) ; des distributions de probabilité uniformes sont utilisées pour caractériser l'incertitude sur les résultats de modélisation de dispersion : entre 80 et 120% (0,8 et 1,2) pour les concentrations moyennes annuelles ; et entre 70 et 130% (0,7 et 1,3) pour les concentrations maximales horaires et journalière.

C) Taux d'exposition

a) Caractéristiques

Le taux d'exposition Ti correspond au nombre annuel d'heures ou de jours d'exposition ramené au nombre total annuel d'heures ou de jours. Pour l'évaluer, le budget espace-temps (BET) de la population doit être étudié afin de déterminer les périodes pendant lesquelles les individus sont plus ou moins exposés.

b) Recherche bibliographique sur le taux d'exposition

Dans le cadre des évaluations de risque du CPT de Martigues-Ponteau, aucune enquête n'a été réalisée pour déterminer les budgets espace temps des populations concernées. Par conséquent, il a été nécessaire de se référer à différentes enquêtes dans le but de décrire avec un maximum de précision l'utilisation effective du temps pour les individus et les groupes sociaux. Au minimum, un budget activité temps lieux comprend trois séries de données : le genre d'activité pratiquées, la place dans le temps de ces activités et leur durée. Ainsi, les bases de données Ciblex et Expofacts permettent d'obtenir des informations très précises concernant les activités de la population par classes d'âge. Toutefois, de telles précisions ne sont pas nécessaires dans le cadre de cette étude, en effet, seuls 3 facteurs influencent de manière significative l'exposition de la population au polluant de l'air :

1. Le nombre de fois où l'individu sort de la zone impactée : une partie de la population peut travailler à l'extérieur de la zone tout en y habitant (ou inversement),

2. La localisation de l'individu dans la zone et ses déplacements (entre l'école, l'habitation et le travail par exemple). Cet aspect est important en raison de la distribution spatiale des polluants dans la zone d'étude,
3. La durée passée dans des locaux où la concentration des polluants n'est pas forcément identique aux concentrations extérieures.

Comme expliqué précédemment, l'absence d'enquête sur les BET dans les zones impactées ne permet pas d'estimer la part de la population travaillant en dehors de la zone d'étude.

Il est couramment admis que la population passe entre 80 et 90% du temps dans des micro environnements clos (habitation, école, travail...) [18]. En conséquence, des recherches bibliographiques ont été réalisées pour déterminer les taux de pénétration des différents polluants à l'intérieur des bâtiments et quantifier l'exposition des populations aux polluants atmosphériques pendant 80 à 90% du temps.

L'air pollué pénètre à l'intérieur des bâtiments par infiltration, ventilation naturelle ou mécanique. Si pour la ventilation mécanique, l'évaluation du débit de renouvellement d'air est évidente, il n'en est pas de même pour les deux premiers transferts car le renouvellement d'air dépend principalement des conditions climatiques telles que la différence de température entre l'air intérieur et extérieur, la vitesse du vent, etc. Habituellement, le taux de renouvellement d'air est de 0,2 à 2 vol.h⁻¹ en moyenne, mais peut augmenter jusqu'à 10 vol.h⁻¹ et plus par ventilation naturelle par grande ouverture. Le second paramètre à déterminer est le coefficient de pénétration. L'air extérieur est filtré par l'enveloppe du bâtiment. Cette filtration dépend essentiellement du type de bâtiment étudié et du type de polluant.

Plusieurs auteurs (Abadie [19], Coppalle et al. [20]) ont travaillé sur la pénétration des polluants particuliers et gazeux dans les locaux. Après certaines études expérimentales, ils montrent que la pénétration des polluants atmosphériques dans les bâtiments dépend de beaucoup de paramètres différents tels que les revêtements intérieur, la présence (ou l'absence) de personnes dans les locaux et la saison (ouverture des fenêtres plus fréquente en été). Cet état de fait ne permet donc pas de généraliser et de proposer des coefficients de pénétration pour chaque polluant et pour une population habitant dans une même zone.

Une étude a été effectuée par le CSTB sur les conditions de transfert de la pollution atmosphérique à l'intérieur des bâtiments d'habitation [21]. Les auteurs ont effectué préalablement une synthèse bibliographique assez détaillée pour les SO₂, O₃, PM(2,5 à 10) et NO₂.

Concernant le SO₂, ils citent différentes études faisant état de ratios C_{int}/C_{ext} pouvant varier de 0,2 à 0,9 selon les teneurs extérieures. Le renouvellement d'air dans une pièce est fortement dépendant de l'air conditionné. Une étude a montré qu'en présence d'air conditionné, le ratio C_{int}/C_{ext} pouvait descendre à 0,27 contre 0,76 sans air conditionné. Différentes études effectuées au Royaume-Uni, au Canada et en France proposent des ratios généralement compris entre 0,1 et 0,4 pour le SO₂. Ces ratios atteignaient plus rarement 0,5 voir 0,65 dans un musée aux Pays-Bas. La grande majorité des études indiquaient la plupart du temps une bonne corrélation entre concentration intérieure et concentration extérieure.

Les particules fines (PM_{2,5} et PM₁₀) prises en compte dans les différentes études ont des caractéristiques granulométriques et des compositions chimiques différentes. Les études ont été majoritairement effectuées en milieu urbain et se sont focalisées sur les particules fines émises notamment par les véhicules diesel. Les études réalisées dans des locaux sans source de particules interne, indiquent des valeurs moins variables que dans le cas du SO₂. Ainsi, les ratios obtenus pour les PM_{2,5} varient généralement entre 0,7 et 0,8 contre 0,6-0,7 pour les PM₁₀.

L'étude du CSTB a permis de quantifier les taux de pénétration de différents polluants tels que les CO, NO_x, SO₂ et PM_{2,5} dans des bâtiments. Après avoir classé les habitations (ventilation / présence de matériaux absorbants tel que des dalles acoustiques), les auteurs ont mesuré et comparé les concentrations extérieures aux concentrations intérieures pendant les périodes hivernale et estivale.

En l'absence de matériaux absorbant, les résultats montrent que le CO est transféré intégralement quelle que soit la saison. En été et en hiver, un abattement plus ou moins fort du NO est observé (7-14% en hiver et 30% en été). A ce phénomène s'associe soit un maintien ou une augmentation du NO₂ intérieur par rapport au NO₂ extérieur (aucune différence entre intérieur et extérieur en hiver et une concentration intérieure un peu plus forte que celle à l'extérieur en été). Cet état de fait est expliqué par une oxydation partielle du NO en NO₂ dans l'habitation. Ce phénomène est plus important en été qu'en hiver, ce qui explique notamment une valeur du ratio C_{int}/C_{ext} supérieure à 1 pour le NO₂ en été. Le SO₂ mesuré est le polluant le plus réactif avec un abattement compris entre 33 et 41% selon les conditions de ventilation. Les particules fines (PM_{2,5}) subissent en été comme en hiver un abattement de l'ordre de 20% au cours du transfert. En ce qui concerne les COV, les concentrations intérieures étant supérieures à celles extérieures, les sources l'emportent donc globalement sur les puits. Enfin, il a été remarqué que l'intervention humaine pour aérer le logement en été n'avait pas d'incidence sur le comportement des CO et NO₂, contrairement aux NO et O₃.

La présence de matériaux isolant est sans effet sur les niveaux de concentration de CO, NO et PM_{2,5}. A contrario, un abattement de 75% peut être atteint par le SO₂ suite à des travaux d'isolation phonique. Le comportement de NO₂ est intermédiaire avec un abattement de l'ordre de 30% mais seulement en période hivernale. Enfin, il a été remarqué que l'abattement des polluants n'était pas proportionnel à la surface de l'absorbant. Les résultats de l'étude expérimentale sont détaillés dans l'**Annexe 5**.

Tout comme l'indiquait la synthèse bibliographique, les résultats de l'étude expérimentale du CSTB montre une corrélation entre les concentrations intérieure / extérieure de plusieurs polluants et la saisonnalité. Toutefois, et même si les ordres de grandeurs de ratio sont comparables, cette étude présente des concentrations intérieures supérieures à celles auxquelles on aurait pu s'attendre d'après la synthèse bibliographique, notamment pour les particules et le SO₂ comme l'indique le tableau suivant.

Polluants	Synthèse bibliographique	Synthèse de l'expérimentation
SO ₂	0,1-0,4*	0,25-0,67
PM _{2,5} / PM ₁₀	0,7 / 0,6-0,85*	0,77-0,94 / ND
NO ₂	0,4-0,8*	0,25-0,67

Tableau 4: Récapitulatif des ratios C_{int}/C_{ext} pour différents polluants [13] (* : valeurs les plus souvent citées)

Enfin, une étude de C. Boudet, D. Zmirou et leurs collaborateurs s'est intéressée à l'impact du BET sur l'exposition d'une population près d'une usine d'incinération d'ordures ménagères [22]. Après avoir émis l'hypothèse selon laquelle le taux de pénétration des polluants extérieurs dans les habitations était de 100% (valeurs couramment acceptées lors d'ERS [19,22]), ils se sont focalisés sur la variabilité spatiale des concentrations de polluants dans leur zone d'étude. A l'aide d'une enquête minutieuse les informant sur la localisation assez précise des individus pendant leur activités journalières, et à la suite d'un découpage de la zone impactée, les auteurs ont pu déterminer le nombre d'individus se trouvant dans chaque maille de la zone impactée pendant une période donnée. Ils ont pu ainsi calculer avec plus de précision les excès de risque lié aux polluants caractéristiques d'une UIOM auxquels était exposé la population. Cette étude a permis de démontrer que « la prise en compte du BET n'impacte pas de façon significative les résultats d'évaluation de risque » qui sont alors minorés d'environ 30% par rapport à une hypothèse « 100% du temps passé au domicile » [23].

c) *Représentation du paramètre pour Crystal Ball*

Suite aux références bibliographiques précédentes, trois scénarios distincts peuvent être proposés pour la prise en compte du BET et l'évaluation de l'exposition des populations :

1. Comme il est couramment effectué dans les ERS, il est possible de proposer un premier scénario majorant, dans lequel les concentrations à l'extérieur et à l'intérieur des bâtiments sont équivalentes ($C_{int} = C_{ext}$). Les mouvements des individus dans la zone diversement impactée (variabilité spatiale de concentrations de polluants) ne sont pas pris en compte. Par conséquent, on a :

$$CMI = C_{ext} \cdot T \cdot F$$

avec $T=1$

2. Un second scénario d'exposition est développé dans l'étude de C. Boudet. Comme précédemment, il est considéré que les polluants pénètrent tous totalement à l'intérieur des bâtiments. Contrairement au premier scénario, on associe à cette concentration le coefficient 0,7 qui résulte des mouvements des individus dans la zone impactée. On a donc :

$$CMI = 0,7 \cdot C_{ext} \cdot F$$

3. Enfin, un dernier scénario consiste à prendre en compte uniquement les différences entre les concentrations de polluants à l'extérieur et à l'intérieur des bâtiments. L'étude du CSTB détaillée au paragraphe 3.1.2.3 permet de quantifier la pénétration des PM₁₀ et SO₂ dans les locaux pour différentes configurations :

$$CMI = [T_{int} \cdot C_{int} + (1 - T_{int}) \cdot C_{ext}] \cdot F$$

$$CMI = \left[T_{int} \cdot C_{ext} \cdot \left(\frac{C_{int}}{C_{ext}} \right)_{Coef} + (1 - T_{int}) \cdot C_{ext} \right] \cdot F$$

$$CMI = F \cdot C_{ext} \cdot \left[T_{int} \cdot \left(\left(\frac{C_{int}}{C_{ext}} \right)_{Coef} - 1 \right) + 1 \right]$$

avec :

Paramètre		Domaine de variation retenu (-)
F		[0,9 ; 1,0]
T_{int}		[0,8 ; 0,9]
$\left(\frac{C_{int}}{C_{ext}} \right)_{Coef}$	SO ₂	[0,25 ; 0,67]
	PM ₁₀	[0,77 ; 0,83]

Tableau 5: Domaines de variation des paramètres pour la détermination du taux d'exposition

Une comparaison des différents scénarios par l'intermédiaire du calcul de la concentration moyenne inhalée (CMI) pour le SO₂ et les PM₁₀ par CB a été effectuée en **Annexe 6**.

Suite aux différences relativement faibles observées entre les 2 scénarios prenant en compte le BET sur la CMI, l'étude de C. Boudet a été utilisée par souci de simplicité (elle peut être appliquée à tous les polluants). Un taux d'exposition variant uniformément entre 0,7 et 1 a été choisi par la suite : une valeur de 1 étant représentatif d'une personne restant chez elle la plupart du temps (scénario correspondant par exemple à une

personne âgée). Un taux d'exposition de 0,7 étant plutôt caractéristique d'une personne ayant des activités en dehors du logement (travail, école, etc.).

D) Fréquence d'exposition

a) Caractéristiques

Les effets toxiques aigus correspondent à des expositions de courtes durées (durée d'exposition proche de l'heure). Aussi, pour ce type d'exposition, quel que soit le scénario utilisé, la fréquence d'exposition est égale à 1. Il n'en est pas de même pour les expositions chroniques pour lesquels le nombre de journées pendant lesquelles la population n'est pas présente sur le domaine d'étude doit être pris en compte [1,13].

Une étude INSEE « Les vacances des Français » de 2002 [22] présente des résultats de sondages, notamment les taux de personnes qui partent pendant les vacances (hivernale et estivale) pendant l'année 1999 et les périodes passées hors de chez elles. Pour l'INSEE, les vacances correspondent à un déplacement comportant au moins 4 nuitées consécutives en dehors du domicile, effectué pour des motifs autres que professionnel, d'étude ou de santé. Les résultats indiquent qu'en hiver, 57% des Français partent en vacances pendant en moyenne 21,3 jours, contre seulement 28% de partants en hiver pendant une période moyenne de 12,9 jours. Il est aussi indiqué que sur l'année, 62% des Français partent au moins une fois en vacances.

Il est donc possible de prendre en compte deux extremums dans la population Française : ceux qui partent pendant les deux périodes de vacances (28% de la population au maximum) et ceux qui ne partent jamais (38% des Français). Les premiers partent au maximum et en moyenne 34,2 jours (12,9+21,3) en vacances durant l'année. Nous pouvons donc déterminer les taux d'exposition maximum et minimum :

- $T_{min}=0,9$ (34,2/365)
- $T_{max}=1$

b) Représentation du paramètre pour Crystal Ball

Le manque de données concernant le nombre moyen de jours de vacances des 62% de Français qui partent au moins une fois dans l'année ne permet pas de proposer une valeur « la plus probable ». Par conséquent, une distribution de probabilité autre uniforme, entre 90 et 100% a été choisie pour décrire le taux d'exposition pour la modélisation.

E) Durée d'exposition

a) Caractéristiques

La durée de résidence moyenne DE peut ne pas être fixée à 70 ans. Comme toute hypothèse d'un scénario d'exposition, le choix d'une durée d'exposition doit être justifié en accord avec les deux principes de transparence et de cohérence : il est lié à l'objectif et au contexte de l'étude. La durée d'exposition peut être assimilée à la durée de résidence des personnes en un même lieu en tenant compte de la durée de vie de l'installation. En l'absence de données sur cette dernière (et de l'historique des émissions de l'installation depuis sa mise en service), seule la durée de résidence a été considérée.

Le choix en première approche d'une durée d'exposition à 70 ans, correspondant conventionnellement à une exposition vie entière, est largement retenu car il est protecteur pour les populations. En effet, il englobe tous les types de situations et de comportements. L'USEPA propose dans son Exposure Factor Handbook [c] une durée de résidence de 70 ans correspondant au percentile 99 de la distribution et une autre de 30 ans correspondant au percentile 90 de cette même distribution.

En France, une étude de Nedellec [25] qui a utilisé le nombre d'abonnements privés à EDF, a permis de déterminer la distribution de probabilités de la durée de résidence (**Figure 1**). Toutefois, les déménagements ne reflètent pas exactement la durée de

résidence d'un individu dans la zone d'étude. En effet, une étude de l'INSEE [26] précise que 50% environ des déménagements sont intercommunaux. Il est donc probable que l'exposition des populations varie faiblement du fait de la proximité d'un grand nombre de déménagements.

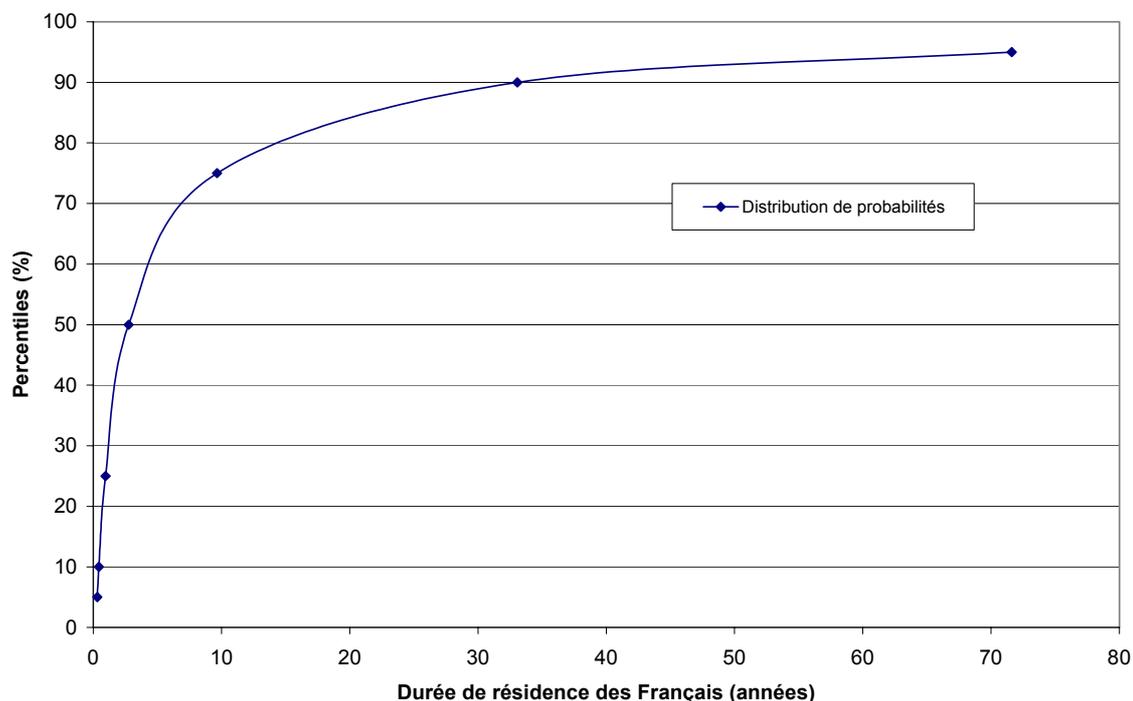


Figure 1: Distribution de probabilités cumulées de la durée de résidence des Français (Source [25])

b) Représentation du paramètre pour Crystal Ball

La distribution de probabilité correspondante aux valeurs issues de l'étude de V. Nedellec a été obtenue en utilisant l'outil « Batch Fit » de Crystal Ball. Le logiciel montre une corrélation entre ces valeurs et une distribution de probabilité de forme Gamma associée à trois valeurs caractérisant sa position, son échelle et sa forme. Cette forme de distribution de probabilité a par la suite été utilisée dans le calcul.

L'étude INSEE indique que 50% des individus qui déménagent restent dans la même zone. Par conséquent, et en raison du poids important de cette variable d'entrée sur l'estimation d'ERI (§ 3.2.2), le calcul de la durée d'exposition a pris en compte les individus qui déménagent plusieurs fois et la probabilité correspondante de rester dans la même zone. Pour cela, une fonction booléenne a été utilisée avec une équiprobabilité entre le « oui » et le « non » (entre 1 et 0) après chaque déménagement. Sachant que 50% des déménagements se font dans une zone restreinte, alors les 4 déménagement successifs permettent de représenter la durée de résidence de 93,75% de la population totale ($50+50/2+50/4+50/8 = 93,75\%$). L'équation correspondante au calcul de la durée d'exposition est la suivante :

$$f_{TOTAL} = \gamma_0 + P_1 \cdot \gamma_1 + P_1 \cdot P_2 \cdot \gamma_2 + P_1 \cdot P_2 \cdot P_3 \cdot \gamma_3$$

avec $\gamma_0, \gamma_1, \gamma_2, \gamma_3$ Distributions de durée d'exposition
 P_1, P_2, P_3 Fonctions booléennes
 f_{TOTAL} Distribution de la durée d'exposition de 93,75% de la population

Les distributions de probabilité de durée d'exposition sont identiques mais indépendantes les unes des autres : après chaque déménagement, il est supposé que l'individu ait une même probabilité de durée de résidence qu'avant son déménagement. Lorsque la durée d'exposition dépasse 70 ans, on peut considérer que l'individu a passé sa vie entière dans la zone impactée, par conséquent, ces valeurs sont ramenées à 70, ce qui explique la probabilité élevée à ce point. Après 6800 tirages, on obtient la distribution de probabilité présentée sur la **Figure 2**.

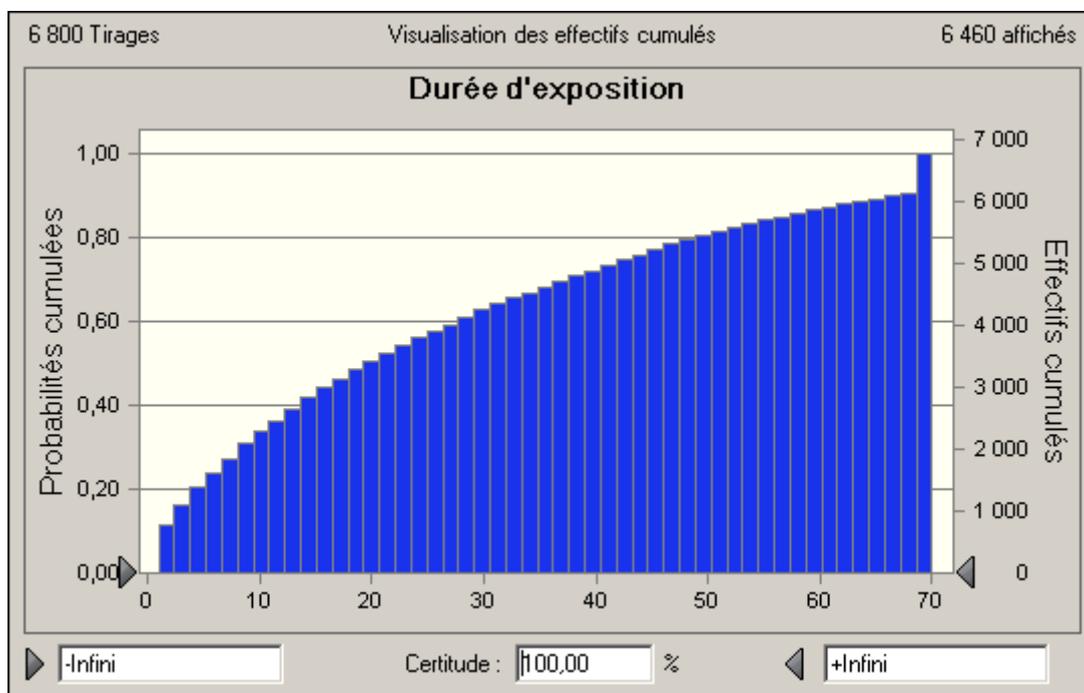


Figure 2: Distribution de probabilité de la durée d'exposition (Gamma totale) en ne tenant pas compte de la durée de vie de l'installation

Statistique	Valeur initiale* (années)	Valeur de prévision** (années)
Moyenne	14,9	27
Médiane	8,6	21
Ecart-type	16,32	23
Minimum	0,3	0
Maximum	71,6	70

Tableau 6: Grandeurs caractéristiques des valeurs de prévision de la DE

*distribution de probabilité proposée d'après l'étude de V. Nedellec

**distribution de probabilité de la durée de résidence de 93,75% des individus (prise en compte des études de V. Nedellec et de l'INSEE)

Après comparaison des grandeurs caractéristiques des deux distributions du **Tableau 6**, nous pouvons remarquer que la prise en compte de l'étude INSEE sur les déménagements conduit à un allongement de la durée d'exposition, laquelle est finalement retenue (en l'absence de données déterminant la durée de vie de l'installation).

F) Valeurs toxicologiques de référence

a) Caractéristiques

Les VTR associées aux composés retenus sont recherchées dans des bases de données des organismes listés par la circulaire n°DGS/SD7B/2006/234 du 30 mai 2006 (US EPA, ATSDR, RIVM, OEHHA, OMS, Health Canada). Lorsque plusieurs VTR pour l'inhalation sont disponibles pour un même composé, une même durée d'exposition et un même type d'effet, la circulaire propose la hiérarchisation suivante :

- Pour les substances à effets à seuil, choisir successivement US EPA puis ATSDR puis OMS/IPCS puis Health Canada puis RIVM et en dernier lieu OEHHA ;
- Pour les substances à effet sans seuil, choisir successivement US EPA puis OMS/IPCS puis RIVM puis OEHHA.

Toutefois, une méthode utilisant des « critères de choix raisonnés » peut aussi être utilisée. Cette technique s'appuie sur des critères scientifiques, et mène parfois au choix d'une VTR différente de celle proposée par la Circulaire qui se base uniquement sur la reconnaissance (au niveau international) de l'organisme producteur de VTR. Ces critères de « choix raisonnés » sont les suivants :

- La date d'actualisation doit être récente ;
- les VTR proposées sont issues de données humaines ;

Si les premiers critères sont disponibles pour plusieurs organismes et si les calculs effectués pour l'obtention des résultats sont tous correctement décrits, alors il est tenu compte de la source de données et la hiérarchisation proposée par la Circulaire n°DGS/SD7B/2006/234 est appliquée.

Lorsque suffisamment de données sont disponibles, comme la part du chrome 6 dans le chrome total ou celle du sulfate de nickel dans le nickel total, il est possible d'adapter la valeur toxicologique de référence choisie aux caractéristiques du polluant émis. Ainsi, après avoir émis l'hypothèse selon laquelle le risque cancérigène est uniquement dû au chrome 6, il est possible de proposer un ERU correspondant au produit de l'ERU du chrome 6 par la fraction du chrome 6 dans le chrome total mesuré (rapport US EPA [15]). Concernant le nickel, et compte tenu de la grande variabilité de la part du sulfate de nickel dans le nickel total, 50% de l'ERU du sulfate de nickel est pris en compte (ce qui surestime raisonnablement l'approximation de l'EPRI selon le rapport de l'US EPA [15]). Enfin, en ce qui concerne les mélanges de polluants, compte tenu du fait que les études effectuées donnent des résultats qualitatifs et incomplets, ils ont été pris indépendamment les uns des autres. En effet, la méthode des FET propose des VTR minimisant le plus souvent le risque, comme l'indique l'ERS du CPT de Martigues-Ponteau [1].

Lorsque aucune VTR n'est recensée pour une substance chimique dans l'une des 6 bases de données, une quantification des risques n'est pas envisageable même si les données d'exposition sont exploitables. Ainsi, certaines substances n'ont pu être prises en compte.

b) Représentation du paramètre pour Crystal Ball

Lorsque la Circulaire n°DGS/SD7B/2006/234 et les « critères de choix raisonnés » ne mènent pas aux mêmes VTR, la valeur suggérée par chacune des 2 méthodes est prise en compte dans l'estimation du risque. Dans ces cas précis, une distribution de probabilité présentant deux voire trois VTR est proposée pour les substances recensées dans l'EQRS du CPT de Martigues en **Annexe 3**. Cette distribution de probabilité se présente sous la forme de valeurs discrètes (VTR) ayant la même probabilité d'être tirée au sort lors de chaque tirage.

