

UNIVERSITE SAAD DAHLAB DE BLIDA 1

Faculté de Technologie

Département de Génie Mécanique

THESE DE DOCTORAT EN SCIENCES

En Mécanique
Option : Génie Mécanique

SIMULATION NUMERIQUE DE LA DISPERSION ATMOSPHERIQUE ACCIDENTELLE
DE RADIONUCLEIDE D'UN REACTEUR NUCLEAIRE

Par

Ahmed DAHIA

Devant le jury composé de :

Y. BENKHEDA	Professeur, Université Saâd DAHLAB., Blida	Président
M. BOUGHEDDAOUI	Professeur, Université Saâd DAHLAB., Blida	Examineur
A. MATAOUI	Professeur, Université USTHB., Alger	Examineur
S. HANINI	Professeur, Université Yahia FARES., Médéa	Examineur
T. REZOUG	Professeur, Université Saâd DAHLAB., Blida	Directeur de thèse
D. MERROUCHE	Maitre de Conférences., CRNB/COMENA	Co-Directeur de thèse

Blida, Mai 2019

A mes chers parents en témoignage de reconnaissance

A ma femme, à mes enfants

A mes frères et sœurs

ملخص

في الوقت الحالي أصبحت التنبؤات بعواقب التسرب الإشعاعي في الغلاف الجوي بعد وقوع حادث ممكنة بفضل استخدام النماذج الرقمية التي تتكهن بانتشار الملوثات الإشعاعية بمراعاة الظروف الجوية لمواقع الحادث. من أجل التنبؤ بتركيزات النشاط الإشعاعي، لتدابير أمنية وللتأهب لحالات الطوارئ، فإن مشروع أطروحائنا مبني أساساً في هذا السياق.

في الجزء الأول من عملنا، تم تطوير خوارزمية رقمية لحل المعادلات التي تتحكم في ظاهرة الانتشار في الغلاف الجوي في أشد الظروف. يعتمد النموذج المستخدم على منهج غوسي قياسي لتسرب محدد ومستمر المطبق للتدفق المتجانس والثابت على أرض مستوية، دون التغيير في الزمان والمكان لظروف الأرصاد الجوية والانبعاثات. كانت الإصدارات المنبعثة من حادثة فوكوشيما دايتشي التي وقعت في 12 مارس 2011 موضوع حالة دراستنا، والتي أستخدم فيها المعاملات الجوية كمدخلات أولية لحساب الانتشار في هذه المنهجية. وللتحقق من صحة هذا النموذج، تم مقارنة النتائج المحصل عليها بواسطة المحاكاة الرقمية مع القياسات المأخوذة والمسجلة أثناء وقوع الحادث. وتبين عمليات المحاكاة التي أجراها النموذج عن سلوكيات مماثلة للقياسات في ظروف مستقرة إلى حد ما في الحقول القريبة. ومع ذلك تظهر النتائج، بعد التحليل، بعض العيوب في النمذجة الميدانية فيما يخص المناطق البعيدة من مصدر الانبعاث. أدى التقييم الكمي لمعاملات الانتشار الجوي إلى قيم مرضية ; كانت النمذجة متوافقة بشكل جيد مع النتائج المرجعية التجريبية.

في الجزء الثاني من عملنا، تمت مناقشة دراسة التأثير على تقدير العواقب الإشعاعية على النظم البيئية والسلاسل الغذائية. ويشمل هذا الجزء حساب التركيز والترسب على الأرض، وكذلك تحديد مستويات تعرض السكان لمختلف مصادر الإشعاع. تتوافق هذه المستويات مع المناطق المعمورة التي يكون التعرض فيها في أقصى مستوياتها عن طريق الاستنشاق والابتلاع.

الكلمات المفتاحية: فوكوشيما دايتشي، النموذج الغوسي، العناصر المشعة، الانتشار الجوي، العواقب الإشعاعية

Résumé

Actuellement les prévisions des conséquences de rejets radioactifs dans l'atmosphère, suite à évènement accidentel, sont rendues possibles grâce à l'utilisation des modèles numériques prédictifs la dispersion des radio-polluants en tenant en compte les conditions météorologiques des sites suspectés. Afin de prévoir les concentrations de la radioactivité pour une analyse de sûreté et de préparation aux urgences, notre projet de thèse s'inscrit principalement dans ce contexte.

Dans le premier volet dans notre travail, un algorithme numérique a été développé pour la résolution des équations régissant le phénomène de la dispersion atmosphérique dans les conditions accidentelles les plus sévères. Le modèle utilisé est basé sur une approche Gaussienne standard d'un rejet ponctuel et continu appliqué pour un écoulement homogène et stationnaire sur un terrain plat, sans modification dans le temps et dans l'espace des conditions météorologiques et d'émission. Les rejets de l'accident de Fukushima Daiichi survenu le 12 mars 2011 ont fait l'objet d'un cas d'étude, dont la paramétrisation de la météorologie empirique sert d'entrée pour les calculs de la dispersion dans la présente méthodologie. Pour la validation de ce modèle, les résultats obtenus par simulation numérique ont été comparés aux mesures collectées et enregistrées durant l'accident.

Les simulations réalisées par le modèle développé montrent des comportements similaires aux mesures en conditions modérément stable en champs proche. Cependant, les résultats, analysés montrent quelques défauts de modélisation en champs lointain de la source d'émission. L'évaluation quantitative des coefficients de dispersion atmosphérique a permis d'aboutir à des valeurs promoteurs. La modélisation a été en bonne accord avec les résultats expérimentaux de référence disponibles dans la littérature.

Dans le deuxième volet de notre travail, une étude d'impact pour l'estimation des conséquences radiologiques sur les écosystèmes et les chaînes alimentaires menant à l'homme a été abordée. La démarche comporte le calcul de la concentration et la déposition au sol, ainsi que la détermination des niveaux d'exposition de la population aux différentes sources de rayonnements. Ces niveaux correspondent aux zones habitées pour lesquelles l'exposition est maximale par voie d'inhalation et d'ingestion.

Mots clés : Fukushima Daiichi, Modèle gaussien, Radionucléides, Dispersion Atmosphérique, Conséquences radiologiques.

Abstract

Currently, the predictions of the consequences of radioactive releases into the atmosphere, following an accidental event, are possible to use of the numerical models predicting the dispersion of the radionuclides by taking into account the meteorological conditions of the suspected sites. In order to predict the concentrations of radioactivity for a safety analysis and emergency preparedness, our thesis project is mainly in this context.

In the first part of our work, a numerical algorithm has been developed for solving the equations governing the phenomenon of atmospheric dispersion under the most severe accident conditions. The used model is based on a standard Gaussian approach of a continuous release applied for a homogeneous and stationary flow on a flat ground, without modification in time and space of meteorological and emission conditions. The releases from Fukushima Daiichi accident on March 12, 2011 were the subject of our study, whose parameterization of empirical meteorology serves as an input for dispersion calculations. For the validation of this model, the results obtained by numerical simulation were compared with the measurements collected and recorded during the accident.

The simulations carried out by the developed model show similar behaviors to measurements in moderately stable conditions in near fields. However, far from the source, the analyzed results are not good. A quantitative evaluation of the atmospheric dispersion coefficients has led to promoter values. The modeling was in good agreement with the experimental reference results available in the literature.

In the second part of our work, an impact study for the estimation of radiological consequences on ecosystems and food chains leading to humans was discussed. The approach includes the calculation of the concentration and the deposition on the ground, as well as the determination of the levels of exposure of the population to the different sources of radiation. These levels correspond to populated areas for which exposure is maximal by inhalation and ingestion.

Key words: Fukushima Daiichi, Gaussian model, Radionuclides, Atmospheric dispersion, Radiological consequences.

REMERCIEMENTS

Je tiens tout d'abord à remercier le Directeur Général du Centre de Recherche Nucléaire de Birine (CRNB) Mr. **Abdelmoumen KERRIS** pour les facilités et les moyens offerts pendant toute la durée de travail et qui m'ont permis de mener à bonne fin cette thèse de Doctorat.

Je voudrais à présent, exprimer toute ma gratitude à mon directeur de thèse Pr. **Tahar REZOUG**, et mon co-Directeur de thèse Mr **Djemai MERROUCHE** pour leurs précieux conseils, leurs soutiens tant scientifique que moral et la confiance qu'ils m'ont témoignés à plusieurs reprises et à leur patience exemplaire qu'ils ont prouvée durant la période de la réalisation de ce travail.

J'exprime ma profonde reconnaissance au président de jury Mr. **Y.BENKHADDA** et aux examinateurs du jury d'évaluation Mme **A.MATAOUI**, Mr **S.HANINI** et Mr **M.BOUGHEDDAOUI** qui ont pris le temps de lire ce manuscrit et porter des remarques constructives sur le sujet.

Je remercie mes collègues du Centre de Recherche Nucléaire de Birine, je cite: Mrs **S. TOUATI**, **R. BENABID**, **Dj. IMESSAOUDENE**, **S.CHENAI**, **N. BENSEMMA**, **H.BENKHARFIA**, **L.AGUEDAL**, **L.BENATALLAH**, **A. MOUILHI** et **M. CHENANE** pour leurs aides précieuses et pour le soutien scientifique et moral.

Je ne veux pas oublier ceux qui n'ont cessé de m'encourager tout au long de la réalisation de ce travail ; Mrs **M.BENATALLAH** et **M.BOUAMRA**. Sans oublier de remercier tous ceux que j'ai malencontreusement oubliés.

Mes vifs remerciements s'adressent à mon très cher ami Dr **Hakim AGUEDAL** de l'université de Mostaganem qui m'a beaucoup aidé durant toute la période de réalisation de ce projet ; son aide est très appréciée.

Je profite de cette page pour remercier l'ensemble des membres de département de Radioprotection du « **Center for Energy Research** » de « **l'Académie Hongroise des Sciences** ». Une pensée pour tous ceux avec qui j'ai partagé des moments agréables au Laboratoire de « modélisation de la dispersion atmosphérique et calcul de dose » sous la direction du Dr. **Tamas Pázmandi**.

Par ailleurs, je suis très reconnaissant envers mes frères, mes sœurs et à ma petite famille, particulièrement ma femme, pour son encouragement, son aide et sa patience exemplaire.

De même, je garde une pensée à mes parents qui ont fait de moi tout ce que j'ai et tout ce que je suis.

TABLE DES MATIERES

RESUME

REMERCIEMENTS

TABLE DES MATIERES

LISTE DES ILLUSTRATIONS, GRAPHIQUES ET TABLEAUX

11

INTRODUCTION GENERALE

17

1. ETAT DE L'ART SUR LA MODELISATION DE LA DISPERSION ATMOSPHERIQUE

23

1.1. Introduction

21

1.2. Etude bibliographique

21

1.3. Historique de la pollution de l'air

24

1.4. Définition de la dispersion d'origine radioactive

26

1.5. Rejets radioactifs

26

1.6. Composition des rejets radioactifs

27

1.6.1. Le Césium-137

29

1.6.2. L'Iode-131

29

1.6.3. Le Strontium-90

30

1.6.4. Le Xénon-133

30

1.7. Les formes typiques d'un nuage radioactif

31

1.8. Historique des études de la météorologie et de la dispersion atmosphérique

33

1.8.1. Historique des modèles météorologiques

33

1.8.2. Evolution de la modélisation de la dispersion atmosphérique

36

1.9. Modélisation de la dispersion des rejets de radionucléides des centrales nucléaires

37

1.9.1. Rôle de la modélisation dans les études d'impact

38

1.9.2. Paramètres nécessaires pour la modélisation de la dispersion de radionucléides

39

1.10. Les différents types de modèles de dispersion

40

1.10.1. Modèles de dispersion Eulériens

40

1.10.2. Modèles de panache Gaussien

41

1.10.3. Modèles Lagrangiens

43

1.11. Notion du "Terme source"

46

1.12. Coefficients de diffusion

46

1.13. Stabilité atmosphérique

50

1.14. Classes de stabilité de Pasquill

50

2. SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE SUR LES ACCIDENTS SEVERES

52

2.1. Introduction

52

2.2. Gestion d'une crise nucléaire

52

2.3. Accidents nucléaires et rejets accidentels

53

2.3.1. Barrières de sécurité

53

2.3.2. Classification des accidents nucléaires

55

2.3.3. Aperçu sur les accidents graves	56
2.4. Accident nucléaire de Fukushima Daiichi du Japon	59
2.4.1. Séquence accidentelle 11 Mars – 25 Mars 2011	61
2.4.2. Séquence accidentelle après le 25 mars 2011	52
2.5. Quantités de radionucléides rejetés dans l’atmosphère	63
2.6. Débit de rejet total de radionucléides dans l’atmosphère	64
2.7. Mesures de la radioactivité dans l’air	65
2.8. Estimation des termes sources	66
2.9. Conclusion	68
3. METHODOLOGIE DE CALCUL DE LA DISPERSION DE RADIONUCLEIDES ET ESTIMATION DE DOSES	69
3.1. Introduction	69
3.2. Evaluations prédictives des conséquences radiologiques d’une centrale nucléaire	70
3.2.1. Choix du modèle de calcul	70
3.2.2. Modélisation numérique de la dispersion de radionucléides dans l’atmosphère	71
3.2.3. Données météorologiques	73
3.2.4. Topologie du modèle de calcul et description des équations	75
3.2.4.1. Débits de rejet	78
3.2.4.2. Calcul des coefficients de diffusion	80
3.2.4.3. Calcul de la concentration maximale	82
3.2.4.4. Prédiction de la hauteur effective du rejet	82
3.2.4.5. Montée du panache	83
3.2.4.6. Vitesse du vent	84
3.2.5. Validation avec le modèle de dispersion gaussien à bouffée : SINAC	85
3.2.5.1. Module d’advection : méthode « Autoscale »	87
3.2.5.2. Vecteur vitesse efficace du vent	89
3.3. Evaluations prédictives des conséquences radiologiques et dosimétriques d’un réacteur de recherche	90
3.3.1. Méthodologie	90
3.3.2. Caractéristiques du site	91
3.3.3. Terme source	92
3.3.4. Calcul numérique	94
3.3.4.1. Estimation de la concentration	94
3.3.4.2. Calcul du dépôt au sol	95
3.3.4.3. Calcul de la concentration dans la végétation	95
3.3.4.4. Calcul de la concentration dans les aliments de bétails	96
3.3.4.5. Calcul de la concentration dans la viande et dans le lait	97
3.3.4.6. Calcul de la dose	97
3.3.4.6.1. Calcul de doses internes par inhalation et par ingestion	98
3.3.4.6.2. Calcul de doses externes par dépôt au sol	98
3.4. Conclusion	99
4. MODELISATION DE LA DISPERSION POUR UN ACCIDENT HYPOTHETIQUE D’UNE CENTRALE NUCLEAIRE	100
4.1. Introduction	100
4.2. Calcul de la radioactivité	100

4.3. Sensibilité de calcul	107
4.4. Prédiction de la concentration normalisée Choix du modèle de calcul	109
4.5. Décroissance radioactive	110
4.6. Calcul des concentrations annuelles et maximales	112
4.7. Calcul des coefficients de diffusion	115
4.8. Validation avec le modèle gaussien à bouffée SINAC	117
4.9. Organigramme de calcul	119
5. CALCUL DE LA CONCENTRATION ET ESTIMATION DE DOSES POUR UN ACCIDENT HYPOTHETIQUE D'UN REACTEUR DE RECHERCHE	120
5.1. Introduction	120
5.2. Discussion des résultats obtenus	121
5.2.1. Calcul de la concentration dans l'air et la déposition au sol	121
5.3. Evaluation de l'exposition	127
5.3.1. Exposition externe due aux dépôts sur le sol : Evaluation de l'impact sur les denrées alimentaires et les productions animales	127
5.3.2. Exposition externe due aux dépôts au sol : Evaluation de l'impact sur la végétation	129
5.3.3. Evaluation du transfert de la radioactivité	131
5.4. Exposition interne par ingestion des produits d'origines végétale et animale	133
5.5. Exposition interne par inhalation	135
5.6. Conclusion	136
CONCLUSION GENERALE	138
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	142
APPENDICES	155
A. Production scientifique	
B. Liste des symboles et abréviations	

Liste des illustrations, Graphiques et Tableaux

Liste des Figures

Figure 1.1 : Pollution atmosphérique (source Wikipédia)	25
Figure 1.2 : Evolution d'un rejet dans l'atmosphère sous l'effet du vent	27
Figure 1.3 : Comportement des effluents rejetés dans l'atmosphère	28
Figure 1.4 : Comportement du panache selon les profils verticaux de température et de la vitesse du vent. La structure thermique est décrite par les profils de température potentielle, sur la gauche des schémas	32
Figure 1.5 : Chronologie de développement de la modélisation atmosphérique	36
Figure 1.6 : Paramètres influençant sur la modélisation de l'air	39
Figure 1.7 : Différents types de modèles atmosphériques	40
Figure 1.8 : Distribution gaussienne	42
Figure 1.9 : Modèle gaussien à bouffés	43
Figure 1.10 : Modèle Lagrangien	44
Figure 1.11 : Application de différents modèles en fonction de l'échelle spatiale (source Numtech)	45
Figure 1.12 : Abaques des coefficients de diffusion empiriques de Pasquill	48
Figure 1.13 : Abaques des coefficients de diffusion empiriques de Briggs en milieu urbain	49
Figure 2.1 : Les 3 barrières de sécurité. a) la gaine du combustible (pastilles, crayons), b) la cuve du réacteur), c) l'enceinte de confinement	54
Figure 2.2 : Schéma descriptif des moyens de sécurité pour la prévention contre d'éventuelles fuites de produits de fission du réacteur vers l'atmosphère	54

Figure 2.3 : L'échelle internationale des événements nucléaires (INES)	55
Figure 2.4 : Site nucléaire de Fukushima Daiichi a) avant, b) au cours c) après l'accident survenu le 12 Mars 2011	61
Figure 2.5 : Chorologies des événements de l'accident de Fukushima Daiichi	63
Figure 2.6 : Estimations préliminaires des taux de rejets du ^{131}I and ^{137}Cs de l'accident de Fukushima Daiichi, estimés par Chino et al.	65
Figure 2.7 : Mesures de la concentration des radionucléides en suspension dans l'air dans quatre endroits de surveillance	66
Figure 3.1 : Chronologie de la modélisation des émissions radioactives	70
Figure 3.2 : Situation géographique de la centrale de Fukushima Daiichi sur la carte du Japon	72
Figure 3.3 : Cartographie des zones de surveillance environnementale autour de la centrale de Fukushima Daiichi (reproduit par les auteurs).	73
Figure 3.4 : Champs de distribution concentration d'un polluant sous la forme gaussienne sous l'effet du vent	77
Figure 3.5 : Schéma descriptif de la hauteur du panache et les différents régimes d'écoulement	82
Figure 3.6 : Profils de vitesse en fonction de l'élévation	86
Figure 3.7 : Topographie et les dimensions du domaine de la simulation de Fukushima Préfecture (produit par les auteurs)	87
Figure 3.8 : Illustration de l'advection d'une bouffée avec un pas de temps proportionnelle aux paramètres de la dispersion	89
Figure 3.9 : Les principales étapes de l'évaluation des conséquences radiologiques des rejets de radionucléides dans l'atmosphère	90

Figure 4.1 : Comparaison à l'échelle logarithmique de la variation temporelle de la concentration en ^{131}I obtenue par calcul numérique avec les mesures collectées par TEPCO en 2011	104
Figure 4.2 : Comparaison à l'échelle logarithmique de la variation temporelle de la concentration en ^{137}Cs obtenue par calcul numérique avec les mesures collectées par TEPCO en 2011	105
Figure 4.3 : Comparaison à l'échelle logarithmique de la variation temporelle de la concentration en ^{131}I et ^{137}Cs entre les calculs et les mesures collectées par JAEA à Tokai-mura town	106
Figure 4.4(a) : Comparaison Modèle-Mesure des concentrations en ^{131}I	108
Figure 4.4(b) : Comparaison Modèle-Mesure des concentrations en ^{137}Cs	109
Figure 4.4(c) : Comparaison Modèle-SINAC des concentrations en ^{131}I et ^{137}Cs	106
Figure 4.5 : La concentration normalisée des polluants radioactifs en fonction de la distance de la source	110
Figure 4.6 : Profil de désintégration radioactive de ^{131}I et du ^{137}C pendant la période de simulation en fonction de la distance	111
Figure 4.7 : Distribution de la concentration de la radioactivité dans l'air à 10 m de hauteur pour chaque classe de stabilité atmosphérique	112
Figure 4.8 : Evolution de la radioactivité moyenne annuelle en ^{131}I et ^{137}Cs dans les différentes régions autour du site de Fukushima Daiichi du 12.03 au 05.04.2011	113
Figure 4.9 : Evolution de la radioactivité maximale en ^{131}I et ^{137}Cs dans les différentes régions autour du site de Fukushima Daiichi du 12.03 au 05.04.2011	114
Figure 4.10 : Sommaire du maximum et du minimum de la radioactivité en ^{131}I durant la période de la simulation	114

Figure 4.11 : Sommaire du maximum et du minimum de la radioactivité en ^{137}Cs durant la période de la simulation	115
Figure 4.12 : Activité moyenne journalière en ^{131}I en fonction de la distance	117
Figure 4.13 : Activité moyenne journalière en ^{137}Cs en fonction de la distance	118
Figure 4.14 : Organigramme du programme de calcul de la concentration de l'air	119
Figure 5.1 : La forme la plus simple de la voie d'exposition	121
Figure 5.2 : Histogramme de la concentration dans l'air en ^{131}I , ^{137}Cs , ^{133}Xe et ^{90}Sr	123
Figure 5.3 : Distribution logarithmique des variations temporelles de la concentration en ^{131}I , ^{137}Cs , ^{133}Xe et ^{90}Sr	125
Figure 5.4 : Distribution logarithmique de la variation temporelle de dépôt au sol en ^{131}I , ^{137}Cs , ^{133}Xe et ^{90}Sr	125
Figure 5.5 : Contribution relative des matériaux radioactifs issus de l'émission radioactive à la concentration et au dépôt pour toutes les voies d'exposition	126
Figure 5.6 : Activité des concentrations dans les denrées alimentaires et les produits animaux à 10 m d'émission	128
Figure 5.7 : Activité des concentrations dans les denrées alimentaires et les produits animaux à 61 m d'émission	128
Figure 5.8 : Activité des concentrations dans les denrées alimentaires pour un rejet à une hauteur effective de 10m pour l'ensemble des radionucléides rejetés	130
Figure 5.9 : Activité des concentrations dans les denrées alimentaires pour un rejet à une hauteur effective de 61m pour l'ensemble des radionucléides rejetés	130
Figure 5.10 : Dépendance temporelle du transfert de la radioactivité vers les végétaux frais, les animaux et les produits d'élevage (viandes, lait) pour une durée de 100 ans	132

Figure 5.11 : Exposition interne par ingestion de par groupe d'âge due à l'incorporation de radioéléments dans les denrées alimentaires 134

Figure 5.12 : Exposition interne par inhalation de par groupe d'âge liée à l'activité surfacique des radionucléides déposés au sol 136

Liste des tableaux :

Tableau 1.1 : Comparaison entre les modèles numériques pour le calcul de la dispersion atmosphérique	45
Tableau 1.2 : Classes de stabilités de Pasquill	51
Tableau 2.1 : Estimation des activités ($\times 10^{15}$) des principaux radionucléides rejetés lors de l'accident de Fukushima Daiichi en 2011	64
Tableau 3.1 : Caractéristiques de la zone d'étude de la centrale nucléaire de Fukushima Daiichi	72
Tableau 3.2 : Coordonnées des points de prélèvement d'échantillonnage pour le calcul numérique et les distances respectives	74
Tableau 3.3 : Données météorologiques collectés des sites web de TEPCO et NISA	74
Tableau 3.4 : Débit de rejet du ^{131}I , durée du rejet, temps du rejet du panache radioactif et le rapport de la radioactivité du $^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs}$ estimé par Chino et al., (2011)	79
Tableau 3.5 : Coefficients et exposants utilisées pour le calcul des coefficients de diffusion latéral et vertical	81
Tableau 3.6 : Classes de stabilités atmosphériques considérées dans le programme SINAC	87
Tableau 3.7 : Les caractéristiques de la zone d'étude de Fukushima Daiichi	88
Tableau 3.8 : Caractéristique de la zone d'étude le réacteur nucléaire de recherche	92

Tableau 3.9 : Inventaire de radionucléides du noyau du réacteur et la fraction de la radioactivité émise vers l'atmosphère estimée par Shoaib and Iqbal	93
Tableau 4.1 : Comparaison à de différentes distances des valeurs de σ_y et σ_z obtenues par le modèle, le code NUREG/CR-2858, les équations de Tuner, MacMullen et Martin pour la classe de stabilité C	116
Tableau 4.2 : Rapport des concentrations Modèle-SINAC	118
Tableau 5.1 : Variation temporelle de la concentration et de déposition en fonction de la hauteur effective du rejet	122
Tableau 5.2 : Limites d'exposition règlementaires	135

INTRODUCTION GENERALE

Les essais sur les armes nucléaires aussi que les accidents graves de Tchernobyl en 1986 et de Fukushima Daiichi en 2011, ont permis de développer des connaissances très approfondies sur la nature des rejets nucléaires et leurs influence sur les cycles environnemental et biologique.

Bien que le fonctionnement normal des réacteurs nucléaires n'entraîne pas d'émission de produits nocifs affectant la santé humaine mais le rejet d'éventuels éléments radioactifs demeure un événement inattendu et parfois inévitable. Un réacteur nucléaire émis donc des rejets d'effluents gazeux, liquides ou sous forme de particules. Ces rejets, de nature radioactive, doivent être rigoureusement contrôlés de manière permanente, ceci afin de garantir un très faible impact environnemental et une parfaite sécurité sanitaire du publique. En conséquence, de nombreuses règles visant la sécurité sont considérées, car personne ne peut garantir que des rejets accidentels de radionucléides n'aurent jamais eu lieu.

La communauté mondiale étant très sensible à n'importe quel accident nucléaire surtout avec son impact environnemental causé par la diffusion de la radioactivité à l'échelle locale, régionale ou continentale, un grand défi qu'il faut relever. Dans un premier temps, l'impact à court et à moyen terme est estimé par le biais des modèles de dispersion atmosphérique en s'appuyant sur la modélisation de la radioactivité des matériaux rejetés dans l'air et sa déposition au sol. Par la suite, un calcul de la concentration au sol et la dose résultante reçue par la population doivent être abordé. L'infiltration dans la chaîne alimentaire est également évaluée.

Les modèles numériques actuellement utilisés donnent des approximations plus au moins proches de la réalité, qui peuvent être améliorées et validées par les mesures enregistrées dans des différentes stations de surveillance de la radioactivité autour du site nucléaire considéré. L'estimation précise des

conséquences radiologiques de l'accident dépend principalement de la fiabilité de ces modèles ; un choix judicieux est d'une nécessité capitale.

La modélisation de la dispersion est un problème difficile qui, en simplifiant, consiste à modéliser le passage du terme source mal connu vers une cartographie de la déposition des structures complexes. La présence d'hétérogénéités spatiales (la complexité du terrain, variation de rugosité, flux de chaleur vertical, topographie,...etc.) ou temporelles (conditions météorologiques locales variables), le manque de connaissances de ce terme source s'ajoute à l'erreur du modèle et les erreurs d'autres paramètres d'entrée rendent la simulation dans le mode de prévision d'autant plus difficile.