3.2 Résultats

3.2.1 Validité des résultats

Il est possible d'imposer des limites de précisions aux estimations de Crystal Ball. Lorsque ces limites de précisions sont atteintes, le tirage au sort s'arrête. Dans le cadre de cette étude, il a été décidé qu'une précision suffisante était atteinte lorsque la moyenne et la valeur correspondante au percentile 95 étaient à plus ou moins 5% de leur valeur finale estimée par Crystal Ball.

3.2.2 Excès de Risque Individuel (ERI)

A) Bilan des substances cancérigènes

Après avoir effectué une simulation avec plusieurs prévisions (prévision de plusieurs ERI liés à l'inhalation de différentes substances), un graphique superposé permet de récapituler toutes les données de fréquence pour les prévisions sélectionnées. La **Figure 3** permet de comparer les risques cancérigènes liés à l'inhalation de toutes les substances recensées, émises par le CPT de Martigues-Ponteau en tenant compte non seulement de la variabilité spatiale des concentrations des différents polluants, mais aussi des paramètres d'entrée détaillés dans le paragraphe 3.1.3.

Il est à noter que l'importance des risques cancérigènes engendrés par chacune de ces substances se différencie uniquement pour deux paramètres d'entrée : la distribution spatiale de la concentration de chaque polluant et des VTR choisies. En effet, les autres paramètres d'entrée varient de manière identique pour chaque substance et prennent des valeurs fixes à chaque tirage pour chacune des substances.

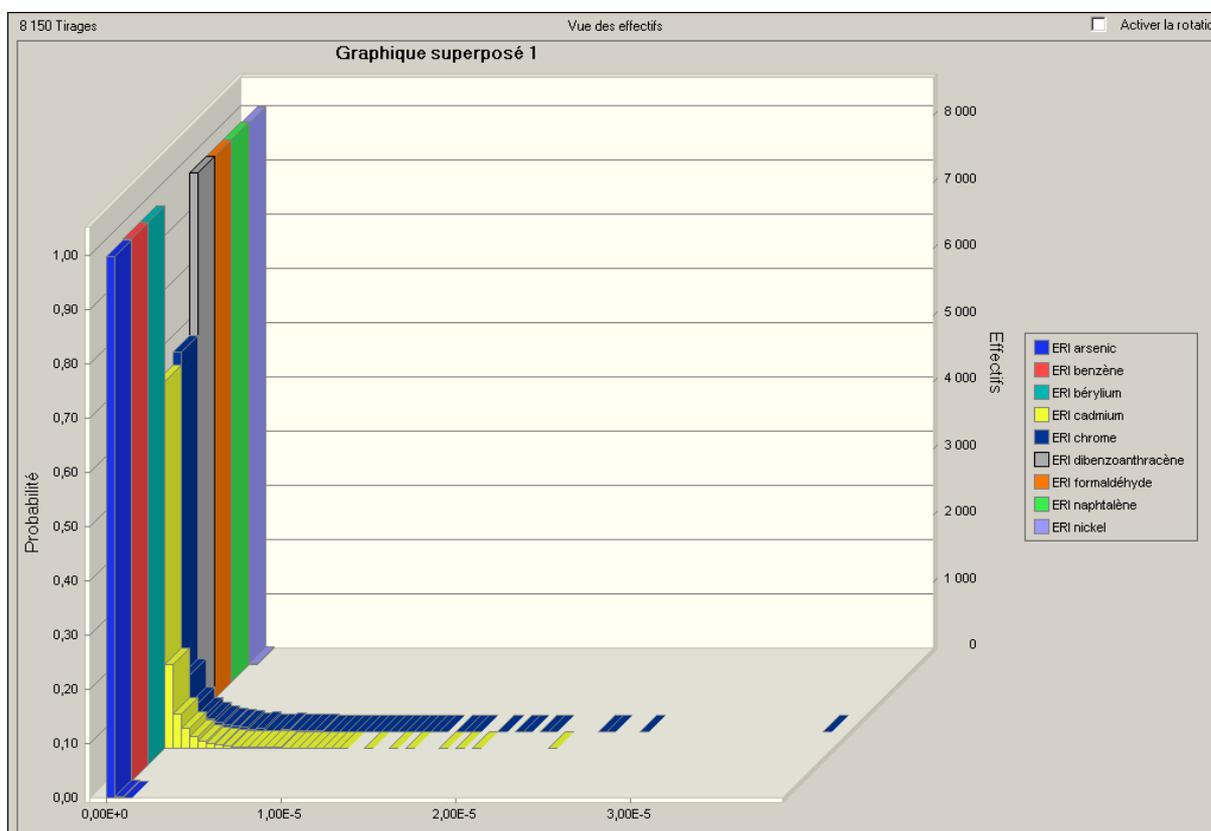


Figure 3: Récapitulatif des distributions de probabilité (non cumulées) des ERI relatifs aux substances cancérigènes recensées, émises par le CPT de Martigues

Après avoir effectué 8 150 tirages nécessaires pour répondre aux critères de précision, les excès de risque individuels liés aux chrome et cadmium se révèlent comme étant les plus importants dans la zone impactée. Dépassant tous deux la valeur limite de 10^{-5} pour seulement quelques tirages, le chrome atteint même 3.10^{-5} pour un tirage (sur 8 150). Par conséquent, une étude plus approfondie des variations de l'ERI lié au chrome est proposée dans la suite de ce paragraphe.

B) Description de l'ERI lié à l'inhalation de chrome

a) Distribution de probabilité et comparaison avec les résultats de l'ERS

La **Figure 4** présente la distribution de probabilité cumulée de l'ERI lié à l'inhalation de chrome émis par le CPT. Comme l'indique les tableaux récapitulants les valeurs statistiques propres à cette distribution, l'ERI admet un maximum à $3,8.10^{-5}$. Toutefois, la courbe et le **Tableau 7** montrent que des valeurs égales ou supérieures à 10^{-5} sont possibles mais très peu probables.

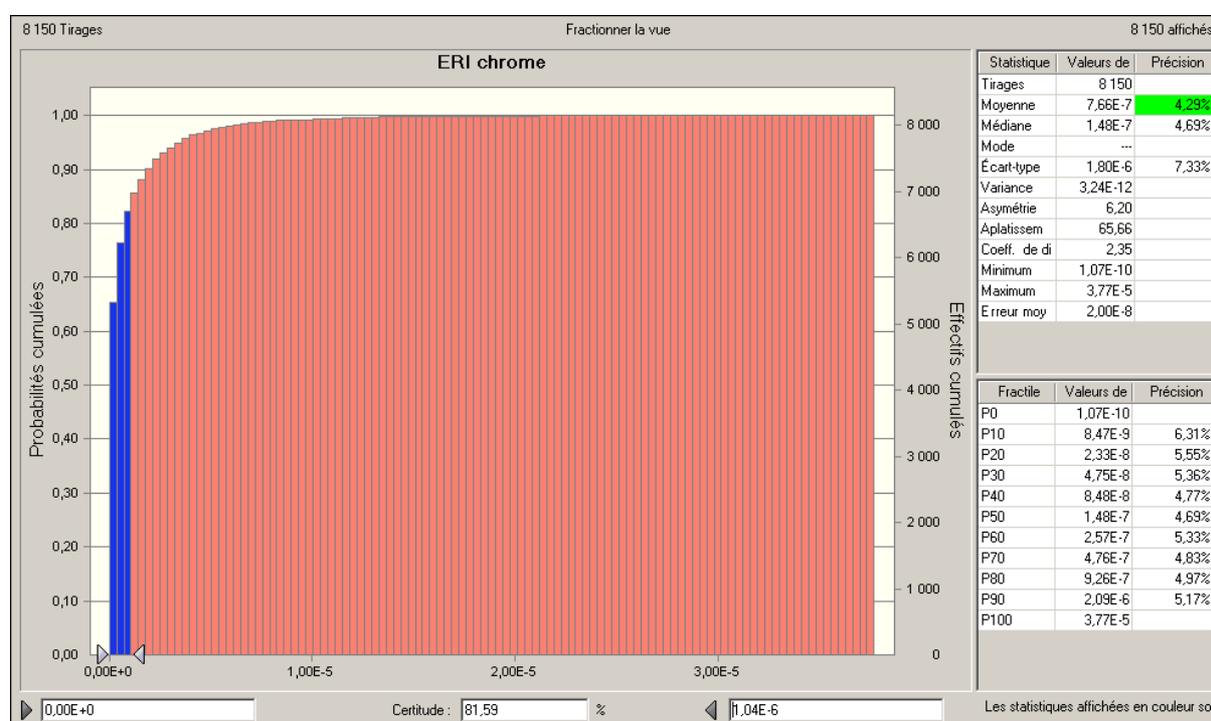


Figure 4: Distribution de probabilité cumulée correspondante à l'ERI lié à l'inhalation de Chrome

Percentiles	Probabilité
100	$3,8.10^{-5}$
99,3	10^{-5}
99	$1,2.10^{-5}$
95	$5,4.10^{-6}$

Tableau 7: Percentiles et probabilités caractéristiques des risques cancérigènes liés à l'inhalation de chrome

La probabilité correspondant au percentile 100 de la distribution (**Figure 4**) peut se décrire comme suit : sur la zone d'étude, et pour les 144 sites sensibles recensés, la probabilité maximale de $3,8.10^{-5}$ correspondrait à une personne répondant aux critères suivant :

- habite le site sensible le plus impacté,

- habite depuis près de 70 ans sur le site et la durée de vie de l'installation, avec les mêmes émissions de polluants, est aussi de 70 ans ($DE_{\max} = 70$ ans),
- ne part presque jamais en vacances (F proche de 1),
- ne se déplace pas ou ne s'est jamais déplacée loin de son lieu d'habitation (Ti proche de 1).

Afin de permettre une comparaison avec les résultats issus de l'évaluation de risques sanitaires déjà effectuée, la probabilité du risque cancérigène correspondant à l'inhalation de chrome a été reportée sur la **Figure 4**. Ainsi, la valeur calculée à partir des hypothèses de l'ERS correspond au percentile 81,6 de la distribution de probabilité déterminée en faisant varier les paramètres d'entrée définis au paragraphe 3.1. Les risques compris entre les percentiles 81,6 et 100 correspondent à des hypothèses qui majorent celles utilisées dans le cadre de l'ERS. Celles-ci concernent la durée d'exposition pouvant dépasser 30 ans (jusqu'à 70 ans) et les incertitudes sur les mesures de concentrations émises et les résultats de modélisation.

Une comparaison globale des résultats de l'ERS avec la modélisation Crystal Ball pour tous les polluants cancérigènes recensés émis par le CPT de Martigues-Ponteau a été effectuée dans le **Tableau 20** en **Annexe 8**. Il est à noter que la grande majorité des ERI calculés dans le cadre de l'ERS proposent une valeur correspondante à un haut percentile de la distribution de probabilité déterminée par Crystal Ball (entre les percentiles 81 et 100).

b) Analyse de sensibilité de l'ERI lié à l'inhalation de chrome

Pour effectuer une comparaison plus fine et mesurer ainsi l'impact des paramètres d'entrée sur la variable de sortie, une étude de sensibilité a été menée et deux simulations ont été réalisées. Chacune de ces deux simulations consiste à fixer différents paramètres d'entrée aux valeurs utilisées dans le cadre de l'ERS, tout en laissant un ou plusieurs autres paramètres varier.

La **Figure 23** (**Annexe 9**) présente une analyse de sensibilité du calcul de l'ERI lié au chrome. Elle indique les contributions de chaque variable d'entrée à la variance de la distribution de probabilité correspondante à l'estimation du risque. La variabilité de la durée de résidence DE apparaît comme ayant le plus de poids sur la variance de l'ERI. Après addition de ses différentes composantes (détaillées au point F) du paragraphe 3.2.2), le paramètre « durée de résidence » contribue à environ 58% à la variance de l'ERI ($32,1+21,3+3,6+1,2+0,3=58,5$). Les autres paramètres ayant le plus de poids sur la variable de sortie sont les variabilités spatiales de la concentration moyenne des PM_{10} modélisée par le logiciel de dispersion, et de la concentration mesurée à l'émission de l'installation. Les variabilités liées au taux d'exposition et à la fréquence d'exposition ainsi que les incertitudes liées aux mesures de concentration des polluants émis ($\pm 10\%$) et aux résultats fournis par le logiciel de dispersion ($\pm 20\%$) contribuent peu à la variance du paramètre de sortie.

La **Figure 5** présente l'impact seul de la durée d'exposition sur l'estimation du risque cancérigène. Les autres paramètres d'entrée pouvant varier ont été maintenus fixes à la valeur utilisée dans l'ERS ($F = 0,953$; $Ti = 1$).

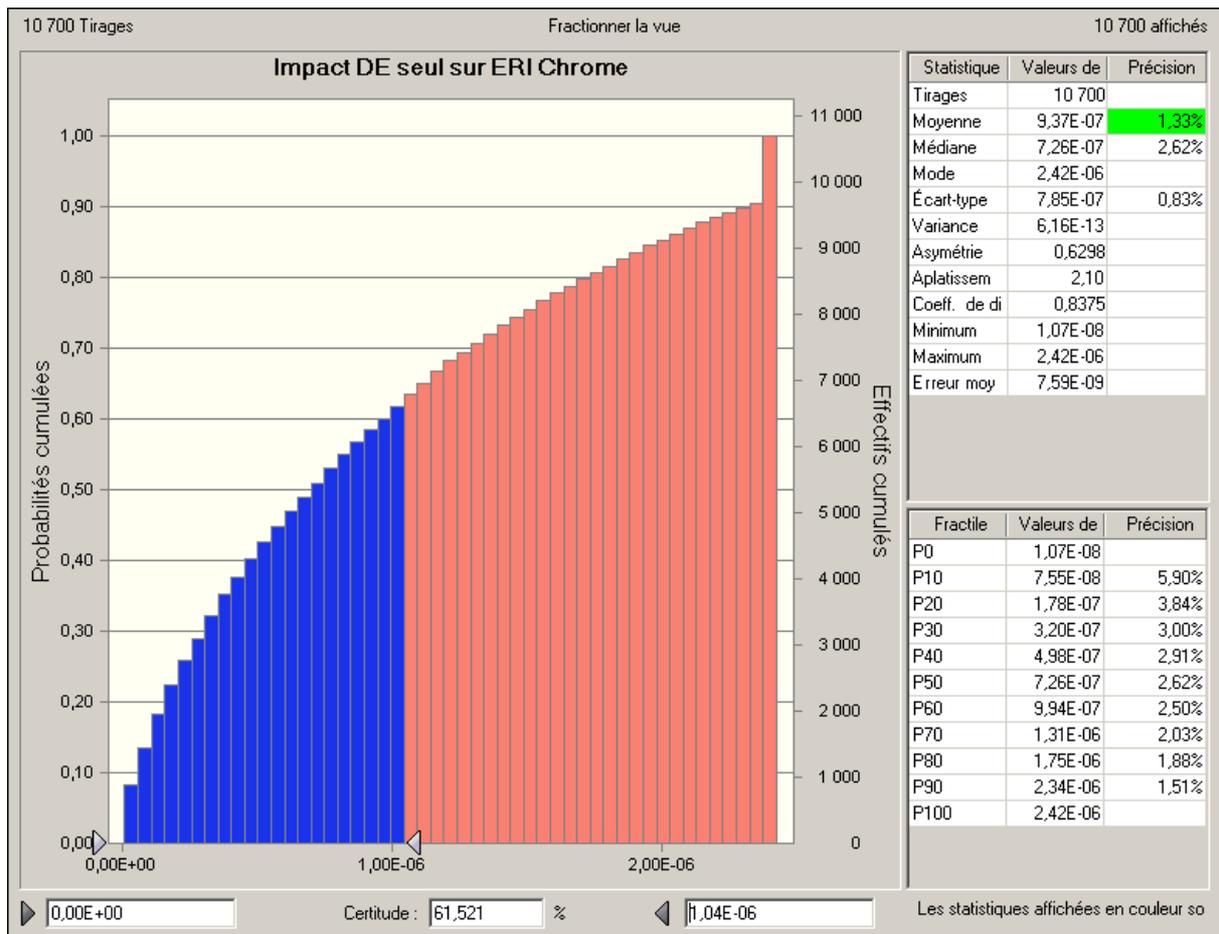


Figure 5: Etude de sensibilité et impact de la durée d'exposition (DE)

L'excès de risque individuel augmente linéairement avec la durée d'exposition (§ 2.1.2). Par conséquent, la distribution de probabilité de l'ERI suit celle de la durée d'exposition déterminée au paragraphe 3.1.3E)b). La délimitation entre les zones bleue et rouge indique la probabilité correspondante à l'ERI calculée à l'aide d'une durée d'exposition de 30 ans. Cette valeur correspond au percentile 61 de la distribution de probabilité de l'ERI lié au chrome : environ 61% des tirages (ou individus) sont surestimés par l'hypothèse DE = 30 ans. Par conséquent, environ 40% des individus voient leur risque sous-estimé par cette hypothèse.

En fixant la durée d'exposition à 30 ans et en prenant en compte les taux d'exposition, fréquence d'exposition et les incertitudes liées aux concentrations modélisées et aux mesure de concentration du chrome à l'émission, la **Figure 6** permet de déterminer la variabilité propre à ces cinq paramètres (dans le cas du chrome). Un intervalle de confiance est ainsi obtenu (il aurait tout aussi bien pu être calculé sans le logiciel probabiliste, en tenant uniquement compte des valeurs maximales et minimales prises par chacun des paramètres variants). Dans le cas de l'ERI lié au chrome, on a $ERI_{Chrome} \in [6,3 \cdot 10^{-7}; 1,2 \cdot 10^{-6}]$. Un récapitulatif des intervalles de confiance pour les différents ERI recensés dans le cadre de l'ERS est effectué dans le **Tableau 20 (Annexe 8)**.

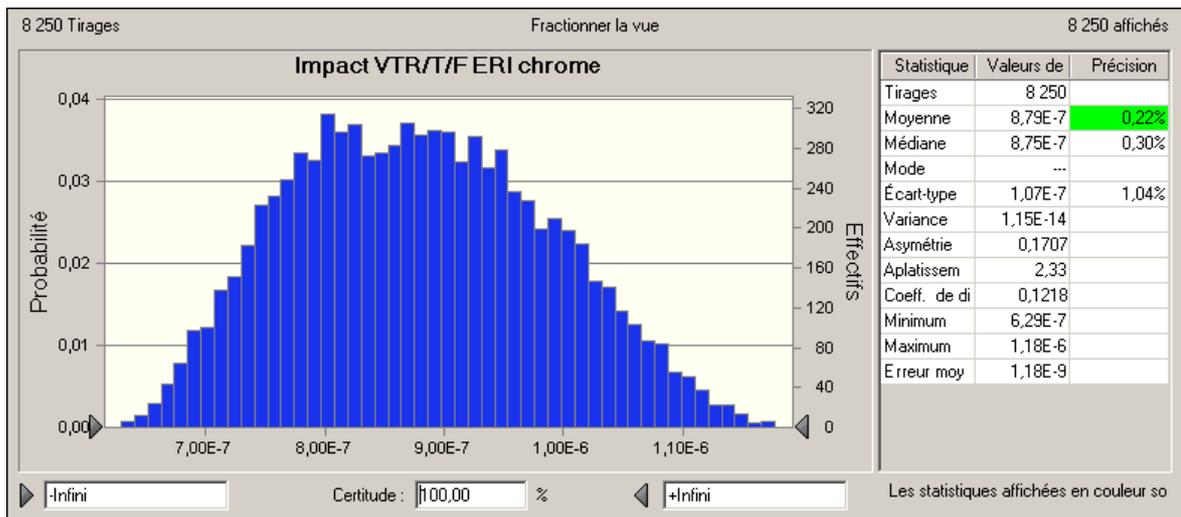


Figure 6: Etude de sensibilité et impact des VTR, taux d'exposition (T_i) et fréquence d'exposition (F) et des incertitudes sur les concentration de polluants mesurées et modélisées sur l'ERI lié à l'inhalation de chrome

Le logiciel Crystal Ball permet aussi directement, par l'intermédiaire de l'outil « Tornado Chart », d'obtenir une vue d'ensemble de l'importance de chaque paramètre (variant) d'entrée sur l'estimation du risque. La **Figure 7** en est une des représentations possibles. L'estimation du risque prise comme référence correspond à un risque calculé à partir des valeurs médianes de chaque variable d'entrée. L'impact de chacun de ces paramètres est considéré séparément sur la valeur du risque

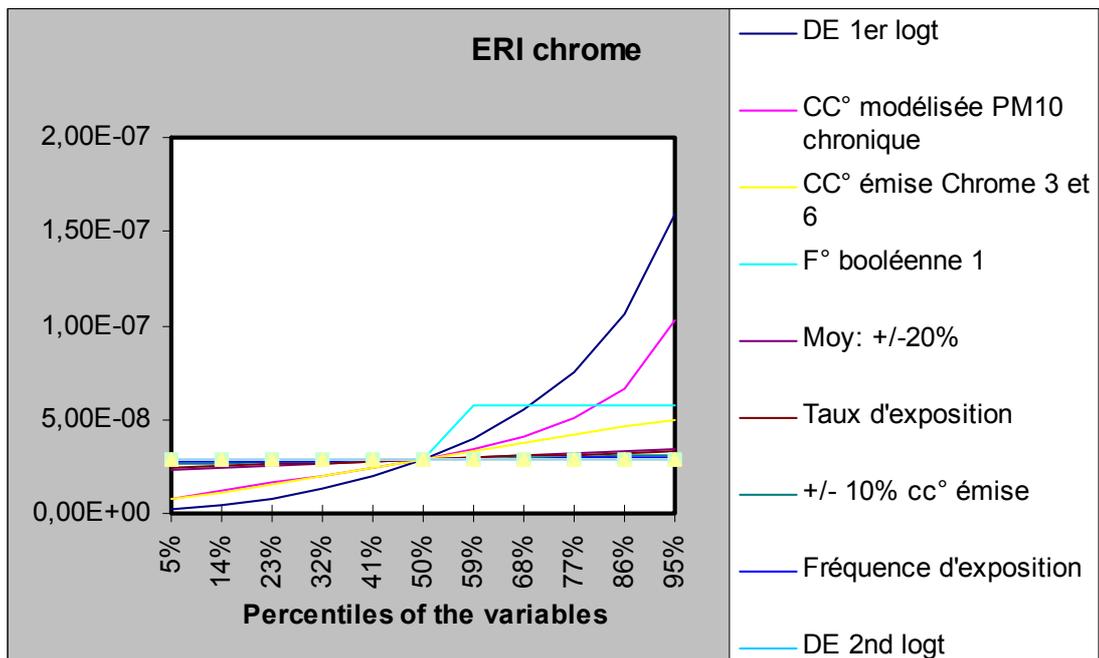


Figure 7: Analyse de sensibilité par un diagramme araignée (« spider chart »)

Comme déjà observé précédemment, la durée d'exposition impacte le plus l'estimation finale, suivie de la variabilité spatiale de la concentration modélisée puis de la variabilité temporelle de la concentration de polluant émise. La **Figure 7** montre, par exemple, que la concentration modélisée de PM_{10} , utilisée pour la détermination de la CMI de chrome, mène à un ERI d'environ 10^{-7} lorsqu'on prend en compte les médianes de chacun des paramètres d'entrée et le P95 de la concentration de PM_{10} modélisée.

c) *Variabilité/Incertitude sur l'ERI lié à l'inhalation de chrome (Graphique 2D)*

L'approche Monte-Carlo à deux dimensions permet de prendre en compte simultanément la variabilité et l'incertitude (ou l'imprécision) de manière distincte. Chaque grandeur est décrite par une distribution de probabilité. La méthode consiste à échantillonner n fois les distributions d'incertitude, et à chacune de ces n itérations, à échantillonner m fois les distributions de variabilité. Un nombre total d'itération de 250×250 a été considéré comme suffisant pour obtenir une représentation stable, peu dépendante du nombre de tirages.

Pour permettre la visualisation du graphique, les distributions de probabilité des différents paramètres d'entrée ont été classées suivant leur nature comme le présente le **Tableau 8**. En plus des distributions caractérisant la variabilité des concentrations des polluants émis et des concentrations modélisées, ont été ajoutées des distributions de probabilité uniformes correspondantes aux incertitudes (§ 3.1.3A) et § 3.1.3B)).

Paramètres d'entrée	Distribution de probabilité caractérisant l'incertitude	Distribution de probabilité caractérisant la variabilité
Concentrations des polluants émis	X	X
Concentrations des polluants	X	X
VTR *	X	
Distribution de probabilités de la durée d'exposition		X
Distribution de probabilités de la fréquence d'exposition		X

Tableau 8: Nature des différentes incertitudes des paramètres d'entrée prises en compte dans le graphique 2D proposé par Crystal Ball pour chaque paramètre d'entrée étudié

* la VTR a été considérée comme une incertitude lorsque la Circulaire et les critères de choix raisonnés n'aboutissaient pas au même résultat.