Afin de donner un ordre de grandeur de la contamination dans l'air au stade de la sélection d'un nouveau site nucléaire, notre travail de recherche se base sur le développement d'un modèle numérique par une approche gaussienne capable d'estimer les conséquences radiologiques issues d'un accident nucléaire. En particulier, il s'intéresse au calcul de la concentration à l'échelle locale ou régionale sur de courtes périodes sous l'effet des conditions météorologiques les plus défavorables. La démarche doit respecter les règles en matière de sûreté nucléaire contenues dans les guides réglementaires 1.145, NUREG_CR-2260 et NUREG_CR-2585 de l'US-NRC [1] tout se basant sur les informations fournies sur l'endroit et le niveau de la radioactivité enregistrée. Ainsi, l'outil opérationnel est aussi constitué d'un modèle de dispersion en s'appuyant sur les différents champs de vent du site enregistrés en amont.

La mise en place de cette démarche va nous conduire à aborder différentes préoccupations :

- Quel est le niveau de la contamination produite après tout accident nucléaire ?
- Quels sont les paramètres entrant en jeu et qui affectent l'utilisation des modèles gaussiens pour l'estimation des concentrations ?
- Quelles sont les insuffisances des modèles Gaussiens en matière d'une estimation précise des niveaux de contamination des panaches radioactifs ?
- Comment et par quelles voies ces niveaux de contamination pourront affectés l'environnement en général et la santé du publique en particulier.

Cette méthodologie va permettre aussi de mettre en évidence des aspects techniques tels que :

- Le développement d'un code de dispersion,
- Une comparaison entre modèles et mesures pour donner quelques éléments de validation de l'outil développé sur un cas représentatif de la réalité.

Une attention particulière sera aussi consacrée à l'étude bibliographique qui montrera l'historique des recherches effectuées dans le domaine, leurs différentes conclusions et les développements éventuels.

Les deux éléments de fission nucléaire les plus abondants dans l'environnement sont considérés dans cette étude ; il s'agit de l'Iode 131 et le Césium 137. Ces deux radionucléides avaient une distribution hétérogène, reflétant la circulation atmosphérique et la distribution des précipitations immédiatement après le rejet. Dans les dernières décennies, le ^{137}Cs est utilisé en tant que traceur d'érosion et de sédimentation du sol. Les masses volumiques de ces gaz passifs sont considérées très proche que celle de l'air.

Les estimations préliminaires des taux de rejet dans l'atmosphère des deux radioéléments obtenues par Chino et al. [2] sont exploités pour le calcul de la concentration de ces deux radioéléments. La quantification des grandes quantités de radionucléides émis de l'installation parviennent des prélèvements collectés des stations de surveillance des concentrations tout autour de la centrale. On se propose de comparer les champs de concentration obtenus par calcul numérique avec ces enregistrements quelques jours immédiatement après l'accident [3-8].

Suite à cela, on souhaite que ce travail nous amène à la construction d'une base de données complète sur l'état du site en situation post-accidentelle et au moment de l'accident, ainsi on essaie de satisfaire les besoins imposés par la problématique proposée, c'est-à-dire le suivi en temps réel et en champs proche et lointains de la source.

Cette étude comparative nous permettra aussi de valider le code développé et donner son extension possible pour d'autres cas.

Organisation du mémoire

Le mémoire est organisé comme suit

Dans le chapitre I, des généralités et un bref historique permettant de donner un aperçu sur l'historique de développement des sciences de la dispersion atmosphérique pour un rejet radiologique. Ainsi, une revue comparative des différentes approches utilisées dans la modélisation de la dispersion atmosphérique est brièvement décrite.

Le chapitre II présente un aperçu sur les accidents graves survenus lors des dernières décennies et un traitement particulier est réservé à l'accident Fukushima Daiichi.

Le chapitre III traite les différentes approches adoptées pour simuler des rejets accidentels hypothétiques de réacteurs nucléaires. Les équations en dépendant applicables dans les calculs numériques seront aussi présentées.

Une comparaison qualitative a été menée au chapitre IV entre les résultats des différents paramètres obtenus par le modèle numérique instauré avec les mesures ; parmi ces paramètres, on trouve la radioactivité présentée sous forme de concentrations des radionucléides intégrées dans l'air, qui sont rejetés en grandes quantités.

Le chapitre V est consacré à l'étude d'impact et des conséquences radiologiques en termes de doses sur le public, les animaux et les denrées alimentaires d'un accident hypothétique d'un réacteur de recherche.

A la fin de ce manuscrit, des conclusions des travaux de recherche ont été faites avec des futures recommandations proposées.

CHAPITRE 1

ETAT DE L'ART SUR LA MODELISATION DE LA DISPERSION ATMOSPHERIQUE

1.1. Introduction

Ce premier chapitre introduit de manière succincte la problématique de la modélisation de la contamination radioactive pour donner le cadre dans lequel s'inscrira plus tard ce travail de recherche.

Dans la première partie, on met l'accent sur quelques généralités concernant l'historique de la pollution de l'air, les origines de la contamination radioactive, ainsi que les principaux polluants soumis à des mesures de control. Cela nous permettra par la suite d'aborder certains aspects liés à la problématique de la radioactivité nucléaire et de voir comment la modélisation peut, dans certains cas, faciliter le respect des mesures imposées par les instances réglementaires.

Par la suite, on aborde la description des trois principaux modèles existants dans la littérature et l'apport de différents chercheurs dans l'évolution de ces modèles. Un bref historique est présenté permettant de donner un aperçu sur le développement des sciences de la météorologie et de la dispersion atmosphérique, dans la mesure où ces deux sciences sont les deux pignons de l'évaluation et la prédiction de la dispersion de polluants dans l'atmosphère. Donc, il est impératif de discuter la manière avec laquelle la météorologie et la dispersion ont évoluées.

1.2. Etude bibliographique

L'étude des émissions des rejets nucléaires a fait l'objet de divers travaux expérimentaux et numériques. L'Agence Internationale de l'Energie Atomique (AIEA) et l'Organisation Météorologique Mondiale (OMM) ont mobilisé la communauté scientifique pour tester et valider des modèles numériques de la dispersion atmosphérique en simulant des rejets accidentels fictifs. A titre

d'exemples, on peut citer ; Le modèle APOLLO (Automatic Procedure to mOdel voLcanic ash dispersiOn) [9] qui est devenu opérationnel dans le Système d'Evaluation de l'Impact des Rejets Accidentels (SEIRA). Le modèle a été testé sur la base des données météorologiques et radiologiques rassemblées durant l'étude ATMES (Atmospheric Transport Model Evaluation Study) pendant et après l'accident de Tchernobyl. Deux autres expériences à grande échelle, "ETEX I" et "ETEX II" ont été lancées, respectivement le 23 octobre et 14 novembre 1994 afin de fournir en temps réel des prévisions de l'évolution du nuage radioactif de l'accident de Tchernobyl à travers tout l'Europe. Sur la base de ces deux expériences, une validation de la plateforme Polyphemus a été entreprise [10].

Langner, J. *et al.* [11] ont utilisé le modèle de chimie-transport atmosphérique MATCH (Multiscale Mesoscale Atmospheric Transport and Chemistry Model) développé par Swedish Meteorological and Hydrological Institute (SMHI) pour contrôler le transport atmosphérique des constituants du traceur inerte libéré pendant les deux expériences "ETEX".

En s'appuyant sur le modèle "MATCH", une optimisation de la variation temporelle et de l'extension verticale du terme source a été initiée dans le travail de Robertson L. [12] puis un couplage à la base de données du terme source du Système d'Intervention d'Urgence pour les Accidents Nucléaires RODOS (Real Time On Line Decision Support). L'objectif principal de l'élaboration de ce travail est de fournir en ligne et en temps réel, des informations sur la qualité de l'air en Suède et à travers tout l'Europe.

Schmidt *et al.* [13] ont conçu le modèle multi-échelle CHIMERE (Multi-scale chemistry-transport model for atmospheric composition analysis and forecast) pour produire des prévisions quotidiennes de l'ozone, des aérosols et d'autres polluants et de faire des simulations de prévision pour le contrôle des différents scénarios d'émissions. CHIMERE s'exécute principalement sur une gamme d'échelles spatiales à l'échelle régionale de plusieurs milliers de kilomètres et à l'échelle urbaine de 100 à 200 km avec des résolutions spatiales de 1 à 100 km. Son utilisation est relativement simple, il peut fonctionner avec plusieurs

résolutions verticales et sur une large gamme de complexité. Des mécanismes chimiques simplifié ou plus complet, avec ou sans aérosols ont été traités.

Stohl *et al.* [14] ont conçu pour la première fois le modèle de dispersion de type Lagrangien FLEXPART (FLEXible PARTarticle dispersion model). L'objectif principal par l'établissement de ce modèle est de calculer la dispersion des polluants atmosphériques à longue et moyenne échelle à partir de sources ponctuelles. La première version de ce modèle, établi en 1998 était conçu pour le calcul de la dispersion méso-échelle des polluants atmosphériques provenant de sources ponctuelle la suite le modèle a évolué pour devenir un outil complet de modélisation du transport atmosphérique et d'analyse.

S. Raza & M. Iqbal. [15] ont utilisés le modèle à panache gaussien HOTSPOT (Health Physics Code System for Evaluating Accidents Involving Radioactive Materials) pour l'estimation de doses d'un rejet de radionucléides aéroportés du réacteur de recherche Pakistanais (PARR-1) qui a subi une mise à niveau (upgrade) de sa puissance de 10MW. Les estimations des rejets de divers groupes de radionucléides sont basées sur le guide réglementaire US-NRC 1.183. Le modèle développé par LLNL (Lawrence Livermore National Laboratory, University of California, USA) est simple et facile à exécuter pour des rejets de courte distance (moins de 10 km) et à court terme (moins de 24 heures). Cet outil est également utilisé pour les analyses de sûreté des installations de gestion du matériel nucléaire et pour l'évaluation des incidents mettant en jeu des matières radioactives.

M. Krysta *et al.* [16] ont bénéficiés de la puissance de la technique d'assimilation de données variationnelle du modèle Gaussiens "Polair3D" développé sous la plate-forme Polyphemus pour l'estimation de la dispersion de radionucléides en champ proche et à l'échelle continentale des accidents nucléaires de Chernobyl et Algésiras. Cette technique est basée sur le couplage des modèles de calcul à des données d'observations ou de mesures. Ce travail est cadré par le projet "PREDIT" (Programme pour la Recherche, le Développement et l'Innovation dans les Transports Terrestres) consacré à l'estimation de la qualité d'air selon divers

scenarios du plan de déplacement urbain à l'horizon 2015 sur la région de Lille, les auteurs ont pu tester la sensibilité du modèle à de divers scénarios d'émission.

Chino *et al.*, Stohl *et al.* et Christoudias *et al.* [2,17,18], de l'institut de météorologie de Vienne, ont modélisés les dépôts de rejets de radionucléides libérés suite à l'accident de la centrale nucléaire Fukushima Daiichi. Le but de ce travail est de calculer les concentrations à l'échelle continentales et d'établir des schémas de dépôts en utilisant un modèle de chimie-transport généralisé. La modélisation a été initialisée par l'estimation du terme source en couplant les données de surveillance de l'environnement de tout le territoire japonais aux simulations. Les profils temporeux d'émission des radioisotopes radioactifs ^{133}Xe et ^{137}Cs ont été estimés à trois hauteurs de référence. Le système comporte un module de données météorologiques opérationnelles du Centre Européen pour les Prévisions Météorologiques à Moyen Terme (CEPMMT) et du système d'analyse des prévisions mondiales du Centre National de Prévision Environnementale (NCEP).

G.D Rolph *et al.* [19] ont établi la version initiale du modèle Lagrangien HYSPLIT (Hybrid Single Particle Lagrangian Integrated Trajectory) développé par le National Oceanic and Atmospheric Administration's (NOAA), Air Resources Laboratory (ARL). Ce modèle est un système complet de calcul des trajectoires complexes de la dispersion et de la simulation des dépôts des matières radioactives à partir des informations générales sur les explosions nucléaires. Le modèle a pu être configuré avec plusieurs distributions de taille et d'activité des particules obtenues à partir de diverses sources. Les auteurs ont également calculé les contours de débit de doses pour plusieurs essais nucléaires. P.W. Eslinger [20] a exploité ce même modèle pour estimer le terme source de l'accident de Fukushima Daiichi survenu en 2011.

1.3. Historique de la pollution de l'air

La pollution de l'air est définie comme étant une introduction dans l'atmosphère de particules, gouttelettes, gaz, ou composés chimiques pouvant entraîner des troubles à l'environnement ou bien provoquer des nuisances à des organismes

vivants. Les débuts d'apparition de la pollution anthropique, principalement causée par les activités humaines, sont habituellement liés au début de la révolution de l'industrie, bien que la pollution de l'air provenant des activités humaines trouve ses origines bien avant les vagues d'industrialisation.

Pour parler des débuts de la pollution atmosphérique anthropique, il faut remonter à l'histoire de l'utilisation du feu. Des récits concernant les villes d'Europe rapportent que l'air y était pollué par la fumée des feux de bois, puis plus tard par l'utilisation du charbon (Figure 1.1). Le poète romain *Horace* (65 av. JC à 8 av. JC) avait déjà parlé de l'impact des feux de bois sur l'atmosphère et leurs effets sur le noircissement des constructions. En 1272, le roi d'Angleterre Edouard 1^{er} a exclu l'usage du charbon pour empêcher la propagation des cendres du charbon dans le ciel enfumé qui persistait à Londres. Une prise de conscience vient d'être née quant à l'importance de réduire l'impact de ces cendres sur l'environnement bien que la présence de ces émissions demeure une nécessité absolue et inévitable.



Figure 1.1 : Pollution atmosphérique (source Wikipédia).

Durant la première moitié du XIX^{ème} siècle, l'environnement s'est détérioré par la création croissante des villes et l'explosion de l'industrie du charbon. Le monde a assisté à des signes de pollution extrêmement violents causant plusieurs accidents plus au moins graves avec un nombre élevé de mortalité. Lorsque les conditions d'émissions et de la météorologie sont réunies, les bilans de certains

épisodes de la pollution se chiffrent ainsi à plusieurs centaines, voire plusieurs milliers de morts en quelques jours (Londres, 1952 : 4000 morts en cinq jours).

Suite à des épisodes de mécontentement et de protestation par la population, un corpus réglementaire s'est développé à la fin du XXème siècle et a conduit à la création du premier réseau de surveillance en 1947 à Los Angeles. La constitution de ces réseaux de mesures, ont permis l'établissement des limites des seuils de pollution à respecter. Aujourd'hui, la diminution de cette pollution est devenue pour la plupart des pays industrialisés un enjeu majeur.

1.4. Définition de la dispersion d'origine radioactive

La dispersion radiologique liée à la contamination radioactive désigne la contamination produite par la radioactivité. Elle est l'une des formes de la pollution atmosphérique. La pollution radioactive est définie par la norme ISO 11074-4 [21] et repris par le nouveau guide sur la gestion des sites potentiellement pollués par des substances radioactives [22]; il s'agit de « *L'introduction, directe ou indirecte par l'activité humaine, de substances radioactives dans l'environnement, susceptibles de contribuer ou de causer un danger pour la santé de l'homme, des détériorations aux ressources biologiques, aux écosystèmes ou aux biens matériels, une entrave à un usage légitime de l'environnement* ».

En cas de rejet accidentel des substances radioactives dans l'atmosphère, une dispersion se produit en fonction des conditions météorologiques, entraînant des contaminations plus ou moins importantes de l'air. Les niveaux de la contamination sont très élevés dans les proximités immédiates de l'installation nucléaire et diminue en s'éloignant du point de rejet.

1.5. Rejets radioactifs

Les rejets de polluants peuvent être ; accidentels, violents et instantanés, entraînant alors des conséquences dramatiques et souvent mortelles (accidents de Three Mile Island, Tchernobyl, Fukushima Daiichi...), ou chroniques lorsque les émissions de polluants sont de moindre quantité mais répétées. Dans ce dernier

cas, les conséquences sont moins immédiates, mais leur impact sur l'environnement est loin d'être négligeable.

Les rejets radioactifs les plus importants se produisent au moment de l'explosion du réacteur. L'énergie libérée entraîne l'émission brutale, dans l'atmosphère, des produits radioactifs contenus dans le cœur du réacteur nucléaire à des altitudes très élevées. En s'éloignant du réacteur accidenté, ce rejet permettra la dilution des éléments radioactifs dans l'air et la concentration de la radioactivité diminue (Figure 1.2). Une partie des aérosols se dépose au cours de son trajet, appauvrissant progressivement le nuage radioactif et les éléments ayant une demi-vie très courte (quelques heures) disparaissent rapidement par décroissance radioactive.

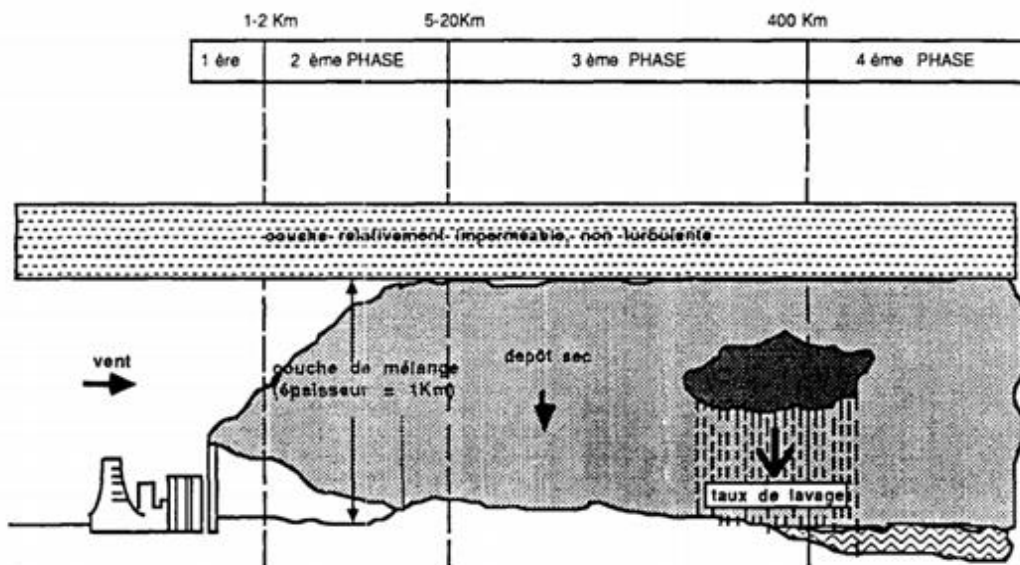


Figure 1.3 : Evolution d'un rejet radioactif dans l'atmosphère sous l'effet du vent [23].

1.6. Composition des rejets radioactifs

Le caractère précis et la composition du rejet varie selon la nature de l'accident, le type de la centrale affectée et des mécanismes de rejets radioactifs [15]. Le comportement dans l'environnement des radionucléides déposés dépend des caractéristiques physiques et chimiques de ces radionucléides et du type des retombées, humides ou sec, de la taille et de la forme des particules ainsi que de

l'état de l'environnement. La mesure de la contamination de l'air s'exprime en *becquerels par mètre cube* (Bq.m^{-3}).

Un rejet radioactif dans l'atmosphère se compose essentiellement de gaz, d'aérosols et de fragments du combustible. Des éléments et composés volatils, tels que le Iode, le Césium, liés aux aérosols, peuvent être transportés dans l'air séparément des particules du combustible. Les plus grosses particules seront déposées à proximité du lieu de l'accident, alors que les plus petites seront largement dispersées à de grandes distances des lieux de l'accident [24].

Généralement, le ^{137}Cs , ^{131}I et ^{90}Sr sont considérés comme les isotopes ayant l'impact le plus nocif sur l'organisme et qui contribuent de plus à la dose. Ces substances radioactives évoluent d'une façon continue et variable :

- Les radionucléides à vie très courte (période radioactive inférieure à quelques heures) tendent à disparaître par décroissance radioactive le long du trajet du panache.
- Les radionucléides sous forme de gaz incondensables restent dans l'atmosphère et leurs concentrations diminuent au cours du temps par dilution sous l'effet de la dispersion atmosphérique.
- Les radionucléides sous forme d'aérosols (fines particules en suspension) ou de gaz réactifs (l'iode gaz par exemple) se déposent progressivement sur les surfaces au sol.

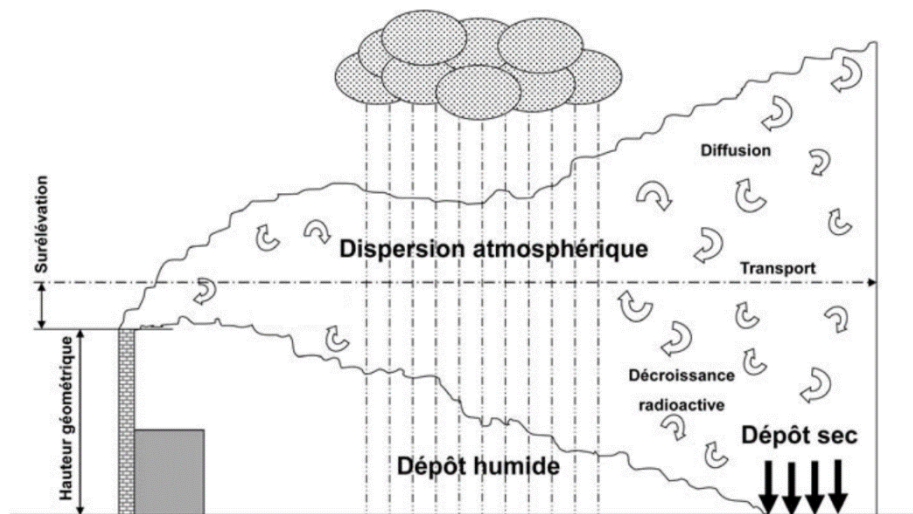


Figure 1.4 : Comportement des effluents rejetés dans l'atmosphère [25].

Dans ce qui suit, nous proposons de présenter séparément les différentes propriétés des radionucléides utilisés dans cette étude.

1.6.1. Le Césium-137

Le Césium-137 est un élément radioactif dont la durée de vie est considérée comme moyenne, sa période est de 30,15 ans. Le ^{137}Cs caractérise l'ampleur du dépôt au sol sous l'effet du lessivage des pluies car cet élément est facilement mesurable et sa période radioactive est plus longue. Il constitue la principale source de la radioactivité des déchets des réacteurs nucléaires avec le strontium-90 et les isotopes du plutonium. Cet isotope contribuait dans les années 60 de 1 à 4 % de la radioactivité naturelle du corps humain.

Le Césium-137 est un des principales sources d'exposition radioactive lors des accidents de réacteurs comme ceux de Tchernobyl et Fukushima. Cet isotope est un émetteur de rayons gamma (γ) qui figure sur les cartes de contamination publiée après ces deux accidents.

Son passage dans la chaîne alimentaire (lait, viande, légumes) est généré par sa présence sur les feuilles et l'herbe broutée par les animaux. En cas de contamination par inhalation, le Césium passe rapidement dans le sang et se répartit au niveau des muscles à cause de sa grande solubilité. Une fois dans le sang, le Césium est capté par les tissus. En cas d'ingestion, il franchit facilement la barrière intestinale et le transfert intestinal est total. Comme sa répartition globale dans l'organisme est homogène, sa mesure doit s'effectuer sur le corps entier [26]. Sa période biologique est de 100 jours.

1.6.2. L'Iode-131

L'iode-131 est un élément radioactif volatil dont la période radioactive est très courte (8,02 jours). Il est donc extrêmement radioactif, c'est un des produits de fission les plus redoutés lorsqu'il est relâché par un accident dans l'environnement du fait de sa capacité émettrice de rayon Béta (β) et du risque d'irradiation de la thyroïde.

L'iode-131 constitue le principal danger de la contamination à court terme en cas de rejets accidentels dans l'atmosphère car le cœur du réacteur renferme de très grande quantité de cet élément (de l'ordre de 4.10^{18} Bq pour un réacteur à eau sous pression (REP) de 1 300 MWe).

La principale voie d'exposition de l'homme réside dans le transfert de la quantité déposée sur des légumes à feuilles consommés dans les jours qui suivent, ou encore sur l'herbe de pâture, dont la consommation par les bovins ou les ovins provoquant ainsi la contamination du lait [27].

1.6.3. Le Strontium-90

Le strontium 90 est un élément artificiel provenant des réactions de fission d'uranium dans les cœurs des réacteurs. Il est parmi les principaux radionucléides issus des retombées radioactifs rejetés des centrales nucléaires. Il est moins volatile que les deux autres éléments, il est facilement assimilé par le corps et s'accumule dans les os. L'inhalation ou l'ingestion de l'isotope ^{90}Sr est d'autant plus dangereuse que son fils ^{90}Y émetteur du rayonnement β hautement énergétique et dangereux pour la moelle osseuse.

Le strontium 90 est émis lors des accidents nucléaires ; l'accident de Windscale (Royaume-Uni) en 1957 a libéré 74 GBq de Strontium 90. L'accident de l'usine Mayak près de Kychtym dans la région de Tcheliabinsk (Oural) a dispersé 58 PBq de ^{90}Sr , entraînant une contamination des sols du bassin de la rivière Techa allant de 3,7 à 74×10^3 kBq.m⁻², et l'accident de Tchernobyl (1986) a libéré environ 8 000 TBq de ^{90}Sr dans les champs proche du site, ce qui a provoqué une densité de dépôt de l'ordre de 1 MBq.m⁻² [28,29].

1.6.4. Le Xénon-133

Le Xénon-133 est un gaz noble, peu toxique à l'origine d'une exposition externe. Il est moins dangereux que les isotopes radioactifs de l'iode qui remontent à la thyroïde à travers la chaîne alimentaire (surtout le lait). Durant les premières

semaines et les premiers mois, l'activité décroît beaucoup avec la disparition des éléments à vie courte jusqu'à ce que des éléments à vie plus longue comme le Césium deviennent prédominants.

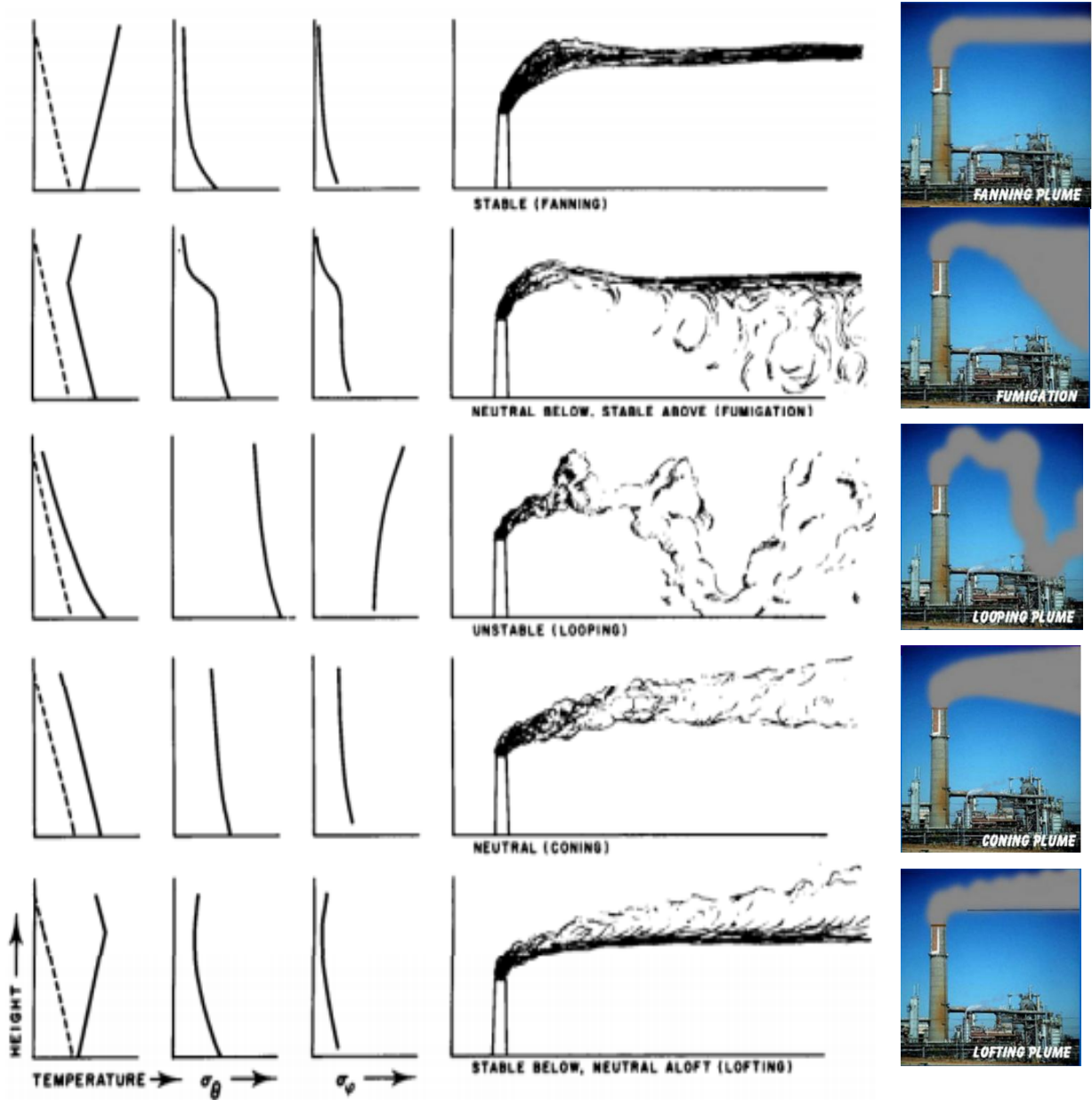
Le Xénon-133 est l'un des principaux produits de fission du combustible des réacteurs nucléaires. Dans les conditions de fonctionnement normal et si la gaine combustible est endommagée, le Xénon-133 pourra exposer le personnel dans le bâtiment réacteur à la contamination car sa dispersion est très rapide. L'exposition peut être interne et se produit lorsqu'il est inhalé. Les premiers organes exposés à l'inhalation sont les poumons. À Tchernobyl, peu après l'explosion, le Xénon-133 était l'élément le plus actif, suivi de l'Iode-131.

1.7. Les formes typiques d'un nuage radioactif

Généralement, on trouve plusieurs formes du comportement du plumet radioactif, dépendant principalement de la vitesse du vent et du gradient vertical des températures, présentant ainsi les situations suivantes :

- a) La situation stable (Fanning): Le plumet est comprimé, la dispersion est très faible. Une vitesse de vent élevée peut favoriser la dispersion, surtout à faible hauteur. Cette situation est typique pour une nuit à ciel dégagé.
- b) La fumigation (Neutral below, Stable above): L'atmosphère est stable au-dessus d'une hauteur d'inversion, au-dessous de laquelle l'atmosphère est neutre. La dispersion est limitée à une zone de mélange. Cette situation est typique pour les premières heures après le lever du soleil. La zone de mélange s'étend avec l'échauffement de la surface terrienne.
- c) La situation instable (Looping): Le plumet montre un aspect ondulatoire. L'amplitude des ondes est affaiblie par une vitesse de vent élevée. Cette situation est typique pour les journées bien ensoleillées.
- d) La situation neutre (Coning): Cette situation, à dispersion moins importante, est typique pour les périodes à ciel couvert, les périodes de pluie ou en cas de vitesse de vent élevée.
- e) Le "lofting" (Stable below, Neutral above): La couche inférieure est stable, tandis que la couche supérieure est devenue neutre. La dispersion

près du sol est très faible. Les polluants qui sont rejetés à une hauteur suffisante connaissent une dispersion normale. Cette situation est typique pour les premières heures après le coucher du soleil. La hauteur de la couche stable augmente avec le refroidissement de la surface terrienne.



σ_θ : fluctuation horizontale direction du vent; σ_φ : fluctuation verticale direction du vent

Figure 1.4 : Comportement du panache selon les profils verticaux de température et de la vitesse du vent. La structure thermique est décrite par les profils de température potentielle, sur la gauche des schémas [30].

1.8. Historique des études de la météorologie et de la dispersion atmosphérique

1.8.1. Historique des modèles météorologiques

L'histoire de la météorologie remonte à 430 avant J.C où les Grecs étaient les premiers à être intéressés par l'étude du mouvement du vent. Vers 340 avant J.C, *Aristote* a été considéré comme le premier théoricien qui écrit sur la «*Meteorologica*», il a exprimé son opinion sur l'évolution et la constitution des vents, des nuages, la pluie, la brume, la rosée, le gel, la neige, la foudre, les orages, des arcs-en-ciel...etc. Au 17^{ème} siècle, *Evangelista Torricelli* a inventait le baromètre à mercure et *Robert Hooke* a développé l'anémomètre de la plaque de pression pour mesurer la déviation et la force du vent sur une feuille de métal suspendue verticalement. *Rêne Descartes* est considéré comme le premier météorologue qui a fait des hypothèses et a mené des expériences sur la variation et l'influence de certains paramètres météorologiques pour but de validation. *William Ferrel* a expliqué l'application de la théorie mathématique aux mouvements des fluides en considérant que la terre est un corps tournant. Ces travaux de *Ferrel* ont servi de levier pour la météorologie dynamique moderne, qui applique les principes de la physique et des mathématiques pour expliquer le mouvement atmosphérique. A partir de 1870, la prévision météorologique s'est transformée en profession fondée sur les observations et l'expérience est devenue la pierre angulaire des sciences météorologiques.

L'utilisation des modèles métrologiques pour la prévision météorologique remonte au XX^{ème} siècle lorsque le physicien Norvégien *Vilhelm Bjerknes* a prouvé que la physique atmosphérique avait avancé suffisamment pour prévoir les conditions météorologiques à l'aide des calculs. Il a proposé à ce que le temps soit décrit par sept variables primaires : pression, température, densité de l'air, teneur en eau de l'air et trois composantes de la vitesse du vent. Il a également rapporté que les lois de la physique peuvent être utilisées dans le calcul des changements de ces variables, par exemple l'équation de continuité pour l'air, la loi de Newton du mouvement, la loi des gaz idéaux, l'équation hydrostatique et l'équation de l'énergie thermodynamique. L'absence de méthodes de calcul plus rapides et la

pénurie de données d'observation précises limitent le succès de ces techniques de prévision.

En 1922, *Lewis Fry Richardson* a développé le premier système numérique pour la prévision météorologique (Numerical Weather Prediction System NWP). Il a essayé de résoudre les équations météorologiques complexes numériquement (Technique de Richardson, 1922). Ses techniques informatiques impliquaient la division de l'espace en cellules de grille et la résolution des équations différentielles aux différences finies. La technique de Richardson ne devient pratique que dans les années 1940, lorsque les ordinateurs rendent possibles les calculs numériques.

En 1946, sur la base du travail de Richardson, *John von Neumann* a proposé un projet pour établir le premier modèle atmosphérique régi par ordinateur pour des prévisions en temps réel. Il était parmi les premiers pionniers de l'informatique et a recommandé l'application des ordinateurs dans la prévision météorologique. *Neumann* a également planifié de passer à un problème extrêmement grand et ambitieux ; c'est de simuler toute l'atmosphère ce qui conduit à la modélisation climatologique.

Jule Charney a fait la première prévision météorologique numérique assistée par ordinateur ENIAC (Electronic Numerical Integrator et Computer). ENIAC est considéré comme le premier ordinateur à usage général qui est devenu opérationnel, en utilisant un modèle unidimensionnel. Les prévisions de 1950, couvrant l'Amérique du Nord, utilisaient une grille bidimensionnelle de 270 points à environ 700 km de distance. Le pas de temps était de trois heures. Les résultats, bien que loin d'être parfaits mais ils étaient la base des travaux ultérieurs de Charney et al en 1950 et Platzman en 1979 [31].

En 1955, des efforts considérables ont été fournis pour construire un modèle de circulation atmosphérique générale AGCM (Atmospheric General Circulation Model). *Cecil Leith* a présenté en 1960 un modèle météorologique fonctionnel de cinq niveaux sur des supercalculateurs.

Le Centre national pour la recherche atmosphérique (National Center for Atmospheric Research NCAR), créé en 1960, s'est lancé en 1964 dans le développement de modèles de circulation générale et ont pu établir deux séries de modèles différentes connus sous le nom de NCAR 1-3 et CCM 0-1. Au début des années 1960, *Andrew Gilchrist* et d'autres chercheurs du Bureau météorologique du Royaume-Uni avaient également commencé à construire un AGCM et ont été couronnés de succès ; le système est basé sur la résolution des équations primitives de première génération, ils expriment la variation horizontale des champs du modèle dynamique en termes d'harmoniques sphériques orthogonales. Cette technique simplifie la solution de nombreuses équations aux dérivées partielles non linéaires utilisées dans la modélisation de la circulation générale. Les éléments des modèles sont convertis en grilles physiques par *Silberman et Platzman* en 1960.

Des ordinateurs plus rapides et des améliorations des méthodes spectrales ont réduit l'intensité de calcul, entraînant leur adoption dans les AGCM vers 1970. L'étude d'impact de l'homme sur le climat (The Study of Man's Impact on Climate SMIC) a été également approuvée les AGCM.

Des rapports ont été établis afin de sensibiliser le grand public sur les changements climatiques anthropogéniques ; au début des années 1970, plusieurs questions ont été posées sur l'appauvrissement de la couche d'ozone stratosphérique, les pluies acides et les problèmes de la pollution atmosphérique provoqués par le transport supersonique. Le problème de l'appauvrissement de la couche d'ozone suscité par les observations d'un «trou» d'ozone dans l'Antarctique a conduit au Protocole de Montréal sur la couche d'ozone en 1985. Les problèmes de pollution transfrontière et le changement climatique n'ont pu atteindre la majeure masse politique mondiale qu'en 1988.

A travers les années et avec l'évolution des outils informatiques, les modèles numériques de prévisions météorologiques sont devenus beaucoup plus avancés et fiables.

Un récapitulatif de toute l'histoire discuté ci-dessus est donné sous forme de digramme dans la figure 1.5 suivante [31] :

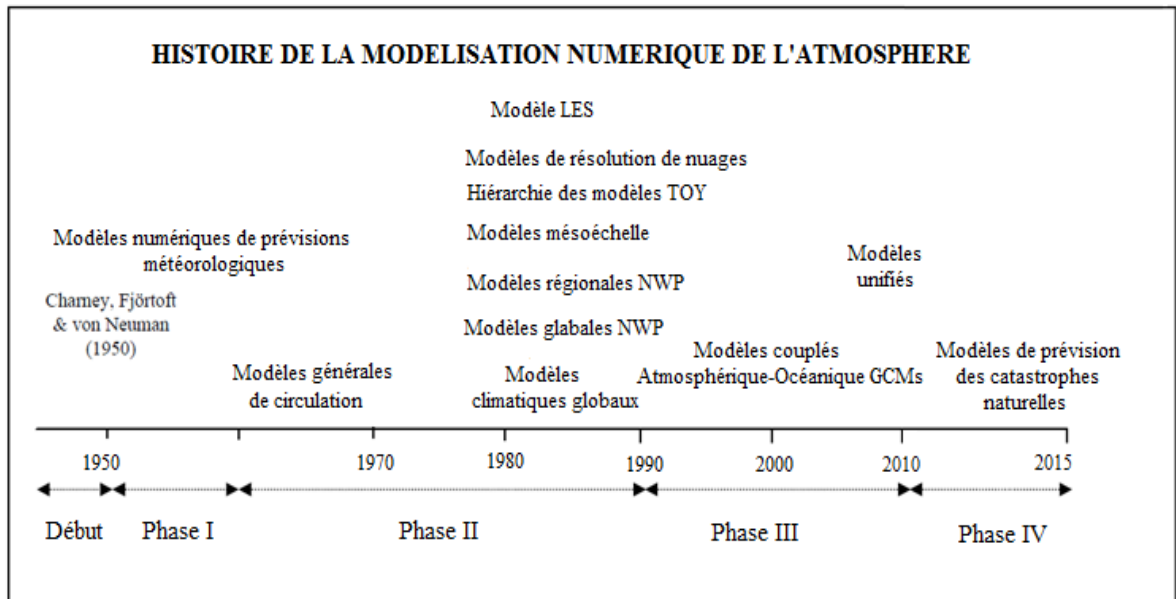


Figure 1.5 : Chronologie de développement de la modélisation atmosphérique (reproduit par les auteurs).

1.8.2. Evolution de la modélisation de la dispersion atmosphérique

En comparaison avec les sciences météorologiques, la science de la pollution d'air a une histoire relativement plus courte. Avant le XX^{ème} siècle, la pollution atmosphérique n'était pas considérée comme une science, mais plutôt comme un problème réglementaire. En Grande-Bretagne, la loi sur la santé publique de 1848 était la première loi à prendre en compte les émissions des fours et des machines à vapeur. L'utilisation généralisée d'automobiles a augmenté la pollution dans les zones urbaines. En 1905, *Harold Antoine Des Voeux* a utilisé pour la première fois le terme "*smog*" pour décrire la combinaison de fumée et de brouillard observé dans les villes de la Grande-Bretagne. Ce problème a été encore plus souligné à Los Angeles et en Californie. En 1952, le "*smog*" a entraîné une augmentation extraordinaire du taux de mortalité à Londres. Après cet épisode, la pollution découlant de la combustion du charbon en présence de brouillard est appelée *smog de type Londonien*. Le *smog* est essentiellement une manifestation de la dispersion des polluants dans l'atmosphère.

En 1907, Une association de lutte contre la pollution atmosphérique a été fondée par des inspecteurs de fumée de treize villes américaines et canadiennes pour lutter contre les nuisances environnementales émergentes de la fumée provenant des usines et des trains.

Bien que l'idée de la dispersion des émissions à partir de sources ponctuelles ait été donnée par *Roberts* tout en identifiant la diffusion théorique de la fumée dans une atmosphère turbulente, la dispersion des sources ponctuelles de faible et de haut niveau a été largement étudiée peu de temps après 1955.

La théorie de la diffusion des turbulences atmosphériques présentée par *Sutton* en 1932 et utilisée par *Bosanquet* en 1936 a permis d'expliquer le phénomène de la propagation de la fumée et des gaz des cheminées. Les travaux de *Record* (1958) et *Haugen* (1959) ont été consacrés sur l'expérience de *Prairie-Grass* à partir de laquelle *Pasquill* et *Gifford* ont introduit le principe de la diffusion horizontale et verticale du panache en termes de coefficients de dispersion atmosphérique. *Pasquill* en 1962 a présenté une chronologie détaillée de l'évolution des sciences de la dispersion atmosphérique jusqu'au début des années soixante [32].

1.9. Modélisation de la dispersion des rejets de radionucléides des réacteurs nucléaires

La modélisation de la dispersion atmosphérique est essentiellement une tentative de décrire la relation fonctionnelle entre l'émission de polluants et sa concentration résultante en faisant référence aux données des mesures relevés des sites de surveillance des polluants.

Les approches récemment développés font le point sur l'analyse de sûreté des installations nucléaires et l'aide à l'intervention d'urgence post-accidentelle. Ces approches reposent sur le couplage des modèles météorologiques avec les modèles de dispersion atmosphérique. Les modèles météorologiques fournissent des paramètres d'entrée plus précis tels que ; le flux de température, le champ de la vitesse, la direction du vent et la topographie de la surface. Ces paramètres

sont ensuite utilisés par le modèle de dispersion choisi afin d'estimer le transport et la diffusion des polluants dans l'atmosphère et de fournir des résultats finaux en termes de concentrations et de doses variant dans le temps et dans l'espace.

1.9.1. Rôle de la modélisation dans les études d'impact

L'évaluation de l'exposition des populations est présente à la fois dans le volet radiologique et chimique de l'étude d'impact sanitaire. Elle nécessite de déterminer des concentrations dans les différents champs environnementaux avec lesquels l'homme est amené à entrer en contact.

Pratiquement, tous les modèles de chimie de transports sont utilisés pour décrire la dispersion de radionucléides dans l'atmosphère. Dans les années 1960, les études concernant la dispersion d'une source ponctuelle ont pris une longue envergure, plusieurs études ont été réalisées par Högstrom (1964), Turner (1964), Briggs (1965), Moore (1967), Klug (1968). L'application des modèles Gaussien est devenue un standard normalisé dans tous les pays industrialisés pour la détermination des concentrations et la déposition des éléments radioactifs sur le sol, en tenant en compte l'effet de la hauteur du plumet et la hauteur de mélange [33]. Tous ces modèles posent des difficultés de validation et une importante erreur de calcul vue le manque de données expérimentales.

En général, Les moyens de mesures directes des concentrations de radionucléides à l'aide des instruments en tenant en compte les conditions locales du site permet d'intégrer la complexité de tous les phénomènes physiques, chimiques et biologiques mais pose des problèmes de limites de détection, de représentativité de l'échantillonnage et d'incertitude, c'est-à-dire elles fournissent une indication globale qui intègre l'apport des autres sources de pollution sous forme de valeurs instantanées des concentrations. C'est ainsi que la modélisation de la dispersion atmosphérique, basée sur un ensemble d'équations mathématiques, est devenu un outil permettant de prédire les conséquences de toutes sortes de scénarios hypothétiques de rejet permettant la gestion post-accidentelle. Les résultats de la simulation doivent donc aboutir à une bonne représentativité de l'évolution des concentrations au cours du temps, même

si ces valeurs sont faibles et inférieures aux limites de détection. La prédiction de la concentration obtenue à un terme donné, en cas d'une nouvelle d'installation est aussi réalisable [34].

1.9.2. Paramètres nécessaires pour la modélisation de la dispersion de radionucléides

Le suivi d'un panache radioactif de polluants par un modèle de calcul numérique sur un site nucléaire, demande la connaissance de certaines données qui peuvent être rassemblé sous trois catégories (Figure 1.6) :

- *Les données topographiques* : Rassemblent les informations liées aux caractéristiques du sol en termes de rugosité ou de relief,
- *Les données météorologiques* : Le devenir d'un polluant est caractérisé par les conditions météorologiques (vitesse et direction du vent, la température, l'ensoleillement,...) qui sont variables au cours du temps, mais évoluent dans un intervalle borné,
- *Les émissions* : Chaque polluant est issu d'une source dont les caractéristiques influent directement sur le devenir du panache.

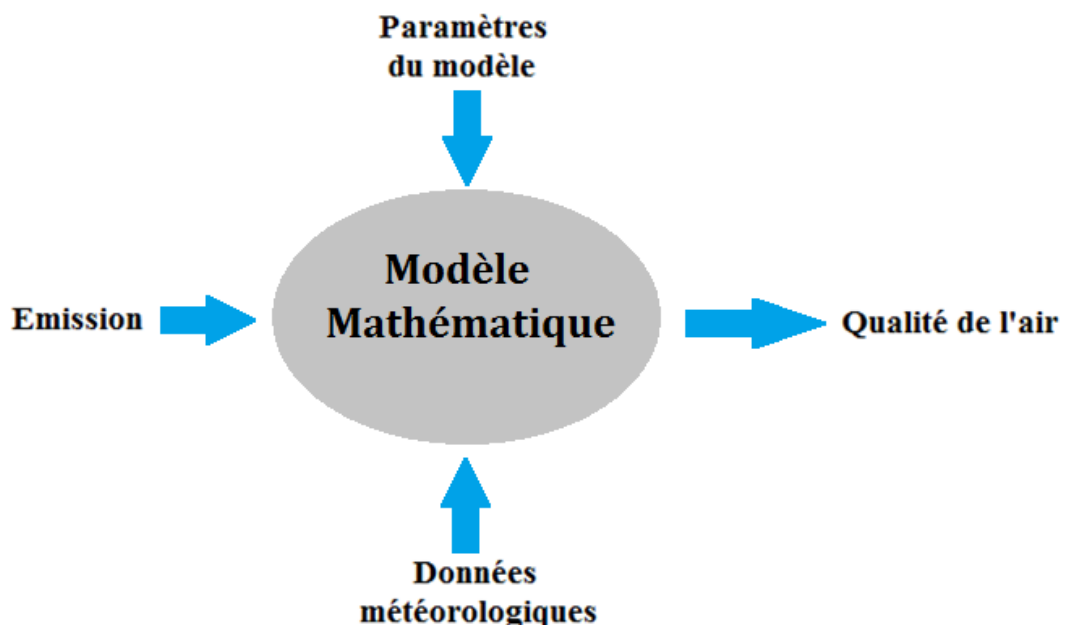


Figure 1.6 : Paramètres influençant sur la modélisation de l'air.

1.10. Les différents types de modèles de dispersion

La littérature présente toute une série de modèles simples et complexes, la différence entre ces modèles est principalement liée à la structure verticale de l'atmosphère, aux considérations météorologiques variables (vitesses et turbulences) et à la topographie de la zone d'étude (bâtiments, reliefs, îles.). L'application de modèles complexes demande la disponibilité de plus de données d'entrée (ex : champs de vent et de turbulence à plusieurs altitudes) et des moyens de calculs plus performants [35].

On peut distinguer trois types de modèles suivant le type d'équations utilisées dans les calculs et l'échelle d'application (Figure 1.7).

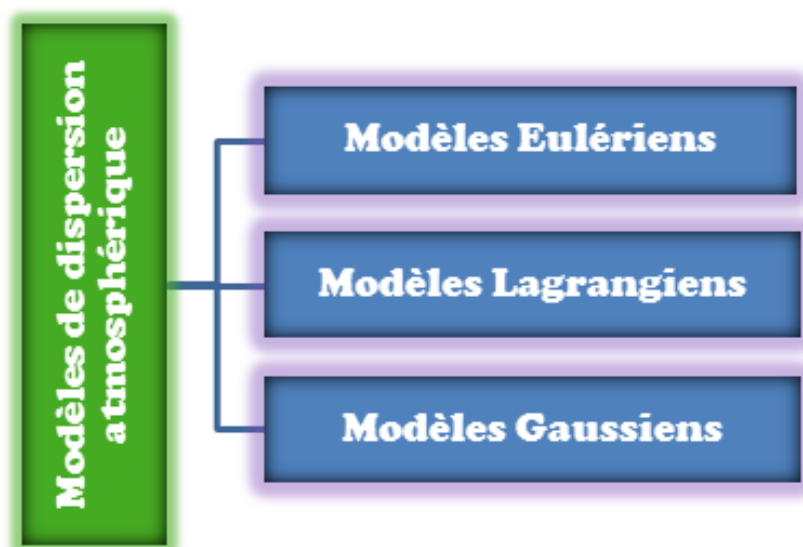


Figure 1.7 : Différents types de modèles atmosphériques.

1.10.1. Modèles de dispersion Eulériens

Les modèles Eulériens sont basés sur les équations de la mécanique des fluides et du transport des produits. Pour résoudre ces équations en tenant en compte la turbulence, le modèle a besoin de nouvelles équations pour fermer le système. Ces équations correspondent à des hypothèses semi-empiriques plus ou moins complexes, qui représentent bien les phénomènes physiques à traiter. La concentration en tout point du domaine est le résultat direct de la dispersion

des polluants. Les procédés d'évaluation de la dispersion atmosphérique tiennent en compte le transport des polluants en raison de la vitesse moyenne du vent, et la diffusion due aux fluctuations de cette vitesse. Dans cette approche, un système référentiel fixe est adopté, ce qui facilite la représentation de la production ou la destruction des polluants ainsi que les processus de transformation. Le domaine de modélisation de la majorité des modèles Eulériens est constitué d'un ensemble de grilles définies dans un ensemble de coordonnées orthogonales pour décrire ; la dynamique de l'atmosphère (advection et diffusion), les émissions des sources et la production des éléments étudiés.

Parmi les modèles récemment développés utilisant un concept Eulérien, on trouve : EURAD (EUROpean Acid Deposition Model) [36], CHIMERE [37].

1.10.2. Modèles de panache gaussien

Les modèles gaussiens sont parmi les modèles les plus utilisés dans la modélisation de la qualité d'air dans les zones relativement proches des sources de la pollution. Dans ces zones, le panache est fortement influencé par la turbulence induite par la source d'émission. Ces modèles permettent d'estimer la dispersion des gaz neutres ou passifs de masse volumique très proche de l'air et de modéliser la dispersion d'un rejet ponctuel et continu d'un gaz du fait de la seule action du fluide porteur qui est l'air. Le transport et la diffusion du gaz vont dépendre alors du vent et de la turbulence atmosphérique d'origine mécanique ou thermique sans négliger l'effet de la surélévation du panache.

Dans la majorité des cas, ces modèles n'ont applicable que dans des conditions atmosphériques stable ou modérément stable. Ils sont adoptés dans les calculs de la dispersion atmosphérique vue leur facilité d'utilisation et leur simplicité. Les Modèles de panache gaussien sont largement utilisés pour étudier les conséquences radiologiques et les impacts environnementaux des accidents nucléaires, et sont officiellement adoptés depuis une quarantaine d'années comme des modèles réglementaires par les organismes internationaux pour dans les études d'impact [38]. Dans ces modèles, les hypothèses simplificatrices d'homogénéité horizontale et d'invariance (régime permanent) des émissions et

des conditions météorologiques sont posées, de sorte qu'une solution analytique à l'équation d'advection-diffusion est obtenue. Les calculs étant simplifiés, les temps de la simulation sont plus courts, ce qui justifie leur popularité. Le produit rejeté doit avoir donc une densité et une température à peu près identique à celle de l'air et une vitesse initiale relativement nulle. Le champ du vent est uniforme avec un profil vertical constant, la turbulence atmosphérique est prise en compte par l'intermédiaire des classes de stabilité ; elle est homogène et isotrope. Le terrain doit être homogène et plat sans présence de reliefs et d'obstacles (bâtiment, mur...) car ils ne sont pas pris en compte dans les calculs.

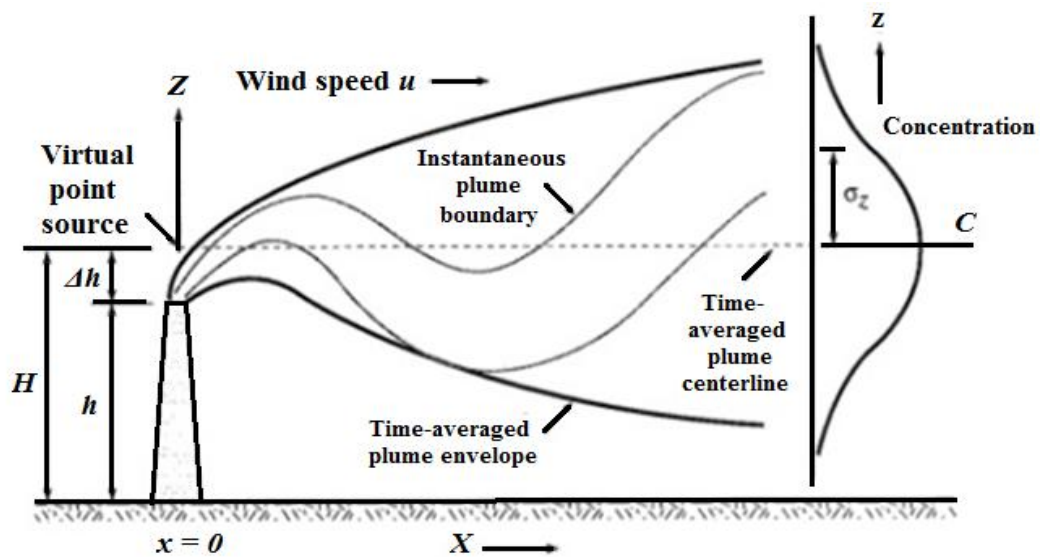


Figure 1.8 : Distribution gaussienne.