La **Figure 8** permet, à l'aide de différentes bandes de certitude, de déterminer l'importance de l'incertitude - pouvant être diminuée – par rapport à la variabilité vraie ne pouvant être réduite, présente au niveau des sites sensibles recensés dans la zone d'étude. Le graphique montre ainsi que l'ERI correspondant au percentile 95 de la distribution de probabilité est estimé à environ $4,1 \cdot 10^{-7}$ ($ERI_{\text{Chrome}(\text{variabilité})}$). Cette valeur tient compte uniquement de la variabilité des paramètres d'entrée identifiés dans le **Tableau 8**. Les différentes incertitudes correspondantes à la modélisation et à la mesure des polluants émis par le CPT entourent la valeur estimée d'une bande d'incertitude. Celle-ci devient importante avec l'augmentation des percentiles. La prise en compte de la totalité des incertitudes propres aux paramètres d'entrée engendre l'intervalle de confiance suivant (pour le percentile 95 de la distribution):

$$2,2 \cdot 10^{-7} < ERI_{\text{Chrome}(\text{variabilité}+\text{Incertitude})} < 7,5 \cdot 10^{-7} \text{ avec } ERI_{\text{Chrome}(\text{Variabilité})} = 4,1 \cdot 10^{-7}$$

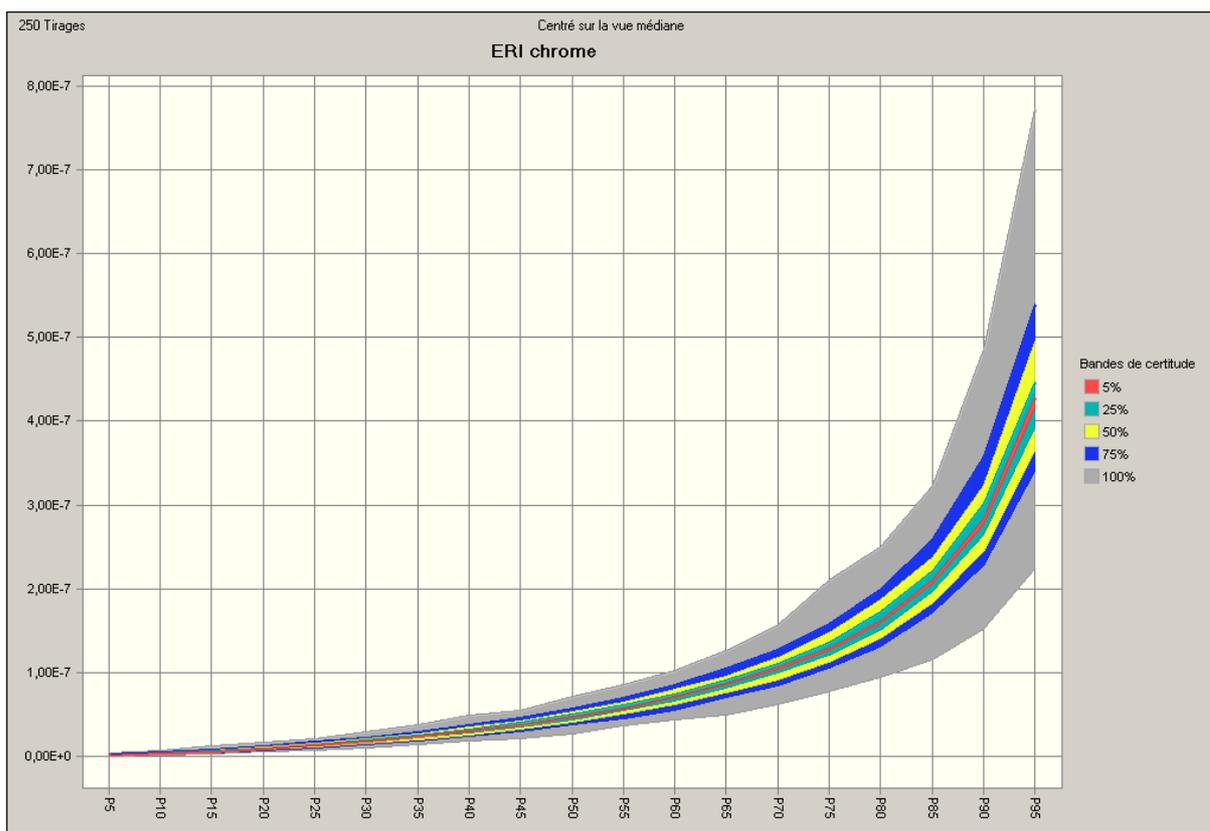


Figure 8: Graphique 2D correspondant au risque cancérigène lié à l'inhalation de Chrome émis par le CPT de Martigues en maintenant la VTR à $(0,012\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$

3.2.3 Quotients de Danger liés aux risques chroniques

A) Bilan des QD chroniques

Tout comme le bilan effectué sur les ERI, un graphique superposé permet de récapituler les données de fréquence pour les prévisions de QD chroniques sélectionnés. La **Figure 9** permet de comparer les quotients de dangers (QD) liés à l'inhalation chronique de toutes les substances recensées, émises par le CPT de Martigues en tenant compte non seulement de la variabilité spatiale des concentrations des différents polluants, mais aussi de certains paramètres d'entrée détaillés dans le paragraphe 3.1.

Il est à noter que l'importance des risques chronique à seuil engendrés par chacune de ces substances se différencie uniquement pour deux paramètres d'entrée : la distribution spatiale de concentration de chaque polluant et les VTR choisis.

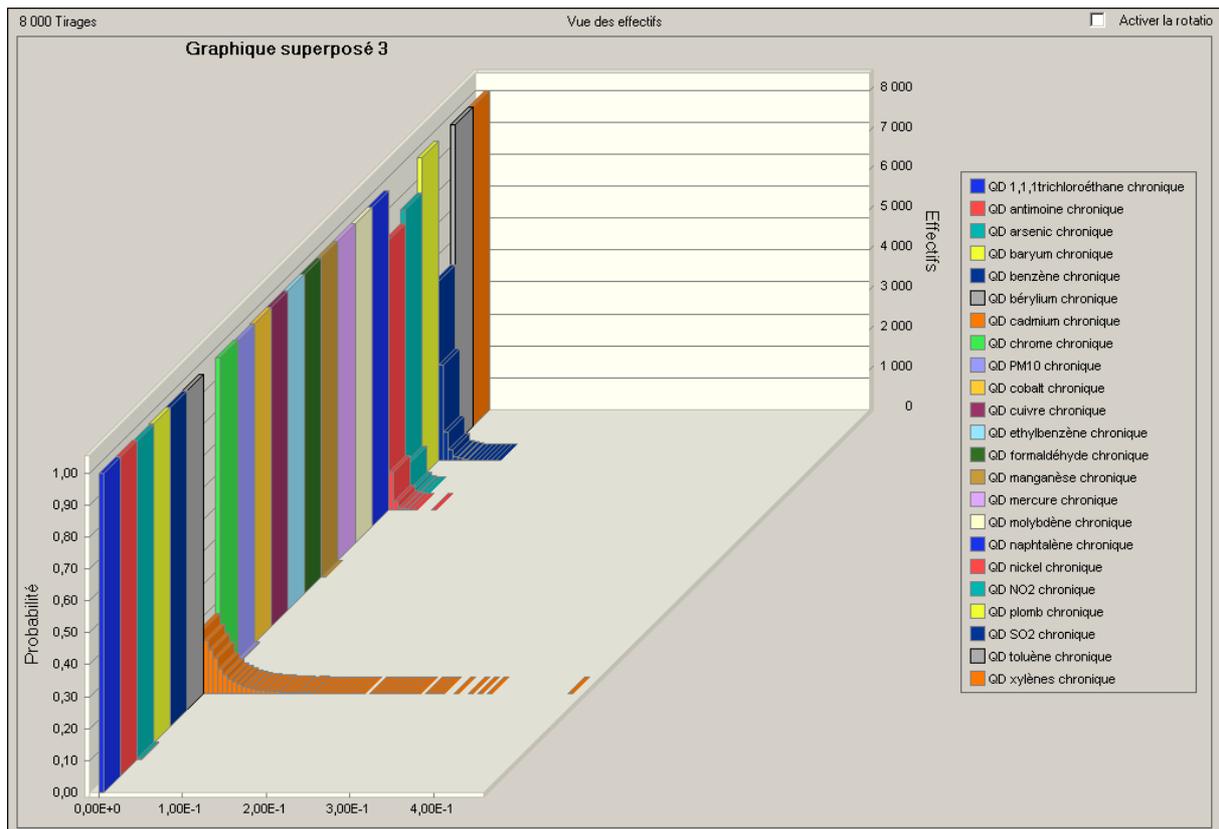


Figure 9: Récapitulatif des distributions de probabilité des QD chroniques liés aux substances recensées, émises par le CPT de Martigues-Ponteau

Les 8000 tirages effectués permettent de mettre en évidence le risque chronique à seuil lié au cadmium comme étant le plus important dans la zone impactée. Pour cette substance, un tirage dépasse la valeur de 0,4, ce qui est cohérent avec les résultats issus de l'EQRS. Par conséquent, une étude plus approfondie pour ce type de risque sur le cadmium est proposée dans la suite de ce paragraphe.

B) Description du QD chronique lié à l'inhalation de Cadmium

a) Distribution de probabilité et comparaison avec les résultats de l'EQRS

La **Figure 10** présente la distribution de probabilité du QD lié à l'inhalation chronique de cadmium émis par le CPT de Martigues-Ponteau. Tout comme l'étude menée sur l'ERI liée à l'inhalation de chrome, nous pouvons remarquer que la valeur calculée dans le cadre de l'ERS correspond au P99 de la distribution de probabilité proposée par Crystal Ball. Un bilan des intervalles de variations engendrées par les variations des différents paramètres pris en compte et entrant en jeu dans le calcul des QD chroniques est effectué dans le **Tableau 21 (Annexe 8)**. Il est à noter que concernant les ratios calculés pour les NO₂ et SO₂, des valeurs guide ont été utilisées à la place des VTR (QD*).

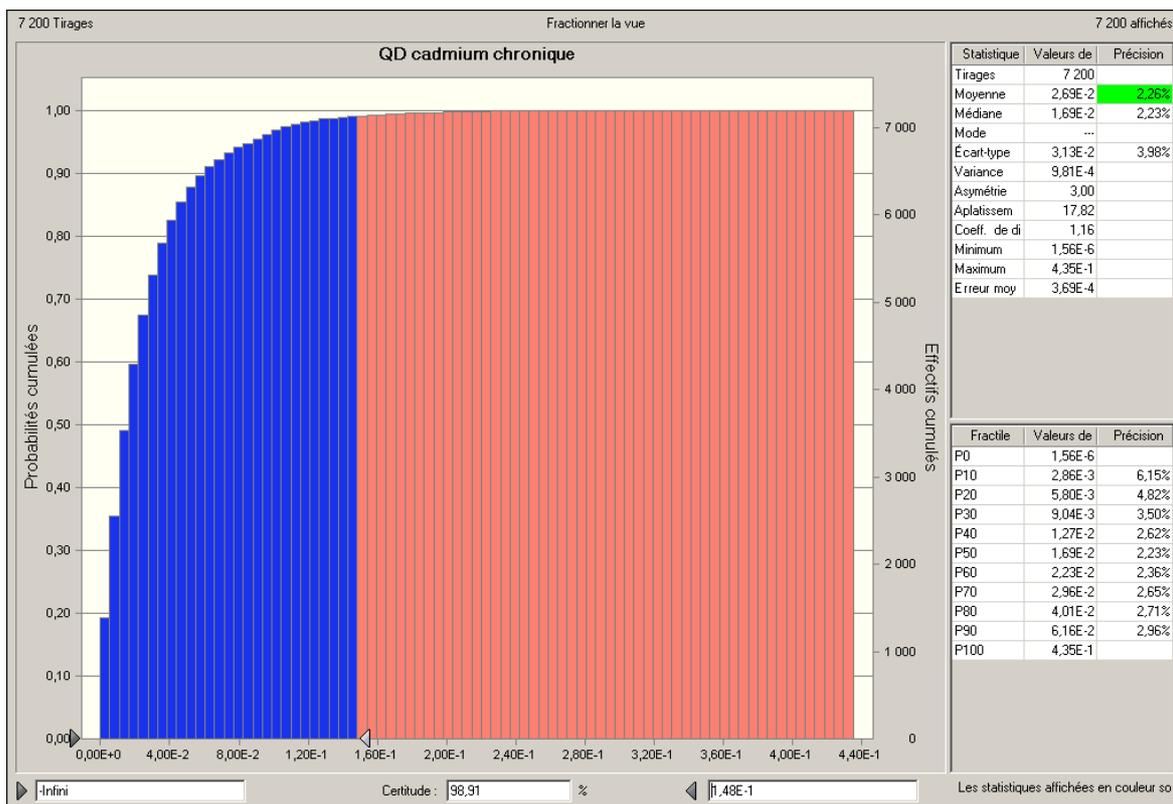


Figure 10: Distribution de probabilité représentant le QD lié à l'inhalation chronique de cadmium

b) *Analyse de sensibilité*

L'analyse de sensibilité correspondante (**Figure 24** en **Annexe 9**) indique que les variabilités des concentrations mesurées à l'émission et les concentrations de PM₁₀ modélisées par le logiciel de dispersion contribuent le plus à la variance (environ à hauteur de 50% chacun). Les fréquence et taux d'exposition ainsi que les incertitudes propres aux concentrations mesurées et modélisées représentent, comme nous l'avons déjà observé dans l'étude des ERI, un poids très faible sur la variance de la distribution de probabilité du QD calculé.

c) *Variabilité/Incertitude sur le QD lié à l'inhalation chronique de cadmium (Graphique 2D)*

Comparé à l'ERI lié à l'inhalation de chrome précédemment décrit, la durée d'exposition (DE) n'intervient pas dans l'estimation de la variabilité du QD lié à l'inhalation de cadmium. Toutes les incertitudes (recensées) restent présentent dans le calcul. Comme le présente la **Figure 11**, la prise en compte de l'incertitude peut presque doubler l'estimation effectuée uniquement à partir des paramètres variables pour le percentile 95 de la distribution de probabilité. Il est à noter que la très grande variabilité liée à la concentration émise de Cadmium tend à limiter l'impact de l'incertitude sur l'estimation du risque : les mesures de concentrations de Cadmium émises prises en compte varient entre 0,3 et 5528,1 µg/m³. Pour une variation plus faible des concentrations émises de Cadmium, la variabilité de l'estimation du risque aurait été plus faible pour une même incertitude. L'impact de l'incertitude aurait, par conséquent, été supérieur.

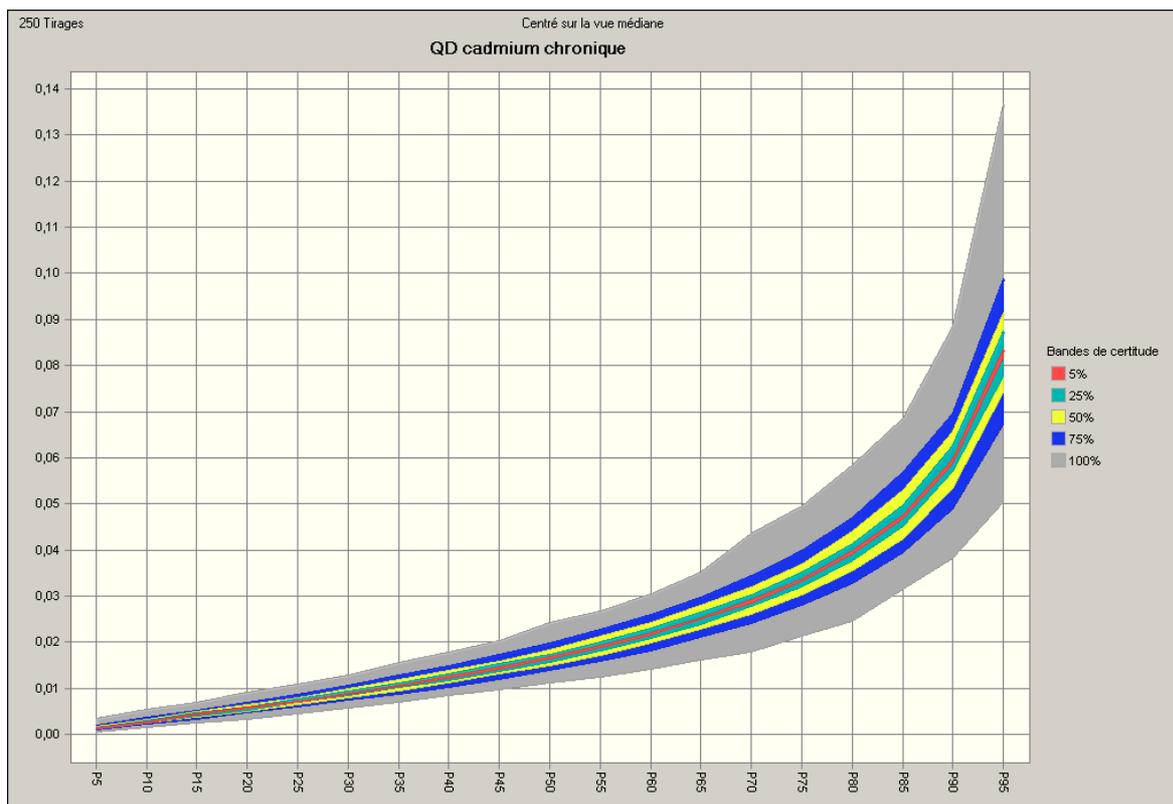


Figure 11: Graphique 2D correspondant au risque chronique à seuil lié à l'inhalation de Cadmium émis par le CPT de Martigues-Ponteau

3.2.4 Quotients de Danger liés aux risques aigus

A) Distribution spatiale de probabilité des QD aigus

a) Bilan des QD aigus

La Figure 12 récapitule les quotients de danger liés à l'exposition aiguë aux polluants atmosphériques recensés et émis par le CPT. Plusieurs substances se révèlent comme pouvant être à l'origine de QD assez importants. Le QD lié à une exposition aiguë au NO₂ est le plus important car il dépasse 0,6 pour plusieurs tirages. Cette substance a donc fait l'objet d'une étude plus approfondie. Les variations des QD aigus observés résultent exclusivement du choix de la VTR (lorsque deux valeurs sont disponibles), des mesures de concentrations effectuées à l'émission, ainsi que du modèle de dispersion utilisé. L'importance des risques aigus engendrés par chacune de ces substances se différencie uniquement pour un paramètre d'entrée : la distribution spatiale de concentration de chaque polluant. Le **Tableau 22 (Annexe 8)** présente un récapitulatif des intervalles de variation des QD aigus pour les substances recensées.

b) Description du QD aigu lié à l'inhalation de NO₂

La **Figure 25 (Annexe 9)** présente l'analyse de sensibilité correspondante au QD aigu étudié. Seules la variabilité spatiale du polluant ainsi que l'incertitude liée au modèle de dispersion impactent la variance de l'estimation du risque : ce sont les deux seuls paramètres d'entrée variants pris en compte dans le calcul du QD. En effet, aucune variabilité n'a été retenue pour la concentration du NO₂ l'émission : une valeur fixe a été utilisée dans les calculs.

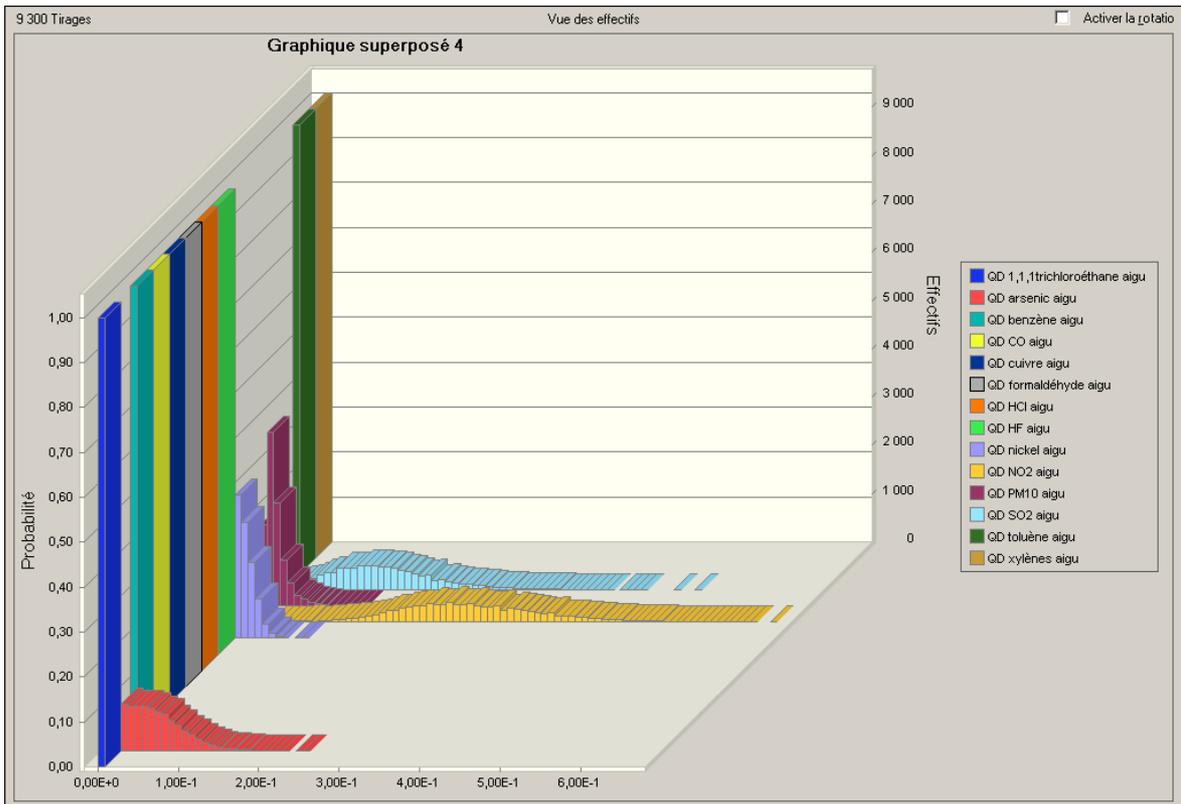


Figure 12: Récapitulatif des distributions de probabilité QD aigus liés aux substances recensées, émises par le CPT de Martigues-Ponteau

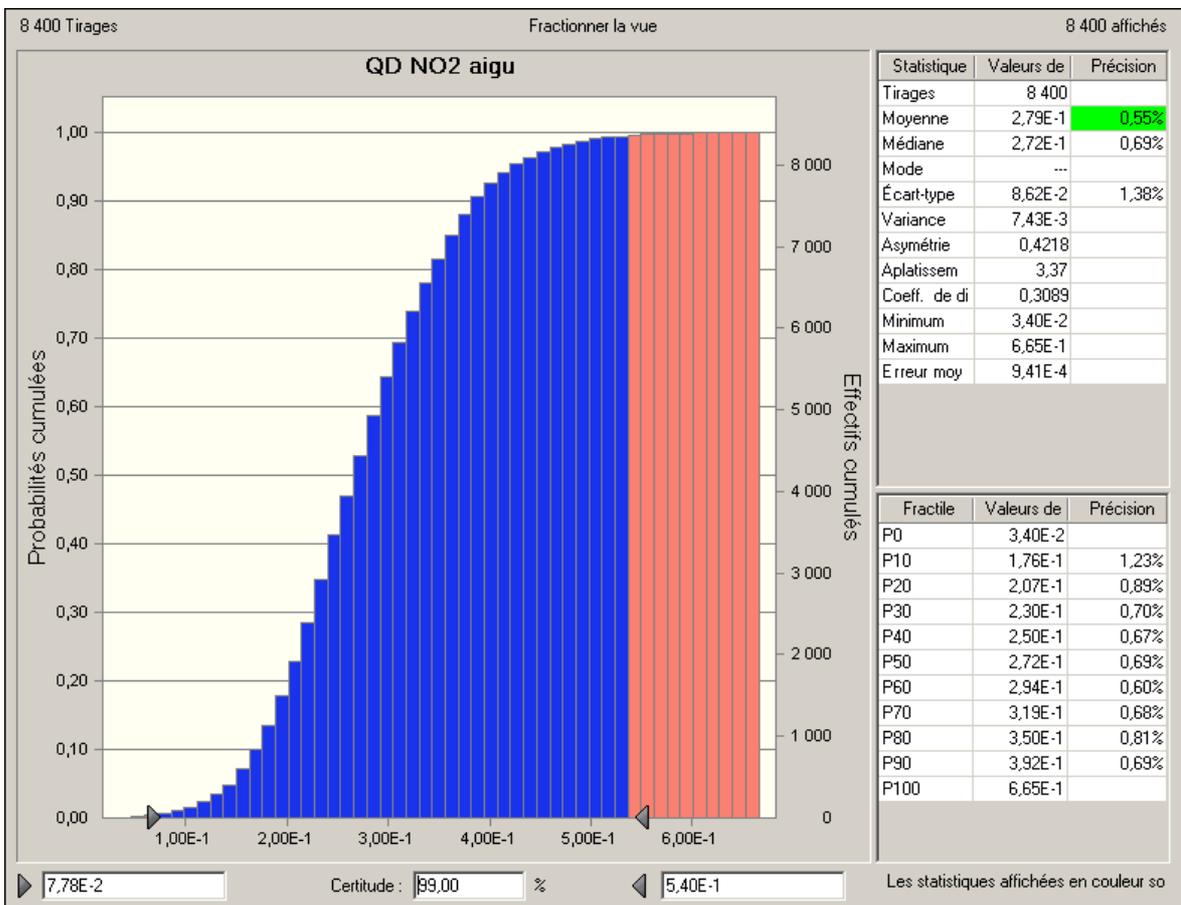


Figure 13 : Distribution de probabilité représentant le QD lié à l'exposition aiguë au NO₂ (d'après le graphique, la valeur déterminée dans l'ERS correspond au P99)

c) Variabilité/Incertitude sur l'le QD aigu lié à l'inhalation de NO₂ (Graphique 2D)

Le graphique 2D (**Figure 14**) n'apporte aucune information nouvelle par rapport aux figures déjà présentées, si ce n'est que la seule incertitude liée au modèle de dispersion, plus importante pour la détermination des concentrations maximales (+/-30% pour les P100 horaire ou journalier), impacte davantage l'estimation du risque.

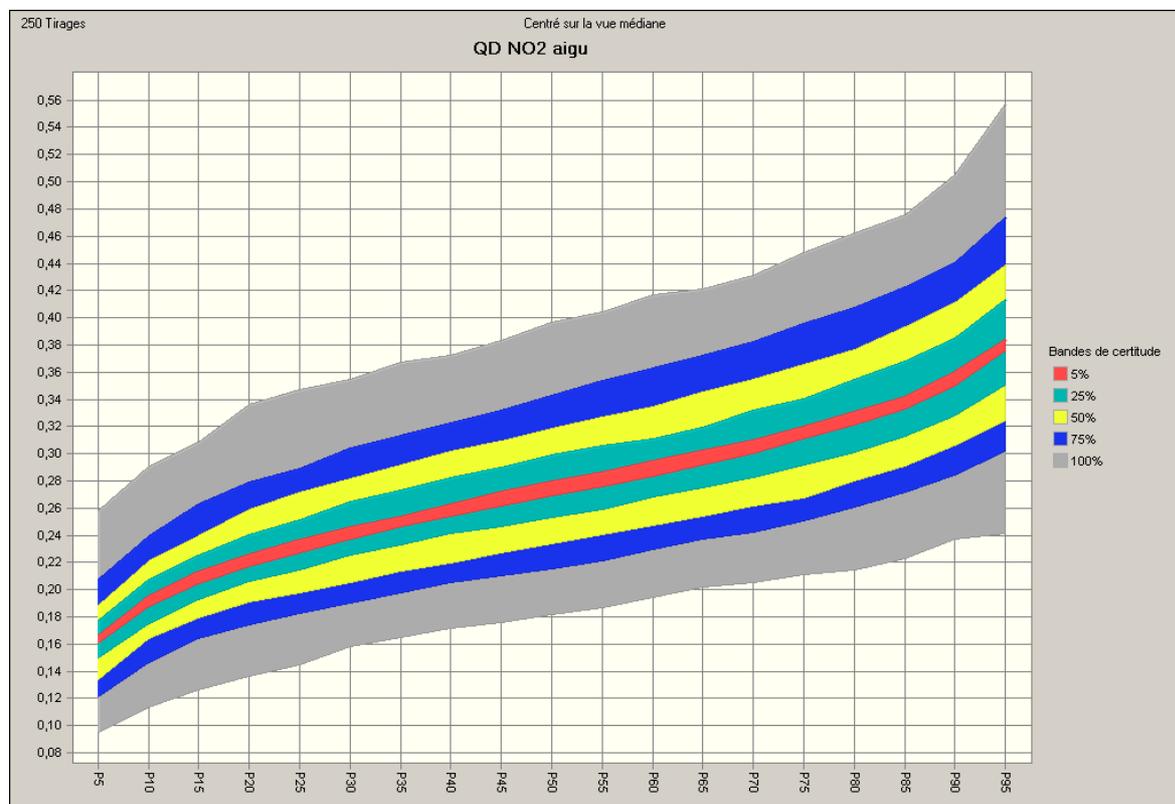


Figure 14: Graphique 2D correspondant au QD aigu lié à l'inhalation de Cadmium émis par le CPT

B) Distribution temporelle de probabilité des QD aigus

Une variante à l'estimation de la distribution spatiale des QD aigus consiste à se focaliser sur, par exemple, le site le plus impacté pendant une durée déterminée (ex: un an). La démarche est semblable à celle utilisée précédemment, seule la distribution spatiale de probabilité des concentrations est remplacée par une distribution temporelle de probabilité. Cette dernière est déterminée aussi d'après des données issues du modèle de dispersion. L'outil "Batch Fit" est utilisé pour la détermination d'une fonction de densité de probabilité (FDP) pouvant être par la suite utilisée comme variable d'entrée dans le logiciel probabiliste. La démarche est explicitée en **Annexe 10**.

L'exemple de l'exposition aiguë au SO₂, un des polluants caractéristiques d'installations de combustion, a été utilisé. En utilisant la nouvelle VTR à 26,2µg/m³ (et non plus la valeur guide 125µg/m³), les QD déterminés par CB dépassent la valeur-seuil 1 pour environ 3,5% des tirages (en tenant compte des 30% d'incertitude sur les résultats de modélisation). Par conséquent, on estime à environ 13 jours/an, le nombre de jours pendant lesquels le seuil est atteint voir dépassé ($365 \times 0,035 = 12,8$).

Le choix du percentile est aussi un paramètre important pour le calcul des QD aigus en général. En effet, comme l'indique la **Figure 15**, entre le P100, utilisé fréquemment dans les EQRS, et le P99,2, réglementaire, de la concentration de SO₂, le QD aigu calculé peut être très différent (il passe de 4,8 à 2,9 sur le site sensible entre le P100 et le P99,2).

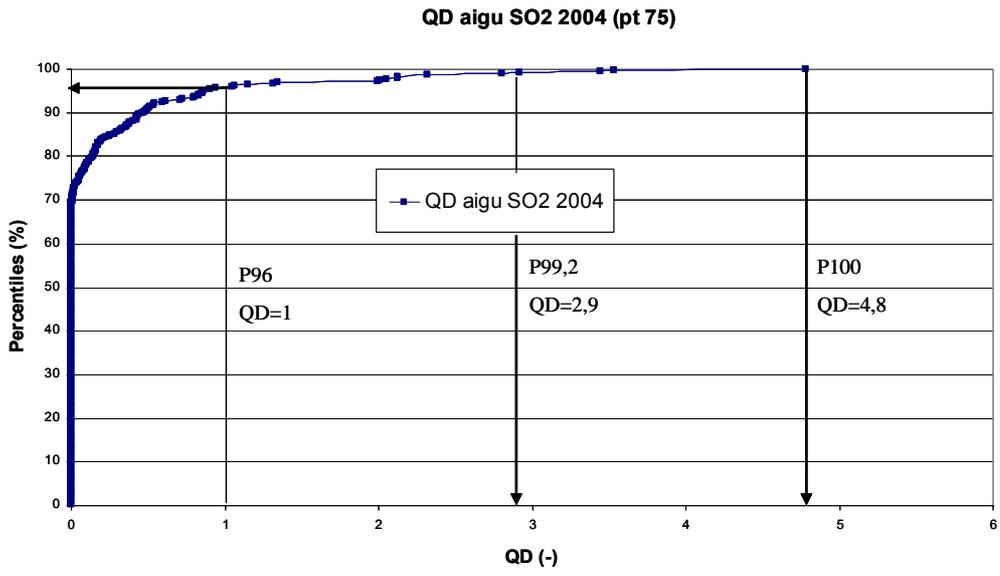


Figure 15: Distribution de probabilité cumulée des QD aigus liés à l'inhalation de SO2 au site le plus impacté (site n°75 : Plage des Cléments)

4 DISCUSSION

Cette étude a permis une quantification partielle de l'incertitude afférente aux estimations d'ERI et de QD liés aux émissions d'une centrale thermique à l'aide d'un logiciel probabiliste. Toutefois, elle a aussi et surtout permis d'identifier les points « sensibles » propre à cette méthode d'analyse, relativement peu employée aujourd'hui.

La quantification des incertitudes est l'étape ultime d'une ERS. Les résultats obtenus ont pour objectif d'affiner (uniquement) les estimations présentées lors de la quatrième étape de la démarche. Par conséquent, avant d'aborder une telle étude, il faut se rendre compte si les hypothèses utilisées jusque là dans l'ERS permettent une étude plus approfondie. En effet, la quantification d'une partie des incertitudes n'apporte aucun renseignement utile lorsque l'ERS est de « mauvaise » qualité. Plusieurs indices indiquent la qualité d'une ERS. Il s'agit notamment (la liste n'est pas exhaustive) :

- Des critères retenus pour le choix des VTR. Le choix de la VTR peut entraîner un facteur 5 voir 10 dans l'estimation du résultat (lorsque les critères de choix « raisonnés » et ceux de la Circulaire n° DGS/SD7B/2006/234 ne coïncidaient pas). C'est le cas par exemple pour le calcul des QD chroniques liés à l'inhalation de benzène, de formaldéhyde ou de xylènes en **Annexe 8**. Une VTR est par nature une source d'incertitude de part sa construction, son choix doit alors faire l'objet d'une attention particulière.
- De la prise en compte, de préférence, des données propres au site de l'installation. Ce sont par exemple les données météorologiques et topographiques et les caractéristiques des populations exposées (BET nécessaire pour la détermination des taux et fréquence d'exposition notamment, durée de résidence/d'exposition). La pollution de fond, d'origine diverses (autres industries, automobile, etc.), doit aussi être bien connue pour déterminer les concentrations de polluants réelles auxquelles sont exposés les individus.

4.1 Bilan des résultats de l'étude

Trois types de résultats ont été obtenus pour la quantification des incertitudes de l'EQRS effectuée sur le CPT de Martigues: des distributions de probabilités, des analyses de sensibilité et des graphiques 2D. Ces résultats ont permis d'effectuer une comparaison avec les estimations des risques déjà calculés dans l'EQRS. Ils ont aussi permis de montrer l'impact de l'incertitude et de la variabilité séparément.

- Distribution de probabilité d'ERI et de QD

CB a permis l'obtention non pas d'une estimation fixe du risque, mais d'une distribution de probabilité de cette estimation. Celle-ci est une information plus complète puisqu'elle prend en compte toutes les valeurs comprises dans les intervalles de variation des paramètres d'entrée, c'est à dire tous les scénarios possibles correspondant aux paramètres d'entrée. Une comparaison effectuée avec les résultats de l'EQRS a montré que les estimations de risque de celle-ci correspondaient aux percentiles importants des distributions de probabilité déterminées par CB (pour un même polluant et un même risque).

Des scénarios particulièrement défavorables ont été parfois calculés par le logiciel, ce qui a mené à des estimations du risque au delà des valeurs-seuil recommandées. Ainsi, dans le cas des ERI, des valeurs supérieures à 10^{-5} ont été observées. Ces valeurs se sont avérées possibles mais très peu probables. L'ERI lié au chrome développé dans le rapport en est un bon exemple : entre les percentiles 100 et 95, la valeur du risque

cancérogène est presque divisée par 10. Dans le cas de l'ERS du CPT de Martigues, d'autres paramètres permettent d'expliquer le caractère très improbable des valeurs maximales atteintes : la durée de vie d'une installation telle qu'un CPT est très inférieure à 70 ans et une plage, bien qu'étant très fréquentée l'été, ne correspond pas à un endroit où un scénario correspondant à une exposition chronique peut être appliquée (il faut tenir compte de la période hivernale).

Ce dernier aspect montre bien l'importance du choix des sites sensibles, dans la zone impactée, sur lesquels repose la distribution spatiale de concentration des polluants. En effet, les distributions de probabilité déterminées par CB ne sont pas représentatives de la zone d'étude, mais des sites sensibles recensés. Toutefois, lorsque l'installation se situe dans une agglomération, la distribution spatiale des sites sensibles et celle correspondant réellement à la zone d'étude sont très proches (toutes les zones différemment impactées par les polluants sont susceptibles d'être représentées).

- Analyses de sensibilité des distributions retenues

Pour les différents types de risque (à seuil ou sans seuil), les analyses de sensibilité ont permis d'apprécier la contribution de chaque paramètre d'entrée sur la variance de la variable de sortie (ERI ou QD). Ainsi, la durée d'exposition apparaît comme la variable d'entrée impactant le plus la variance des ERI. Il a aussi été remarqué que la concentration modélisée de PM_{10} ou de SO_2 impacte le plus la variance des QD chroniques. A l'inverse, les incertitudes liées aux mesures des polluants émis ou aux résultats de modélisation, les taux et fréquence d'exposition n'impactent presque pas la variance des estimations des différents types de risque.

Toutefois, des tests ont montré que le poids des paramètres d'entrée sur la variance ne dépend pas seulement de l'amplitude de leur intervalle de variation, mais aussi et surtout de la forme de leur distribution de probabilité. Lors de la détermination de celles-ci, des hypothèses ont été émises afin de palier à un manque d'information. Ainsi, il a été décidé que la distribution correspondante aux concentrations émises serait uniforme, ne connaissant pas les conditions de fonctionnement du CPT lors des prises de mesures. Par conséquent, le poids des variables pour lesquelles des hypothèses ont été proposées ne correspond pas exactement à la réalité.

Pour illustrer l'impact de la forme de la distribution d'un paramètre sur son poids dans la variance de l'estimation finale, différentes formes de distributions ont été testées pour la concentration émise de chrome :

- la distribution uniforme est la distribution qui a été utilisée, par défaut, dans le cadre de ce travail.
- L'hypothèse selon laquelle la moyenne des mesures est la valeur la plus probable aurait pu être utilisée. Dans ce cas, une distribution de forme triangulaire aurait été choisie.
- Enfin, en présence d'information suffisamment précise, il aurait été possible de proposer une forme log-normale de distribution de probabilité. Le rapport de l'US EPA [13], sur les émissions de polluants atmosphériques par des centres de production thermique aux USA, utilise cette forme de distribution pour décrire les concentrations émises de polluant pour l'analyse quantitative des incertitudes.

Ces trois formes de distribution ont été successivement testées et le poids du paramètre « concentration émise de chrome » sur la variance des QD chronique et ERI a été comparé pour les trois cas. Les **Figure 16** et **Figure 17** récapitulent les résultats des trois analyses de sensibilité pour les QD et ERI.

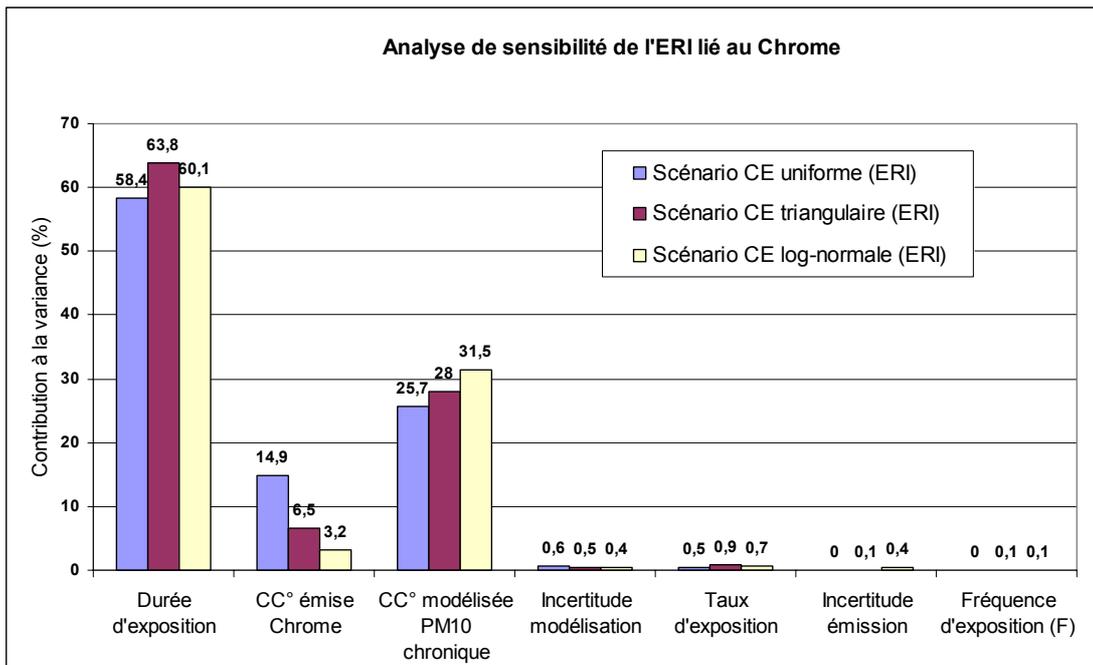


Figure 16: Impact de la forme de la distribution de probabilité de la concentration émise de chrome sur le QD lié à l'inhalation chronique de chrome

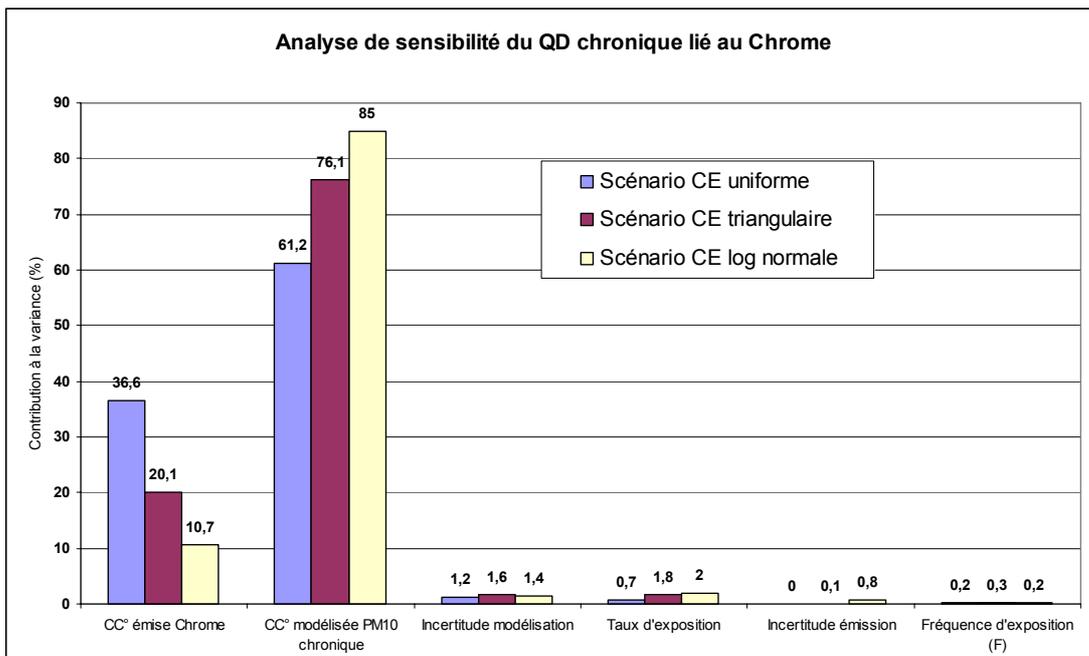


Figure 17: Impact de la forme de la distribution de probabilité de la concentration émise de chrome sur l'ERI lié à l'inhalation de chrome

Les deux graphiques montrent l'impact non négligeable que peut avoir la forme de la distribution de la concentration émise sur la variance des QD et ERI. Des tests supplémentaires ont été menés sur l'ERI lié à l'inhalation de cadmium en **Annexe 11**. La concentration à l'émission de cadmium varie de 0,3 à 5528 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Le **Tableau 9** récapitule plusieurs tests effectués pour différentes formes de distributions de probabilité. Les valeurs des concentrations de cadmium émis étant propres au CPT de Martigues.

Forme et position de la distribution de probabilité	Contribution à la variance de l'ERI lié à l'inhalation de cadmium (%)
Uniforme	26,2
Triangulaire (valeur max. = 2700 µg/m ³)	10,7
Triangulaire (valeur max. = 500 µg/m ³)	21,3
Log normale (moyenne = 2700 ; écart type = 100)	0,2
Log normale (moyenne = 2700 ; écart type = 20)	0
Log normale (moyenne = 500 ; écart type = 100)	2
Log normale (moyenne = 500 ; écart type = 20)	0

Tableau 9 : Impact de la forme de la distribution sur la contribution à la variance

Les valeurs du tableau indiquent que la contribution à la variance ne dépend pas seulement de l'amplitude de la variation du paramètre (comparaison entre les résultats de l'ERI lié à l'inhalation de chrome et la première ligne du tableau). En effet, on remarque que lorsqu'une distribution est asymétrique, la contribution à la variance est supérieure (comparaison entre les 2^{nde} et 3^{eme} lignes du tableau). Les distributions de forme log normale présentent des contributions faibles à la variance. Ces résultats s'expliquent par la prise en compte d'un écart type trop faible pour l'intervalle de variation (plus de 5500µg/m³). Il est toutefois possible de remarquer la différence entre les 4^{eme} et 6^{eme} lignes du tableau. Celle ci peut être expliquée par une asymétrie plus grande pour le moyenne située à 500 µg/m³.

La forme des distributions de probabilité joue donc un rôle important dans la contribution du paramètre à la variance de l'estimation du risque. Des efforts doivent être faits pour éviter l'utilisation systématique d'hypothèses qui empêchent une bonne représentativité du poids de chaque paramètre sur le calcul du risque.

- Impact séparé de la variabilité et de l'incertitude sur l'estimation du risque

Nous avons vu précédemment dans les analyses de sensibilité que les incertitudes liées aux mesures ou à la modélisation impactaient assez peu sur la variance de la variable de sortie. Toutefois, sa prise en compte est nécessaire et son importance est visible dans les graphiques 2D réalisés dans le cadre de ce travail.

En effet, la prise en compte de toute l'incertitude peut doubler la valeur maximale du risque, au niveau du percentile 95 de sa distribution de probabilité, déterminée uniquement en tenant compte de la variabilité des paramètres d'entrée (durée d'exposition, fréquence d'exposition, taux d'exposition, concentrations spatiale et concentration émise des polluants).

Toutefois, les incertitude et variabilité ont été difficilement séparables du fait de manque de données. Par conséquent, l'étude 2D est à regarder avec prudence, en effet, non seulement toutes les incertitudes afférentes à l'ERS n'ont pas été recensées, mais en plus certaines incertitudes ont été vraisemblablement prises en compte dans la partie « variabilité ». La différenciation incertitude/variabilité n'a pas été proposée pour la fréquence d'exposition, le taux d'exposition ou la durée d'exposition. Des recherches approfondies dans ce domaine sont nécessaires pour mieux saisir les impacts respectifs de l'incertitude et de la variabilité dans cette étude.

4.2 Discussion qualitative sur d'autres incertitudes

Certains éléments d'incertitude étant difficilement quantifiables, seul un jugement qualitatif peut être rendu. Cette étape est complémentaire à la quantification d'une partie des incertitudes effectuée en amont. Il est toutefois possible de classer ces incertitudes

suivant qu'elles ont pour effets de sous-estimer ou de surestimer les risques calculés. Ce paragraphe porte sur les incertitudes non inventoriées dans le **Tableau 1** car étant spécifique à cette ERS.

4.2.1 Incertitudes ayant pour effet de sous-estimer les risques

Les calculs des risques effectués pour les xylènes sont sous-estimés car les données d'émissions prise en compte (issues de l'AP42) ont été établies pour l'ortho-xylène et non pour les xylènes totaux (méta-, para- et ortho-xylènes).

Parmi les 15 HAP identifiés dans les émissions atmosphériques, des calculs de risque n'ont pu être effectués que pour deux d'entre eux compte tenu de l'absence de VTR. Les FET peuvent être utilisées, et une comparaison entre la valeur du risque obtenue avec les FET et avec les VTR est à faire. Toutefois, en raison de l'impact très faible du risque correspondant (de l'ordre de 3.10^{-8}), cette incertitude n'a pas un impact très important comparé à d'autres substances déjà prises en compte (Chrome, Cadmium et autres).

4.2.2 Incertitudes ayant pour effet de surestimer les risques

Pour les acides chlorhydrique et fluorhydrique, les valeurs d'émission prises en compte ont été établies à partir des facteurs d'émission fixés par l'US EPA pour respectivement les chlorure (dont HCl constitue une fraction) et les fluorures (dont HF présente une fraction). Les QD calculés pour ces deux traceurs sont donc surestimés. Les concentrations dans l'air prises en compte pour les calculs de risques (à seuil) correspondent aux NO_x dont le NO_2 constitue une fraction. Les risques calculés pour ce polluant sont donc surestimés. A l'émission, les NO_x sont majoritairement composés de NO (90% à l'émission) et la proportion en NO_2 augmente à mesure que le NO s'oxyde dans l'atmosphère. Comme l'indique la **Figure 18**, plusieurs scénarios sont possibles pour décrire l'oxydation du NO en NO_2 . la courbe grise représente le cas pénalisant réaliste (en présence d' O_3 et en période ensoleillée) et la courbe bleue le cas pénalisant maximal (en présence de beaucoup d' O_3 et en période ensoleillée).

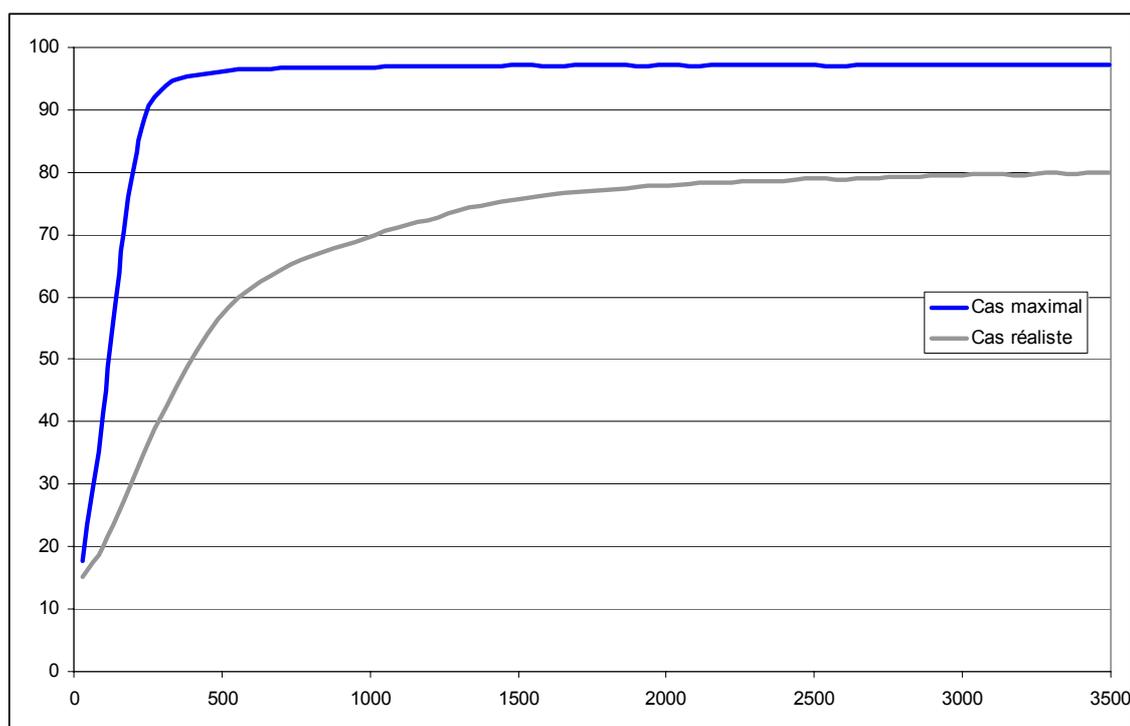


Figure 18 : Rapport des concentrations massiques NO_2/NO_x en fonction de la distance à la source

Au niveau de la source, on trouve le rapport 1/10 entre NO₂ et NO_x défini pour les émissions. En s'éloignant de la source, ce rapport augmente. La courbe se stabilise et tend vers un équilibre chimique entre 500 et 3 000 mètres des sources, avec des valeurs comprises entre 80 et 97%. En abscisse figurent les distances à la source. La prise en compte de ce rapport est particulièrement important lorsque les QD liés à l'inhalation aiguë ou chronique de NO₂ dépasse(nt) 1, et pour les sites sensibles proches de l'installation. Dans le cadre de cette étude, ce rapport n'a pas été pris en compte et la distribution spatiale de NO_x a été utilisée pour les calculs. Une estimation plus fine du risque aurait été possible, si pour chaque site sensible, le rapport NO₂/NO_x avait été déterminé.

Le QD lié à l'exposition chronique d'arsenic a été calculé à partir d'un P100 horaire alors que la VTR a été définie pour 4 heures. Le risque lié à l'inhalation d'arsenic est donc surestimé.

4.2.3 Incertitudes ayant dont l'effet sur le risque est variable

Lors d'émission de polluants, différentes substances sous différentes formes chimiques sont libérées. Les différentes formes chimiques des substances ainsi que leurs mélanges peuvent avoir des répercussions sur l'évaluation de leur toxicité dans le cadre d'une EQRS.

- Formes chimiques

L'identification des formes chimiques des polluants émis est importante car elle permet un calcul plus précis des valeurs toxicologiques de références. Toutefois, peu d'information permettent la détermination des différentes formes chimiques de polluants émis. En général, les ERS se basent sur les facteurs d'émission de l'US EPA qui propose directement les concentrations de polluants émis ainsi que leur forme chimique (ex : données sur le chrome 6).

Le rapport de l'US EPA sur les émissions de polluants atmosphériques issus de centrales de production thermique [15] détaille les incertitudes liées aux différentes formes chimiques du chrome et du nickel. Les auteurs disposaient de données d'émission de sept installations fonctionnant au fioul.

D'après les résultats de mesures, le chrome 6 représenterait entre 5 et 34% du chrome total, avec une moyenne à 18%. Ces données sont importantes lorsque des mesures de chrome total sont réalisées sans prise en compte des différentes formes de chrome, comme dans le cas du CPT de Martigues-Ponteau. Elles permettent d'éviter une surestimation du risque.

L'Electric Power Research Institute (EPRI) présente la part des différentes formes de nickel émis. Bien que ces valeurs ne tiennent compte que de cinq sites distincts, elles donnent néanmoins un ordre de grandeur sur la part des différentes formes du métal à l'émission :

- Composés solubles : entre 25 et 60%,
- Sulfate de nickel : entre 4 et 26%,
- Nickel métallique : entre 0 et 4%,
- Oxydes de nickel : entre 27 et 70%.

Plusieurs de ces formes de nickel disposent d'une VTR propre qui peut varier fortement d'un composé à un autre en plus des variabilités déjà existantes entre les organismes qui les déterminent comme le présente les tableaux suivants.