Le panache Gaussien peut se présenter aussi sous forme de bouffées. Une seule équation est obtenue par l'intégration temporelle de l'équation gaussienne. La faiblesse majeure des modèles à bouffées réside dans le fait qu'ils ne tiennent pas en compte la variation spatio-temporelle de la vitesse moyenne du vent (qui dépend essentiellement des conditions météorologiques du site) d'une part et d'autre part, le coefficient de la dispersion horizontale ne tient pas en compte la variation verticale du vent (cisaillement du vent). Pour de petites distances, lorsque la taille du panache est faible et que le cisaillement du vent n'est pas appréciable, ce coefficient est proportionnel au temps tandis que pour de grandes distances il est proportionnel à la puissance de déplacement.

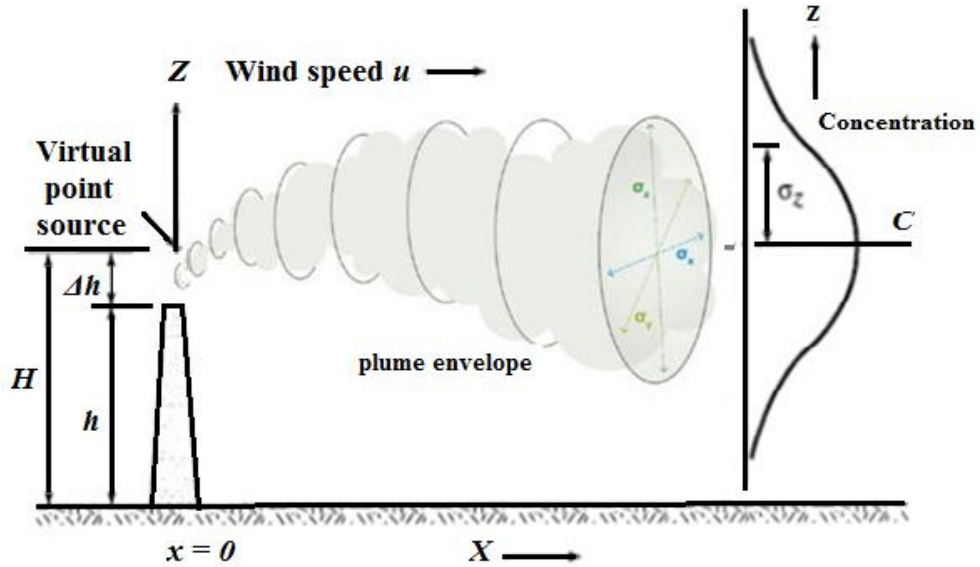


Figure 1.9 : Modèle gaussien à bouffées.

Parmi les modèles récemment développés utilisant un concept Gaussien, on trouve : SCREEN3, AEROPOL, CALPUFF, AERMOD, UK-ADMS [39].

1.10.3. Modèles Lagrangiens

Un modèle lagrangien est une approche numérique particulière qui divise les émissions de contaminants en un grand nombre de petites masses ou de particules virtuelles discrètes partant d'une même source. Les trajectoires des particules sont suivies et reconstituées individuellement pendant leur déplacement dans l'atmosphère, en tenant compte leur interaction avec l'écoulement du fluide. Les particules sont supposées indépendantes et chaque particule se déplace sous l'effet du champ du vent dominant tout en considérant les trois composantes de base du transport et de la diffusion : (1) l'advection par le vent moyen, (2) l'effet de la diffusion turbulente causée par les fluctuations aléatoires du vent et (3) la diffusion moléculaire dans le cas où elle est significative. Les positions des particules sont utilisées pour quantifier la dispersion en termes de coefficients de diffusion.

Les modèles Lagrangiens utilisent un référentiel mobile centré sur la particule, ils sont capables d'incorporer des variations spatiales et temporelles de la vitesse du vent et de la turbulence, c'est pourquoi qu'ils offrent de meilleurs résultats par rapport aux autres modèles surtout à des distances plus longues. En plus, Ces modèles sont capables de modéliser à la fois des conditions homogènes et hétérogènes toute en simulant des processus de dépôt sec et humide [40-43].

Les modèles lagrangiens peuvent être couplés à des modèles météorologiques afin de modéliser des situations complexes en trois dimensions, comme par exemple la dispersion dans les zones urbaines et montagneuses.

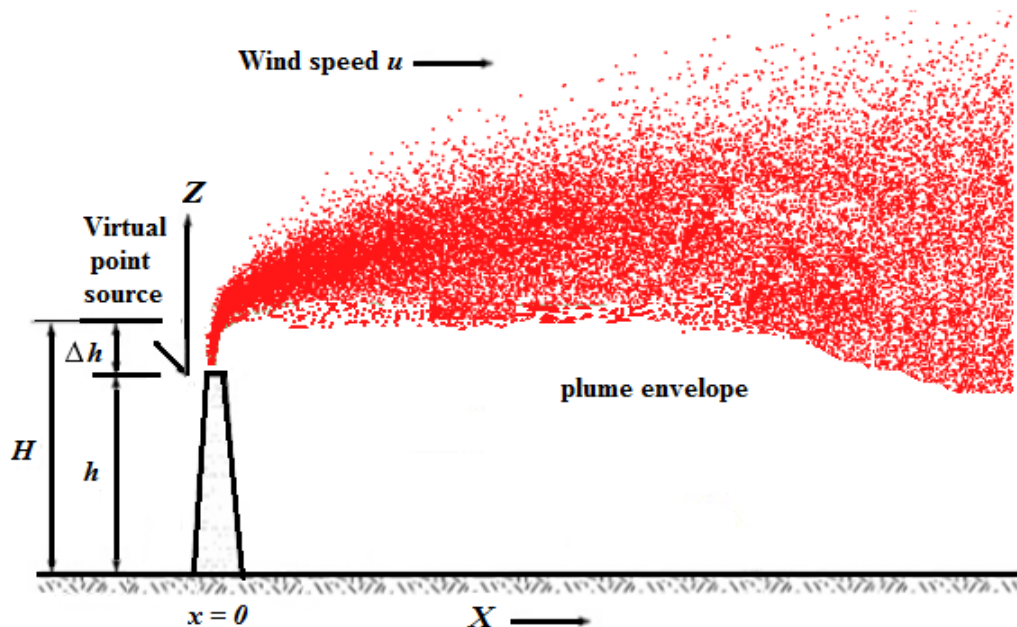


Figure 1.10 : Modèle Lagrangien.

Parmi les modèles Lagrangiens disponibles, on peut citer : MATCH Model, HYSPLIT model, FLEXPART Model, NAME Model [12-14,44].

Tous ces types modèles sont répartis selon l'échelle spatiale montrée dans la figure suivante :

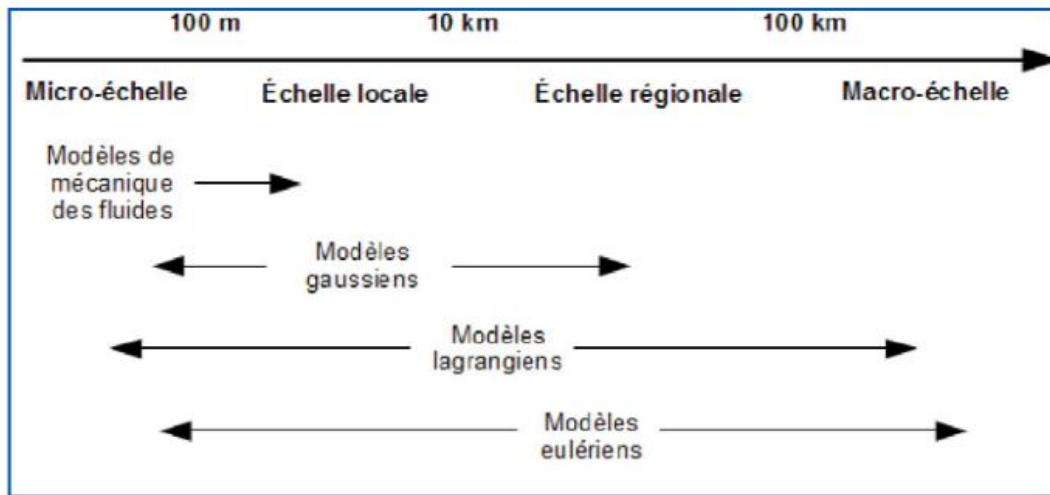


Figure 1.11 : Application de différents modèles en fonction de l'échelle spatiale (source Numtech).

Le tableau 1.1 ci-dessous donne un récapitulatif des principaux éléments de comparaison entre ces modèles et leurs limitations.

Tableau 1.1 : Comparaison entre les modèles numériques pour le calcul de la dispersion atmosphérique.

	Modèle Gaussien	Modèle Eulérien	Modèle Lagrangien
Avantages	-Facilité de mise en œuvre	-Facilité de mise en œuvre -Densité thermique (lourd, léger)	-Champ d'application étendu -Densité variables -une grande liberté de choix quant aux types de sorties que l'on peut obtenir -Prend en compte la réalité du terrain, les obstacles même près de la source.
Difficultés	-Conditions météorologiques jouent un rôle important au moment du rejet -Caractéristique du terme source -Caractéristique d'un éventuel rejet (direction, présence d'obstacles,...)		-Cout élevé -Maximum de données d'entrées à réunir. -Maximum de données météorologiques. -Temps de calcul long -Matériel informatique important
Limitations	-Conditions météorologiques moyennes -Champs lointain (distance à une dizaine de kilomètres de la source) -Terrain homogène et plat sans présence de reliefs ou obstacles -Les nuages radioactifs ne s'éloignent pas trop du sol à cause du cisaillement vertical -Vitesse et direction du vent constantes.	-Concentration homogène à l'intérieur du nuage -Champs lointain (distance à une dizaine de kilomètres de la source) -Terrain plat -Vitesse et direction du vent constantes.	-Dépend de la qualité des données d'entrées liées aux conditions aux limites du cas traité.

1.11. Notion du "Terme source"

En amont de la modélisation de la dispersion des rejets radioactifs et l'évaluation des situations accidentelles, il convient généralement de quantifier un « terme source » ; c'est-à-dire caractérisé la source d'émission initiale.

Le « terme source » est une expression technique qui désigne l'évaluation des rejets de matières radioactives dans l'environnement, plus particulièrement, en situations accidentelles postulées sur les installations nucléaires ; c'est la première information à mettre dans un modèle afin d'évaluer l'impact et décrire les conséquences des rejets de matières radioactives. L'étude du terme source constitue une analyse à caractère systématique des différents scénarios d'accidents graves, notamment fusion du cœur, susceptibles de se produire. Ces termes sources contribuent, en particulier, à la définition des plans de protection des populations autour des sites nucléaires affectés.

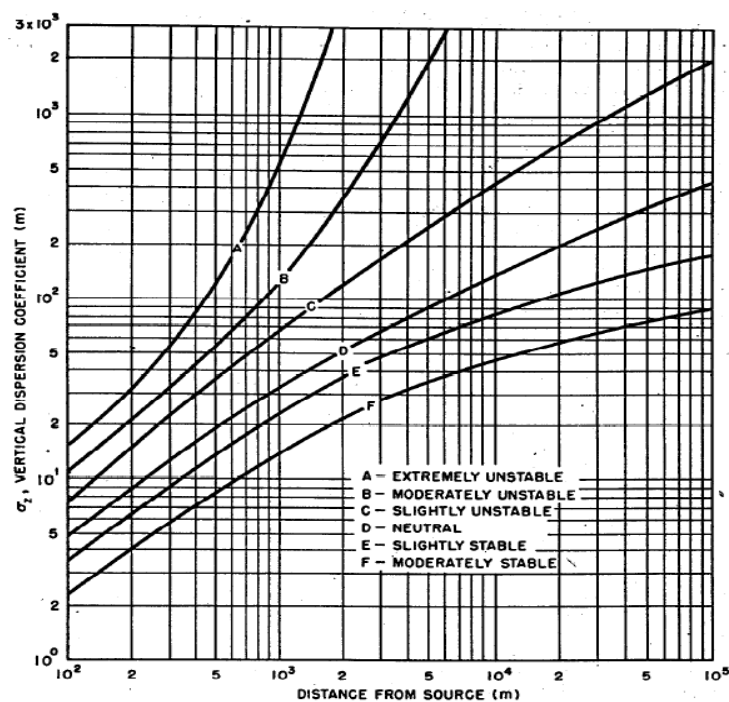
Historiquement, l'estimation de la source a été faite d'abord sur la base d'une analyse de la matière déposée au voisinage de la centrale. Les estimations initiales sont généralement obtenues par des calculs physiques rapportés sur tous les radionucléides du cœur du réacteur en tenant en compte le débit du rejet et la quantité du dépôt sur le sol au voisinage de la centrale ou dans le bâtiment réacteur [4].

1.12. Coefficients de diffusion standards

En raison de l'émission continue d'un rejet, le panache s'étend dans les deux directions horizontale et verticale. L'extension du panache dans la direction horizontale est exprimée par σ_y alors que dans la direction verticale est exprimée par σ_z . Ces sigmas, qui représentent la propagation du panache dans l'atmosphère, sont calculés en prenant l'écart type de déplacement des particules sous l'effet du vent à de différentes distances.

La formulation empirique, la plus couramment utilisée dans les modèles règlementaires est basée sur une étude expérimentale établit par *Pasquill-Gifford* en 1961. Pasquill a suggéré que les estimations de la dispersion sont

possibles sur la base des mesures de fluctuations horizontales et verticales du vent. En l'absence de ces données, Pasquill a proposé une méthodologie avec laquelle on pourra déterminer l'étalement angulaire horizontal du panache à diverses distances en aval de la source. Gifford a converti les largeurs du panache horizontal à σ_y et les hauteurs du panache à σ_z . Dans cette technique, la répartition de la concentration est supposée de type Gaussienne. Un tracé à l'échelle logarithmique de ces coefficients en fonction de la distance pour différentes classes de stabilité est exprimé sous forme de courbes sont décrits dans la figure 1.12.



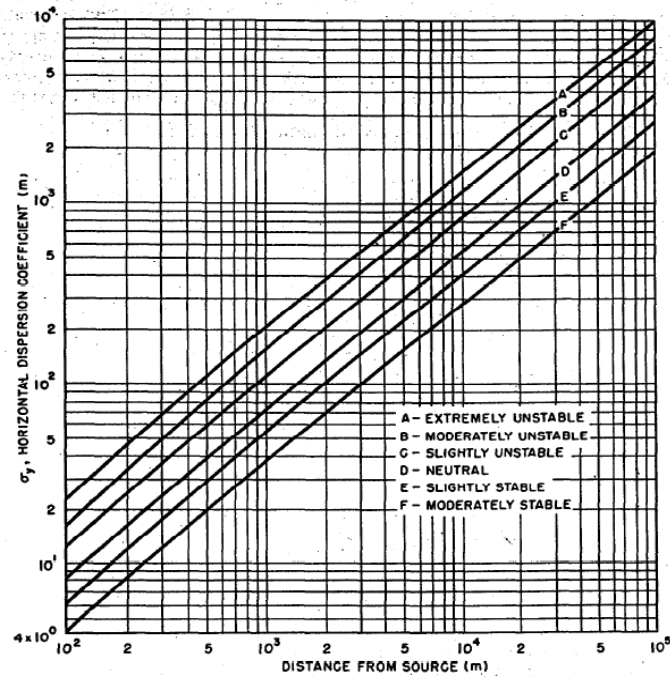


Figure 1.12 : Abaques des coefficients de diffusion empiriques de Pasquill [45].

En 1973, Briggs a combiné les différents sigmas obtenus par les expériences de *Tennessee Valley* (Carpenter 1971), *Brookhaven* (Smith 1968) et *St. Louis* (Pooler et al 1968) et a édicté une nouvelle formulation pour les limites asymptotiques de la diffusion. Il a trouvé des relations analytiques des coefficients pour toutes les classes de stabilité définies par Pasquill. Les sigmas de Briggs (Figure 1.13) sont indépendants de la hauteur du rejet et ils ont été développés pour deux cas spécifiques de rugosité de surface : les régions rurales (avec une rugosité de 3 cm) et les zones urbaines (avec une rugosité de 1m). Dans la littérature, on peut trouver également des valeurs de sigma basées sur les expériences de *Julich et Karlsruhe* pouvant être applicables pour des hauteurs de rejets de 50, 100 et 180 m avec une rugosité surfacique de 1 m.

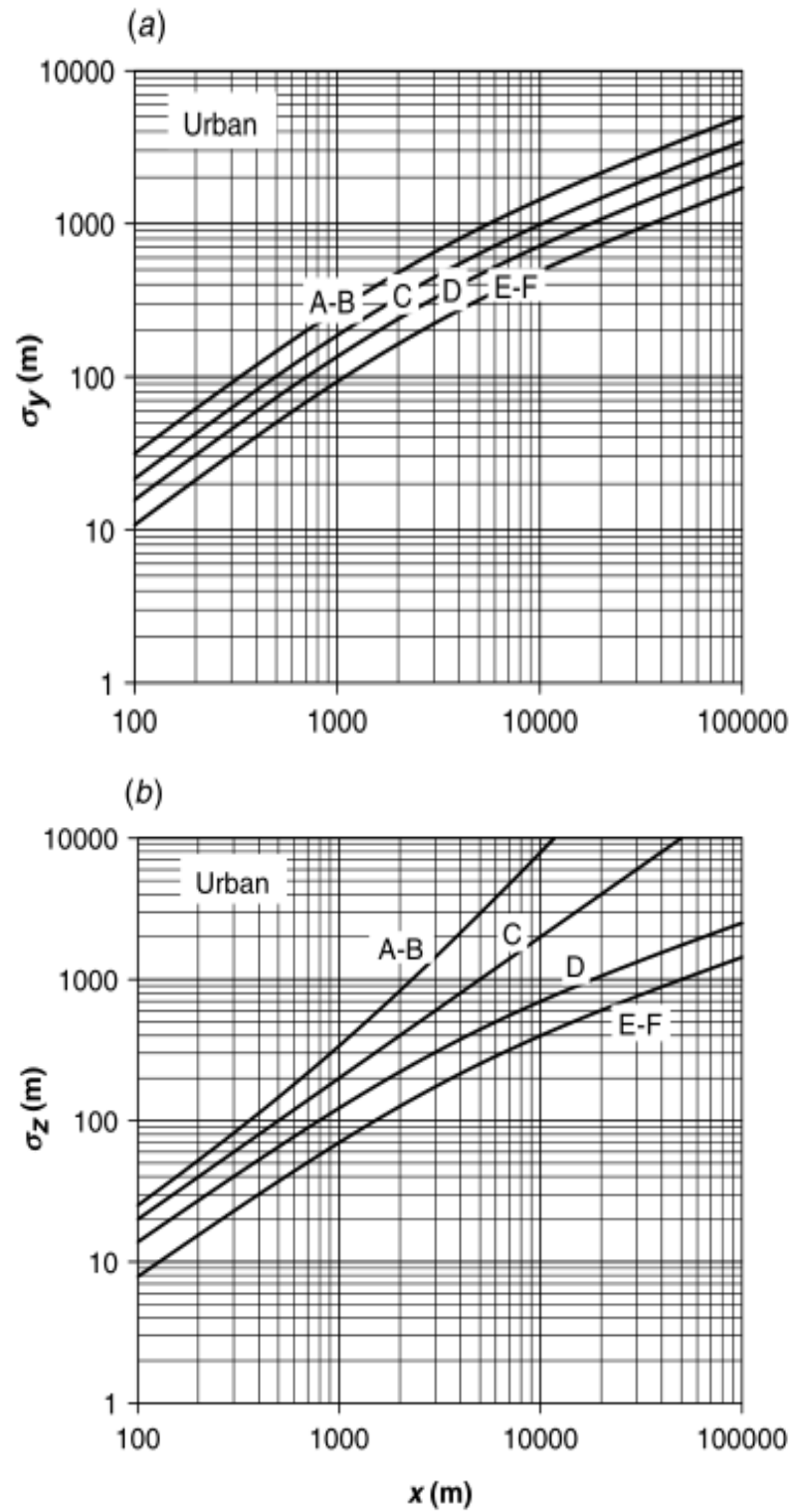


Figure 1.13 : Abaqués des coefficients de diffusion empiriques de Briggs en milieu urbain [45].

1.13. Stabilité atmosphérique

L'utilisation des coefficients de diffusion dans la modélisation de la dispersion radiologique nécessite la définition des classes de stabilités correspondantes. La prise en compte de l'état de stabilité de l'atmosphère ne permet pas seulement de déterminer les profils verticaux de température et la vitesse de l'écoulement mais aussi les paramètres de turbulence, affectant la dispersion des polluants atmosphériques.

Trois états décrivant, selon la verticale, l'état d'équilibre d'une masse d'air d'une façon adiabatique :

-L'atmosphère est stable : Lorsque le gradient vertical de température potentielle est positif, les masses d'air froides, plus lourdes, sont situées sous les masses d'air chaudes et les échanges thermiques se font de l'atmosphère vers la surface terrestre. La parcelle d'air a alors tendance à revenir vers son état initial. Cet état de l'atmosphère survient généralement la nuit, lorsque le sol est refroidit.

-L'atmosphère est neutre : Lorsque le gradient vertical de température potentielle est nul. La température potentielle est alors uniforme sur toute la verticale et les échanges thermiques entre l'atmosphère et la surface terrestre sont inexistantes. Les particules d'air restent adiabatiquement à l'état où elle a été amenée.

-L'atmosphère est instable : Lorsque le gradient vertical de température potentielle est négatif. Les masses d'air chaudes, plus légères, sont situées sous les masses d'air froides et les échanges thermiques se font de la surface terrestre vers l'atmosphère. La parcelle d'air a alors tendance à s'éloigner de son état initial. Cet état convectif se rencontre principalement durant la journée, lorsque les rayons lumineux réchauffent le sol.

1.14. Classes de stabilité de Pasquill

Dans la littérature, plusieurs schéma sont décrits pour déterminer les différents classe de stabilité, leur classification est basée sur ; le niveau de l'insolation solaire, le pourcentage de la couverture nuageuse (conditions nocturnes), la

vitesse du vent, le gradient vertical de la température ou sur les fluctuations de l'angle du vent dans les directions horizontale et verticale. Du point de vue météorologique, ces classes de stabilité sont réparties en 7 catégories qui varient de la condition très instable (classe A) à la condition très stable (classe G).

Les classes de stabilité de Pasquill représentent le schéma des classes de stabilité de référence le plus utilisé (tableau 1.2). Ce schéma est basé sur les champs de la vitesse du vent à 10m d'altitude avec l'intensité des rayons solaires incidents pendant le jour et la couverture nuageuse pendant la nuit.

Dans le tableau suivant, les conditions instables sont représentées par A : fortement instable, par B : modérément instable, par C : légèrement instable et par D : neutre. Tandis que les conditions stables sont ; E et F (légèrement stable et modérément stable). Une faible vitesse du vent pendant la nuit peut être traduite par une atmosphère fortement stable (classe de stabilité G) qui n'a pas été défini par Pasquill.

Tableau 1.2 : Classes de stabilités de Pasquill [45].

Vitesse du vent à 10m (m.s ⁻¹)	Jour			Nuit	
	Rayonnement solaire incident			Nébulosité	
	Fort	Modéré	Faible	4/8-7/8	<3/8
<2	A	A-B	B	F	F
2-3	A-B	B	C	E	F
3-5	B	B-C	C	D	E
5-6	C	C-D	D	D	D
>6	C	D	D	D	D

CHAPITRE 2

SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE SUR LES ACCIDENTS SEVERES

2.1. Introduction

Après avoir mis l'accent dans le chapitre précédent sur quelques généralités concernant la modélisation de la dispersion atmosphérique et les différents modèles existants, on traite dans ce deuxième chapitre les rejets dans l'atmosphère résultants de réels accidents nucléaires qui se sont produits dans le passé afin de voir leur gravité et leur impact sur l'environnement et par conséquent sur la santé humaine. Cela reflètera l'importance de modéliser un scénario d'accident hypothétique et ses rejets en utilisant la modélisation de la dispersion atmosphérique pour une analyse de sûreté et de préparation aux urgences. Toutefois, on consacra une bonne partie de ce chapitre à l'étude de l'accident de Fukushima Daiichi du Japon survenu le 12 Mars 2011, rappel des faits et les quantités de radionucléides rejetés dans l'atmosphère.

2.2. Gestion d'une crise nucléaire

Dans la gestion d'une crise nucléaire, il y a trois phases principales à distinguer : la phase de menace avant le rejet, la phase de rejet et la phase post-accidentelle après le rejet. La modélisation joue un rôle essentiel dans chacune de ces phases. Pendant la phase de menace, l'état des réacteurs est analysé pour anticiper les conséquences de rejets radioactifs ; seule la modélisation permet de prédire les conséquences d'éventuels rejets. Généralement, à ce stade, les calculs prédictifs sont adaptés à la protection de la population voisine et suivent des hypothèses raisonnablement pénalisantes. Les mesures de protection de la population sont préconisées sur la base de ces estimations majorants.

A partir du début de la phase de rejet et en post-accident, le défi est de valider et d'améliorer le scénario de rejet pour estimer avec réalisme les conséquences. Les principaux paramètres à estimer avec précision sont la concentration de

radionucléides dans l'air et l'activité due aux radionucléides déposés au sol; le premier paramètre permet d'évaluer l'exposition des populations au panache puisque l'inhalation est la voie d'atteinte prépondérante pendant la phase de rejet, la deuxième est la donnée d'entrée pour l'estimation des risques principaux d'exposition après la phase de rejet liés à la contamination de la chaîne alimentaire et à la vie dans les territoires impactés.

2.3. Accidents nucléaires et rejets accidentels

Au cours du développement de la technologie industrielle, des accidents lourds se sont produits avec des destructions d'infrastructures ou de décès des travailleurs et de civils. Ces accidents ont touchés l'industrie chimique, l'armement, et en particulier l'industrie nucléaire qui est devenue stratégique pour la plupart des pays développés.

Avant de décrire les accidents graves qui ont touchés des réacteurs nucléaires de puissance ou de recherche avec leur impact environnemental, nous allons décrire quelques notions que nous jugerions utiles pour comprendre le phénomène.

2.3.1. Barrières de sécurité

Pour assurer le bon fonctionnement et empêcher une éventuelle fuite de radioactivité vers l'extérieur, les réacteurs modernes sont dotés de systèmes de protection très développés ; il s'agit de trois barrières de sécurité (Figure 2.1), notamment : la gaine du combustible (pastilles, crayons), la cuve du réacteur et l'enceinte de confinement [16].

Un accident grave est en général dû, directement ou indirectement à un excès de chaleur accumulée par le cœur du réacteur. Si on a affaire à un tel accident accompagné par la fusion du cœur du réacteur, ceci implique, que les deux premières barrières ont été franchies. Mais la troisième a de fortes chances de se maintenir. Ces chances sont estimées par des études probabilistes de 60 à 80% pour un réacteur à eau pressurisée (REP) et autour de 25% pour un réacteur à eau bouillante (REB) [46]. Si la troisième barrière préserve son intégralité, elle

empêche le plus longtemps la fuite des radionucléides et les dégâts environnementaux seront limités. Le confinement exécute trois fonctions ; la protection du public et de l'environnement, la protection des systèmes de l'installation et le support structurel des systèmes.

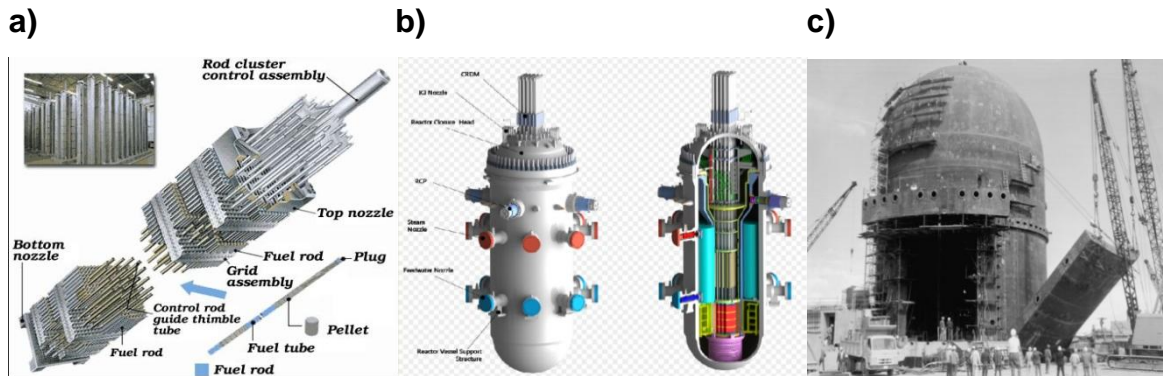


Figure 2.1 : Les 3 barrières de sécurité. a) la gaine du combustible (pastilles, crayons), b) la cuve du réacteur, c) l'enceinte de confinement.

Une comparaison des conséquences de l'accident de Fukushima, Three Mile Island et Tchernobyl en est un exemple frappant. L'intégralité du confinement assure non seulement la préservation de la construction mais également son imperméabilité (Figure 2.2). Soulignons que d'autres accidents sont possibles ; il s'agit des accidents de perte de refroidissement LOCA (Loss Of Cooling Accident) ou de la rupture des tubes dans un générateur de vapeur.

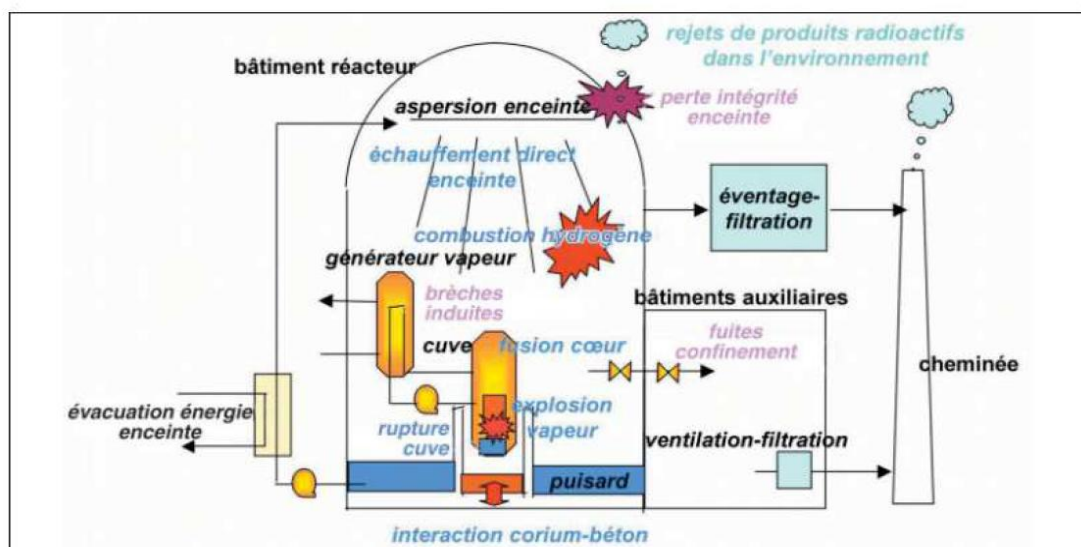


Figure 2.2 : Schéma descriptif des moyens de sécurité pour la prévention contre d'éventuelles fuites de produits de fission du réacteur vers l'atmosphère [47].

2.3.2. Classification des accidents nucléaires

Un accident nucléaire, ou un accident radiologique, est un événement accidentel grave, dont les conséquences potentielles ou actuelles sont liées à la présence de matières radioactives rejetés dans l'atmosphère. Une échelle internationale de classement des événements nucléaires, dite échelle INES (International Nuclear Event Scale) sert à mesurer la gravité d'un incident ou d'un accident nucléaire civil, a été élaborée en 1990 conjointement par l'Agence Internationale de l'Energie Atomique (AIEA) et l'Organisation de Coopération et de Développement Economique (OCDE) pour l'Energie Nucléaire à la suite de l'accident de Tchernobyl, cette échelle est devenue pratique en 1991. L'échelle INES compte huit niveaux de gravité notés de 0 à 7. Les événements qui n'ont aucune importance vis à vis la sécurité se placent en dehors de l'échelle, vient ensuite des événements qui n'ont pas d'impact sur la sécurité, autrement dit déviations, sont associés au niveau zéro au-dessous de l'échelle. On se réfère aux incidents par les chiffres 1 à 3 et on attache aux accidents les niveaux 4 à 7. Les événements d'intérêt public sont ceux qui sont accompagnées de rejets de radionucléides à l'extérieur du site se situent entre les niveaux 3 et 7.

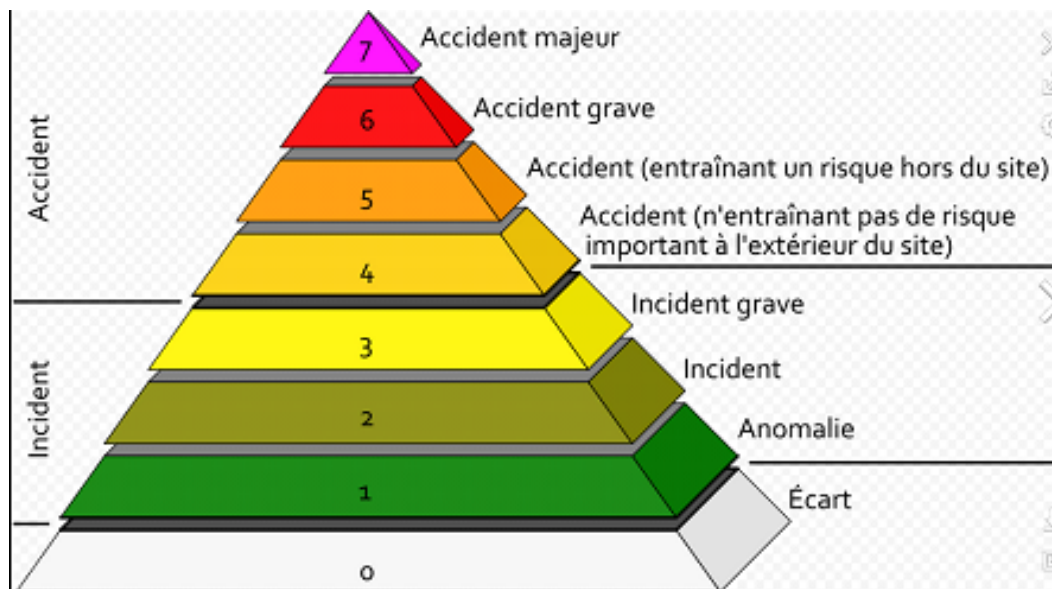


Figure 2.3 : L'échelle internationale des événements nucléaires (INES) [48].

2.3.3. Aperçu sur les accidents graves

Dans le passé, de petits accidents à caractère local et restreint ont eu lieu accompagnés de l'émission de matières radioactives dans l'atmosphère mais sans aucun effet sur l'environnement. A cet effet, de nouveaux règlements, plus sévères dans la réalisation des installations nucléaires ont été appliqués. Le respect des standards et des directives imposées par l'Agence Internationale à l'Energie Atomique (AIEA) et les organismes réglementaires des pays nucléaires est devenu une nécessité capitale. En revanche, et malgré le respect de ces règlements, souvent rigoureux, personne ne peut garantir, que d'énormes rejets de radionucléides suite à de grands accidents nucléaires n'auront jamais eu lieu avec des impacts très désastreux. Parmi ces accidents, on peut citer :

Accident nucléaire de Windscale

Cet accident a eu lieu entre 7 et 12 octobre 1957 à Windscale, Cambria au Royaume-Uni. L'accident a touché un des deux réacteurs du site de 200 MW thermiques fonctionnant avec de l'uranium naturel, refroidis par l'air passant à l'intérieur et modérées par le graphite. Dans le but d'empêcher la libération spontanée de l'énergie accumulée, des évacuations contrôlées ont été effectuées en augmentant la chaleur du cœur qui intervenait lorsqu'on diminuait le flux d'air refroidissant. Une de ces opérations a mal tourné conduisant à la surchauffe du cœur du réacteur, le graphite et l'uranium ont pris feu. Au bout de trois jours, la rupture des filtres de la cheminée provoqua le rejet de la radioactivité dans l'atmosphère. Les quantités rejetées ont été estimées à 12000 TBq de ^{133}Xe , 740 TBq de ^{131}I et 440 TBq de ^{132}Te en plus d'autres radionucléides mais avec de petites quantités. L'accident classé au niveau 5 sur l'échelle internationale des événements nucléaires (INES) a causé la mort d'un opérateur et 14 ouvriers furent contaminés.

Accident nucléaire de Three Mile Island

L'accident nucléaire de Three Mile Island, à Harrisburg Pennsylvanie, aux Etats-Unis s'est produit le 28 mars 1979 dans une centrale nucléaire à eau pressurisée REP (PWR). A la suite d'un défaut de communication entre les équipes d'entretien et les opérateurs, les pompes d'alimentation d'eau secondaire (source froide) furent arrêtées ce qui engendra une augmentation rapide de la température et de la pression par manque d'évacuation de la chaleur résiduelle du cœur. Le réacteur s'arrêta automatiquement mais le cœur du réacteur n° 2 de la centrale a en partie fondu, entraînant la fuite de l'eau de refroidissement secondaire et le relâchement massif des produits de fission vers l'enceinte de confinement ; c'était un accident de type LOCA qui n'a causé aucune victime directe. Les éléments relâchés sont à base de Césium, Strontium, Gaz Nobles, Xénon et des traces d'Iode. Cet accident a été classé au niveau 5 de l'échelle internationale INES.

Accident nucléaire de Tchernobyl

La catastrophe nucléaire de Tchernobyl est un accident nucléaire majeur qui a commencé le 26 Avril 1986 dans la centrale Lénine, située à l'époque en République socialiste soviétique d'Ukraine en URSS. Il s'agit de la plus grave catastrophe nucléaire du XXe siècle classée au niveau 7 sur l'échelle internationale INES. Cet accident est la conséquence d'une expérience à faible puissance faite sur l'un des quatre réacteurs du site nucléaire de Tchernobyl dont le but est de mesurer l'écart entre l'arrêt du réacteur et l'arrêt de la production d'électricité. L'expérience a mal tourné, la puissance du réacteur a augmenté et devenue incontrôlable, l'augmentation excessive de la température a conduit à la fusion du cœur du réacteur. Le 25 avril 1986 à 21:23 UTC, deux explosions de la vapeur d'eau ont eu lieu. Le couvercle du réacteur a été expulsé et des morceaux de combustible ont été éjectés dans l'atmosphère vu l'inexistence de confinement. Le graphite s'est embrasé et a brûlé pendant 10 jours. La chaleur générée par le feu a été responsable de la montée des radionucléides dans l'atmosphère et la libération d'importantes quantités d'éléments radioactifs, provoquant une très large contamination de l'environnement, et de nombreux décès. La totalité des gaz nobles échappés représente 20 à 60% des

radionucléides volatiles rejetés dans l'atmosphère dont 3 à 4% du cœur du réacteur [49]. Dans 10 jours, près de 12 milliards de becquerels contaminent l'environnement, soit 30000 fois l'ensemble des rejets radioactifs atmosphériques émis en une année par les installations nucléaires en exploitation continu dans le monde.

Incident nucléaire de Goiânia

L'incident nucléaire de Goiânia est un accident de pollution radioactive qui a eu lieu le 13 septembre 1987 à Goiânia, à 200 km au SW de Brasilia dans l'État brésilien de Goiás. L'accident est considéré très important, il s'est produit sur un vieil appareil médical de radiothérapie contenant du Césium 137 abandonnée sur un site hospitalier. L'appareil a été récupéré par des ferrailleurs qui l'ont démantelée et découpée la source. Le ^{137}Cs présent dans la source était sous forme de chlorure de Césium en poudre. L'accident, selon l'AIEA a causé la mort de quatre personnes et la contamination de 245 personnes. Ces personnes ont subi des niveaux d'irradiations par inhalation et par ingestion des poudres très élevées. La contamination fut retrouvée dans une large zone d'habitations, 200 personnes furent évacuées et certaines maisons démolies, certains produits alimentaires ont été retirés du marché. La décontamination a duré jusqu'au mois de mars 1988. L'impact psychologique se fit sentir dans tout le secteur géographique de l'État brésilien de Goiás. La dispersion des radionucléides a été équivalente à celle d'une bombe radiologique de taille moyenne. L'accident a été classé au niveau 5 de l'échelle INES.

L'accident nucléaire d'Algésiras

L'accident est causé par une capsule radioactive du Césium 137 qui a accidentellement fondu dans les hauts-fourneaux d'une aciérie dans une usine de la compagnie AcerInox localisé en Algésiras espagnole le 25 Mai 1998. Au début, l'accident qualifié par l'AIEA comme incident est passé inaperçu. Le 9 juin, le gouvernement Suisse annonça que les détecteurs placés sur son territoire avaient mesuré un taux de radioactivité mille fois supérieur au niveau normal, dépassant localement 1 Bq.m^{-3} . D'autres valeurs ont été détectées en Allemagne, au sud de

la France et au nord de l'Italie. Le lendemain, une aciérie proche d'Algésiras en Espagne signala à l'Agence Espagnole de Sécurité Nucléaire que des fuites radioactives avaient été détectées dans l'un des systèmes de filtration de ses hauts-fourneaux. Le 12 juin, la source d'émission a été identifiée comme étant un appareil de radiothérapie médical contenant une source de Césium 137 qui apparemment avait fondu dans les hauts-fourneaux de l'aciérie récupérant les déchets métalliques. Seulement six personnes ont été exposées à une légère contamination alors que l'usine a libéré au total 1850 GBq de Césium-137 ; une valeur plus ambitieuse que celle estimée par le gouvernement espagnol d'environ 2960 GBq.

2.4. Accident nucléaire de Fukushima Daiichi du Japon

Le vendredi 11 Mars 2011, à 5h46 UTC, un séisme de magnitude 9 survient aux larges côtes nord du Japon, déclenchant un tsunami à la surface de l'océan. Ce tsunami amorce l'accident de la centrale de Fukushima Daiichi en détruisant son alimentation électrique. Contrairement aux accidents nucléaires de Tchernobyl et de Three Mile Island, l'accident de Fukushima Daiichi n'est pas dû à un dysfonctionnement « nucléaire » mais à une protection insuffisante contre les catastrophes naturelles.

La centrale de Fukushima Daiichi est composée de 6 réacteurs à eau bouillante (de puissance unitaire qui varie de 460 MW à 1 100 MW), dont la moitié est en activité lors de la catastrophe. Les réacteurs 1, 2 et 3 résistent aux secousses, ils se mettent automatiquement à l'arrêt par insertion des barres de contrôle dans le cœur qui stoppent la réaction en chaîne. L'alimentation électrique du site étant interrompue, les groupes électrogènes diesel de secours prennent le relais afin d'assurer le fonctionnement des processus de refroidissement des différents réacteurs et des piscines d'entreposage des combustibles usagés.

A 6h37 UTC, une série de vagues succédant au tremblement de terre ont amorcés l'accident de la centrale en franchissant les digues de sécurité. Les vagues qui ont atteint 14 à 15 m au-dessus du niveau de la mer, submergent les installations de la centrale de Fukushima, y compris les systèmes électrogènes

de secours. La hauteur des plus hautes vagues est 2 fois plus importante que la prévision maximale retenue par l'opérateur de la centrale TEPCO (Tokyo Electric Power Company). Faute de courant, tous les réacteurs du site (à l'exception du réacteur 6 dont le groupe électrogène, refroidi par l'air, continu à fonctionner) se trouvent en situation de perte totale des sources de refroidissement. La perte des sources électriques (black-out), qui a dépassé les neuf jours dans les unités 1 et 2 et 14 jours dans les unités 3 et 4, ont privé également l'opérateur de l'information sur l'état des installations (niveau d'eau dans la cuve, pression dans l'enceinte de confinement...etc).

Les unités nucléaires n'ont pas été en mesure de faire face à la perte prolongée de l'énergie électrique et à l'évacuation de la chaleur des installations. Les réacteurs des unités 1, 2 et 3 (Figure 2.4 a) ont subi des endommagements lorsque le combustible a surchauffé et fondu. Les cuves sous pression des différents unités qui enserrrent les noyaux du réacteur ont été finalement brisés, et des matières radioactives s'échappant vers l'enceinte de confinement. Cette dernière n'a pas pu résister pour longtemps et les matières radioactives ont été ensuite relâchées directement dans l'environnement (Figure 2.4 b,c) .

a)



b)



c)



Figure 2.4 : Site nucléaire de Fukushima Daiichi a) avant, b) au cours, et c) après l'accident survenu le 12 Mars 2011.

2.4.1. Séquences accidentelles du 11 – 25 Mars 2011

En l'absence de refroidissement, l'eau dans les cuves des réacteurs 1, 2 et 3 s'évapore progressivement au contact des assemblages combustibles hautement chauds. La puissance résiduelle des éléments combustibles, n'étant plus évacuée, entraînant par conséquent la fusion partielle des cœurs des réacteurs. Les gaines de combustible nucléaire non immergées, constituées d'alliage de zirconium, réagissent avec la vapeur d'eau et forment de l'hydrogène. La pression dans les cuves des réacteurs augmente et les soupapes de décharge s'ouvrent, libérant de la vapeur d'eau et de l'hydrogène dans l'enceinte de confinement. L'accumulation de ces gaz en haut du bâtiment et leurs contacts avec l'air ont causés des explosions et des incendies dans les unités 1, 2 et 3 de la centrale. Par la suite, et afin d'éviter la surpression, les opérateurs ont procédé au relâchement volontaire de ces gaz à l'extérieur de l'enceinte de confinement [50].

Dès le 12 mars, l'exploitant TEPCO commence à injecter par intermittence de l'eau douce à partir des réserves disponibles puis de l'eau de mer borée sur les réacteurs 1, 2 et 3 pour les refroidir. Du 15 au 21 mars, d'importantes quantités de produits radioactifs sous forme d'aérosols, comme le Césium 137, sont rejetés dans l'atmosphère. A partir du 25 Mars, les forces de l'armée ont acheminées de l'eau claire pour le refroidissement en raison des risques de corrosion liés à l'eau de mer.

2.4.2. Séquence accidentelle après le 25 mars 2011

Le 25 Mars 2011, l'opérateur TEPCO annonce la présence de l'eau contaminée dans les sous-sols des bâtiments des turbines. Une fissure dans le réacteur 2 de la centrale est signalée début avril. De l'eau hautement radioactive est déversée dans le Pacifique (détection des taux de l'iode 131 très élevés). La brèche responsable de la fuite d'eau hautement radioactive est colmatée quelques jours plus tard mais des milliers de tonnes d'eau faiblement radioactive sont encore rejetées en mer.

Le 17 Avril, TEPCO communique un plan d'actions pour maîtriser les rejets liquides radioactifs. Début Mai, des hommes pénètrent pour la première fois dans le bâtiment du réacteur 1 afin de limiter l'émission des particules radioactives et étudier les conditions de la mise en place d'un système de refroidissement des réacteurs en circuit fermé ; cette première phase a été achevée le 19 juillet. Durant la seconde phase du plan d'actions, l'opérateur TEPCO prévoit des opérations de refroidissement par passage de l'eau à travers les cœurs des réacteurs à une température inférieure à 100°C, et la diminution des volumes d'eau contaminée sur site. Près de 90 000 tonnes d'eau hautement radioactive, ayant servi au refroidissement de crise, doivent notamment être récupérées par pompage. Fin 2011, l'objectif de stabilisation de la température dans les cuves sous pression est atteint.

Le schéma ci-dessous donne une cartographie de la chronologie des évènements de l'accident de Fukushima Daiichi :

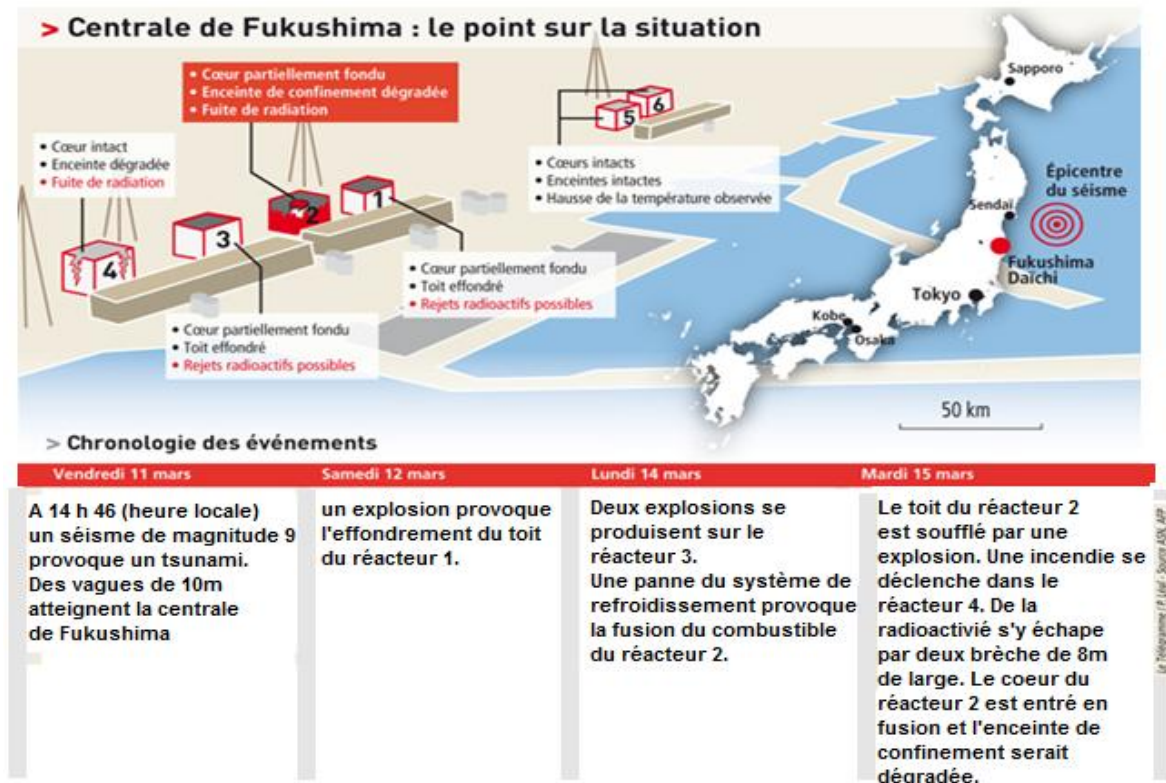


Figure 2.5 : Chorologies des événements de l'accident de Fukushima Daiichi [50].

2.5. Quantités de radionucléides rejetées dans l'atmosphère lors de l'accident de Fukushima Daiichi

Les quantités totales de radionucléides libérées immédiatement après l'accident provenant des unités 1, 2,3 et 4 de la centrale de Fukushima Daiichi ont été estimées les plus élevées. Ces radionucléides comportent tous les gaz nobles, y compris le Krypton et le Xénon. 100% de ^{85}K et de ^{133}Xe sont supposés libérés des unités 1, 2 et 3 durant la première explosion de la vapeur. Stohl *et al.* [14] estiment un taux de rejet de 15.3 EBq de ^{133}Xe ; une valeur deux fois plus grande que celle de l'accident de Tchernobyl et probablement la plus grande quantité de gaz radioactifs rejetés dans l'histoire, et 36.6 PBq de ^{137}Cs ; une valeur qui représente environ 43% de l'émission de Tchernobyl estimée à 85 PBq. Chino *et al.* [2] estiment que les rejets du Iode et du Césium sont développés simultanément et sont d'environ 15.3 PBq de l'Iode 131, sous forme de mélange de vapeur, de particules solides et des composés organiques et 13 PBq de Cs-137.

Les matières rejetées comprennent également des isotopes de Strontium ^{89}Sr (1,96 PBq) et ^{90}Sr (0,14 PBq), des isotopes de Plutonium (^{238}Pu , ^{240}Pu , ^{241}Pu) et du ^{134}Cs , ^{136}Cs , ^{132}Te , ^{132}I , et ^{135}Xe [51].

Nous ne concentrerons ici que sur quelques éléments, notamment sur ceux qui ont été fréquemment étudiés après l'accident de Fukushima, (Tableau 2.1). Bien que l'iode 131 ait été libéré en plus grandes quantités, il ne représente pas un radionucléide fréquemment étudié dans le milieu terrestre, il est moins bien quantifiés en raison de sa courte période radioactive ; il était donc difficilement détectable. Le ^{137}Cs est considéré comme le plus important élément d'origine anthropique pour sa contamination durable. En raison de sa grande libération et de sa biodisponibilité relativement élevée lui rend encore mesurable dans l'atmosphère [52].

Tableau 2.1 : Estimation des activités ($\times 10^{15}$) des principaux radionucléides rejetés lors de l'accident de Fukushima Daiichi en 2011 [53].

	Xe-133	I-131	Cs-137
IRSN (22 MARS 2011)	2000	90	10
Mathieu <i>et al.</i>, (2012)	5950	197	21
Winiarak <i>et al.</i>, (2012)	-	190-380	12-17
Saunier <i>et al.</i>, (2012)	12100	103	16
Terada <i>et al.</i>, (2012)	-	150	13
Stohl <i>et al.</i>, (2012)	16700	-	35.8

2.6. Débit de rejet total de radionucléides dans l'atmosphère de l'accident de Fukushima Daiichi

Plusieurs travaux ont été établis pour estimer les débits de rejets de l'accident de Fukushima Daiichi survenus le 12 mars 2011 attribués aux radionucléides contenus dans l'air et déposés au sol. Ces travaux ont été conduits par Chino *et al.* [2] et Katata *et al.* [54, 55] afin de quantifiés les grandes quantités de radionucléides parvenus de la première explosion de l'unité 1 en utilisant les moyens de surveillance des concentrations tout autour de la centrale. Deux autres

rejets majeurs signalés le matin et l'après-midi du 15 mars 2011 ont contribué de plus sur les taux élevés de la radioactivité autour du site. D'autres évaluations des concentrations ont été également estimées suite aux deux autres explosions majeurs survenus le 22 et le 30 Mars 2011.

De manière générale, la composition isotopique des rejets était très incertaine, et les mesures n'étaient pas suffisantes pour valider ces résultats. En effet, les mesures d'activité volumique sont trop peu nombreuses, les mesures de dépôt sont trop intégrées, et les gaz rares qui ne se déposent pas n'étaient pas complètement mesurés sur tout le territoire Japonais.