Substance chimique	Organisme	Valeur de la VTR chronique (µg/m ³)
Nickel (-)	ATSDR	9.10 ⁻²
Nickel métal	Santé Canada	1,8.10 ⁻²
Nickel et composés	OEHHA	5.10 ⁻²
	RIVM	5.10 ⁻²
Sous sulfure de nickel	Santé Canada	1,8.10 ⁻²

Monoxyde de nickel	Santé Canada	$2 \cdot 10^{-2}$
	OEHHA	10^{-1}
Sulfate de nickel	Santé Canada	$3,5 \cdot 10^{-3}$

Tableau 10: Valeur des VTR pour les risques chroniques par inhalation liées aux différentes formes chimique du nickel pour différents organismes

Substance chimique	Organisme	Valeur de la VTR ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ⁻¹
Poussières de raffinerie de nickel	US EPA	$2,4 \cdot 10^{-4}$
Sous sulfure de nickel	US EPA	$4,8 \cdot 10^{-4}$
Nickel et composés	OEHHA	$2,6 \cdot 10^{-4}$

Tableau 11: Valeur des VTR pour les risques cancérigènes par inhalation liés aux différentes formes chimique du nickel pour différents organismes

- Mélanges de substances

L'ATSDR a recensé différentes études, afin de déterminer les toxicités de plusieurs mélanges de substances chimiques. Le but de ces études est de définir des interactions entre substances, qu'elles soient antagonistes ou synergiques. De manière générale, comparé au nombre de substances chimiques présentes dans l'environnement, peu de mélanges ont été analysés. Toutefois, l'ATSDR propose trois études traitant de mélanges faisant intervenir des métaux ou HAP présents dans les émissions de centrales thermiques :

- Plomb, manganèse, zinc et cuivre
- Plomb, arsenic, cadmium et chrome
- Benzène, toluène, ethylbenzène et xylènes (BTEX)

L'inhalation ne correspond pas à la voie d'exposition prioritaire prise en compte dans les deux premières études. Les différents composés métalliques de ces mélanges sont souvent retrouvés dans le sol près de décharges, par conséquent, seule la voie orale a été considérée. De plus, les études ont été menées sur des mélanges binaires. Les données sont nombreuses sur, par exemple, les mélanges plomb-cadmium ou plomb-arsenic. Toutefois, les travaux réalisés montrent de grandes disparités sur les effets de ces mélanges pour les mêmes organes-cibles. Cet état de fait rend difficile l'établissement de conclusions générales sur la toxicité des mélanges. Pour ces raisons, l'approche WOE (weight of evidence) est utilisée par l'ATSDR. L'approche BINWOE (pour les mélanges binaires) permet une détermination qualitative des résultats en donnant le sens de l'interaction pour chacun des effets susceptible de se produire (synergique ou antagoniste), ainsi que le degré de confiance pouvant être attribué à chacun de ces résultats (A, B, C, D).

En ce qui concerne le mélange BTEX, l'ATSDR précise que des interactions existent, mais que pour des concentrations inférieures à 20 ppm, celles-ci deviennent négligeables. La concentration minimale pour laquelle des interactions sont à considérer est plus forte que les concentrations auxquelles sont exposées les populations, par conséquent aucune interaction due au mélange BTEX doit a priori être pris en compte.

4.3 Portée des résultats

L'analyse des incertitudes dans une ERS, et plus particulièrement la quantification de certaines d'entre elles, permet une meilleure prise en compte des différents types de risques auxquels sont exposés les individus, par les questionnaires de risques. Ces études rendent compte, par l'intermédiaire des analyses de sensibilité, des paramètres qui influencent le plus l'estimation du risque. La quantification des incertitudes permet aussi de rendre compte de l'importance des incertitudes sur le risque (graphiques 2D). Prendre

en compte systématiquement le risque maximal n'est donc pas forcément la meilleure démarche à suivre.

Une discussion effectuée le 10 août 2007 en présence de plusieurs intervenants du service d'études médicales (SEM) et du centre d'ingénierie technique (CIT) d'EDF a permis de définir quatre points importants propres aux études qualitatives des incertitudes et à leur utilisation :

- Une étude quantitative de incertitudes est propre à chaque site. Par conséquent, les résultats obtenus pour un site ne peuvent être extrapolés pour une autre installation.
- Ce type d'étude est, comme nous l'avons vu, très dépendante des hypothèses émises pour (par exemple) la détermination des distributions de probabilité des paramètres d'entrée. Une bonne transparence dans les choix et hypothèses adoptés est donc fondamentale puisque c'est elle qui conditionne les résultats en grande partie.
- Les études de quantification des incertitudes doivent être correctement expliquées aux gestionnaires de risque afin d'éviter une fausse impression de fiabilité des résultats : tous les paramètres d'entrée ne peuvent être pris en compte quantitativement dans une ERS. L'étude qualitative des incertitudes est aussi à considérer. L'interprétation des résultats est donc un paramètre important à prendre en compte.
- L'utilisation d'hypothèses pour palier aux manques de connaissance et d'information est utile mais affecte les résultats. Concernant les données de démission par exemple, seules les nouvelles centrales thermiques sont aujourd'hui équipées d'appareils permettant la mesure en continu des concentrations émises des polluants. Ce type de mesures pourrait, à moyen terme, permettre une quantification des incertitudes plus fiable dans les EQRS.

CONCLUSION

Les ERS s'articulent autour de 4 étapes fondamentales dans lesquelles entrent en jeu des incertitudes qui se propagent jusqu'aux résultats. L'incertitude, affectant les résultats de l'évaluation des risques, provient notamment des différents termes et hypothèses de calcul, des défauts d'information ou de connaissance et de la variabilité vraie des paramètres utilisés dans l'étude. La quantification des incertitudes dans une EQRS est complexe de part le manque de connaissance sur certaines sources d'incertitude. Elle est à l'heure actuelle soit abordée de manière qualitative, soit partiellement de manière quantitative.

Les analyses de sensibilité ont permis d'identifier les paramètres influents et de cibler les recherches. D'après les calculs réalisés, pour les risques sans seuil (ERI), la durée d'exposition, suivie des concentrations modélisées puis des concentrations émises des polluants sont les paramètres qui contribuent le plus à la variance de la variable de sortie. Les taux et fréquence d'exposition ainsi que les incertitudes sur les mesures et la modélisation n'apparaissent pas comme des facteurs prépondérants dans la variation de l'ERI en général. Concernant les QD chroniques, la variabilité spatiale des concentrations modélisées par le logiciel de dispersion et, dans une moindre mesure, la variabilité de la concentration du polluant émis sont les paramètres qui ont le plus de poids sur la variance. Pour ces deux types de risques, ainsi que pour le risque aigu, le choix de la VTR est primordial puisqu'en cas de doute, un facteur 5 voire 10 entre 2 VTR impacte beaucoup l'intervalle de variation de l'estimation du risque.

Les graphiques 2D ont permis quant à eux de montrer l'importance de l'incertitude face à la variabilité vraie, en effet, la prise en compte de l'incertitude peut jusqu'à doubler l'estimation du risque estimé uniquement à partir de la variabilité.

Il est toutefois à noter que toutes les variables d'entrée importantes n'ont pu être prises en compte ou seulement de manière partielle dans le cadre de ce travail, en raison du manque de connaissance ou d'information les concernant. Leur prise en compte aurait probablement permis d'identifier d'autres sources d'incertitude importantes pour le calcul de l'incertitude globale sur les différents types de risque.

Le recours à un modèle probabiliste pour ce type d'étude nécessite l'utilisation d'hypothèses simplificatrices (assimilation des distributions de paramètres complexes à une loi statistique). Une très bonne connaissance des sources d'incertitude est nécessaire dans le but de proposer des distributions de probabilité les plus proches possibles de la réalité. Cette phase est la plus délicate dans la démarche de quantification de risques et doit être prise en compte avec attention. Une amélioration de ces connaissances pourrait permettre de généraliser la démarche de quantification des incertitudes, et proposer ainsi au gestionnaire de risques davantage de sécurité lors de sa prise de décision.

Bibliographie

- [1] Numtech, ERS liés aux rejets atmosphériques canalisés émis par le CPT de Martigues Ponteau (Bouches-du-Rhône), avril 2007.
- [2] La démarche d'évaluation des risques sanitaires pour les substances chimiques : origine, objectifs et postulats aux Etats-Unis, INERIS, décembre 2006.
- [3] NRC, Risk assessment in the federal government. Managing the process. National Academy Press, Washington, DC., 1983.
- [4] AFFSET, Estimation de l'impact sanitaire d'une pollution environnementale et évaluation quantitative des risques sanitaires, Rapport provisoire, 2005.
- [5] L'évaluation quantitative des risques sanitaires, Fiche pratique, ADEME.
- [6] Boudet C., Evaluation de l'impact sur la santé des rejets atmosphériques des tranches charbon d'une grande installation de combustion, INERIS, 2003, Partie 1 : Etude de l'exposition et du risque par inhalation.
- [7] C. Mandin et al., Evaluation des risques sanitaires liés aux mélanges de nature chimique / Perspectives dans le cadre des études d'impact sanitaires des dossiers de demande d'autorisation d'exploiter des installations classées, INERIS, 2006.
- [8] Exposure Factor Handbook (US EPA), 1997.
disponible sur Internet : <http://www.epa.gov/ncea/pdfs/efh/front.pdf>
- [9] Draft guidance document on characterizing and communicating uncertainty in exposure assessment, IPCS, 2006.
- [10] D. Guyonnet et al., Hyrisk- Traitement hybride des incertitudes en évaluation des risques, Rapport BRGM, 2005.
- [11] D. Guyonnet et al., Hyrisk- Traitement hybride des incertitudes en évaluation des risques, Rapport BRGM, 2005.
- [12] Rapport IPSN du groupe radiologique Nord-Cotentin, Analyse de sensibilité et d'incertitude sur le risque de leucémie attribuables aux installations nucléaires du Nord-Cotentin, juillet 2002.
- [13] Numtech, ERS liés aux rejets atmosphériques canalisés émis par le CPT de Dégrade de Cannes (Guyane), décembre 2006.
- [14] Evaluation des risques sanitaires dans les études d'impact des ICPE –Substances chimiques-, INERIS, 2003.
- [15] US EPA, Study of Hazardous Air Pollutant Emissions from Electric Utility Steam Generating Units - Final Report to Congress Volume 1&2, 1998.
disponible sur Internet: <http://www.epa.gov/ttn/atw/combust/utiltox/eurtc1.pdf>

- [16] R. Perkins et al., Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel; Vers un guide utilisateur, Synthèse de l'étude, Ecole centrale de Lyon, 2005.
Disponible sur Internet : www.record-net.org
- [17] Numtech, Etude de la dispersion des rejets atmosphériques émis par le CPT de Martigues, décembre 2006.
- [18] C. Mandin, Exposition de la population française au bruit de fond du formaldéhyde et risques sanitaires associés, Rapport INERIS, 2004.
- [19] M. Abadie, Contribution à l'étude de la pollution particulaire : rôle des parois, rôle de la ventilation, Thèse présentée devant l'Université de La Rochelle, 2000.
- [20] A. Coppalle et al., Le transfert extérieur/intérieur des polluants atmosphériques : approches statistiques et physiques utiles pour le calcul de l'exposition des populations, Pollution atmosphérique, n°175, pp 407-419, 2002.
- [21] S. Kirchner et al., Etude expérimentale des conditions de transfert de la pollution atmosphérique d'origine locale à l'intérieur des bâtiments d'habitation, CSTB, 2001.
- [22] C. Boudet, D. Zmirou et al., Health risk assessment of a modern municipal waste incinerator, Risk Analysis, Vol.19, n°6, 1999.
- [23] Boudet C., Evaluation de l'impact sur la santé des rejets atmosphériques des tranches charbon d'une grande installation de combustion, INERIS, 2003, Partie 1 : Etude de l'exposition et du risque par inhalation.
- [24] C. Rouquette et al., INSEE résultats: Les vacances des Français ; résultats de l'enquête « vacances » 1999, Société, n°4, mai 2002.
- [25] V. Nedellec et al., La durée de résidence des Français et l'évaluation des risques liés aux sols pollués, Energie Santé, 1998, 9 (4), pp503-514.
- [26] Baccaïni B. Les migrations internes en France de 1990 à 1999 : l'appel à l'ouest. Economique et statistique n344,2001-4.

Sites internet

- [a] www.edf.com
- [b] http://www.weblakes.com/hh_protocol.html (HHRAP)
- [c] <http://www.epa.gov/ttn/chief/ap42/>
- [d] www.sante.gouv.fr
- [e] www.invs.sante.fr/publications/2005/impact_sanitaire/2_1.pdf

Autres site internet utilisés:

www.insee.fr

www.epa.gov/ncea/efh/ (Exposure Factor Handbook)

www.ec.europa.eu

www.ec.gc.ca/registrelcpe/

www.who.int

www.rikamp.com (site de méthodes probabilistes à télécharger)

www2.ademe.fr

www.epa.gov

www.cfpub.epa.gov/ncea/cfm/nceapubtopics.cfm?ActType=PublicationTopics

Liste des tableaux

Tableau 1: Inventaire des principales incertitudes dans la chaîne de calcul	14
Tableau 2: Exemple d'une série de mesures des concentrations des métaux et composés de métaux du CPT de Martigues [13].....	18
Tableau 3: Distributions de probabilité utilisées pour l'estimation des risques chroniques du CPT de Martigues-Ponteau (scénario « moyen »).....	21
Tableau 4: Récapitulatif des ratios Cint./Cext. pour différents polluants [13] (* : valeurs les plus souvent citées)	23
Tableau 5: Domaines de variation des paramètres pour la détermination du taux d'exposition	24
Tableau 6: Grandeurs caractéristiques des valeurs de prévision de la DE	27
Tableau 7: Percentiles et probabilités caractéristiques des risques cancérigènes liés à l'inhalation de chrome.....	30
Tableau 8: Nature des différentes incertitudes des paramètres d'entrée prises en compte dans le graphique 2D proposé par Crystal Ball pour chaque paramètre d'entrée étudié.....	34
Tableau 9 : Impact de la forme de la distribution sur la contribution à la variance	46
Tableau 10: Valeur des VTR pour les risques chroniques par inhalation liées aux différentes formes chimique du nickel pour différents organismes	49
Tableau 11: Valeur des VTR pour les risques cancérigènes par inhalation liés aux différentes formes chimique du nickel pour différents organismes	49
Tableau 12: Incertitudes intrinsèques au modèle (CPT Martigues-Ponteau, Sources [10]).....	IX
Tableau 13: Incertitudes relatives aux données d'entrée (CPT de Martigues-Ponteau, Source [10])	X
Tableau 14: Teneurs en NO ₂ [46]	XI
Tableau 15: Teneurs en SO ₂ [46].....	XI
Tableau 16: Teneurs en PM _{2,5} [46].....	XI
Tableau 17: Données statistiques correspondantes aux distributions de probabilité des CMI de SO ₂	XIII
Tableau 18: Données statistiques correspondantes aux distributions de probabilité des CMI de PM ₁₀	XIV
Tableau 19: Concentrations des polluants à l'émission pour les tranches fuel du CPT de Martigues-Ponteau	XV
Tableau 20: Comparaison entre les ERI calculés dans l'ERS et la modélisation effectuée à l'aide du logiciel probabiliste Crystal Ball.....	XVII
Tableau 21: Comparaison entre les QD chroniques calculés dans l'ERS et la modélisation effectuée à l'aide du logiciel probabiliste Crystal Ball	XVIII
Tableau 22 : Comparaison entre les QD aigus calculés dans l'ERS et la modélisation effectuée à l'aide du logiciel probabiliste Crystal Ball	XVIII
Tableau 23: Choix de la valeur de la concentration minimale de polluant pour CB	XXII

Liste des figures

Figure 1: Distribution de probabilités cumulées de la durée de résidence des Français (Source [25])	26
Figure 2: Distribution de probabilité de la durée d'exposition (Gamma totale) en ne tenant pas compte de la durée de vie de l'installation	27
Figure 3: Récapitulatif des distributions de probabilité (non cumulées) des ERI relatifs aux substances cancérigènes recensées, émises par le CPT de Martigues	29
Figure 4: Distribution de probabilité cumulée correspondante à l'ERI lié à l'inhalation de Chrome	30
Figure 5: Etude de sensibilité et impact de la durée d'exposition (DE).....	32
Figure 6: Etude de sensibilité et impact des VTR, taux d'exposition (T_i) et fréquence d'exposition (F) et des incertitudes sur les concentration de polluants mesurées et modélisées sur l'ERI lié à l'inhalation de chrome	33
Figure 7: Analyse de sensibilité par un diagramme araignée (« spider chart »).....	33
Figure 8: Graphique 2D correspondant au risque cancérigène lié à l'inhalation de Chrome émis par le CPT de Martigues en maintenant la VTR à $(0,012\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$	35
Figure 9: Récapitulatif des distributions de probabilité des QD chroniques liés aux substances recensées, émises par le CPT de Martigues-Ponteau.....	36
Figure 10: Distribution de probabilité représentant le QD lié à l'inhalation chronique de cadmium.	37
Figure 11: Graphique 2D correspondant au risque chronique à seuil lié à l'inhalation de Cadmium émis par le CPT de Martigues-Ponteau	38
Figure 12: Récapitulatif des distributions de probabilité QD aigus liés aux substances recensées, émises par le CPT de Martigues-Ponteau	39
Figure 13 : Distribution de probabilité représentant le QD lié à l'exposition aigue au NO_2 (d'après le graphique, la valeur déterminée dans l'ERS correspond au P99).....	39
Figure 14: Graphique 2D correspondant au QD aigu lié à l'inhalation de Cadmium émis par le CPT	40
Figure 15: Distribution de probabilité cumulée des QD aigus liés à l'inhalation de SO_2 au site le plus impacté (site n°75 : Plage des Cléments)	41
Figure 16: Impact de la forme de la distribution de probabilité de la concentration émise de chrome sur le QD lié à l'inhalation chronique de chrome.....	45
Figure 17: Impact de la forme de la distribution de probabilité de la concentration émise de chrome sur l'ERI lié à l'inhalation de chrome	45
Figure 18 : Rapport des concentrations massiques NO_2/NO_x en fonction de la distance à la source	47
Figure 19 : Vue aérienne et photographie du CPT de Martigues-Ponteau.....	V
Figure 21: Distributions spatiales de probabilité de CMI de SO_2 correspondantes aux trois scénarios retenus	XIII

Figure 22: Distributions spatiales de probabilité de CMI de PM ₁₀ correspondantes aux trois scénarios retenus	XIV
Figure 23: Analyse de sensibilité de l'ERI lié à l'inhalation chronique de chrome	XIX
Figure 24: Analyse de sensibilité pour le calcul du QD lié à l'inhalation chronique de cadmium ..	XIX
Figure 25 : Analyse de sensibilité pour le calcul du QD lié à l'inhalation chronique de cadmium ..	XX
Figure 26: Concentration du NO ₂ calculée au cours de l'année pour 2003, 2004, 2005.....	XXI
Figure 27: Concentration du NO ₂ après classement par ordre décroissant (distribution de probabilité cumulée inversée).....	XXII
Figure 28: Distribution des concentrations de NO ₂ (>0,01) en 2004 aux Cléments	XXIII
Figure 29: Distribution des concentrations de NO ₂ (>0,01) en 2004 aux Cléments approximée par CB.....	XXIII
Figure 30: Distribution de probabilité cumulée des QD aigus liés à l'inhalation de NO ₂	XXIV
Figure 31: Distribution de probabilité cumulée des QD aigus liés à l'inhalation de SO ₂	XXV
Figure 32: Distribution de probabilité uniforme des concentrations de cadmium émis.....	XXVII
Figure 33: Distribution de probabilité triangulaire centrée des concentrations de cadmium émis	XXVIII
Figure 34: Distribution de probabilité triangulaire (min 500) des concentrations de cadmium émis	XXVIII
Figure 35 : Distribution de probabilité log normale centrée des concentrations de cadmium émis (Ecart type de 100µg/m ³).....	XXIX
Figure 36 : Distribution de probabilité lognormale centrée des concentrations de cadmium émis (Ecart type de 20µg/m ³).....	XXIX
Figure 37 : Distribution de probabilité log normale non centrée des concentrations de cadmium émis (Ecart type de 100µg/m ³).....	XXX
Figure 38 : Distribution de probabilité log normale non centrée des concentrations de cadmium émis (Ecart type de 20µg/m ³).....	XXX

Liste des annexes

ANNEXE 1: DÉMARCHES ERS	III
ANNEXE 2: CARACTÉRISATION DU SITE ET DE SON ENVIRONNEMENT	V
ANNEXE 3 : INVENTAIRE DES POLLUANTS RECENSÉS DANS LES ÉMISSIONS ATMOSPHÉRIQUES DU CPT DE MARTIGUES.....	VII
ANNEXE 4: INCERTITUDE LIÉE AU MODÈLE DE DISPERSION.....	IX
ANNEXE 5: RATIOS C_{INT}/C_{EXT} POUR DIFFÉRENTS POLLUANTS.....	XI
ANNEXE 6: COMPARAISON GRAPHIQUES DE TROIS SCÉNARIOS POUR LA PRISE EN COMPTE DU BET	XIII
ANNEXE 7: VALEURS ET PROVENANCE DES CONCENTRATIONS DE POLLUANTS À L'ÉMISSION	XV
ANNEXE 8: RÉSULTATS DE COMPARAISON CONCERNANT LES ERI ET QD ENTRE L'ERS ET LES ESTIMATIONS DU LOGICIEL PROBABILISTE	XVII
ANNEXE 9: ANALYSES DE SENSIBILITÉ	XIX
ANNEXE 10 : DÉMARCHE UTILISÉE POUR LA DÉTERMINATION DES VARIATIONS TEMPORELLES DU QD AIGU LIÉ À L'INHALATION DE NO₂.....	XXI
ANNEXE 11 : IMPACT DE LA FORME DE LA DISTRIBUTION SUR L'ANALYSE DE SENSIBILITÉ. CAS DU CADMIUM	XXVII

Annexe 1: Démarches ERS

L'évaluation des risques est née aux Etats-Unis dès les années 40 [2]. La méthode d'évaluation des risques sanitaires, les définitions, les objectifs et la démarche ont été définis en 1983 par le National Research Council [3]. Cette méthode est conventionnellement structurée en quatre étapes :

1. L'identification des dangers consiste à répertorier les substances ou agents rejetés dans l'environnement et les informations sur les dangers (effets sanitaires indésirables) afférents à chacun d'entre eux. Une éventuelle sélection s'appuie sur un certain nombre de critères tels que la quantité de substance rejetée, ses effets toxiques, la nature des données toxicologiques.
2. La sélection des valeurs toxicologiques de références consiste à rassembler, analyser et éventuellement choisir les valeurs toxicologiques de référence qui sont mises en regard des niveaux d'exposition de la population concernée. Elles sont le lien entre la dose et l'occurrence de l'effet étudié dans la population. Deux types de VTR sont possibles : celles établies pour des effets qui surviennent au-delà d'un seuil de dose et celles qui traduisent un effet qui apparaît quelle que soit la dose d'exposition. Là encore une éventuelle sélection s'appuiera sur des critères tels que la notoriété de l'organisme qui a élaboré la VTR, l'origine des données animale ou humaines qui ont permis de la construire, la cohérence sur la voie d'exposition et celle sur la durée de l'étude source par rapport à la situation étudiée.
3. L'estimation de l'exposition des populations conduit à déterminer la dose de polluant qui arrive au contact ou qui pénètre dans l'organisme. Selon la nature du polluant et des effets qu'il engendre, cette estimation s'effectue séparément pour chaque voie d'exposition ou bien de manière combinée. Les paramètres clés de cette détermination sont la fréquence, la durée et l'intensité des contacts entre la population et les substances. La fréquence et la durée caractérisent le temps de contact de l'organisme avec la polluant, l'intensité représente la concentration du polluant dans les milieux environnementaux. A défaut de mesures faites directement sur les personnes, les doses auxquelles sont exposées les populations sont calculées en s'appuyant sur des scénarios d'exposition réalistes et plausibles tenant compte, si possible, des caractéristiques et habitudes locales.
4. La caractérisation du risque combine les informations issues des trois précédentes étapes. Elle établit le calcul du risque encouru pour les substances pour lesquelles un danger et une VTR associées existent et une exposition a été déterminée. S'agissant des effets survenant à partir d'un seuil, le résultat est exprimé sous forme d'un quotient de danger (QD). Pour les effets sans seuil, quelle que soit la dose, le résultat est un excès de risque individuel (ERI).

un excès de risque individuel supérieur à 10^{-5} pour une vie entière, est un repère classiquement utilisé par de nombreuses instances nationales et internationales (OMS, ...) pour fixer des normes ou des valeurs guides dans le domaine environnemental [e]. Un QD supérieur à 1, la valeur seuil, signifie que les personnes les plus sensibles exposées peuvent développer l'effet indésirable prévu par la VTR.

Annexe 2: Caractérisation du site et de son environnement

Le centre de production thermique (CPT) EDF de Martigues-Ponteau (**Figure 19**) est implanté dans le département des Bouches-du-Rhône (13), sur le territoire de la commune de Martigues (environ 45 400 habitants d'après l'estimation de la population au 1^{er} janvier 2005 de l'INSEE). La centrale est située en bord de Méditerranée, dans un secteur rural, à quelques centaines de mètres au nord-ouest du hameau des Cléments et à environ 2,5 km au sud-ouest du centre du hameau de St-Pierre. La commune de Martigues inclut plusieurs hameaux : Saint-Pierre, Saint-Julien, La Couronne, Carro et Lavéra, pour un total de 7 144 hectares dont 697 hectares de forêts et 40 kilomètres de linéaire maritime (11 sur la côte méditerranéenne et le reste le long de l'Etang de Berre).



Figure 19 : Vue aérienne et photographie du CPT de Martigues-Ponteau.

Le territoire de la commune de Martigues et plus globalement la région de l'Etang de Berre, comprend plusieurs sites industriels denses, consacrés en particulier à l'industrie lourde des secteurs du raffinage et de la pétrochimie représentés par des grands groupes mondiaux auxquels s'ajoutent de nombreuses entreprises sous-traitantes dans les domaines industriels et des services à l'industrie. Dans cette zone, plusieurs sites pétrochimiques et industriels importants coexistent : il s'agit notamment du site pétrochimique ECOPOLIS-Lavéra à environ 2 km au nord du CPT de Martigues-Ponteau, du site pétrochimique TOTAL de la Mède (raffinerie de Provence), à environ 6 km au nord-est du CPT et du site industriel ECOPOLIS-Martigues Sud à environ 3 km au nord-est du site EDF.

Dans le triangle Fos-Berre-Lavéra, se rassemblent sidérurgie (Sollac, Ascométal ; le quart des aciers français), raffinage (BP, Shell, Esso, Total ; le tiers du raffinage français), chimie et pétrochimie. Ce pôle d'industrie lourde a connu un très fort développement dans les années 70-80 et a permis l'implantation de sites importants comme Elf Atochem, Arco, et la consolidation des sites existants (Naphtachimie, Shell). Il présente encore aujourd'hui des disponibilités importantes.

En complément des sites de production, l'ouest des Bouches-du-Rhône rassemble en particulier sur la zone industrielle de Lavéra, tous les services techniques nécessaires à l'industrie lourde : stockages d'hydrocarbures (DPF, SPSE, Terminal de Crau, etc.), produits chimiques, gaz naturel, et stockages de gaz (GDF, Air Liquide), stockages de GPL (Primagaz, Geogaz), tissu de sous-traitants (mesure, contrôle, mécanique, chaudronnerie, tuyauterie, etc.) et plus généralement, toutes les activités de maintenance industrielle et d'environnement. L'incinération de déchets industriels est ainsi représentée à travers les deux établissements de Solamat Merex situés à Rognac et à Fos-sur-Mer.



Figure 20 : Vue satellitaire de Martigues et des communes alentours (Source : site Internet Google Maps France)

Ad

Annexe 3 : Inventaire des polluants recensés dans les émissions atmosphériques du CPT de Martigues

Lorsque le nombre de substances en présence rend le processus d'évaluation complexe, l'InVS et l'INERIS recommandent de procéder à un choix raisonné d'un nombre limité de polluants et ce sous réserve d'une justification des critères de sélection utilisés [InVS, 2000 ; INERIS, 2003]. On entend par « **traceurs des risques sanitaires** », les substances retenues pour l'évaluation quantitative des risques sanitaires liés aux activités de l'installation. L'objectif de cette sélection est d'identifier les substances toxiques émises qui seront les déterminants des expositions et/ou des risques potentiels liés au site.

De manière générale, le choix des substances « traceurs des risques sanitaires » repose sur un ensemble de critères (dangerosité, etc.) appliqués de façon identique à toutes les substances inventoriées. Un seul critère pris indépendamment des autres n'est pas suffisant pour justifier du choix (ou non) d'une substance. Quantités émises et toxicité des substances sont les 1^{ers} critères de sélection des traceurs. Cependant, des critères autres peuvent intervenir dans le choix des substances. Ainsi, une problématique locale liée à l'inquiétude de la population pour une substance ou de façon générale le fait pour une substance d'être systématiquement associée au type d'activité étudié, sont des raisons supplémentaires d'inclure les substances concernées.

Dans la présente ERS, ont été inclus tous les polluants pouvant avoir un impact potentiellement significatif sur la santé publique. Les polluants suivis dans l'étude de dispersion par modélisation [NUMTECH, 2006], polluants dits « classiques » de la pollution atmosphérique, sont retenus. Pour la sélection d'autres traceurs des risques sanitaires, les critères de sélection suivants ont été appliqués à chaque polluant :

- ① Existence de données individuelles d'émission,
- ② Existence d'une valeur toxicologique de référence (VTR) par inhalation,
- ③ Inquiétude particulière de la population concernant un polluant.

Donc, sont retenus tous les polluants pour lesquels les quantités émises (critère ①) et les effets toxiques (existence d'au moins une VTR) (critère ②) sont connus quantitativement.

	Substance	Inhalation aiguë	Inhalation chronique pour des effets non cancérigènes	Inhalation chronique pour des effets cancérigènes
Polluants dits « classiques » de la pollution atmosphérique	SO ₂	x ¹	x	
	NO ₂	x	x	
	PM ₁₀	x	x	
	CO	x		
Métaux et composés de métaux	Arsenic	x	x	x
	Baryum			
	Béryllium		x	x
	Cadmium		x	x
	Chrome VI		x	x
	Cobalt		x	
	Cuivre		x	
	Manganèse		x	
	Mercure	x	x	
	Molybdène		x	
	Nickel	x	x	x
	Plomb		x	
	Pentoxyde de vanadium	x		
	« Acides »	Acide chlorhydrique	x	x
Acide fluorhydrique		x		
COV	Benzène	x	x	x
	Ethylbenzène		x	
	Formaldéhyde	x	x	x
	Toluène	x	x	
	Xylènes	x	x	
	1,1,1-Trichloroéthane	x		
HAP	Dibenzo[a,h]anthracène			x
	Naphtalène		x	x

Annexe 4: Incertitude liée au modèle de dispersion

Les tableaux suivants listent qualitativement les principales incertitudes intrinsèques au modèle et relatives aux données d'entrée pour l'étude de dispersion de l'ERS :

Modèle	Complexité	Commentaires
Relief sur le domaine	Moyenne	Relief moyennement marqué au niveau de la chaîne de l'Estaque uniquement
Obstacles autour de l'installation	Faible	Les principaux obstacles se situent sur le même site de l'installation, et ont des dimensions relativement faibles comparées à la hauteur des sources
Météorologie	Forte	Présence de la mer à proximité directe du site et de l'étang de Berre à environ 6 km
Complexité des sources	Faible	Sources canalisées élevées et bien définies
Pollution de fond	Moyenne	La pollution de fond est très élevée sur alzone, notamment en SO ₂
Echelles spatiales étudiées	Faible	Cibles comprises entre quelques centaines de mètres et quelques kilomètres des sources, c'est à dire dans le domaine de validité du modèle

Tableau 12: Incertitudes intrinsèques au modèle (CPT Martigues-Ponteau, Sources [10])

Données d'entrée	Qualité	Commentaires
Relief sur le domaine	Bonne	Données collectées auprès de l'IGN, résolution 100m
Occupation des sols	Bonne	Données de la base Corrine Land Cover de l'IFEN, paramètre de rugosité variant spatialement sur le domaine en fonction du type de sol rencontré
Données météorologiques	Moyenne	Données tri-horaires collectées auprès de la station d'Istres située à 20km du site sur trois années complètes consécutives excepté pour la nébulosité qui provient de la station de Marignane.
Localisation des sources	Bonne	Sources canalisées localisées précisément à partir du plan de masse du site
Caractérisation physique des sources	Bonne	Données précises fournies par EDF sur la base de données constructeur
Valeurs d'émission des sources	Bonne	VLE donné par l'arrêté préfectoral pour les poussières Moyenne de mesures pour toutes les autres valeurs
	Moyenne	Hypothèse majorante dans le cas du SO2 (utilisation du fioul TBTS uniquement)
Scénarios d'émissions	Moyenne	Comme le projet est une installation de pointe, des hypothèses ont été faites sur la répartition aléatoire d'une partie des heures de fonctionnement
Définition des polluants	Bonne pour les gaz	L'hypothèse est faite que les gaz se dispersent comme un traceur passif, hypothèse tout à fait réaliste compte tenu des concentrations faibles étudiées
	Moyenne pour les particules	A défaut de valeurs disponibles, l'ensemble des poussières est assimilé à des particules de 10µm et de masse volumique 5000kg/m3. Cette dernière valeur est recommandée par l'ASTEE pour les particules émises par les UIOM

Tableau 13: Incertitudes relatives aux données d'entrée (CPT de Martigues-Ponteau, Source [10])

Annexe 5: Ratios C_{int}/C_{ext} pour différents polluants

Teneurs moyennes et maximales horaires intérieures et extérieures de différents polluants, associées au ratio C_{int}/C_{ext} au cours des différentes phases de campagnes de mesures hivernales (H) et estivales (E) dans différents types de bâtiments/pièces d'habitation (1, 2, 3, 4 et 5) :

Conditions : étapes et débits testés	Valeur moy. ext.		Valeur moy. int.		Ratio		Valeur horaire max. ext.		Valeur horaire max. int.		Ratio	
	H	E	H	E	H	E	H	E	H	E	H	E
1	79	37,43	77	35,55	0,97	0,95	286	135	263	107	0,92	0,79
2	75	41,20	69	37,74	0,92	0,92	489	137	390	115	0,80	0,84
3	77	29,57	64	27,59	0,82	0,93	420	94	316	66	0,75	0,70
4	60	45,15	49	38,85	0,81	0,86	658	212	426	143	0,65	0,67
5	81	39,32	74	36,18	0,92	0,92	460	159	351	131	0,76	0,82
6	/	45,81	/	43,95	/	0,96	/	129	/	119	/	0,92
7	/	42,27	/	41,05	/	0,97	/	186	/	189	/	1,01
8	/	35,52	/	33,89	/	0,95	/	101	/	85	/	0,84

Tableau 14: Teneurs en NO₂ [46]

Conditions : étapes et débits testés	Valeur moy. ext.		Valeur moy. int.		Ratio		Valeur horaire max. ext.		Valeur horaire max. int.		Ratio	
	H	E	H	E	H	E	H	E	H	E	H	E
1	13	ND	8	ND	0,67	/	112	ND	58	ND	0,52	/
2	16	ND	9	ND	0,59	/	119	ND	54	ND	0,45	/
3	13	ND	6	ND	0,45	/	77	ND	33	ND	0,43	/
4	14	ND	3	ND	0,25	/	59	ND	22	ND	0,37	/
5	11	ND	6	ND	0,52	/	84	ND	36	ND	0,43	/

Tableau 15: Teneurs en SO₂ [46]

Conditions : étapes et débits testés	Valeur moy. ext.		Valeur moy. int.		Ratio		Valeur horaire max. ext.		Valeur horaire max. int.		Ratio	
	H	E	H	E	H	E	H	E	H	E	H	E
1	22	16	17	14	0,77	0,88	65	36	46	30	0,71	0,83
2	16	18	13	14	0,78	0,78	78	44	51	31	0,65	0,70
3	19	11	15	9	0,78	0,82	60	37	45	18	0,75	0,49
4	21	16	17	13	0,80	0,81	85	41	50	31	0,59	0,76
5	20	20	17	16	0,83	0,80	71	31	49	25	0,69	0,81
6	/	16	/	15	/	0,94	/	32	/	31	/	0,97
7	/	15	/	14	/	0,93	/	38	/	31	/	0,82
8	/	16	/	15	/	0,94	/	25	/	24	/	0,96

Tableau 16: Teneurs en PM_{2,5} [46]

En période hivernale (conditions expérimentales) :

- 1= ventilation 102 m³/h
- 2= ventilation 56 m³/h
- 3= ventilation 56 m³/h / absorbant / chambre
- 4= ventilation 56 m³/h / absorbant / chambre+pièce
- 5= ventilation 56 m³/h

En période estivale :

- 1= ventilation 106 m³/h
- 2= ventilation 63 m³/h
- 3= ventilation 63 m³/h / absorbant / chambre
- 4= ventilation 63 m³/h / absorbant / chambre+pièce
- 5= ventilation 63 m³/h
- 6= ventilation 63 m³/h / 2 fenêtres espagnolettes
- 7= ventilation 63 m³/h / 1 fenêtre chambre
- 8= ventilation 63 m³/h

Annexe 6: Comparaison graphique de trois scénarios pour la prise en compte du BET

Scénario 1 (rouge):

Scénario selon lequel la concentration moyenne inhalée (CMI) du polluant (poussières ou SO₂) ne tient pas compte du taux d'exposition.

Scénario 2 (bleu):

Scénario selon lequel la CMI du polluant tient compte des coefficients de pénétration déterminés dans le rapport du CSTB.

Scénario 3 (vert):

Scénario selon lequel la CMI du polluant tient compte de l'étude de C. Boudet et al. selon laquelle le taux d'exposition proposé est de 0,7. Il tient en compte principalement les mouvements des individus dans la zone d'étude.

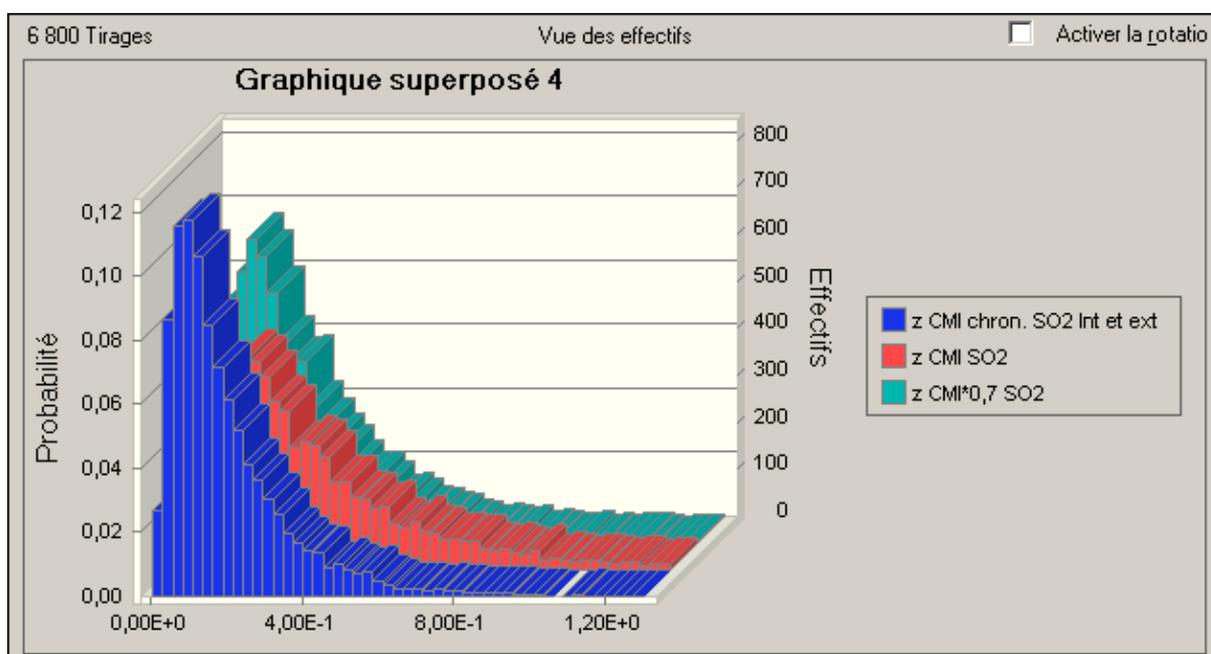


Figure 21: Distributions spatiales de probabilité de CMI de SO₂ correspondantes aux trois scénarios retenus

Statistique SO ₂	Scénario 1 (rouge) (µg/m ³)	Scénario 2 (bleu) (µg/m ³)	Scénario 3 (vert) (µg/m ³)
Moyenne	3,85.10 ⁻¹	2,07.10 ⁻¹	2,69.10 ⁻¹
Médiane	2,88.10 ⁻¹	1,55.10 ⁻¹	2,01.10 ⁻¹
Ecart-type	3,26.10 ⁻¹	1,83.10 ⁻¹	2,28.10 ⁻¹
Maximum	3,71	2,26	2,60
Minimum	1,51.10 ⁻²	8,31.10 ⁻³	1,06.10 ⁻²

Tableau 17: Données statistiques correspondantes aux distributions de probabilité des CMI de SO₂

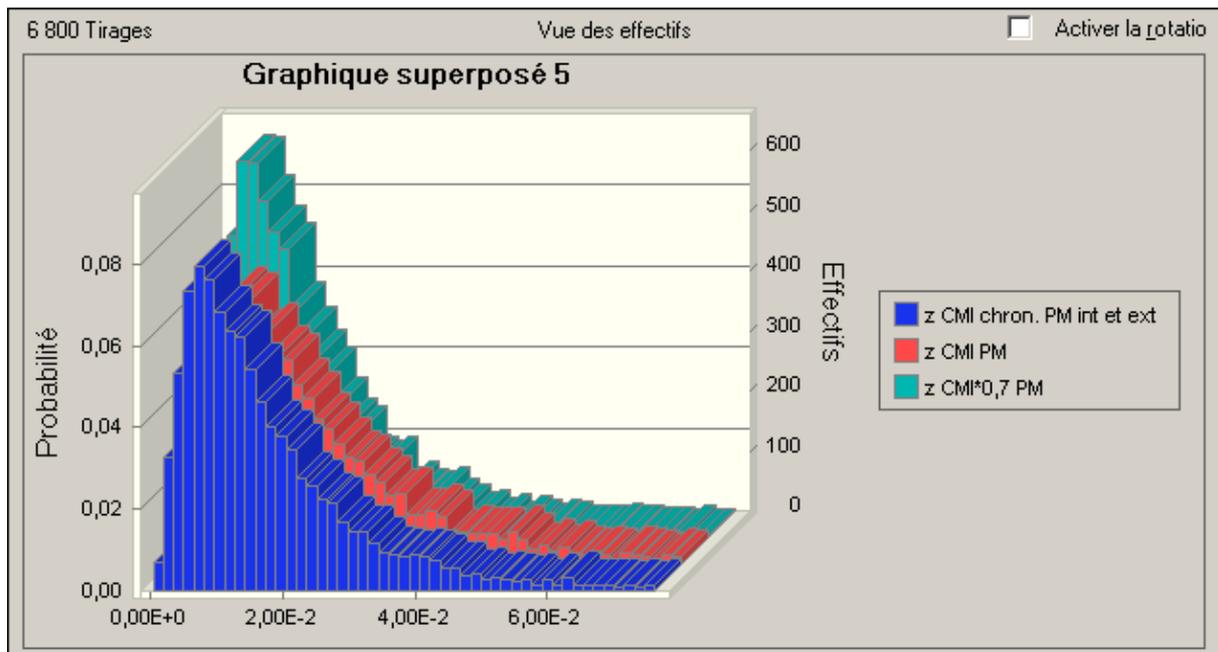


Figure 22: Distributions spatiales de probabilité de CMI de PM₁₀ correspondantes aux trois scénarios retenus

Statistique PM ₁₀	Scénario 1 (rouge) ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Scénario 2 (bleu) ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Scénario 3 (vert) ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Moyenne	$2,32 \cdot 10^{-2}$	$1,85 \cdot 10^{-2}$	$1,56 \cdot 10^{-2}$
Médiane	$1,69 \cdot 10^{-2}$	$1,40 \cdot 10^{-2}$	$1,18 \cdot 10^{-2}$
Ecart-type	$1,93 \cdot 10^{-2}$	$1,60 \cdot 10^{-2}$	$1,35 \cdot 10^{-2}$
Maximum	$2,11 \cdot 10^{-1}$	$1,73 \cdot 10^{-1}$	$1,48 \cdot 10^{-1}$
Minimum	$6,31 \cdot 10^{-4}$	$5,33 \cdot 10^{-4}$	$4,42 \cdot 10^{-4}$

Tableau 18: Données statistiques correspondantes aux distributions de probabilité des CMI de PM₁₀

Deux modèles (bleu et vert) considèrent l'action du BET sous deux angles différents. En effet, l'étude de C. Boudet et de ses collaborateurs indique que les résultats peuvent être minorés de 30% par rapport à une hypothèse « 100% du temps passé au domicile ». Toutefois, aucune différence n'avait été considérée entre les concentrations de polluants à l'extérieur ou à l'intérieur.

Le dernier scénario prend en compte la différence entre les concentrations intérieure et extérieure, mais en l'absence de données concernant le BET de la population sur le site impacté, il n'est pas possible de tenir compte de la variabilité spatiale des concentrations de polluants.

Les graphiques ci-dessus indiquent principalement que la prise en compte du BET implique une estimation de la CMI inférieure à celle utilisée couramment dans les EQRS (scénario 1).

Annexe 7: Valeurs et provenance des concentrations de polluants à l'émission

Polluant	Unité	Concentration à l'émission	Source
PM10	mg Polluant/m ^{3*}	1,00E+02	VLE
NOx	mg Polluant/m ^{3*}	5,40E+02	moyenne de mesures
SO2	mg Polluant/m ^{3*}	1,52E+03	moyenne de mesures
CO	mg Polluant/m ^{3*}	5,70E+00	moyenne de mesures
Arsenic	mg Polluant/m ³	8,76E-02	moyenne de mesures
Baryum	mg Polluant/m ³	2,74E-02	AP42
Bérylium	mg Polluant/m ³	2,97E-04	AP42
Cadmium	mg Polluant/m ³	1,39	moyenne de mesures
Chrome	mg Polluant/m ³	9,45E-02	moyenne de mesures
Cobalt	mg Polluant/m ³	2,20E-01	moyenne de mesures
Cuivre	mg Polluant/m ³	5,67E-01	moyenne de mesures
Manganèse	mg Polluant/m ³	1,19E-01	moyenne de mesures
Mercuré	mg Polluant/m ³	1,21E-03	AP42
Molybdène	mg Polluant/m ³	8,40E-03	AP42
Nickel	mg Polluant/m ³	1,39	moyenne de mesures
Plomb	mg Polluant/m ³	1,15E-01	moyenne de mesures
Vanadium	mg Polluant/m ³	8,52E-01	moyenne de mesures
Ac. Chlorhydrique	mg Polluant/m ³	3,70E+00	AP42
Ac. Fluorhydrique	mg Polluant/m ³	3,98E-01	AP42
Benzène	mg Polluant/m ³	2,28E-03	AP42
Ethylbenzène	mg Polluant/m ³	6,79E-04	AP42
Formaldéhyde	mg Polluant/m ³	3,52E-01	AP42
Toluène	mg Polluant/m ³	6,62E-02	AP42
Xylènes	mg Polluant/m ³	1,16E-03	AP42
1,1,1-Trichloroéthane	mg Polluant/m ³	2,52E-03	AP42
Dibenzo[a]anthracène	mg Polluant/m ³	1,78E-05	AP42
Naphtalène	mg Polluant/m ³	1,21E-02	AP42

Tableau 19: Concentrations des polluants à l'émission pour les tranches fuel du CPT de Martigues-Ponteau

* : Concentration calculée dans un gaz sec à 3% d'O₂

Annexe 8: Résultats de comparaison concernant les ERI et QD entre l'ERS et les estimations du logiciel probabiliste

Substances prises en compte dans l'ERS	ERI maximal calculé dans l'ERS	ERI max déterminé par CB	Percentile correspondant à l'ERI dans la distribution de probabilité calculée par CB	Borne de l'intervalle de confiance en prenant en compte les taux et fréquence d'exposition comme paramètres variables (DE=30 ans) à l'endroit le plus impacté*	
				Min.	Max.
CPT de Martigues-Ponteau					
Arsenic	$3,44.10^{-7}$	$1,1.10^{-6}$	P99,5	$1,6.10^{-7}$	$3,9.10^{-7}$
Béryllium	$6,51.10^{-10}$	$9,4.10^{-9}$	P99,9	4.10^{-10}	$7,4.10^{-10}$
Cadmium	$2,28.10^{-6}$	$2,5.10^{-5}$	P94,7	$1,4.10^{-6}$	6.10^{-6}
Chrome 6	$1,04.10^{-6}$	$4,0.10^{-5}$	P95	$6,3.10^{-7}$	$1,2.10^{-6}$
Nickel	$3,05.10^{-7}$	$6,4.10^{-7}$	P99,7	2.10^{-7}	$3,8.10^{-7}$
Benzène	$1,85.10^{-11}$	$2,2.10^{-11}$	P100	3.10^{-12}	$1,8.10^{-11}$
Formaldéhyde	$4,76.10^{-9}$	$6,3.10^{-9}$	P100	$1,2.10^{-9}$	$4,7.10^{-9}$
Dibenzo[a,h]anthracène	$1,95.10^{-11}$	$4,2.10^{-11}$	P99,9	$1,10^{-12}$	$2,2.10^{-12}$
Naphtalène	$3,76.10^{-10}$	$7,3.10^{-10}$	P99,9	$2,3.10^{-10}$	$4,3.10^{-10}$
ERI total	$4,35.10^{-6}$	$4,4.10^{-5}$	P94,2	$2,6.10^{-6}$	$1,98.10^{-5}$

Tableau 20: Comparaison entre les ERI calculés dans l'ERS et la modélisation effectuée à l'aide du logiciel probabiliste Crystal Ball

*l'endroit le plus impacté correspond à une plage de naturistes située à environ 100 mètres au sud est de la centrale [11].

Substances prises en compte dans l'ERS	QD chronique maximal calculé dans l'ERS	Bornes de l'intervalle de confiance en prenant en compte les VTR, taux et fréquence d'exposition comme paramètres variables à l'endroit le plus impacté*	
		Min.	Max.
CPT de Martigues-Ponteau			
NO ₂ (QD*)	$3,28.10^{-2}$	$2,2.10^{-2}$	$3,4.10^{-2}$
SO ₂ (QD*)	$7,39.10^{-2}$	4.10^{-2}	$9,1.10^{-2}$
HCl	$4,49.10^{-4}$	$2,3.10^{-4}$	6.10^{-4}
Benzène	$1,85.10^{-7}$	$9,2.10^{-8}$	$7,4.10^{-7}$
Ethylbenzène	$1,65.10^{-9}$	$1,9.10^{-10}$	$2,1.10^{-9}$
Formaldéhyde	$8,69.10^{-5}$	$4,3.10^{-5}$	$3,8.10^{-4}$
Toluène	$3,22.10^{-8}$	$1,6.10^{-8}$	$4,3.10^{-8}$
Xylènes	$2,82.10^{-8}$	$6,6.10^{-9}$	$3,8.10^{-8}$
1,1,1 Trichloroéthane	$6,12.10^{-9}$	3.10^{-9}	$8,2.10^{-9}$
PM ₁₀ *	$1,07.10^{-2}$	$9,9.10^{-2}$	$2,3.10^{-1}$
Arsenic	$6,22.10^{-3}$	$3,1.10^{-3}$	$8,3.10^{-3}$
Baryuim	$5,84.10^{-5}$	$2,9.10^{-5}$	$7,8.10^{-5}$

Béryllium	$3,16.10^{-5}$	$1,6.10^{-5}$	$4,2.10^{-5}$
Cadmium	$1,48.10^{-1}$	$7,4.10^{-2}$	2.10^{-1}
Chrome 6	$2,01.10^{-3}$	10^{-3}	$2,7.10^{-3}$
Cobalt	$4,69.10^{-3}$	$2,3.10^{-3}$	$6,3.10^{-3}$
Cuivre	$1,21.10^{-3}$	6.10^{-4}	$1,6.10^{-3}$
Manganèse	$5,07.10^{-3}$	$6,3.10^{-4}$	$6,8.10^{-3}$
Mercuré	$8,59.10^{-6}$	$4,3.10^{-6}$	$1,2.10^{-5}$
Molybdène	$1,49.10^{-6}$	$7,4.10^{-7}$	2.10^{-6}
Nickel	$3,29.10^{-2}$	$1,6.10^{-2}$	$4,4.10^{-2}$
Plomb	$4,90.10^{-4}$	$2,4.10^{-4}$	$6,6.10^{-4}$
Naphtalène	$8,59.10^{-6}$	$4,3.10^{-6}$	$1,2.10^{-5}$

Tableau 21: Comparaison entre les QD chroniques calculés dans l'ERS et la modélisation effectuée à l'aide du logiciel probabiliste Crystal Ball

*le site le plus impacté reste le même que pour les ERI : la plage naturistes des Cléments

Substances prises en compte dans l'ERS	QD aigu maximal calculé dans l'ERS	Bornes de l'intervalle de confiance des QD aigus de la distribution de probabilité calculée par CB au point le plus impacté	
		Min.	Max.
CPT de Martigues-Ponteau			
NO ₂	$5,10.10^{-1}$	$4,2.10^{-2}$	$6,7.10^{-1}$
CO	$4,65.10^{-5}$	$3,3.10^{-6}$	$5,8.10^{-5}$
PM ₁₀	$1,24.10^{-1}$	$1,3.10^{-3}$	$1,6.10^{-1}$
Pentoxyde de vanadium	$2,64.10^{-1}$	3.10^{-3}	$4,4.10^{-1}$
Arsenic	$8,81.10^{-2}$	$1,1.10^{-3}$	$2,6.10^{-1}$
Cuivre	$1,08.10^{-3}$	4.10^{-5}	$1,5.10^{-3}$
Mercuré	$1,28.10^{-4}$	4.10^{-6}	$2,5.10^{-4}$
Nickel	$4,43.10^{-2}$	$1,3.10^{-3}$	$1,1.10^{-1}$
SO ₂ *	$9,57.10^{-1}$	$6,8.10^{-3}$	$5,5.10^{-1}$
HF	$1,78.10^{-2}$	$1,4.10^{-5}$	$1,1.10^{-3}$
Benzène	$6,15.10^{-6}$	$4,4.10^{-8}$	$3,5.10^{-6}$
Formaldéhyde	$5,63.10^{-4}$	4.10^{-6}	$3,2.10^{-4}$
Toluène	$1,39.10^{-7}$	$9,8.10^{-9}$	$7,8.10^{-7}$
Xylènes	$1,05.10^{-8}$	$7,5.10^{-11}$	6.10^{-9}
1,1,1 Trichloroéthane	$1,84.10^{-8}$	$1,3.10^{-10}$	$1,1.10^{-8}$
HCl	$3,33.10^{-4}$	$2,5.10^{-5}$	$4,4.10^{-4}$

Tableau 22 : Comparaison entre les QD aigus calculés dans l'ERS et la modélisation effectuée à l'aide du logiciel probabiliste Crystal Ball