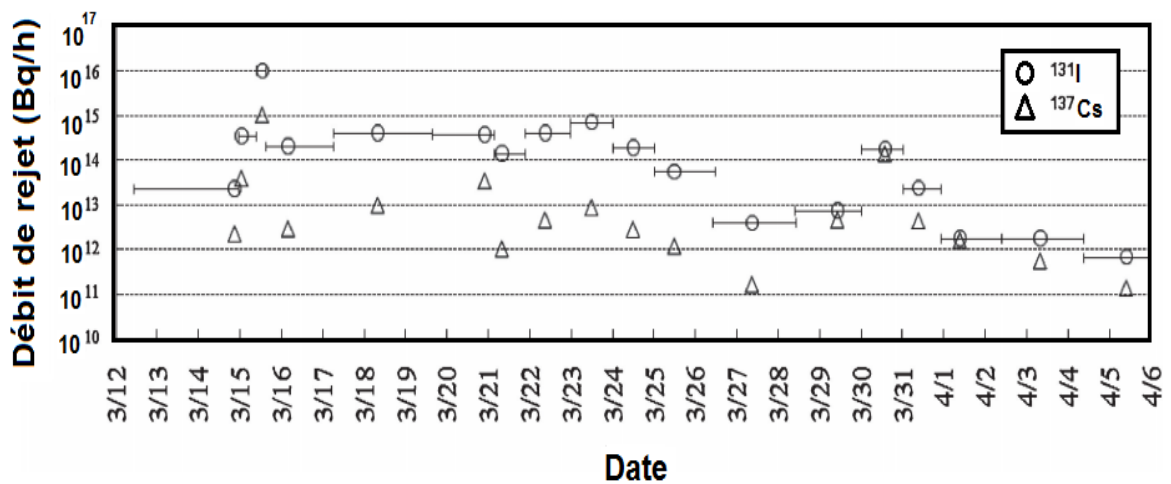


Figure 2.6 : Estimations préliminaires des taux de rejets du ¹³¹I and ¹³⁷Cs de l'accident de Fukushima Daiichi, estimés par Chino *et al.* [2].

2.7. Mesure de la radioactivité dans l'air

Les mesures de la radioactivité volumique dans l'air consistent à la mesure de l'activité de chaque radionucléide. L'activité des aérosols est plus précise que celle des gaz rares. Seule l'évolution temporelle de l'activité volumique de la centrale de Fukushima a pu être exploitée à cause de la saturation de la plupart des stations de surveillance autour de la centrale. A Tokyo, la plupart des mesures disponibles ont été faite en phase post-accidentelle, l'activité surfacique a été mesurée dans un intervalle de temps régulier pendant toute la période du rejet ; elles résultent de l'intégration dans le temps des différents épisodes de contamination. Il s'agit de prélèvements de l'activité totale effectués par MEXT

(Ministry of Education, Culture, Sports, Science and Technology) et des mesures effectuées par la NNSA (National Nuclear Security Administration, US) [56]. Ces mesures ont été toujours utiles pour les conforter aux valeurs simulées par les modèles de calcul de la dispersion dans l'air. Elles permettent donc de valider indirectement le terme source, et en particulier la composition isotopique des rejets, toutefois, en donnant une estimation sur la radioactivité des différents radioéléments (Figure 2.7).

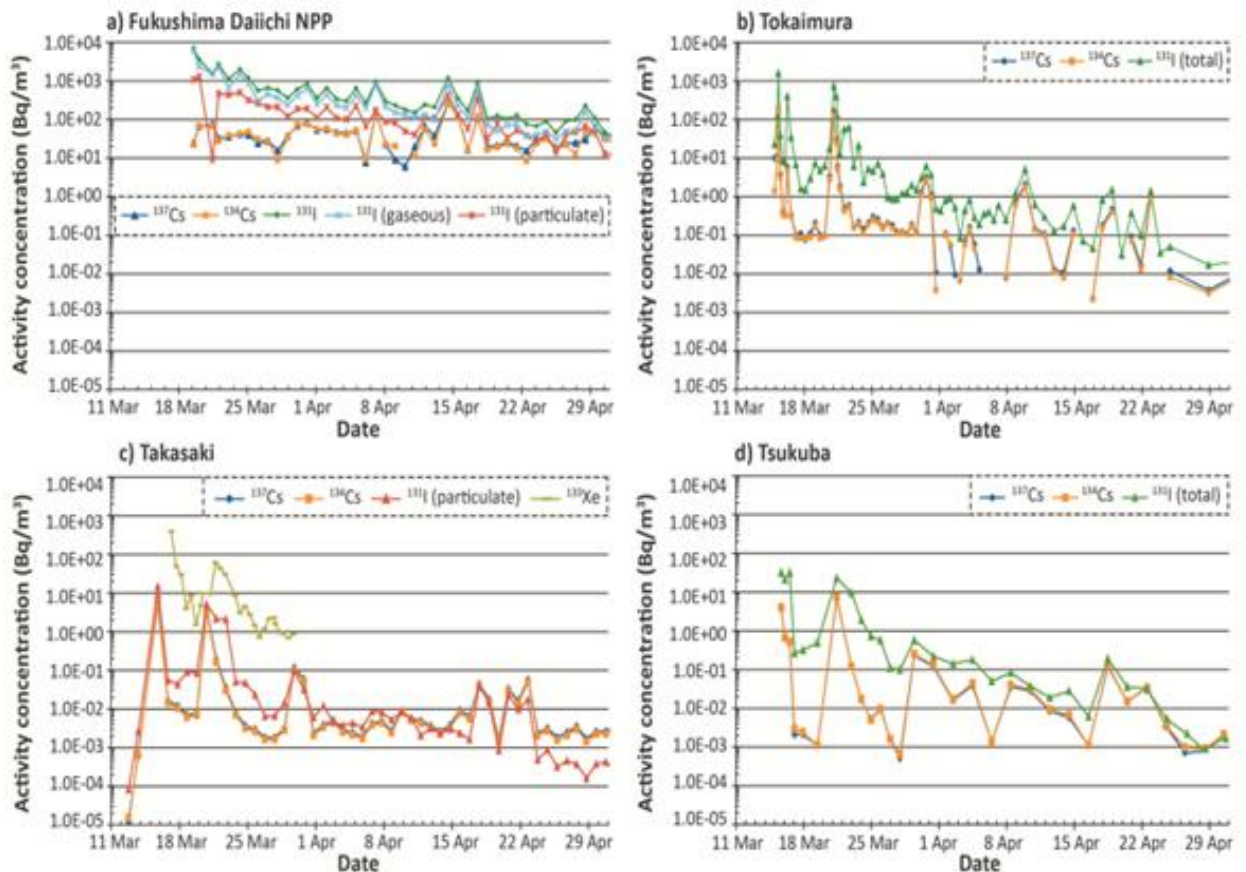


Figure 2.7 : Mesures des concentrations des radionucléides en suspension dans l'air dans quatre endroits de surveillance [5].

2.8. Estimation des termes sources

Dans un premier temps, le terme source estimé résulte d'abord des informations sur l'état de l'installation fournies par l'opérateur TEPCO (Tokyo Electric Power Company) [6], NISA (Nuclear and Industrial Safety) [57] et IRSN (Institut de Radioprotection et Sûreté Nucléaire) [58] ; il s'agit, d'une part, de la chronologie des événements (explosions; fumées ; rejet...) et d'autre part, des paramètres de

fonctionnement des réacteurs (pression, niveau cuve...). Ces informations ont servi de données d'entrée pour la simulation dans les modèles de dispersion atmosphérique. A cet effet, plusieurs évaluations ont été trouvées et publiées par Chino *et al.* [2], Katata *et al.* [55] Kawamura *et al.* [59] ; Mathieu *et al.* [60] ; Terada *et al.* [61] pour estimer le terme source à partir de la modélisation détaillée des réacteurs en couplant les modèles de dispersion atmosphérique aux données météorologiques, y compris la dégradation des cœurs des réacteurs et du confinement des différentes unités [62].

Les mesures de la radioactivité ont servi de raffiner le terme source et arriver à déduire 73 espèces de radionucléides rejetés dans l'air. Au total, une composition de 7.2×10^{18} Bq dont 5.9×10^{18} Bq de Xénon 133, 1.9×10^{17} Bq de l'Iode 131 et 2.0×10^{16} Bq de Césium 137. 2,6% de ^{131}I a été libéré sous forme de mélange de vapeur, d'aérosols, de particules solides et de composés organiques. Pour le ^{137}Cs et ^{134}C , environ 2,2% et 2,4% ont été libérées, respectivement, sous forme d'aérosols [63].

Par la suite et pour progresser dans la reconstitution de l'accident, une autre approche basée sur les techniques de la modélisation inverse a été développée par Stohl *et al.* [17] et Winiarek *et al.* [64-66]. L'objectif de ces travaux est d'améliorer l'estimation du terme source de l'accident et développer un outil qui peut être utilisé dans la gestion de crise de n'importe quel accident nucléaire.

Dans ce but, ces auteurs ont supposé la connaissance a priori du rejet et ils ont utilisé la modélisation inverse pour améliorer leur estimation initiale. Cette nouvelle technique a permis donc la reconstruction du terme source à partir des mesures du débit de dose. L'approche doit permettre l'estimation du débit de rejet à un pas de temps très court, estimé à une heure, de tous les isotopes susceptibles de contribuer notablement à la dose. À l'échelle du Japon, 31 stations de débit de dose ont été exploitées.

2.9. Conclusion

Dans ce chapitre, nous adopterons les derniers résultats des termes sources de l'Iode radioactif 131 et du Césium 137 durant la période allant du 12 Mars 2011 au 05 Avril 2011. Ces estimations représentent à l'heure actuelle, les termes sources les plus fiables.

Les taux de rejet de ces deux radioéléments, qui seront définis dans le chapitre suivant, seront par la suite utilisés dans nos calculs en s'appuyant sur les prélèvements collectés des différentes stations de surveillance autour de la centrale de Fukushima Daiichi.

CHAPITRE 3

METHODOLOGIE DE CALCUL DE LA DISPERSION DE RADIONUCLEIDES ET ESTIMATION DE DOSES

3.1. Introduction

Ce chapitre est subdivisé en deux sections ; Dans la première, nous exposons l'ensemble des équations et la méthodologie adoptée pour effectuer la modélisation de la dispersion atmosphérique d'un rejet accidentel d'une centrale nucléaire de puissance (3900MW) destinée à la production de l'électricité. Pour cela, nous présenterons un algorithme développé pour le calcul de la concentration des rejets radioactifs à l'échelle locale, en se basant principalement sur les conditions météorologiques locales et la hauteur du rejet. Le modèle utilisé est fondé sur une approche gaussienne standard d'un rejet à la fois ponctuel et continu. La philosophie générale de la méthode itérative de cet algorithme est basée sur la résolution des équations qui régissent le phénomène de la dispersion atmosphérique dans les conditions accidentelles les plus sévères par un choix judicieux des entrées pour des situations très pratiques.

La deuxième section sera principalement consacrée aux études d'impact et des conséquences radiologiques en termes de doses sur les écosystèmes et les chaînes alimentaires menant à l'homme. Le cas traité est applicable sur un accident hypothétique d'un réacteur de recherche de 10MW de puissance. Dans ce deuxième cas, la question est posée sur l'effet de l'exposition aux rayonnements ionisants et son impact potentiel sur la santé de l'homme.

3.2. Evaluations prédictives des conséquences radiologiques d'une centrale nucléaire

3.2.1. Philosophie du choix du modèle de calcul

En raison de l'urgence radiologique et afin de quantifier l'impact de n'importe quel type d'accident nucléaire, on calcule la concentration et la déposition au sol tout en respectant les règles en matière de sûreté nucléaire contenues dans les guides réglementaires 1.145, NUREG_CR-2260 et NUREG_CR-2585 de l'US-NRC [1] et en se basant sur les informations fournies sur l'endroit et le niveau de la radioactivité enregistrée. La météorologie locale et la complexité du terrain contribuent à l'évolution des événements qui s'effectuent généralement d'une manière très lente. L'utilisation de modèles de dispersion atmosphérique fiables mais en même temps facile à exécuter permet, de fournir une évaluation très rapide de l'impact de n'importe quel rejet radioactif et une estimation approximative des conséquences radiologiques selon la chronologie décrite dans la figure 3.1 ci-dessous.

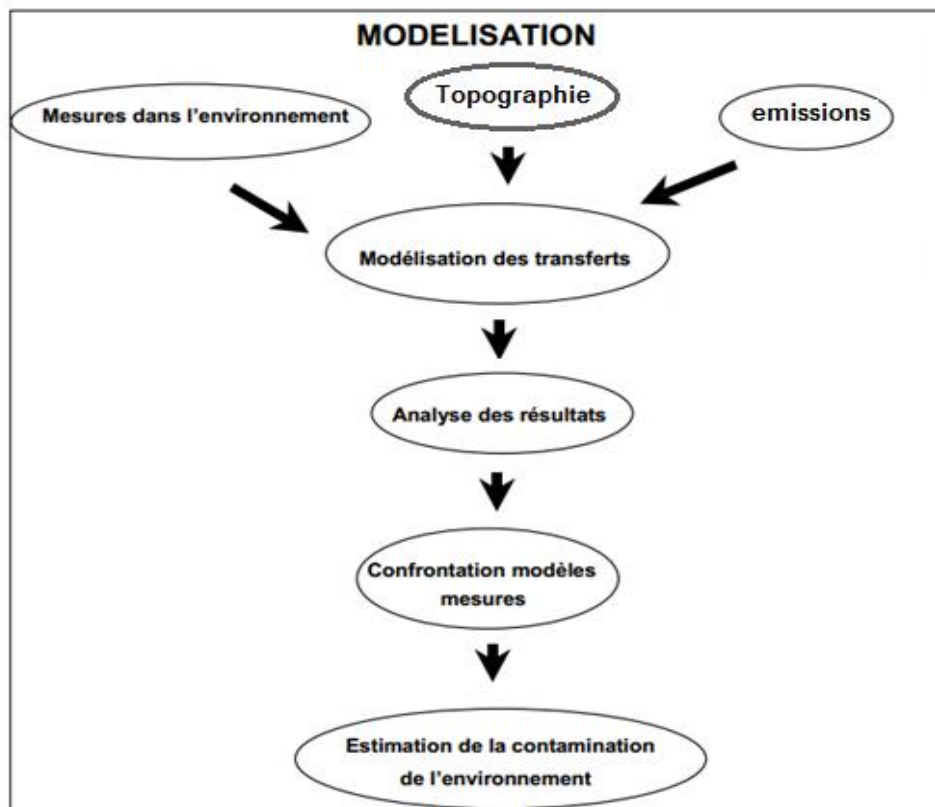


Figure 3.1 : Chronologie de la modélisation des émissions radioactives.

Le programme de calcul établi au cours de la première partie de cette étude est écrit en Langage Fortran, il comporte 4 modules pour le calcul des différents paramètres de la concentration dans l'air ; il s'agit :

- De la Hauteur effective du rejet,
- Calcul de la distance en fonction des conditions météorologiques (vitesse et direction du vent),
- Calcul des coefficients de diffusion,
- Et enfin le calcul de la concentration.

Le modèle gaussien choisi n'exige qu'un nombre limité d'informations d'entrée, il est simple à exécuter en un temps de simulation très court. Tous les résultats obtenus en termes de concentrations seront confrontés aux enregistrements collectés lors des campagnes de mesures du cas accidentel choisi [3-8]. Notre choix est donc porté sur l'accident de Fukushima Daiichi du Japon survenue le 12 Mars 2011 ; car à l'heure actuelle il reste l'accident le plus violent que l'humanité n'a jamais connu.

Hypothèses simplificatrices :

Les hypothèses communes à cette formulation pris en considération dans les calculs, sont les suivantes :

- Emissions continues, ce qui permet de négliger la diffusion suivant l'axe du panache,
- Conservation de la masse par réflexion complète du panache par le sol,
- Vitesse et direction du vent constantes dans tout le domaine de calcul,
- Topographie non accidentée, sans reliefs,
- La concentration C , la vitesse moyenne U , et les coefficients de diffusion σ_y et σ_z sont moyennées sur la même base temporelle.

3.2.2. Caractéristiques du site

La centrale nucléaire de Fukushima Daiichi est l'une des 25 plus grandes centrales nucléaires au monde. Elle est située au Nord-Est du Japon, dans la préfecture de Fukushima, au bord de l'océan Pacifique, sur la côte Est de l'île

de Honshū (la principale île du Japon) sur le territoire des d'Okuma bourgs (tranches 1 à 4) et de Futaba (tranches 5 et 6). La centrale a été mise en service le 26 mars 1971 avec une puissance thermique de 4 696 MW.

Le site nucléaire s'étend sur 350 hectares, à environ 225 km au Nord-Est de Tokyo, 45 kilomètres au Nord de Iwaki et 45 kilomètres au Sud de Sōma (Figure. 3.2). Il s'agit de la première centrale japonaise à avoir été entièrement construite et exploitée par Tokyo Electric Power Company (TEPCO), une des dix compagnies d'électricité du Japon.



Figure 3.2 : Situation géographique de la centrale de Fukushima Daiichi sur la carte du Japon.

La plupart des émissions ont été simulées en tant que «source ponctuelle» à une hauteur de rejet fixée à 120 m. Les principales caractéristiques de la centrale de Fukushima Daiich pris en considération dans les calculs sont résumées dans le tableau ci-dessous [54] :

Table 3.1 : Caractéristiques de la zone d'étude de la centrale nucléaire de Fukushima Daiichi.

Paramètre	Caractéristique
Hauteur du bâtiment du Réacteur	58 m
Hauteur d'émission	120m
Élévation par rapport au niveau de la mer	100 ~ 520 m

3.2.3. Données météorologiques

Les conditions environnementales et les mesures des paramètres météorologiques, telque la stabilité atmosphérique, la vitesse et la direction du vent sont les données d'entrée les plus sensibles pour l'évaluation des performances du modèle atmosphérique développé dans cette étude. Les résultats en dépendent fortement surtout pendant la période du transport.

Peu de données météorologiques autour du site de Fukushima Daiichi ont été disponibles lors de l'accident. Les principaux prélèvements rapportés sur des intervalles irréguliers de temps sont fournis dans les sites web officiels de Tokyo Electric Power Company (TEPCO) et Nuclear and Industrial Safety Agency (NISA). Les stations de surveillance de l'environnement autour de la centrale ont détectées une forte concentration de l'Iode 131 et du Césium 137 durant la période du 12 Mars au 05 Avril 2011 dans les préfectures de Fukushima Daiichi, Tokai-mura Town (110 km), Takasaki City (175 km) et Tsukuba City (203 km) dont les coordonnées géographiques sont indiquées dans la figure 3.3 et résumées dans le Tableau 3.2 . Pour cela, une évaluation journalière durant cette période a été réalisée (Tableau 3.3) [59,60].

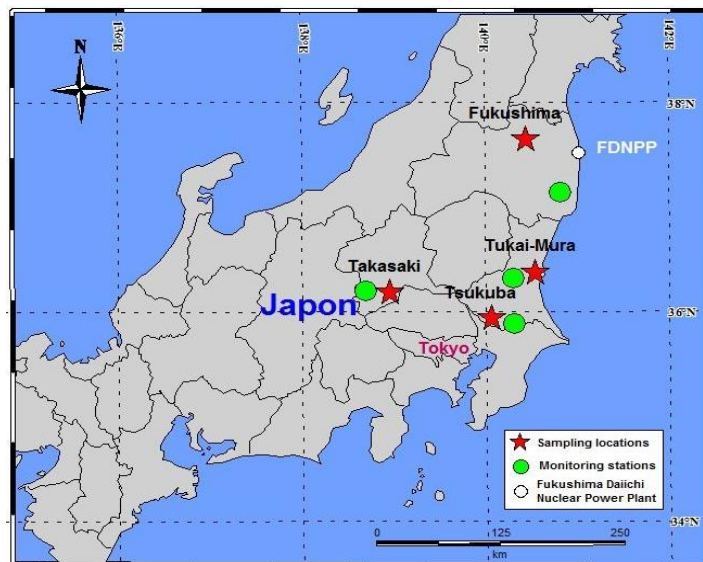


Figure 3.3 : Cartographie des zones de surveillance autour de la centrale de Fukushima Daiichi (reproduit par les auteurs).

Le 12 Mars 2011, une grande quantité de rejet a été localisée au NNW de l'installation nucléaire de Fukushima Daiichi, 4,5 h après l'explosion. Le 13 Mars, le vent a changé de direction respectivement vers le SW puis vers le NW, avec une vitesse de 4.1 m.s^{-1} à 1.2 m.s^{-1} . Le 14 mars, la fréquence du vent s'est affaiblie ; la vitesse du vent enregistrée au début de journée est de 0.3 m.s^{-1} dans la direction NE [67].

Tableau 3.2 : Coordonnées des points de prélèvement d'échantillonnage pour le calcul numérique et les distances respectives.

N°	Point de prélèvement d'échantillonnage	Latitude	Longitude	Distance de la source (km)
1	Préfecture de Fukushima Daiichi	37° 21' 48.50" N	140° 59'44.70"E	-
2	Tokai-mura Town	36° 43' 56" N	140° 60' 25"E	110
3	Tsukuba City	36° 19' 18.8" N	139° 00'11.8"E	175
4	Takasaki City	36° 05' 01" N	140° 04' 35"E	203

Pour la journée du 15 mars 2011, la plupart des observations ont rapportées que le vent a soufflé principalement du NE vers le SW avec une vitesse de 4 m.s^{-1} , ensuite il a balayé l'océan pacifique le 16 mars avec une vitesse de 4.9 m.s^{-1} . Après ces dates, les concentrations dans les zones proches du site nucléaire étaient plus élevées en raison de la faible vitesse du vent, qui varie respectivement entre $0,4$ et 3 m.s^{-1} dans les directions WNW et WSW [68].

Table 3.3 : Données météorologiques collectés des sites web de TEPCO et NISA.

Date (JJ/MM/AAAA)	Temps (Heure:Min)	Vitesse du vent (m.s^{-2})	Direction
12/03/2011	13:12	1.8	SE
13/03/2011	20:30	4.0	W
14/03/2011	14:14	2.6	NNW
15/03/2011	13:00	4.0	NE

16.03.2011	-	4.9	WNW
18.03.2011	-	4.7	W
20.03.2011	-	2.1	SW
21.03.2011	18:21	2.6	NW
22.03.2011	14:50	0.5	W
23.03.2011	02:20	3.2	N
24.03.2011	22:03	0.8	ESE
25.03.2011	13:38	0.7	NNW
26.03.2011	12:24	2.9	NNW
27.03.2011	11:38	0.5	S
28.03.2011	11:41	0.5	N
29.03.2011	12:17	1.2	WNW
30.03.2011	12:05	0.9	S
31.03.2011	12:26	0.8	WSW
01.04.2011	10:39	0.9	WNW
02.04. 2011	10:28	0.4	NW
03.04. 2011	16:36	0.6	WNW
05.04. 2011	13:11	0.7	WNW

3.2.4. Topologie du modèle de calcul et description des équations

Les modèles de panache gaussien reposent généralement sur une description mathématique simplifiée des équations de la dispersion en milieu fluide pour estimer la concentration en fonction des paramètres influents, tels que la rugosité du sol, le vent, la stabilité atmosphérique et les émissions. Ces modèles sont basés sur une résolution analytique de l'équation d'advection-diffusion, régissant la dispersion turbulente, couplée avec des paramètres empiriques des principaux processus physico-chimiques. La simplicité associée aux modèles de panache gaussien est généralement adaptée aux études opérationnelles, qui sollicitent des résultats dans des courts délais, mais ne permet pas de traiter des écoulements nettement complexes (présence de relief ou d'obstacles, processus physico-

chimiques complexes, etc.). L'utilisation d'un tel modèle considère des hypothèses très fermes sur l'écoulement qui doit être homogène et stationnaire sur un terrain plat, en tenant en considération l'élévation du panache, sans modification dans le temps et dans l'espace des conditions d'émission ou des conditions météorologiques (Figure 3.4).

A partir des équations de Navier-Stokes, notamment du principe de la conservation de la masse, l'équation de transport effectivement employée pour modéliser la dispersion atmosphérique des radionucléides ne considère en aucun cas l'intervention des processus chimiques. Cette équation s'écrit alors sous sa forme générale comme suit :

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \underbrace{\text{div}(C)}_{\text{Terme d'advection}} - \underbrace{\text{div}(K\nabla C)}_{\text{Terme de diffusion}} - \lambda C = \sigma \quad (3.1)$$

Deux termes de transport se présentent dans cette équation, l'advection horizontale et la diffusion verticale. Un nuage radioactif se propage dans l'atmosphère suite à un rejet dont le terme source est noté $\sigma(x,y,z,t)$. $C(x,y,z,t)$ représente la concentration atmosphérique de l'activité au point de coordonnées cartésiennes (x,y,z) et à l'instant (t) ; c'est une activité volumique exprimée en $(\text{Bq} \cdot \text{m}^{-3})$ (1Bq: becquerel désigne une désintégration par seconde), K représente le coefficient de diffusion. La décroissance radioactive du processus de perte due au lessivage est représentée par le terme λ .

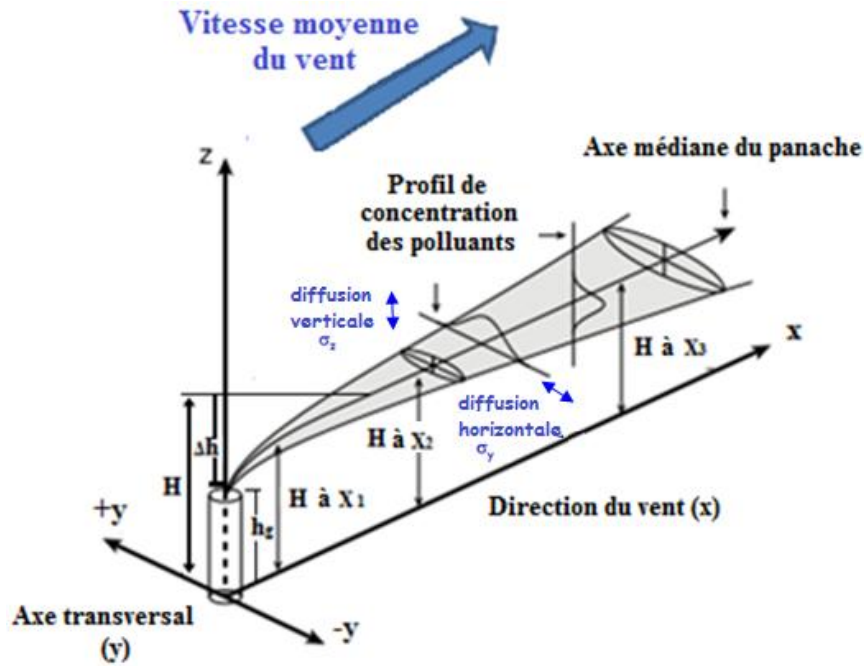


Figure 3.4 : Champs de distribution de la concentration d'un polluant sous la forme gaussienne sous l'effet du vent.