Annexe 9: Analyses de sensibilité

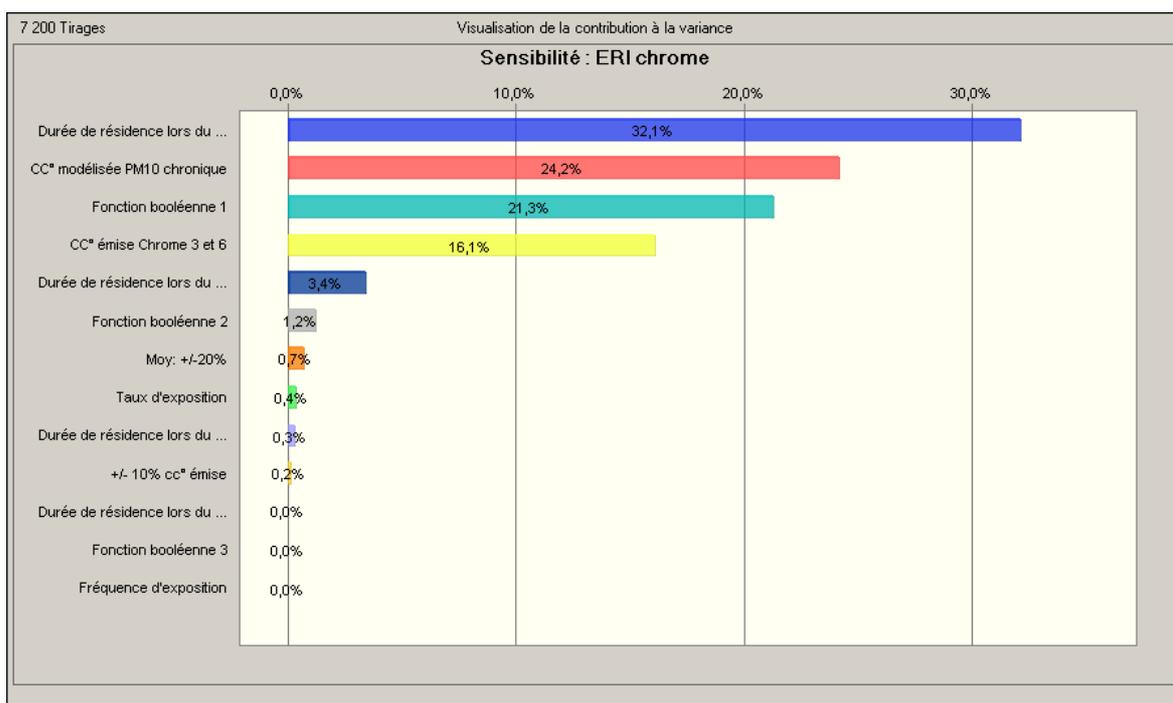


Figure 23: Analyse de sensibilité de l'ERI lié à l'inhalation chronique de chrome

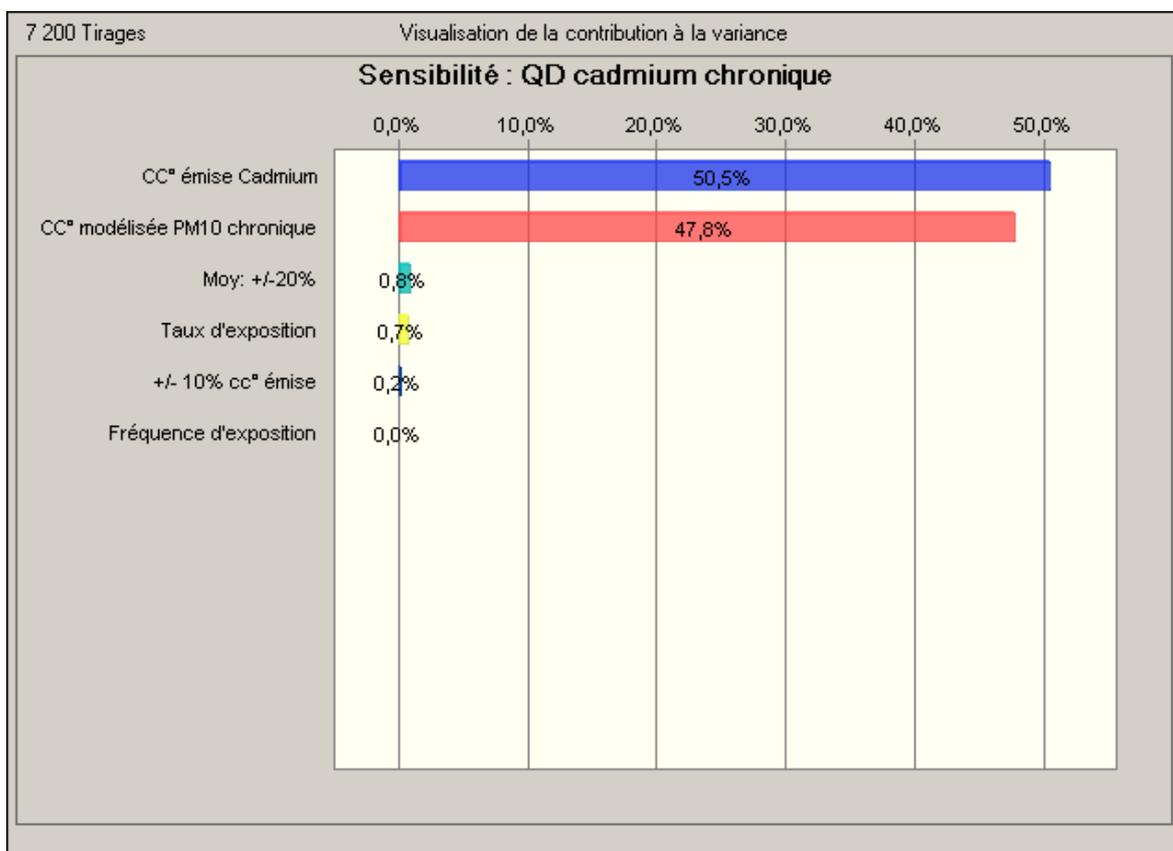


Figure 24: Analyse de sensibilité pour le calcul du QD lié à l'inhalation chronique de cadmium

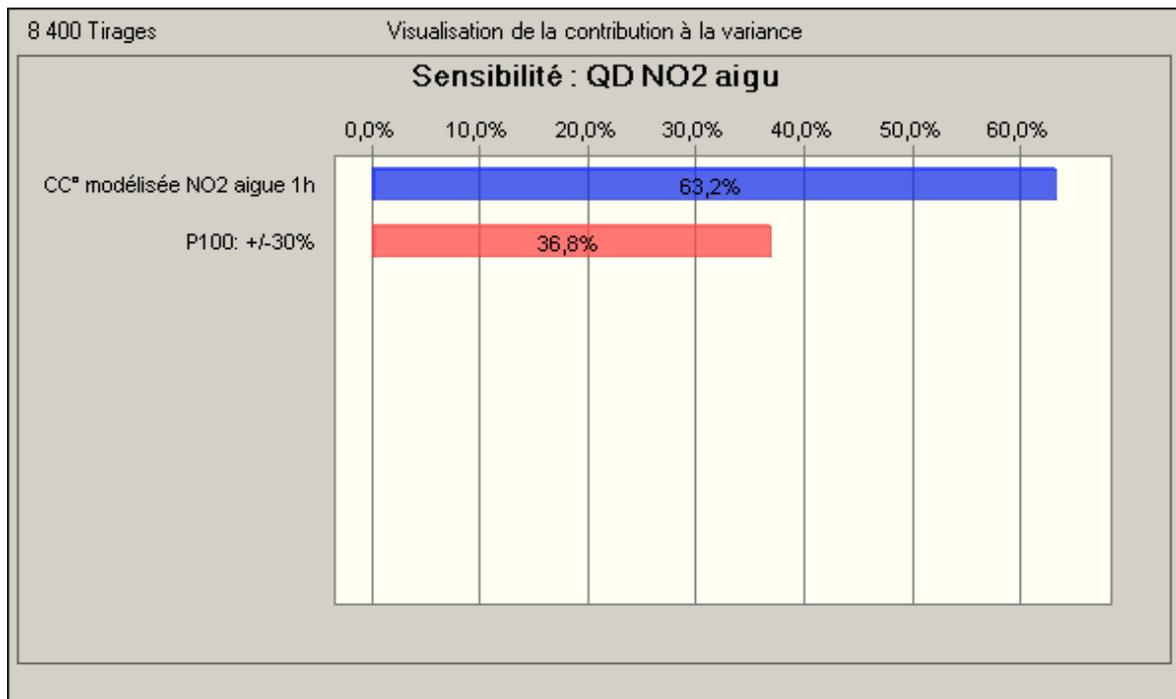


Figure 25 : Analyse de sensibilité pour le calcul du QD lié à l'inhalation chronique de cadmium

Annexe 10 : Démarche utilisée pour la détermination des variations temporelles du QD aigu lié à l'inhalation de NO₂

Les concentrations horaires du NO₂ ont été déterminées pour 2003, 2004 et 2005 pour le site le plus impacté : la plage naturiste des Cléments (site n°75 dans l'ERS). Après avoir classé et tracé les courbes correspondantes aux concentrations horaires en NO₂ pour les 3 années, on remarque que:

1. La concentration de NO₂ ne subit pas de grandes variations d'une année sur l'autre comme l'indique la **Figure 26**. Les ordres de grandeurs restent les mêmes, et on observe deux pics de concentrations dans l'année : entre juillet et août (200-240^{ème} jour) et entre décembre et janvier (330^{ème} et 30^{ème} jour). Par conséquent, lorsque les concentrations de NO₂ sont classées pour ensuite être tracées par ordre croissant, on remarque une grande similitude entre 2003, 2004 et 2005 (**Figure 27**). Par la suite, l'année 2004, pour laquelle la concentration maximale horaire a été calculée (107µg/m³), sera utilisée par la suite.

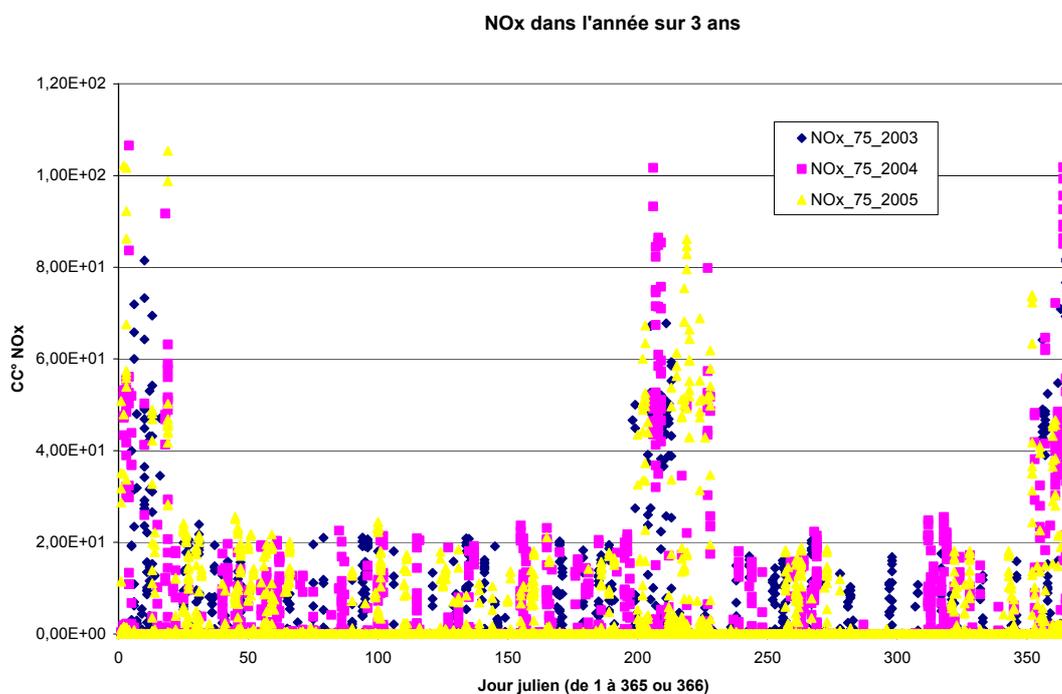


Figure 26: Concentration du NO₂ calculée au cours de l'année pour 2003, 2004, 2005

NOx au point 75 sur 3 ans

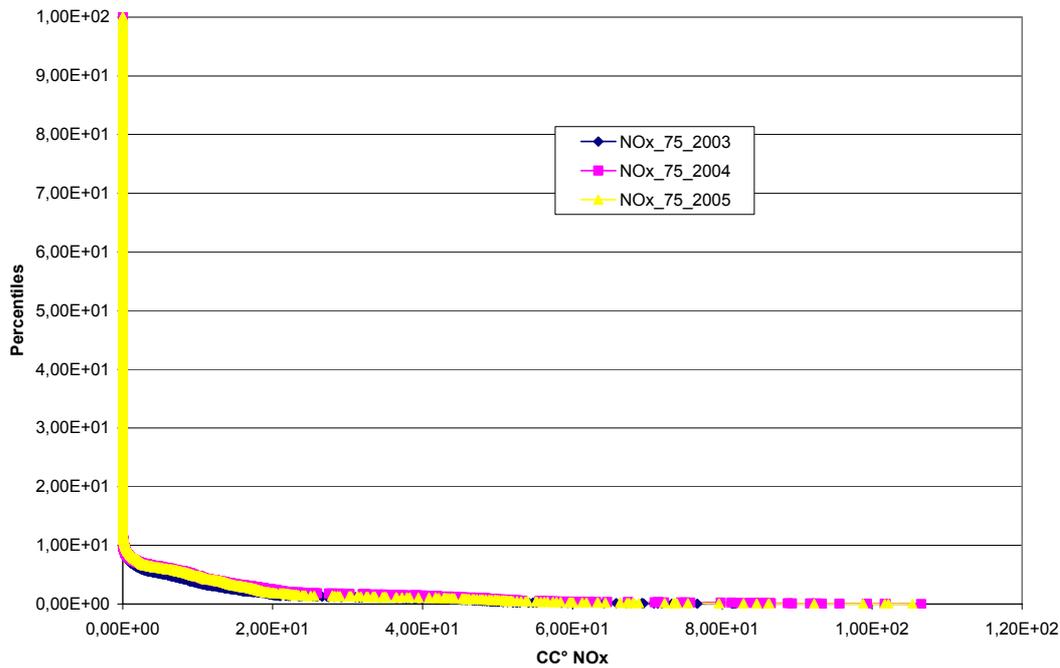


Figure 27: Concentration du NO₂ après classement par ordre décroissant (distribution de probabilité cumulée inversée)

- Sur le second graphique, on remarque qu'une grande partie des valeurs calculées sont nulles ou très faibles, proche de 0 (la plus petite valeur non-nulle est environ 10^{-34} mg/m³). Celles-ci représentent la majorité des valeurs.

La courbe de valeurs ne correspond (ressemble) pas aux différentes lois proposées par CB du fait du nombre de valeurs proches de 0. Le Batch Fit du logiciel ne fournit pas de distribution de probabilité acceptable. Afin de permettre l'approximation d'une distribution correspondant à une loi de probabilité disponible dans la base de données de CB, il a alors été nécessaire de rendre les concentrations « plus lisibles » par le logiciel probabiliste.

La méthode proposée consiste à prendre en compte les concentrations supérieures à une certaine valeur que l'on aura décidée.

Substance	Limite minimale choisie (µg/m ³)	% de valeurs > 0	% de valeurs > limite choisie
NO ₂	0,01	17,5	10

Tableau 23: Choix de la valeur de la concentration minimale de polluant pour CB

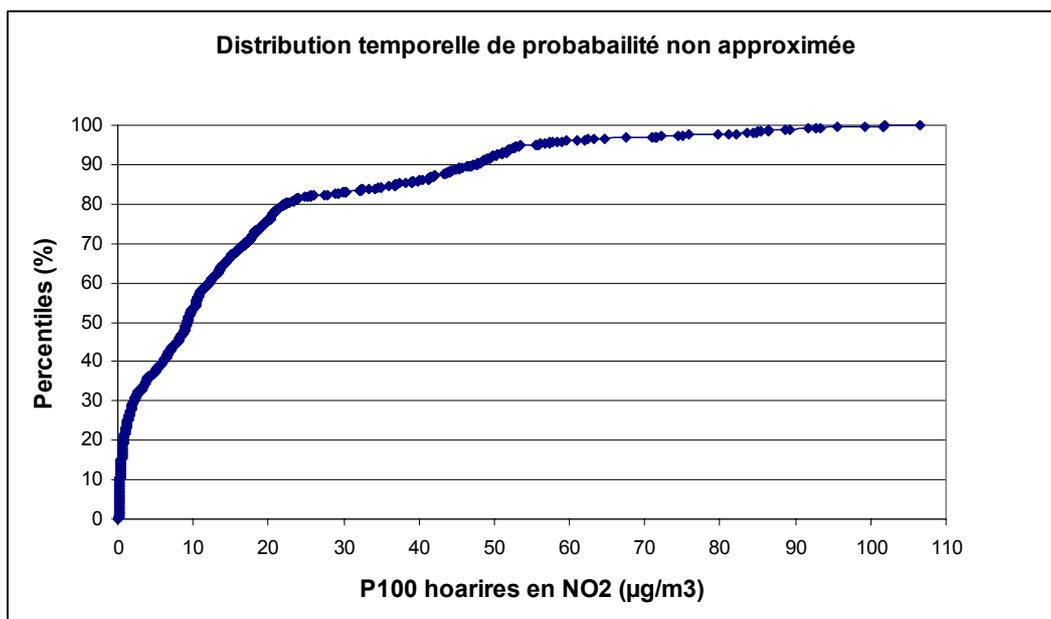


Figure 28: Distribution des concentrations de NO₂ (>0,01) en 2004 aux Cléments

La distribution de probabilité définie par CB comme étant la plus proche de la réalité (Figure 28) est de forme Gamma. Ses caractéristiques figurent sur la Figure 29.

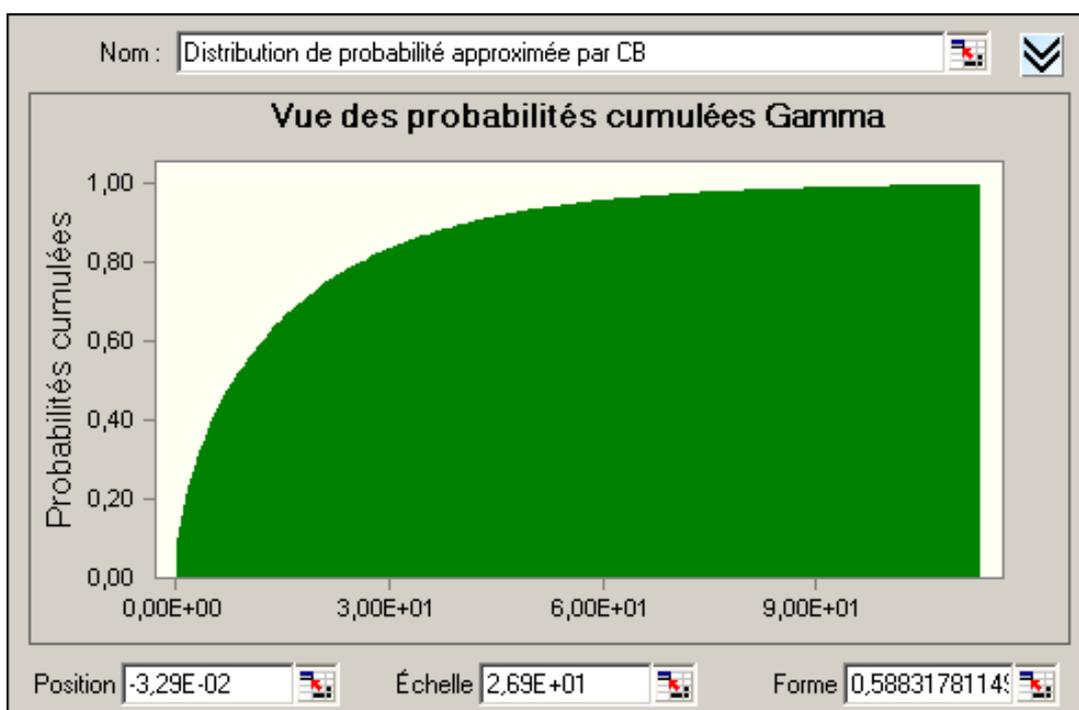


Figure 29: Distribution des concentrations de NO₂ (>0,01) en 2004 aux Cléments approximée par CB

Cette distribution de probabilité, déterminée par le Batch Fit de CB, correspond uniquement aux périodes pendant lesquelles les concentrations de polluants dépassent une valeur seuil (proche de 0) prédéfinie. Cette distribution surestime donc la réalité puisqu'elle ne tient compte que de 10 des valeurs les plus fortes observées aux Cléments. Par simplification, on estime qu'en dessous du seuil-limite, les concentrations peuvent être considérées comme nulles et une fonction nulle peut y être attribuée (les valeurs inférieures à $10^{-2} \mu\text{g}/\text{m}^3$ peuvent raisonnablement être considérées comme nulles).

On applique la formule suivante pour le calcul du QD aigu lié à l'inhalation de NO₂:

$$QD = \frac{f(\text{oui / non}) \cdot f(\text{distribution}) \cdot f(\text{incertitude})}{VTR}$$

avec *QD* : Quotient de Danger

f(oui / non) : fonction booléenne

f(distribution) : Distribution de probabilité

VTR : Valeur toxicologique de référence

f(incertitude) : Incertitude liée aux résultats de modélisation (+/-30%)

La fonction booléenne attribue la valeur 1 lorsque la valeur-seuil de la concentration du polluant est atteinte ou dépassée (**Tableau 23**). Dans ce cas là, la distribution de probabilité déterminée par l'outil Batch Fit de CB est alors appliquée. Par conséquent, toutes les valeurs nulles (considérées comme nulles car se trouvant sous la valeur-limite) sont bien représentées dans les distribution de probabilité de sortie ($f(\text{oui / non}) = 0$).

La prise en compte des valeurs nulles influence beaucoup la variable de sortie : plus le nombre de concentrations nulles sera grand, et plus les concentrations correspondantes à des percentiles décroissants auront tendance à décroître rapidement ; comme l'indiquent les distributions suivantes.

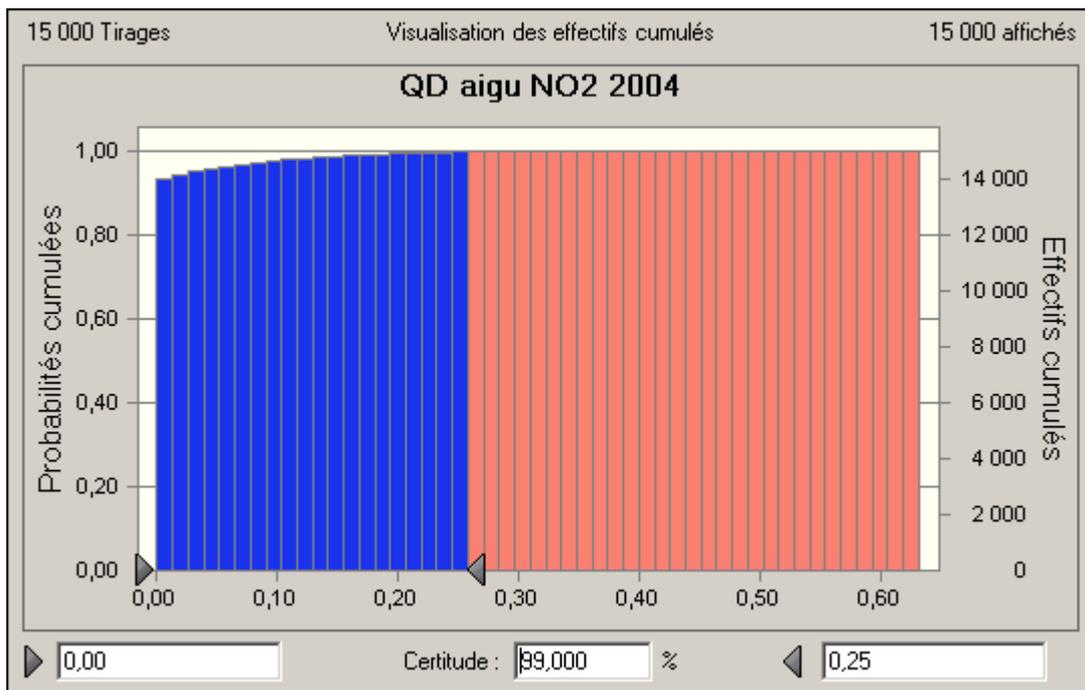


Figure 30: Distribution de probabilité cumulée des QD aigus liés à l'inhalation de NO₂

Dans ce cas précis, seule l'incertitude de modélisation intervient, alors il n'est pas nécessaire d'utiliser CB. En effet, une simple translation de + 30% de l'abscisse (concentration de NO₂) aurait permis de se rendre compte du « pire cas » (la modélisation sous-estime de 30% les concentrations réelles).

Toutefois, si un autre polluant, mesuré à l'émission, avait été pris en compte, deux autres paramètres variants seraient intervenus correspondant à la variabilité et à l'incertitude des mesures faites sur site.