Après intégration de l'équation générale (3.1), le champ de concentration C d'un polluant sous sa forme gaussienne en un point de l'espace repéré par ses coordonnées (x,y,z) s'exprime sous la forme générale suivante :

$$C(x, y, z, H) = \frac{Q}{2\pi U \sigma_y \sigma_z} \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right) \left\{ \exp\left[-\frac{(z-H)^2}{2\sigma_z^2}\right] + \exp\left[-\frac{(z+H)^2}{2\sigma_z^2}\right] \right\} \quad (3.2)$$

Cette équation est valable dans le cas d'un rejet ponctuel et continu, à une hauteur du sol et pour un écoulement uniforme. L'axe x coïncide avec l'axe du panache (m). z désigne la direction verticale (m), y désigne la direction transversale (m), Q est le débit de la source ($\text{Bq}\cdot\text{s}^{-1}$), U est la vitesse moyenne du vent ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$) à la hauteur effective de l'émission H (m), σ_y et σ_z sont les coefficients de diffusion caractérisant les déviations standards dans les directions transversale et verticale.

Pour le calcul des concentrations au sol, L'équation (3.2) devient :

$$C(x, y, 0, H) = \frac{Q}{\pi U \sigma_y \sigma_z} \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right) \exp\left(-\frac{H^2}{2\sigma_z^2}\right) \quad (3.3)$$

Avec : Y désigne la distance entre la ligne médiane et le bord du panache dans la direction transversale (m), z est nulle au niveau du sol ($z=0$).

3.2.4.1. Débits de rejet

Pour estimer les concentrations de la radioactivité durant toutes les phases de l'accident de Fukushima Daiichi, les estimations préliminaires des taux de rejet dans l'atmosphère des deux radioéléments l'Iode 131 et le Césium 137 obtenues par Chino et al. [2] sont supposées constantes. Les débits de rejets, résumés dans le tableau 3.4 ci-dessous, seront exploités pour la résolution de l'équation (3.1).

A partir du 12 mars à 13h00, le débit de rejet a été estimé à $3,7 \times 10^{10}$ Bq.h⁻¹ entraînant ainsi une grande quantité de dépôt sec de 8×10^3 Bq.m⁻³. Le 13 Mars, le panache s'est dirigé vers la centrale nucléaire d'Onagawa puis le 14 mars 2011 vers l'océan pacifique, avec une émission de 10^{13} à 10^{14} Bq.h⁻¹ [69]. Une partie des émissions de l'Iode 131, estimée à $1,5 \times 10^2$ Bq.m⁻³, vient de s'échapper des unités 1 et 3. Durant la nuit du 15 Mars 2011, une augmentation significative de cette concentration a été estimée à $1,5 \times 10^3$ Bq.m⁻³ dans la direction NW en raison de l'explosion d'hydrogène qui a détérioré la chambre de suppression de l'unité 2 ; ces concentrations ont générés des dépôts humides et de fortes doses, le taux d'émission enregistré est de 10^{16} Bq.h⁻¹. La concentration maximale de la radioactivité en ¹³¹I trouvée dans l'air, enregistrée entre le 19 et 23 Mars 2011 est d'environ $1,0 \times 10^3$ Bq.m⁻³. Au cours des 10 derniers jours du mois de Mars, deux rejets majeurs de 10^{14} Bq.h⁻¹ ont été signalés respectivement le 20 et 30 Mars. Tous ces événements ont été confirmés par TEPCO le 28 Mai, et le 3 juin par le ministère de l'Économie, le Commerce et l'Industrie (METI) [70,71]. Les concentrations résultantes de ces deux rejets sont d'environ $5,50 \times 10^2$ Bq.m⁻³ pour l'Iode 131 et $2,86 \times 10^3$ Bq.m⁻³ pour le Césium 137. Au début du mois d'Avril, la concentration du ¹³⁷Cs dans l'air varie de 10 à 100 Bq.m⁻³. Au-delà de ces dates et jusqu'à la mi-avril, le débit devient constant (de l'ordre de 10^{10} - 10^{11} Bq.h⁻¹) et les concentrations ont diminuées mais sont restées au-dessus de 100 Bq.m⁻³.

Il convient de noter ici que le taux de rejet pour le ^{137}Cs a été estimé à partir du rapport des taux de rejet entre le ^{137}Cs et ^{131}I figuré dans le tableau 3.4 colonne 3, car seulement l'élément ^{131}I a été mesuré. Ce rapport varie entre 1,1 et 131.

Tableau 3.4 : Débit de rejet du ^{131}I , durée du rejet, temps du rejet du panache radioactif et le rapport de la radioactivité du $^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs}$ estimé par Chino et al. [2].

Echantillon N°	Taux de rejet (Bq.h ⁻¹)	$^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs}$	Date et heure du rejet	Durée
1	2.3×10^{13}	10	3/14 21:00	3/12 10 to 3/14 23
2	3.5×10^{14}	8.8	3/15 1:00	3/14 23 to 3/15 09
3	1.0×10^{16}	10	3/15 13:00	3/15 09 to 3/15 15
4	2.1×10^{14}	70	3/16 4:00	3/15 15 to 3/17 06
5	8.0×10^{14}	41	3/18 8:00	3/17 06 to 3/19 15
6	3.8×10^{14}	11	3/20 22:00	3/19 15 to 3/21 03
7	1.4×10^{14}	131	3/21 8:00	3/21 03 to 3/21 21
8	4.1×10^{14}	87	3/22 9:00	3/21 21 to 3/22 23
9	7.1×10^{14}	80	3/23 12:00	3/22 23 to 3/24 00
10	1.9×10^{14}	66	3/24 12:00	3/24 00 to 3/25 00
11	5.6×10^{13}	45	3/25 12:00	3/25 00 to 3/26 11
12	4.0×10^{12}	23	3/27 9:00	3/26 11 to 3/28 00
13	7.5×10^{12}	1.6	3/29 10:30	3/28 10 to 3/30 00
14	1.8×10^{14}	1.3	3/30 14:00	3/30 00 to 3/31 00
15	2.4×10^{13}	5.3	3/31 9:30	3/31 00 to 3/31 22
16	1.8×10^{12}	1.1	4/1 9:30	3/31 22 to 4/02 09
17	1.8×10^{12}	3.1	4/3 8:00	4/02 09 to 4/04 09
18	7.0×10^{11}	4.9	4/5 10:00	4/04 09 to 4/06 00

3.2.4.2. Calcul des coefficients de diffusion

A partir des campagnes de mesures des rejets des produits de fission, plusieurs formules empiriques ont été établies afin de calculer la distribution des concentrations exprimées par les coefficients de diffusion latéral et vertical $\sigma_y(x)$ et $\sigma_z(x)$. Les valeurs de ces coefficients sont déterminées sur la base de la stabilité atmosphérique de Pasquill (définies au Chapitre 1, paragraphe 1.13) et sont généralement établis pour des rejets relativement importants et loin de la source d'émission (de l'ordre d'une dizaine de kilomètres). Théoriquement, ils doivent croître avec la distance, leur croissance est donc fonction de certaines conditions :

- La distance d'éloignement de la source du rejet,
- Le champ météorologique (vitesse et direction du vent),
- La hauteur par rapport à la surface du sol,
- Le type de la classe de stabilité atmosphérique (Pasquill, Turner, Briggs,...etc) car à chaque classe de stabilité, on associe des fonctions de $\sigma_y(x)$ et $\sigma_z(x)$,
- L'intensité de la turbulence,
- et la rugosité de la surface du sol.

De nombreux schémas ont été utilisés pour l'évaluation des coefficients de diffusion dédiés au développement des modèles gaussiens [72]. Dans cette étude, l'approche proposée par CARAWAY [73] est utilisée :

$$\sigma_y = cx^d \quad (3.4)$$

$$\sigma_z = ax^b \quad (3.5)$$

Avec : a , b , c et d sont des coefficients dépendant des classes de stabilité et de la distance de la source d'émission. Ces valeurs sont déterminées dans le tableau (3.5) suivant :

Tableau 3.5 : Coefficients et exposants utilisés pour le calcul des coefficients de diffusion latéral et vertical.

a) Cas du coefficient de diffusion vertical σ_z .

Classe de stabilité	Distance de la source (m) 100<x<=500m		Distance de la source (m) 500<x<=5000m		Distance de la source (m) x>5000m	
	a	b	A	b	a	b
A=1	0.0383	1.281	0.00025 39	2.089	0.0002539	2.089
B=2	0.1393	0.9467	0.04936	1.114	0.04936	1.114
C=3	0.1120	0.9100	0.1014	0.926	0.1154	0.9109
DD=4	0.0856	0.8650	0.2591	0.6869	0.7368	0.5642
DN=5	0.0818	0.8155	0.2527	0.6341	1.297	0.4421
E=6	0.1094	0.7657	0.2452	0.6355	0.9204	0.4805
F=7	0.05645	0.8050	0.1930	0.6072	1.505	0.3662

b) Cas du coefficient de diffusion latéral σ_y .

Classe de stabilité	Distance de la source (m) x<10000m		Distance de la source (m) x>=10000m	
	c	D	c	d
A=1	0.495	0.873	0.606	0.851
B=2	0.310	0.897	0.523	0.840
C=3	0.197	0.908	0.285	0.867
DD=4	0.122	0.916	0.193	0.865
DN=5	0.122	0.916	0.193	0.865
E=6	0.0934	0.912	0.141	0.868
F=7	0.0625	0.911	0.0800	0.884

3.2.4.3. Calcul de la concentration maximale

La concentration maximale en aval se produit le long de la ligne médiane du panache. Par combinaison des équations (3.3), (3.4) et (3.5), on arrive à établir l'équation (3.6) qui définit la distance pour laquelle la concentration maximale est déterminée.

$$x_{max} = \left[\frac{bH^2}{a^2(d+b)} \right]^{\frac{1}{2b}} \quad (3.6)$$

3.2.4.4. Prédiction de la hauteur effective du rejet

La hauteur effective du rejet H (m) due au transport du panache est supérieure que la hauteur de la cheminée à partir duquel le rejet est émis (Figure 3.5). Cette hauteur représente la somme de la hauteur de la cheminée (h_g) ou appelé aussi « hauteur physique du rejet » et la montée du panache Δh (m), appelée aussi « élévation du panache ». La hauteur effective est fonction de la distance x (m) parcourue du point de rejet. Elle est donc obtenue par la résolution de l'équation suivante :

$$H = h_g + \Delta h \quad (3.7)$$

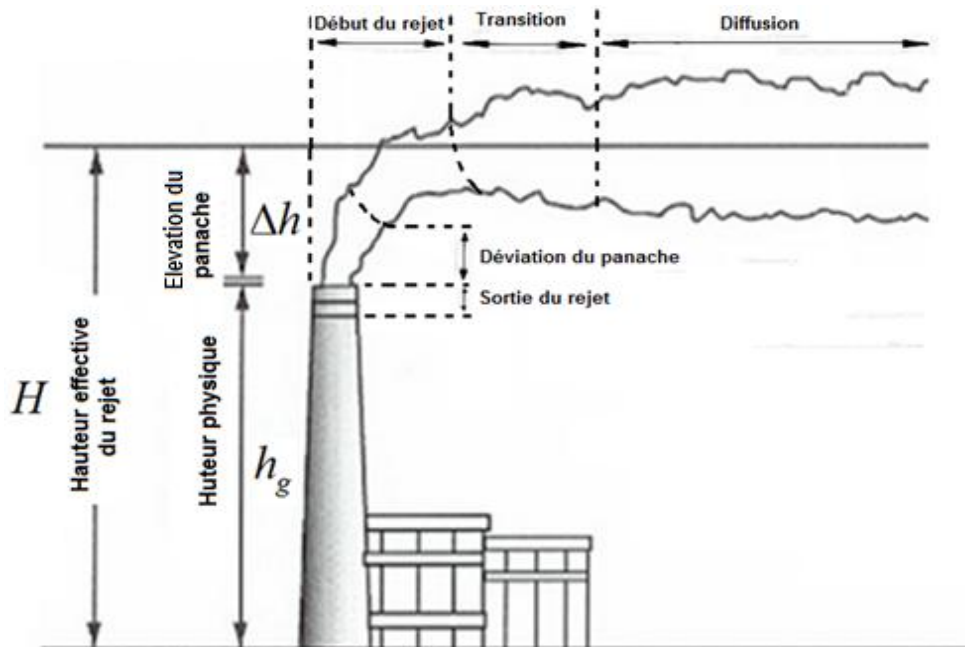


Figure 3.5 : Schéma descriptif de la hauteur du panache et les différents régimes d'écoulement.

3.2.4.5. Montée ou « Elévation » du panache

L'approche la plus complète et la plus largement utilisée pour déterminer la montée du panache est celle développée par Briggs (Equations 3.8-3.10) [74]. L'approche a été développée à partir de relations théoriques et de données empiriques dérivées des mesures de l'élévation du panache. La solution analytique de l'équation de Briggs est représentée dans le tableau suivant pour les différentes classes de stabilité atmosphérique ; de A à D, on utilise l'équation de la situation atmosphérique « neutre/instable » et pour les classes de stabilité E et F, on utilise les équations de la situation atmosphérique « stable ».

$$\Delta h(x) = E \cdot x^b / u^a \quad (3.8)$$

Le diamètre de la cheminée, la température ambiante et la température à la sortie de la cheminée sont des paramètres qui indiquent si le mouvement ascendant du panache est dominé par la quantité de mouvement ou par la flottabilité thermique.

Condition atmosphérique « Neutre/Instable »			
a	b	E	Condition
1	2/3	$1,6.F^{1/3}$	$F < 55, x < 49.F^{5/8}$
1	0	$21,4.F^{3/4}$	$F < 55, x < 49.F^{5/8}$
1	2/3	$1,6.F^{1/3}$	$F > 55, x < 119.F^{2/5}$
1	0	$38,7.F^{3/5}$	$F \geq 55, x < 119.F^{2/5}$
Condition atmosphérique « Stable »			
1/3	0	$2,4.(F/s)^{1/3}$	
0	0	$5.F^{1/4}.s^{-3/8}$	
1	2/3	$1,6.F^{1/3}$	

Où :

$$F = gV_s D^2 (T_s - T_a) / 4T_s \quad (3.9)$$

$$s = g[\Delta T / \Delta z] / T_a \quad (3.10)$$

Avec ;

Δh : Montée du panache (m). F est le flux de flottabilité ($m^4 \cdot s^{-3}$). s est un paramètre de stabilité (s^{-2}). T_a et T_s représentent les températures "ambiante" et de "sortie" à la source ($^{\circ}K$). V_s est la vitesse du rejet juste à la sortie de la cheminée ($m \cdot s^{-1}$). D : Diamètre interne de la cheminée (m). x : la distance de la source (m). z : la hauteur verticale du panache (m). u : la vitesse du vent à la hauteur du rejet (m). g : Accélération de la pesanteur due aux effets de la gravité ($9.81 m \cdot s^{-2}$).

3.2.4.6. Vitesse du vent

Dans les couches atmosphériques inférieures, la vitesse du vent augmente avec la hauteur. La plupart des mesures effectuées sur ce paramètre par les services météorologiques sont calculées sur une hauteur de référence de 10 mètres par rapport à la surface du sol et sont comptées comme des vitesses du vent «niveau sol». A une hauteur plus élevée, cas des cheminées par exemple, la vitesse du vent a une influence très marquante sur le comportement du panache en mouvement, elle sera calculée par l'équation suivante :

$$U = U_{10} \left(\frac{H}{z} \right)^p \quad (3.11)$$

Où : U_{10} représente la vitesse du vent à la hauteur de référence $z = 10$ m. p est un coefficient établi par Irwin (1979) qui dépend de l'état de surface, de la diffusion et des classes de stabilité [75]. Pour notre cas (classe de stabilité C; modérément instable), $p=0,20$.

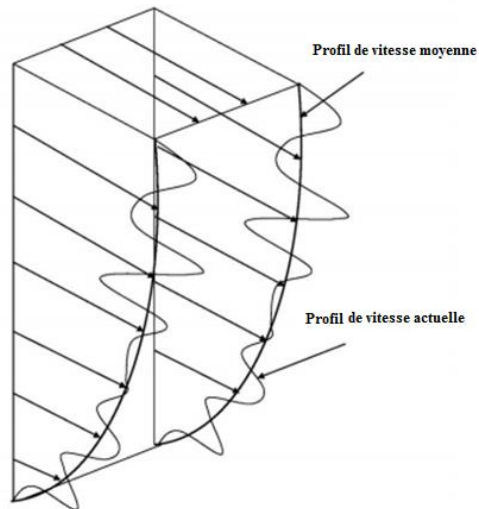


Figure 3.6 : Profils de vitesse en fonction de l'élévation.

3.2.5. Validation avec le modèle de dispersion gaussien à bouffée : SINAC

Le modèle gaussien à bouffées donne des approximations d'une série de bouffées équivalentes ou fictives d'un nuage de polluants par une distribution gaussienne. Chaque bouffée contient une quantité importante de particule émis pendant un intervalle de temps. Dans chaque pas de temps, les particules peuvent se déplacer en fonction des fluctuations et de la turbulence dans l'atmosphère, elle est proportionnelle aux termes d'advection dans le champ du vent. L'avantage du modèle à bouffées est de pouvoir prendre en compte l'instationnarité de la météorologie, ainsi que l'inhomogénéité (chaque bouffée étant indépendante des autres).

Pour cela, une autre démarche a été utilisée pour valider le modèle établi au cours de cette étude. Il s'agit du code système SINAC (Simulator Software for Interactive Consequences of Nuclear Accidents). Ce code, basé sur un modèle gaussien à bouffée, a été développé par l'Institut de Recherche en Energie Atomique (KFKI) de l'Académie Hongroise des Sciences, depuis 1990 [76]. Ce programme est utilisé actuellement par le Centre d'Intervention, de Formation et d'Analyse d'Urgence (CERTA) de l'Autorité Hongroise de l'Energie Atomique (HAEA) comme un système d'aide à la décision pour estimer la dispersion de différents radioéléments dans l'air. Le code système SINAC est développé en langage C++,

il est composé de plusieurs modules pour le calcul de la hauteur effective du rejet, l'estimation des coefficients de diffusion σ_y et σ_z et la détermination de la concentration de l'air au niveau du sol et à une hauteur effective distant de la source pour un taux de rejet prédéfini.

Le calcul de la concentration (C) d'un polluant en un point de réception de coordonnées (x, y, z) d'une source d'émission d'une hauteur effective H est donnée par l'équation suivante [77] :

$$C(x, y, z) = \frac{Q_i}{(2\pi)^{\frac{3}{2}} \sigma_r^2 \sigma_z} \exp \left[-\frac{1}{2} \frac{(x-ut)^2 + (y-vt)^2}{\sigma_r^2} \right] f(z) \quad (3.12)$$

$f(z)$ décrit la croissance verticale du flux :

$$f(z) = \sum_{n=-N}^N \left\{ \exp \left[-\frac{1}{2} \left(\frac{z-h+2nL}{\sigma_z} \right)^2 \right] + \exp \left[-\frac{1}{2} \left(\frac{z+h+2nL}{\sigma_z} \right)^2 \right] \right\} \quad (3.13)$$

Le programme calcule la concentration des particules en suspension dans l'air déposée de différentes manières. La distance entre le centre et le bord de la bouffée est inférieure à trois fois la valeur de σ_r . A un point donné, la concentration d'une bouffée dans l'air est estimée à une élévation de 1 mètre au-dessus du sol :

$$C_{lev} = \frac{A_{iso}}{(2\pi)^{\frac{3}{2}} \sigma_z \sigma_r^2} \exp \left(-\frac{1}{2} \frac{r^2}{\sigma_r^2} \right) f(z = 1) \quad (3.14)$$

Où ; A_{iso} est la concentration isotopique ($Bq.m^{-3}$).

Les paramètres de la dispersion dépend des caractéristiques d'émission et de la stabilité atmosphérique, avec:

$$\begin{cases} \sigma_{xy} = ax^b \\ \sigma_z = \xi cx^d \end{cases} \quad (3.15)$$

avec ξ est un facteur de correction de la rugosité de la surface du sol qui est défini

par relation suivante:

$$\xi = \left(\frac{z}{z_0} \right)^{0.2} \quad (3.16)$$

Dans ce cas, la hauteur de la couche d'inversion est pris en considération dans les calculs qui dépend uniquement de la stabilité atmosphérique (Tableau 3.6).

Tableau 3.6 : Classes de stabilités atmosphériques considérées dans le programme SINAC.

Stabilité atmosphérique de Pasquill	A	B	C	D	E	F
Couche d'inversion (m)	1600	1200	800	500	300	200

3.2.5.1. Module d'advection : méthode « Autoscale »

Pour définir la propagation de la bouffée, le programme SINAC utilisait des pas de temps constants. Les émissions qui se succèdent correspondent à la résolution temporelle par période de 15 minutes. Les calculs sont effectués à l'aide d'un système de coordonnées cartésiennes à l'échelle locale dans lequel les centrales nucléaires sont représentées comme des sources ponctuelles. La centrale nucléaire de Fukushima Daiichi est située au centre de la grille de calcul (Figure 3.7). Le tableau 3.7 donne les principales caractéristiques de la zone d'étude.



Figure 3.7 : Topographie et les dimensions du domaine de la simulation de Fukushima Préfecture (reproduit par les auteurs).

Tableau 3.7 : Les caractéristiques de la zone d'étude de Fukushima Daiichi.

Paramètres	Caractéristiques du site
Dimension de la cellule à grille horizontale	30 km x 30 km
Niveau vertical	120 m
Hauteur d'émission	Set to 120 m
Durée du pas de temps	29 s
Intervalle total de la simulation	24 heures
Temps de la simulation	$t = 8.64 \times 10^4$ s
Résolution temporelle	15 mn
Résolution spatiale	133 x 61 secteurs
Elévation du terrain par rapport à la mer	35 m
Vitesse du vent	1.8 m.s ⁻¹
Taux d'émission	2.3×10^{13} Bq.h ⁻¹

Dans les calculs, la quantité de contaminants émis est divisée en 31 bouffées égales avec un pas de temps de 29 secondes. Loin de la source, les bouffées se chevauchent, ce qui augmente le temps de calcul. A cet effet, une technique appelée «Autoscale » a été adoptée pour corriger ce chevauchement et pour que les pas de temps, exprimés dans l'équation (3.17), soient proportionnels à la taille de la bouffée [78].

$$\Delta t = \frac{\sigma_{xy}}{U_{eff}} \quad (3.17)$$

σ_{xy} désigne le coefficient de diffusion horizontal (cm), U_{eff} est la vitesse effective du vent (m.s⁻¹). Ainsi, un pas de la distance Δs (m) due à la propagation de la bouffée des particules et proportionnel au coefficient de diffusion horizontal (σ_{xy}) est aussi considéré:

$$\Delta s = m_0 \cdot \sigma_{xy} \quad (3.18)$$

Où : m_0 est un facteur multiplicateur.

Si $m_0=2$, le pas de la distance d'une bouffée sera égal au diamètre des cercles produits des valeurs de σ_{xy} illustrés dans la figure 3.8. Les bouffées du nuage radioactif seront connectés dans leurs parcours sans chauveauchement.

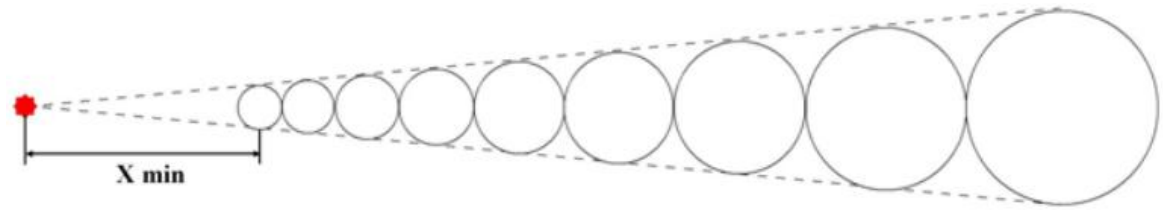


Figure 3.8 : Illustration de l'advection d'une bouffée avec un pas de temps proportionnelle aux paramètres de la dispersion.

3.2.5.2. Vecteur vitesse efficace du champ du vent

Le programme SINAC donne des valeurs du vecteur vitesse efficace pour 4 niveaux d'altitudes avec un rapport d'activité pondéré entre les couches. Les composantes du vecteur vitesse efficace du vent (u_{eff} , v_{eff}) à des niveaux d'altitude sont calculées par les expressions suivantes :

$$\left\{ \begin{array}{l} u_{eff} = \sum_{i=1}^n Q_i \cdot u_i \\ v_{eff} = \sum_{i=1}^n Q_i \cdot v_i \\ Q_i = \int_h^{h_{i+1}} F(z) \cdot dz \end{array} \right. \quad (3.19)$$

Avec : u_i , v_i : Vecteurs vitesse dans les directions x et y au centre horizontal de la bouffée ($m \cdot s^{-1}$). h_i : Altitude (m). i : index lié à l'altitude pour des vecteurs vitesses donnés. Q_i : Facteur de pondération vertical ($\sum Q_i=1$). $F(z)$: Fonction normalisée qui décrit la distribution de la concentration dans une bouffée (m^{-1}). z : Elévation par rapport au sol (m).

3.3. Evaluations prédictives des conséquences radiologiques et dosimétriques d'un réacteur de recherche.

3.3.1. Méthodologie

L'évaluation prédictive des conséquences radiologiques est liée aux études d'impact qui nécessite la détermination des concentrations et l'estimation des doses par les différentes voies d'exposition due aux rayonnements ionisant dans les différents compartiments environnementaux avec lesquels la population est amenée à entrer en contact. Certains groupes d'éléments comportant des gaz nobles, des halogènes, des alcalins, du tellure..., caractérisent les substances radioactives les plus importantes qui peuvent être libérées dans l'environnement et affectant significativement l'atmosphère et la santé humaine.

Le modèle adopté dans cette section est toujours basé sur le modèle de panache gaussien décrit précédemment. Il comprend des modules décrivant les émissions, la diffusion, les dépôts secs et humides et décrit explicitement les différentes voies d'exposition (Figure 3.9). L'estimation des doses individuelles sont définies à des distances relativement courtes de la source.

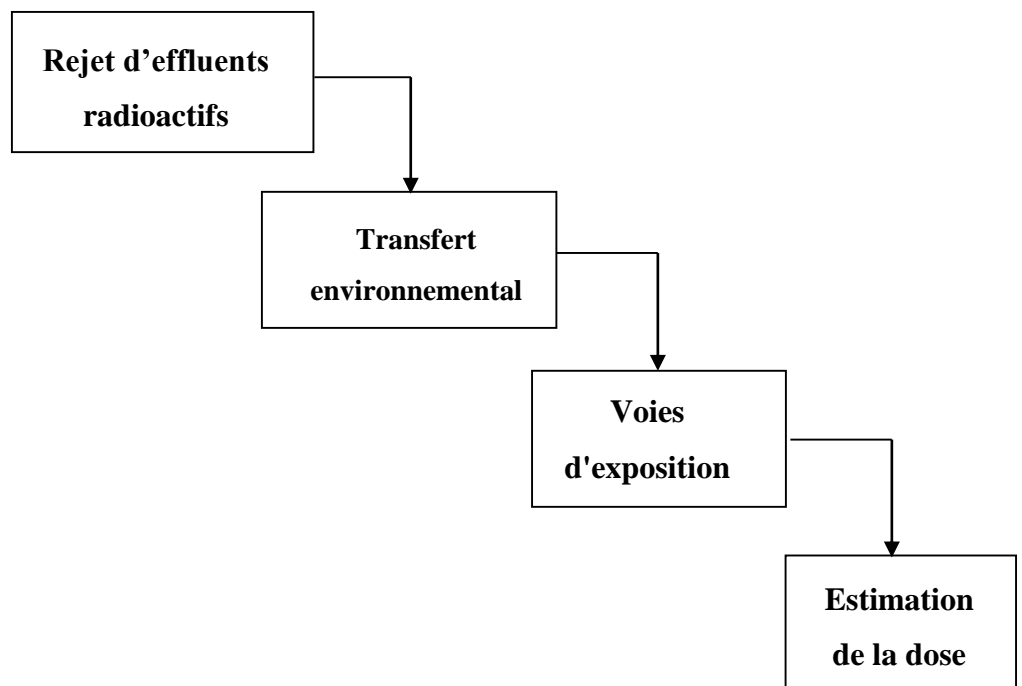


Figure 3.9 : Les principales étapes de l'évaluation des conséquences radiologiques des rejets de radionucléides dans l'atmosphère.