Un autre exemple peut être pris. Nous avons vu que le QD* aigu lié à l'inhalation de SO₂ était aussi, tout comme celui du NO₂ assez important. Une démarche équivalente à celle précédemment détaillée est possible pour la détermination des QD aigus du SO₂. La valeur guide (125µg/m³) va bientôt être remplacée par une VTR ayant fait l'objet d'une étude épidémiologique. Cette nouvelle valeur a été déterminée à 26,2µg/m³. Une partie des QD correspondants (3,27% des valeurs calculées par CB) dépassent la valeur seuil 1 comme le montre la figure suivante :

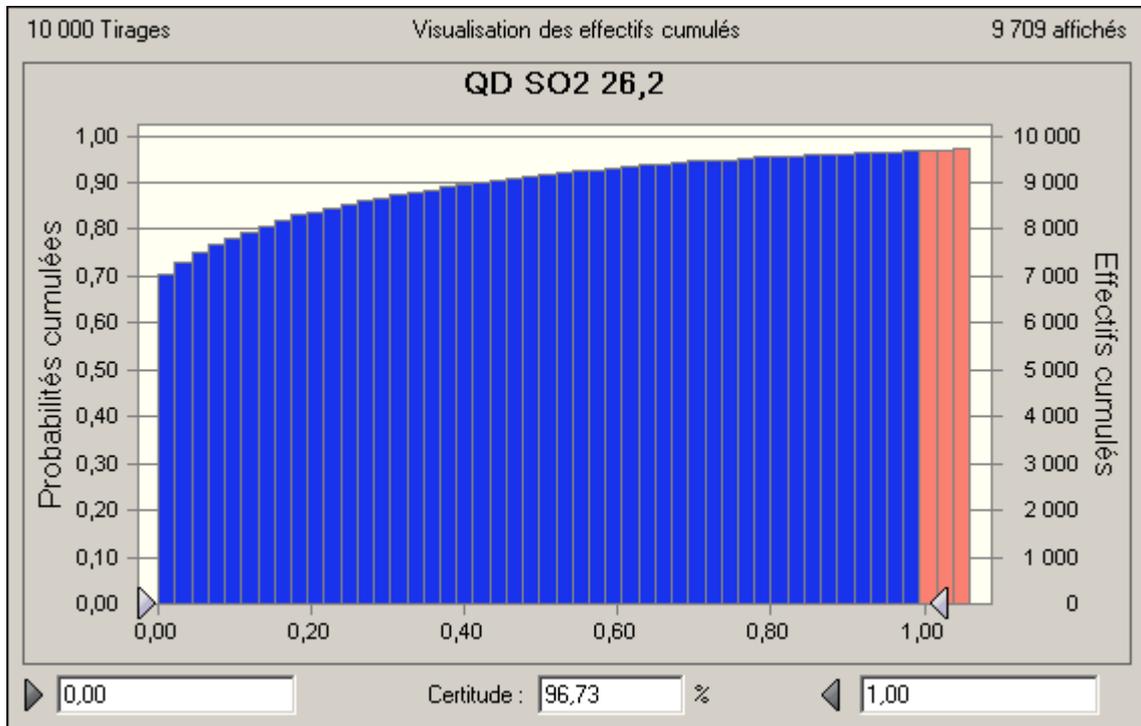


Figure 31: Distribution de probabilité cumulée des QD aigus liés à l'inhalation de SO₂

Annexe 11 : Impact de la forme de la distribution sur l'analyse de sensibilité. Cas du Cadmium

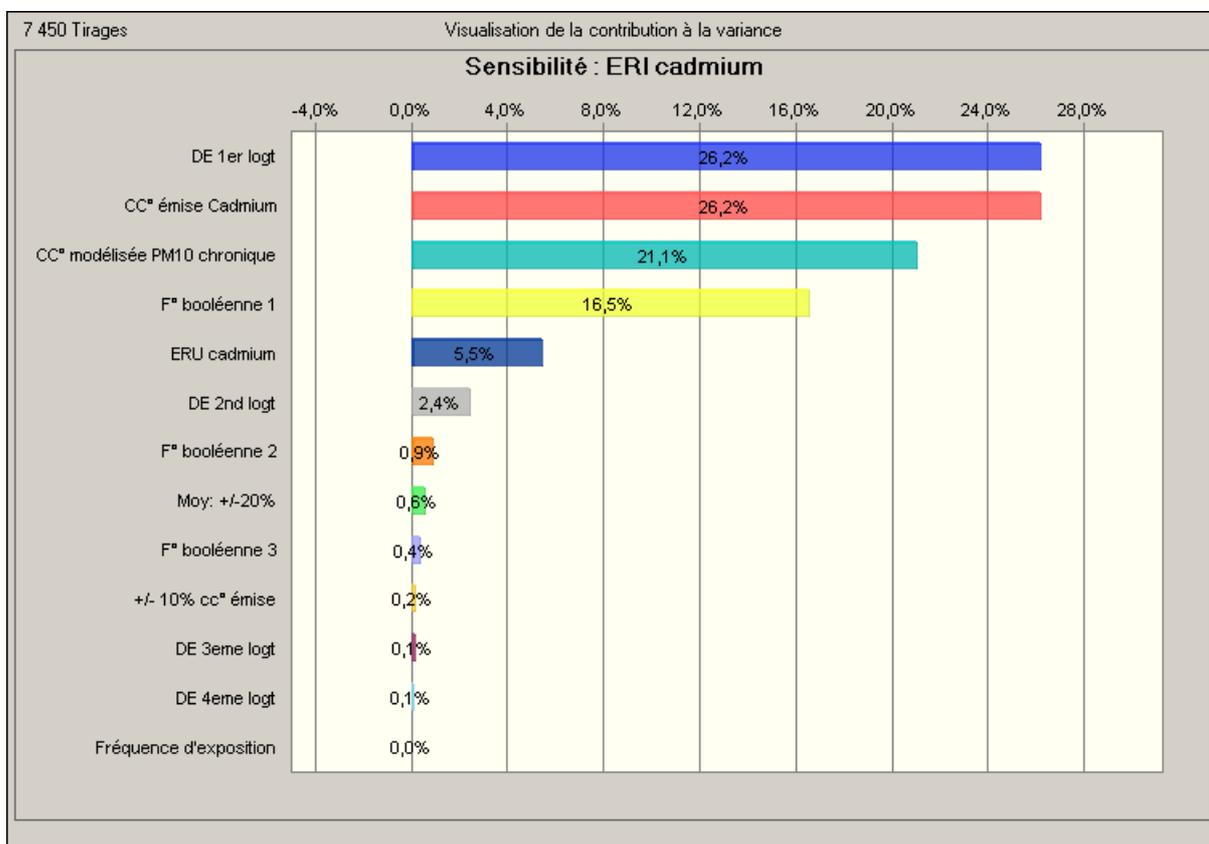


Figure 32: Distribution de probabilité uniforme des concentrations de cadmium émis

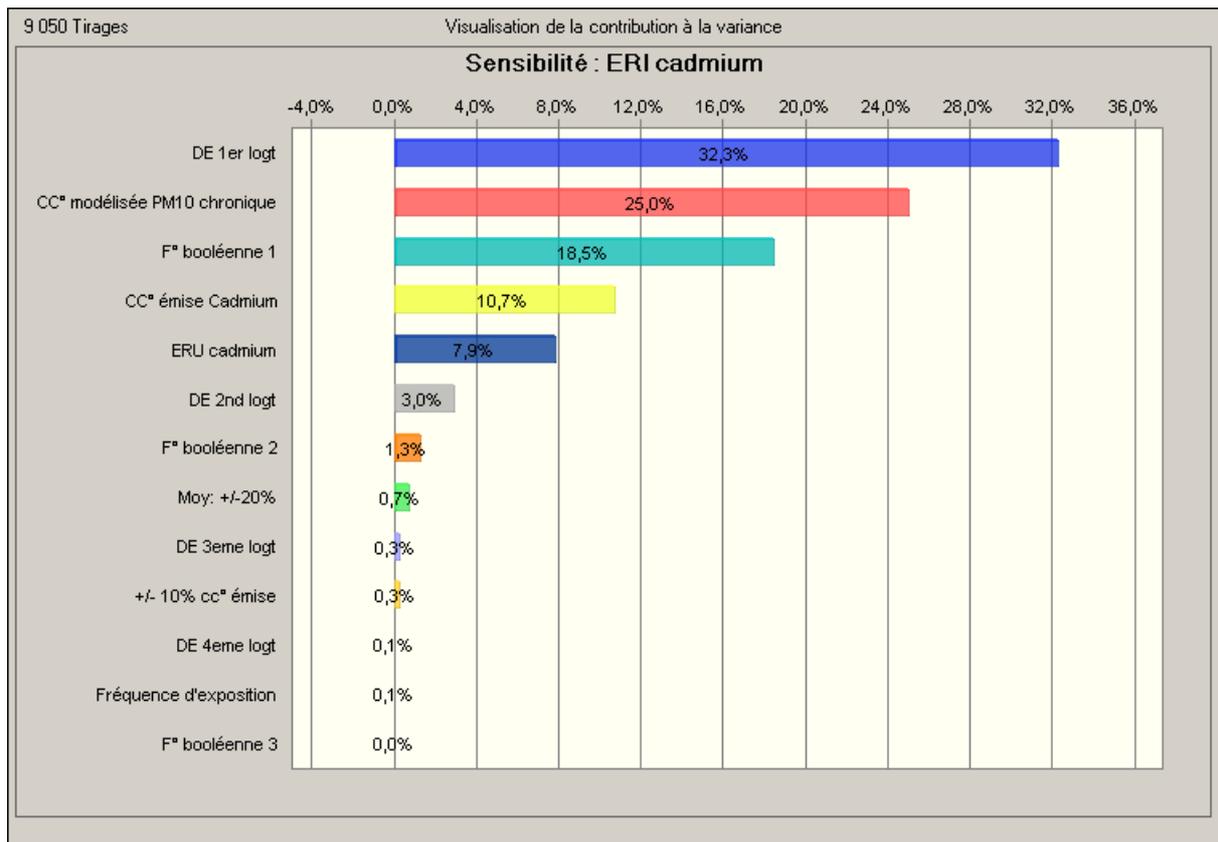


Figure 33: Distribution de probabilité triangulaire centrée des concentrations de cadmium émis

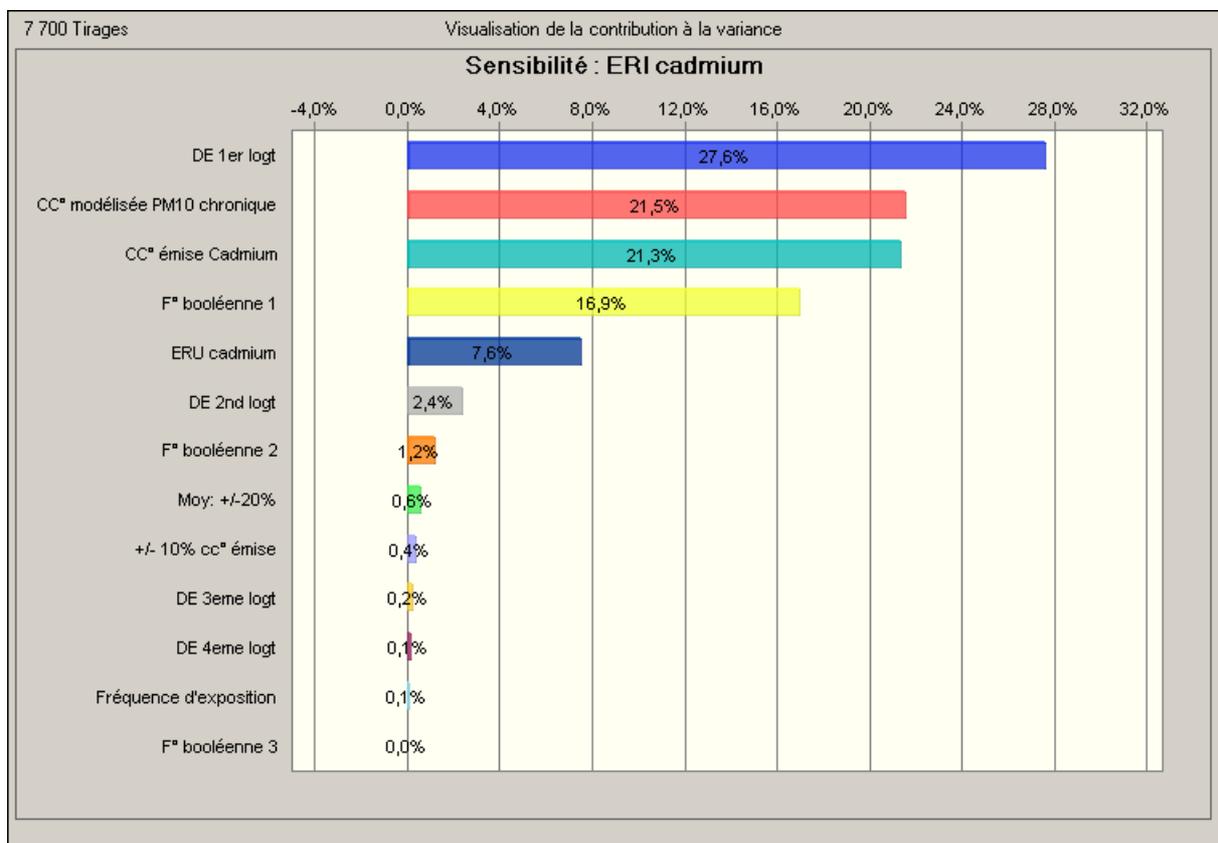


Figure 34: Distribution de probabilité triangulaire (min 500) des concentrations de cadmium émis

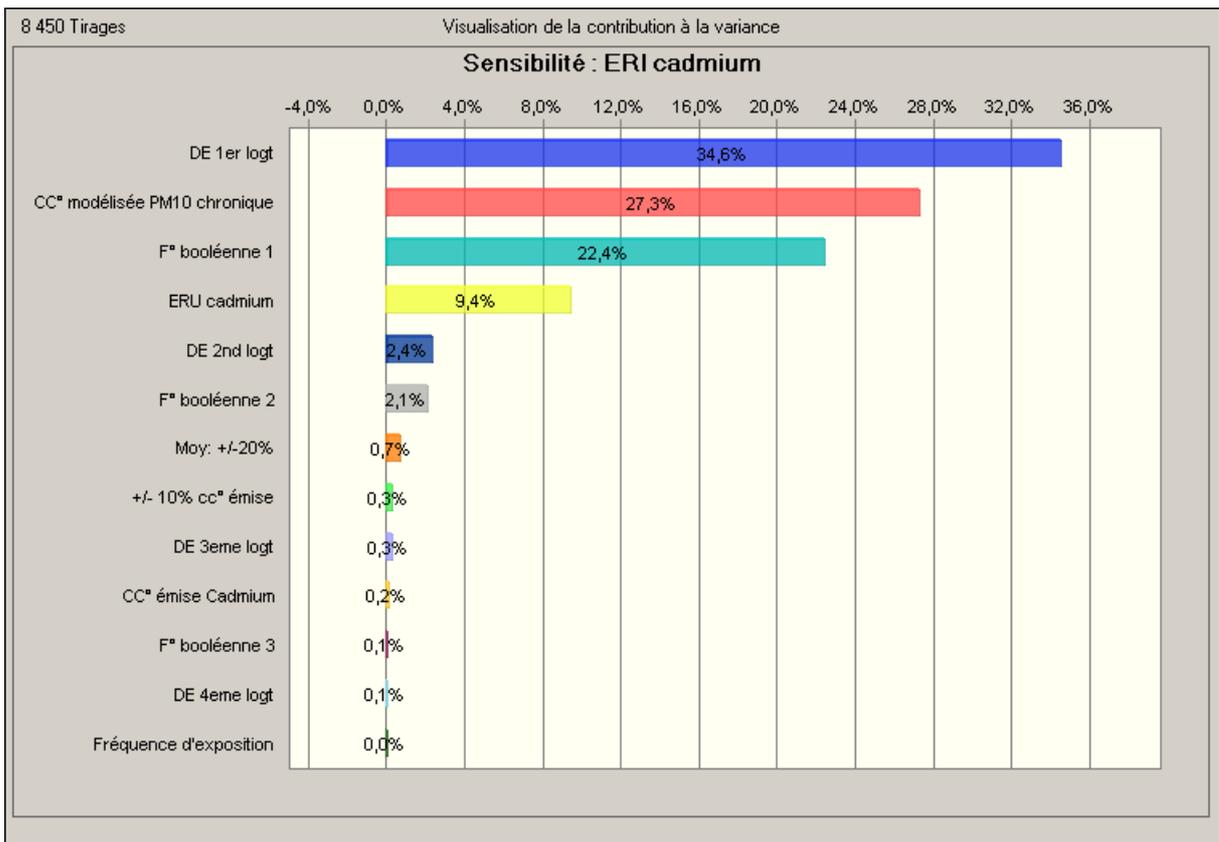


Figure 35 : Distribution de probabilité log normale centrée des concentrations de cadmium émis (Ecart type de $100\mu\text{g}/\text{m}^3$)

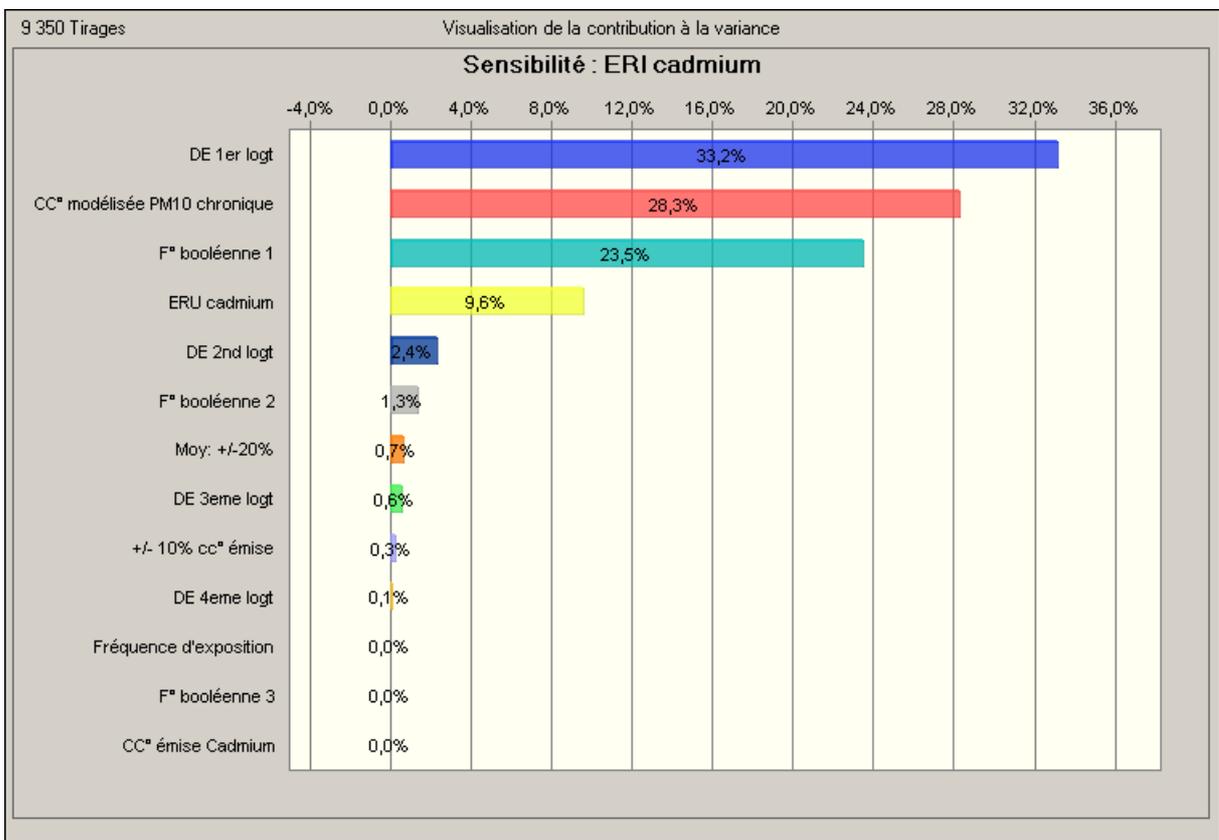


Figure 36 : Distribution de probabilité lognormale centrée des concentrations de cadmium émis (Ecart type de $20\mu\text{g}/\text{m}^3$)

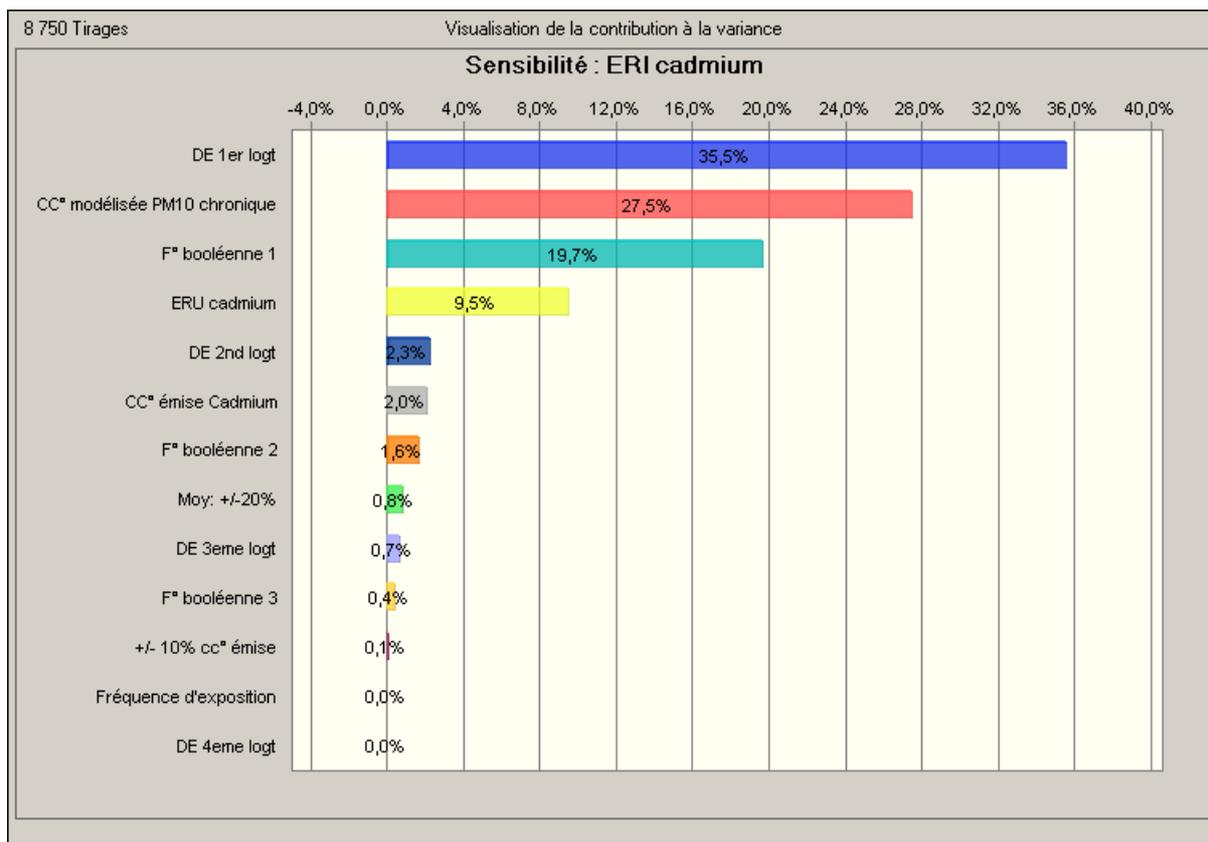


Figure 37 : Distribution de probabilité log normale non centrée des concentrations de cadmium émis (Ecart type de 100µg/m³)

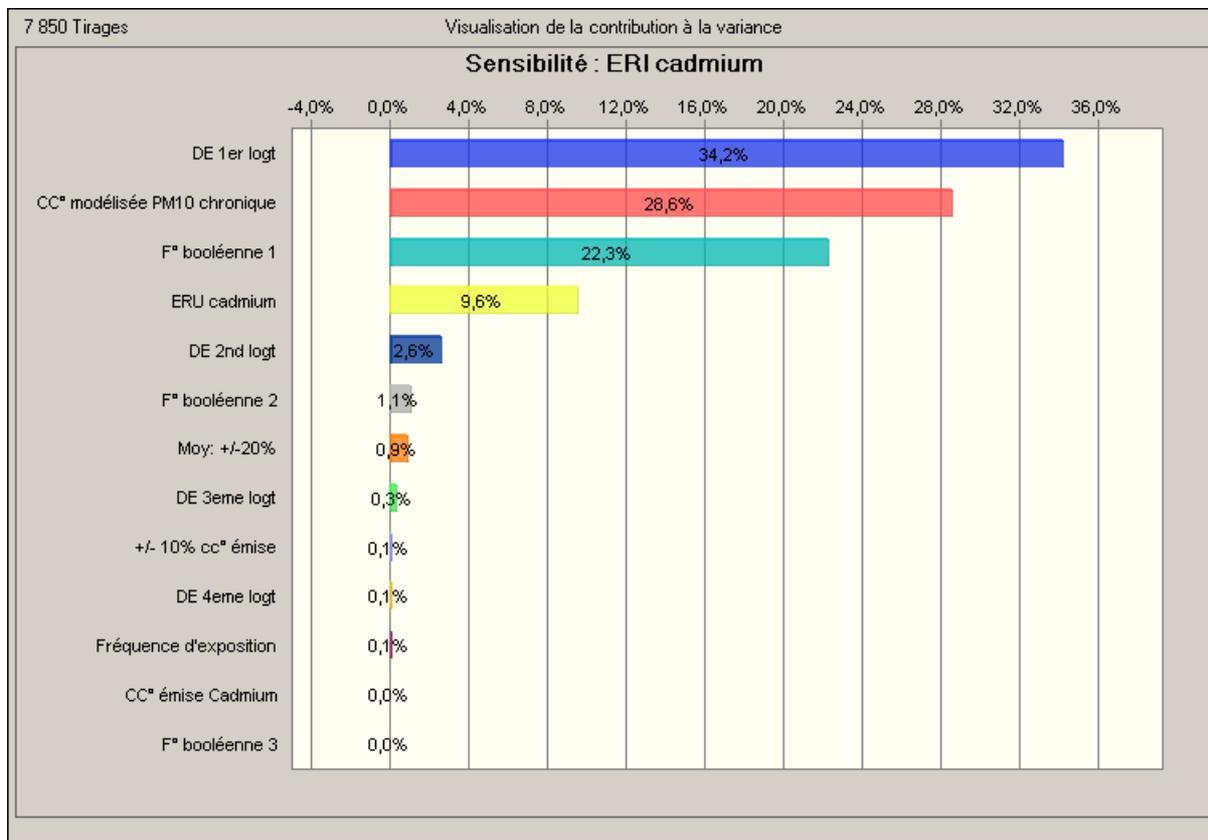


Figure 38 : Distribution de probabilité log normale non centrée des concentrations de cadmium émis (Ecart type de 20µg/m³)

MARCHAIS

Adrien

26.09.2007

Ingénieur du génie sanitaire

Promotion 2007

**Quantification de l'incertitude relative
à l'évaluation des risques sanitaires (ERS)**

liés à l'inhalation des rejets atmosphériques canalisés de

Résumé :

L'incertitude, affectant les évaluation des risques sanitaires (ERS), provient des hypothèses de calcul, des défauts d'information ou de connaissances et de la variabilité vraie des paramètres utilisés. Son étude, en fin d'ERS, est nécessaire lorsque l'estimation des risques s'approche ou dépasse la valeur-seuil recommandée. Ce mémoire utilise comme support une ERS traitant des risques liés à l'inhalation de polluants atmosphériques émis par une centrale thermique. Il a pour objectif la quantification de l'impact des incertitudes sur l'estimation des risques (ERI et QD).

Après avoir effectué un inventaire des sources d'incertitudes propres à ce type d'ERS, l'impact de six paramètres d'entrée a été étudié. Le choix de ces variables a été conditionné par la présence de données (issues de la littérature ou de mesures) permettant une bonne caractérisation de leur intervalle de variation. Les paramètres retenus ont été : les valeurs toxicologiques de référence, les concentrations de polluants émises, les concentrations de polluants modélisées par un logiciel de dispersion, la durée, la fréquence et le taux d'exposition. Le logiciel probabiliste Crystal Ball a été utilisé pour la détermination des distributions de probabilité des variables de sortie par méthode Monte Carlo.

L'étude a débouché sur trois types de résultats. Les distributions de probabilité des ERI et QD ont permis de déterminer la variation des estimations des risques dans la zone impactée. Des analyses de sensibilité ont montré que la durée d'exposition comme étant le paramètre ayant le plus de poids la variable de sortie pour les risques sans seuil. Pour les risques à seuil, les variabilités liées aux concentrations émises de polluants et aux concentrations modélisées ont impacté le plus sur la variance des QD. Enfin, les graphiques 2D ont permis de montrer que les incertitudes pouvaient doubler l'estimation du risque pour les forts percentiles de la distribution de probabilité des ERI ou QD.

La non prise en compte de certaines variables d'entrée et le manque d'information concernant les paramètres retenus dans le cadre de ce travail (notamment sur les incertitudes de mesures des polluants à l'émission sur les incertitudes intrinsèques au modèle de dispersion) n'a pas permis de rendre compte exactement de leur importance dans l'estimation finale. Toutefois, ce mémoire a permis non seulement la quantification d'une partie des incertitudes d'une ERS, mais aussi et surtout, l'identification des étapes critiques et des points faibles de cette démarche.

Mots clés : Incertitudes, quantification, ERS, Monte Carlo

L'École Nationale de la Santé Publique n'entend donner aucune approbation ni improbation aux opinions émises dans les mémoires : ces opinions doivent être considérées comme propres à leurs auteurs.