Les principales voies d'exposition considérées dans ce chapitre sont basées sur les principes fondamentaux de la radioprotection contre les rayonnements ionisants décrits dans les Normes Standards de Sûreté (BSS) et les Guides de Sécurité de l'AIEA [79]. On trouve donc :

- Ingestion : Les radionucléides peuvent être ingérés puis absorbés dans le corps. L'ingestion de radionucléides peut survenir des aliments consommés intentionnellement du milieu naturel (par exemple, eau potable, viandes, fruits et légumes),
- Inhalation : Les radionucléides peuvent être inhalés dans l'air ambiant sous la forme de gaz, de vapeurs ou de petites particules. Les radionucléides s'infiltrent dans le corps par absorption à travers les poumons, ou par ingestion dans le cas de particules,
- Immersion : une personne peut être exposée aux radionucléides lorsqu'elles sont présentes dans l'air ambiant,
- Rayonnement externe : Une personne peut être exposée aux rayonnements ionisants émis à partir de sources extérieurs contenant des radionucléides.

3.3.2. Caractéristiques du site & données environnementales

Les produits de fission accumulés dans les crayons combustible d'un réacteur nucléaire représentent la source majeure d'accidents. Dans cette étude, l'inventaire au cœur du réacteur et les conditions environnementales pendant la période de transport caractérise les paramètres les plus sensibles pris en compte afin d'évaluer les énormes quantités de radionucléides libérés dans l'atmosphère. Ces éléments sont dispersés dans l'air sous forme de particules ou gaz volatils.

Deux scénarios d'accident nucléaire sont envisagés dans cette partie de calcul dépendant de la vitesse moyenne du vent et de la hauteur de la cheminée (Voir Tableau 3.8). Les produits radioactifs sont rejetés accidentellement à travers une cheminée de diamètre extérieur constant de 3m. Les hauteurs d'évacuation de la radioactivité du bâtiment réacteur par le système de ventilation sont de 10m et 61m avec un débit de rejet d'air de 25000 m³.h⁻¹.

Tableau 3.8 : Caractéristiques de la zone d'étude du réacteur nucléaire de recherche [15].

Paramètres	Caractéristiques	
	<i>1^{er} scénario</i>	<i>2^{er} scénario</i>
Hauteur du rejet	10 m	61 m
Débit de rejet	25000 m ³ .h ⁻¹	25000 m ³ .h ⁻¹
Vitesse moyenne du vent	2 m.s ⁻¹	2.9 m.s ⁻¹
Élévation au-dessus du niveau de mer	760m	760m

Les matériaux rejetés sont influencés par les conditions météorologiques du site liés à la stabilité atmosphérique, la vitesse et la direction du vent, la température ...etc. L'émission majeure doit suivre la direction du vent ENE dans des conditions atmosphériques "calme". La classe de stabilité C (Légèrement instable) est considérée dans tous les cas de calcul.

Sur la base de la nouvelle Dose Effective Commise (Committed Effective Dose) adoptée par les organismes de sûreté, la distance adoptée pour la mesure est d'environ 750 m du site.

3.3.3. Terme source

Suite aux situations accidentelles affectant le noyau du réacteur nucléaire, une partie de l'inventaire des principaux radioéléments libérée dans l'atmosphère constitue la fraction de l'activité émise par le rejet. Dans les réacteurs de recherche, ces fractions sont spécifiées dans les guides de l'AIEA, ils comptent respectivement 100% pour les gaz nobles, 50% pour les halogènes et 1% pour les particules [80]. Dans notre cas, l'inventaire et les fractions estimées par Shoaib et Iqbal [15] (Tableau 3.9) sont considérées dans nos calculs. Ces fractions prennent respectivement les valeurs suivantes : 1.0, 0.5, 1.0, 0.3, 0.02 et 0.05 pour les gaz nobles, les halogènes, les particules, les Alcalins, et le tellure

Tableau 3.9 : Inventaire de radionucléides du noyau du réacteur et la fraction de la radioactivité émis vers l'atmosphère estimée par Shoaib et Iqbal [15].

Radionucléide	Inventaire du noyau	Fraction	Taux d'émission
^{83m} Kr	5.38 x 10 ⁺¹⁴	1	5.38 x 10 ⁺¹⁴
⁸⁷ Kr	7.36 x 10 ⁺¹⁵	1	7.36 x 10 ⁺¹⁵
⁸⁸ Kr	1.02 x 10 ⁺¹⁶	1	1.02 x 10 ⁺¹⁶
⁸⁹ Kr	1.39 x 10 ⁺¹⁶	1	1.39 x 10 ⁺¹⁶
¹³³ Xe	1.00 x 10 ⁺¹⁶	1	1.00 x 10 ⁺¹⁶
^{135m} Xe	5.76 x 10 ⁺¹⁵	1	5.76 x 10 ⁺¹⁵
¹³⁵ Xe	1.88 x 10 ⁺¹⁶	1	1.88 x 10 ⁺¹⁶
¹³⁷ Xe	1.76 x 10 ⁺¹⁶	1	1.76 x 10 ⁺¹⁶
¹³⁸ Xe	1.79 x 10 ⁺¹⁶	1	1.79 x 10 ⁺¹⁶
¹³¹ I	3.55 x 10 ⁺¹⁵	0.4	1.78 x 10 ⁺¹⁵
¹³² I	1.24 x 10 ⁺¹⁶	0.4	4.96 x 10 ⁺¹⁵
¹³³ I	1.93 x 10 ⁺¹⁶	0.4	7.72 x 10 ⁺¹⁵
¹³⁴ I	2.24 x 10 ⁺¹⁶	0.4	8.96 x 10 ⁺¹⁵
¹³⁵ I	1.81 x 10 ⁺¹⁶	0.4	7.24 x 10 ⁺¹⁵
⁸⁹ Sr	3.83 x 10 ⁺¹⁶	0.02	7.66 x 10 ⁺¹⁴
⁹⁰ Sr	1.77 x 10 ⁺¹⁴	0.02	3.54 x 10 ⁺¹²
¹⁴⁰ Ba	6.51 x 10 ⁺¹⁵	0.02	1.30 E +14
⁹¹ Y	4.65 x 10 ⁺¹⁵	0.0002	9.30 x 10 ⁺¹¹
⁹⁵ Zr	5.08 x 10 ⁺¹⁵	0.0002	1.02 x 10 ⁺¹²
⁹⁵ Nb	5.41 x 10 ⁺¹⁵	0.0002	1.08 x 10 ⁺¹²
¹⁴¹ Ce	4.86 x 10 ⁺¹⁵	0.0005	2.43 x 10 ⁺¹²
¹⁴³ Ce	1.58 x 10 ⁺¹⁶	0.0005	7.90 x 10 ⁺¹²
¹⁰³ Ru	2.45 x 10 ⁺¹⁵	0.0025	6.13 x 10 ⁺¹²
¹⁰⁶ Ru	2.77 x 10 ⁺¹⁴	0.0025	6.93 x 10 ⁺¹¹
¹³⁷ Cs	1.63 x 10 ⁺¹⁴	0.3	4.89 x 10 ⁺¹³

3.3.4. Calcul numérique

3.3.4.1. Estimation de la concentration

En utilisant les hypothèses indiquées précédemment, les concentrations moyennes des radionucléides dans l'air sont estimées sur la base des données spécifiques au site. La concentration de radionucléides à un récepteur donné, éloigné de la source doit être calculée suivant l'équation suivante [81]:

$$C_A = \frac{P_p F Q_i}{U_a} \quad (3.20)$$

Avec : C_A est la concentration au sol au point de réception à une distance de la source x dans le secteur p (Bq.m^{-3}). Q_i est le taux d'émission de l'élément radioactif i (Bq.s^{-1}). U_a est la vitesse moyenne du vent à la hauteur géométrique du rejet (hauteur de la cheminée) (m.s^{-1}). P_p est la fraction du temps pendant laquelle le vent souffle vers le point de réception dans le secteur p (adimensionnel). Dans notre cas, P_p prend la valeur 0.25.

F est le coefficient de diffusion gaussien approprié à une hauteur effective H du rejet à une distance x dans la direction du vent ($1.\text{m}^{-2}$). Ce coefficient dépend principalement de la valeur du coefficient de diffusion vertical σ_z (m), il peut être calculé par l'expression suivante [81]:

$$F = \frac{12}{\sqrt{2\pi^3}} \frac{\exp\left[-\left(\frac{H^2}{2\sigma_z^2}\right)\right]}{x\sigma_z} \quad (3.21)$$

Le coefficient de diffusion vertical σ_z (m) dépend de la hauteur effective du rejet et peut prendre plusieurs valeurs. Si $H < 46\text{m}$, ce coefficient sera défini par l'expression (3.22) ci-dessous :

$$\sigma_z = (0.06)(x) / \sqrt{1 + (0.005)(x)} \quad (3.22)$$

Si H est variable, σ_z sera calculé par l'équation de diffusion (3.23).

$$\sigma_z = E \cdot x^G \quad (3.23)$$

Avec E and G sont des constantes dépendant de la classe de stabilité au point d'émission. $E=0.215$ et $G=0.885$ pour $46m < H < 80m$. $E = 0.265$ et $G = 0.818$ pour $H > 80m$ [82].

3.3.4.2. Calcul du dépôt au sol

Le dépôt au sol des retombées radioactives en provenance du nuage radioactif affecte significativement le métabolisme animal et influe sur la dépendance temporelle du transfert vers la viande et le lait ou tout simplement sur la quantité totale d'activité transférée.

Les calculs effectués font intervenir les mécanismes de transfert des radionucléides aux végétaux puis aux animaux. D'une façon générale, le dépôt doit être mesuré sur des prairies, des forêts, de la neige, du désert et des étendues d'eau. Les vitesses de dépôt sont généralement bien quantifiées.

Les éléments radioactifs transportés seront déposés sous l'effet du lessivage. Le mode de déposition dépend de la nature des matériaux en suspension dans l'air, et déposés au niveau du sol et peuvent être identifiés par un coefficient de dépôt. Ce coefficient représente la relation entre ces quantités déposées par unité de temps (Eq. 3.24).

$$\dot{d}_i = (V_d + V_w)C_A \quad (3.24)$$

Où : \dot{d}_i est le taux moyen quotidien des dépôts sec et humide d'un radionucléide i donné ($\text{Bq.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$). V_d est le coefficient de dépôt sec pour un radionucléide donné (m.j^{-1}), V_w est le coefficient de dépôt humide pour un radionucléide donné (m.j^{-1}). V_d et V_w dépendent de la forme physique et chimique du radionucléide i , de la nature de la surface de déposition, des conditions météorologiques et du taux de précipitation dans le cas d'un dépôt sec. Il est recommandé d'utiliser un coefficient de dépôt total, $V_T = V_d + V_w$ de 1000 m.j^{-1} . Cette valeur de V_T est attribuée à l'Iode et le Césium radioactifs de l'accident nucléaire de Tchernobyl en 1986 [81].

3.3.4.3. Calcul de la concentration dans la végétation

Le transfert des radionucléides vers les aliments dépend beaucoup plus des caractéristiques des radionucléides et de l'environnement en particulier. La prédiction des concentrations contenues dans la végétation et dans les aliments de bétails est d'une importance capitale. L'équation suivante est utilisée pour estimer la concentration due à la contamination directe du radionucléide i sur n'importe quel type de végétation consommée par le publique [81]:

$$C_{v,i,l} = \frac{\dot{d}_i \alpha [1 - \exp(-\lambda_{E_i^v} t_e)]}{\lambda_{E_i^v}} \quad (3.25)$$

Avec : $\lambda_{E_i^v} = \lambda_i + \lambda_w$. $C_{v,i,l}$ est la concentration dans la végétation fraîche consommée par l'homme (Bq.kg^{-1}). α est la fraction de l'activité déposée ($\text{m}^2.\text{kg}^{-1}$). $\lambda_{E_i^v}$ est la constante de la vitesse effective de réduction de l'activité du radionucléide i ($1.\text{j}^{-1}$). λ_i est la constante de la vitesse pour la désintégration radioactive du radionucléide i ($1.\text{j}^{-1}$). λ_w est la vitesse de réduction de la concentration de la matière déposée sur les surfaces de la plante en raison d'un processus autre que la désintégration radioactive ($1.\text{j}^{-1}$). t_e est la période durant laquelle la plante cultivée est exposée à la contamination pendant la saison de croissance (j).

3.3.4.4. Calcul de la concentration dans les aliments de bétails

La concentration de la radioactivité dans les aliments de bétails dépendra de l'absorption des radionucléides par les animaux. L'absorption est d'autant favorisée par l'espèce animale, la masse, l'âge et le taux de croissance de l'animal, de sa digestibilité des aliments et, dans certains cas des animaux en lactation. La concentration dans l'alimentation animale pour le radionucléide i est déterminée par cette expression :

$$C_{a,i} = f C_{v,i} + (1 - f_p) C_{p,i} \quad (3.26)$$

Où : $C_{a,i}$ est la concentration du radionucléide i dans l'alimentation animale (Bq.kg^{-1}). $C_{v,i}$ est la concentration du radionucléide i dans une prairie (Bq.kg^{-1}). $C_{p,i}$ est la concentration de radionucléide i dans les aliments stockés (Bq.kg^{-1}). f_p est la fraction de la végétation frais consommée par les animaux dans des prairies, dans notre cas $f_p = 0,7$ (sans dimension).

3.3.4.5. Calcul de la concentration dans la viande et dans le lait

Les sources de radionucléides qui sont considérées par l'absorption des animaux sont contenues dans les nourritures fraîches ou stockées. Les concentrations de la radioactivité dans la viande et dans le lait sont calculées par les équations suivantes :

$$\begin{cases} C_{f,i} = F_f(C_{a,i}Q_f + C_{w,i}Q_w)exp(-\lambda_i t_f) \\ C_{m,i} = F_m(C_{a,i}Q_m + C_{w,i}Q_w)exp(-\lambda_i t_m) \end{cases} \quad (3.27)$$

Avec : $C_{f,i}$ est la concentration du radionucléide i dans la chair animale (Bq.kg^{-1}). $C_{m,i}$ est la concentration du radionucléide i dans le lait (Bq.L^{-1}). $C_{a,i}$ est la concentration du radionucléide i dans l'alimentation animale (Bq.kg^{-1}). $C_{w,i}$ est la concentration du radionucléide i dans l'eau (Bq.m^{-3}). F_f représente la fraction de la consommation quotidienne du radionucléide i par l'animale qui apparait dans chaque Kg de la chair animale à l'équilibre ou au moment de l'abattage (j.kg^{-1}). F_m représente la fraction de la consommation quotidienne du radionucléide i par l'animale qui apparait dans le lait à l'équilibre (j.L^{-1}). Q_f est la quantité de nourriture consommée par l'animal (kg.j^{-1}). Q_w est la quantité d'eau consommée par l'animal ($\text{m}^{-3}.\text{j}^{-1}$). λ_i est la constante de la désintégration radioactive du radionucléide i (j^{-1}). t_f est le temps moyen entre l'abattage et la consommation humaine de la viande (une valeur par défaut de 20 jours) (j). t_m est le temps moyen entre la collecte et la consommation humaine du lait (supposée être 01 jour pour le lait frais) (j).

3.3.4.6. Estimation de la dose

La dose totale reçue par le publique résulte de plusieurs facteurs tels que la nature des retombées, le lessivage, l'irrigation avec de l'eau contaminée ou le dépôt des matières en suspension. La dose est obtenue à partir des données des

concentrations estimées dans l'air et les denrées alimentaires. Le calcul de ces doses est attribuable aux rejets d'effluents radioactifs pour le groupe critique (ou groupe de référence). Ce dernier est défini comme ; le *groupe de population dont l'exposition à la source radioactive donné et selon une voie d'atteinte donnée est raisonnablement homogène et représentatives de celles des individus les plus exposés*. Ces groupes représentatifs devraient recevoir la dose la plus élevée lors d'une contamination de la source. Ces individus présentent une homogénéité raisonnable par rapport à tous les facteurs qui influencent significativement la dose reçue. L'évaluation de la dose devra être effectuée sur les six groupes d'âge recommandés par la Commission Internationale de la Protection Radiologique (CIPR) 60 (<1an, 1-2ans, 2-7ans, 7-12ans, 12-17ans, adulte) [84].

3.3.4.6.1. Calcul de doses internes par inhalation et par ingestion

En raison de l'ingestion de denrées alimentaires, seuls les aliments contaminés consommés par des groupes critiques doivent être pris en compte dans les calculs de dose. Sur la base de la concentration en nourriture, les doses sont calculées pour chaque radionucléide et chaque groupe d'âge suivant l'expression :

$$E_{inh} = C_A R_{inh} DF_{inh} \quad (3.28)$$

Où : R_{inh} est le taux d'inhalation ($m^3.a^{-1}$) et DF_{inh} est le coefficient de dose par inhalation ($Sv.Bq^{-1}$).

3.3.4.6.2. Calcul de doses externes par dépôt au sol

La dose efficace est calculée pour chaque radionucléide et pour chaque groupe d'âge en utilisant l'expression suivante :

$$E_{g,r} = C_{g,r} DF_{g,r} O_f \quad (3.29)$$

Avec : $E_{g,r}$ est la dose effective du dépôt au sol ($Sv. a^{-1}$). $DF_{g,r}$ est le coefficient d'exposition dû aux dépôts au sol ($Sv.a^{-1}$ par $Bq.m^{-2}$). $C_{g,r}$ est la densité de dépôt

du radionucléide i ($\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$) au sol. Ce coefficient dépend du taux de dépôt au sol. O_f est la fraction dont le membre du groupe critique hypothétique est exposé à cette voie particulière.

3.4. Conclusion

Après présentation de l'ensemble des équations régissant la dispersion atmosphérique et calcul de dose, on va entamer en détail dans les deux chapitres suivants les résultats obtenus par calcul numérique et leurs interprétations.

CHAPITRE 4

MODELISATION ET CALCUL NUMERIQUE DE LA DISPERSION ATMOSPHERIQUE : CAS D'UNE CENTRALE NUCLEIAIRE

4.1. Introduction

Cette section est consacrée à l'exposition des résultats obtenus par modélisation et simulation numérique et leur confrontation avec l'ensemble des prélèvements issus des rejets accidentels de l'accident de Fukushima Daiichi. La première partie commence par l'établissement des courbes de concentrations journalières et de l'appauvrissement du panache radioactif durant la période allant du 12 Mars au 05 Avril 2011 précédemment citée. Par la suite, l'étude se concentre sur la détermination des coefficients de diffusion σ_y et σ_z et le profil de la désintégration radioactive.

4.2. Calcul de la radioactivité

Nous étudierons dans ce travail le niveau de la radioactivité des deux principaux radionucléides issus de l'accident de Fukushima Daiichi ; il s'agit de l'Iode 131 et le Césium 137, car ces deux éléments constituent la quasi-totalité de la contamination résiduelle dans l'environnement tout en se basant sur des résultats des prélèvements de la radioactivité collectés par TEPCO et JAEA dans les quatre hameaux autour de la centrale de Fukushima Daiichi (Figure 3.3 du chapitre 3). Schématiquement, le nuage radioactif doit parcourir plus de 200 kilomètres de la source jusqu'au dernier point de l'étude.

Le modèle n'est pas appliqué à des surfaces complexes et considère que le terrain est plat, sans reliefs ni obstacles avec une variabilité spatiale des champs météorologiques. Cependant, la comparaison acquise en confrontation avec les données publiées sur l'accident de Fukushima Daiichi, nous ont permis de prédire convenablement des résultats en fonction des données météorologiques surtout les champs du vent et la diffusivité.

La validation du modèle met l'accent sur d'autres observables autre que la concentration ; il s'agit de la concentration maximale en fonction de la distance sous le vent, la concentration normalisée qui représente le rapport entre le débit d'émission et la concentration trouvée par les calculs, et le profil de la désintégration radioactive. Les résultats de ces derniers observables sont présentés dans les figures 4.6 au 4.9. Les profils de comparaison des concentrations sont définis dans les figures 4.3, 4.4, 4.5 ; il s'agit de 8 profils de concentrations correspondants à diverse directions du vent indiquées dans le tableau 3.3 du chapitre 3.

Les résultats des différentes comparaisons montrent une différence dans les concentrations dans diverses régions. Ces concentrations présentent une décroissance sous l'effet du lessivage, sauf pour les jours des explosions survenus le 12 et le 15 Mars dans les unités 1 et 2 [85,86].

Pour les premiers jours de l'accident, La totalité de l'Iode émis durant l'accident vaut 15.3 PBq et 36.6 PBq du Césium, les radionucléides rejetés par la centrale de Fukushima Daiichi sont désormais répartis dans l'air à des concentrations de plus en plus homogènes. Les résultats des enregistrements des stations de surveillances disponibles qui sont rapportées par plusieurs chercheurs [2,4,5,17,18,20,54-56] confirment que les niveaux de contaminations en ^{131}I et en ^{137}Cs sont très importants. En raison des explosions qui ont augmentés le taux de rejet à des niveaux très critiques, la contamination produite reste importante jusqu'à la mi-Avril. En ce qui concerne le Césium 137, la radioactivité enregistrée en mois de Mars et au début du mois d'Avril a pu atteindre des niveaux élevés supérieurs à 100 Bq.m^{-3} [5, 59, 67]. Durant cette période de temps, les champs de prévisions météorologiques indiquent que le vent souffle et se dirige vers la direction NW.

Les profils de comparaison définis dans les figures 4.1 à 4.3 montrent une croissance puis décroissance de la radioactivité de l'Iode 131 durant toute la période de la simulation. L'analyse de la phase initiale du rejet révèle que les concentrations cumulées près du site du réacteur ont un fort impact sur le nuage aéroportée dans les diverses directions. Les valeurs mesurées sont

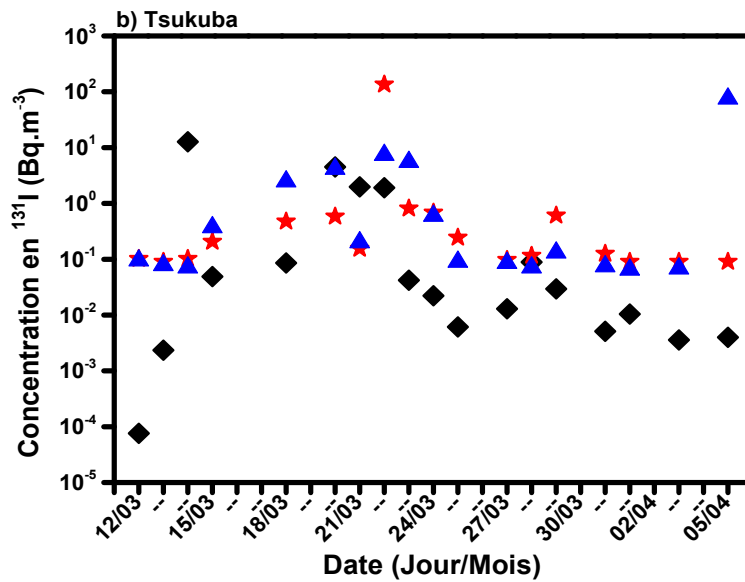
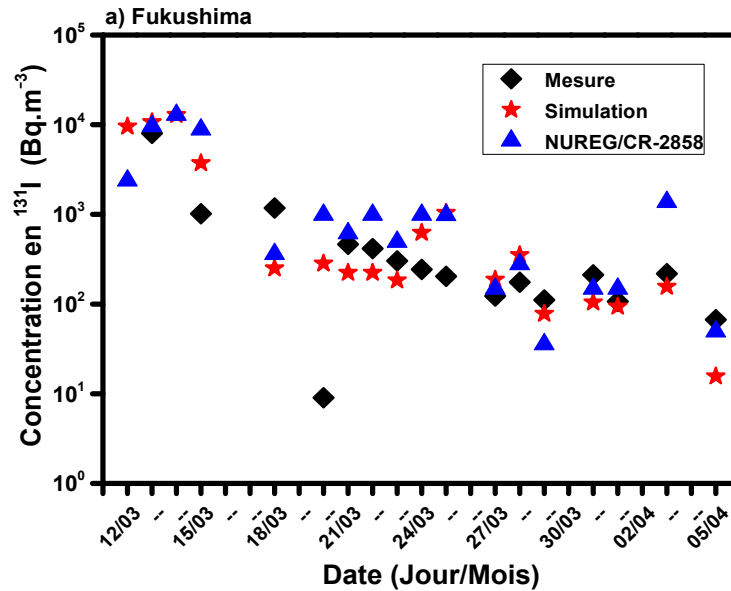
raisonnablement plus élevées par rapport aux calculs dans tous les endroits, sauf dans la ville de Takasaki où les valeurs simulées sont très faibles. Ces différences peuvent être dues ; à des erreurs de calculs liés au modèle, aux champs météorologiques locales, et à certains autres aspects liés au terrain (complexité du terrain avec relief ou obstacles) n'étant pas pris en compte dans la modélisation. Les résultats obtenus ont confirmé la persistance de l'Iode 131 dans l'air à des concentrations élevées variant entre $1,57 \times 10^2 \text{ Bq.m}^{-3}$ et $3,75 \times 10^4 \text{ Bq.m}^{-3}$. Ces niveaux de concentration dans l'air et son maintien dans la durée sont en général cohérents avec les prévisions effectuées par TEPCO et NISA, alors que NUREG/CR-2858 surestime considérablement ces mêmes valeurs [85].

Plus proche de la source à Fukushima Daiichi (Fig. 4.1a and Fig. 4.2a), la comparaison est presque parfaite, et nos résultats sont en concordance avec les données mesurées pour les deux radioéléments. Les concentrations minimales et maximales de l'Iode 131 trouvées par les calculs sont respectivement d'environ 15,6 et $1,7 \times 10^4 \text{ Bq.m}^{-3}$, alors que les concentrations mesurées sont légèrement plus basses, de 9,02 et $8,3 \times 10^3 \text{ Bq.m}^{-3}$. La concentration maximale du ^{137}Cs trouvée ($2,81 \times 10^2 \text{ Bq.m}^{-3}$) est dans le même ordre de grandeur des mesures trouvées par TEPCO et obtenue par NUREG/CR-2858 ($1,5 \times 10^2$ et $4,40 \times 10^2 \text{ Bq.m}^{-3}$, respectivement). La même conclusion est rapportée pour Tsukuba city (Figures 4.1b et 4.2b).

Dans la ville de Takasaki (Figures 4.1c et 4.2c), l'ensemble des prélèvements des concentrations de ^{131}I restent fortement supérieures, se situant entre $8,48 \times 10^{-2}$ et $30,7 \text{ Bq.m}^{-3}$, alors que l'activité pour les deux éléments est substantiellement sous-estimée par notre modèle et par le code NUREG/CR-2858. La différence est remarquable. La valeur la plus basse trouvée par la simulation numérique est de $1,24 \text{ Bq.m}^{-3}$ obtenue le 23 Mars 2011, cette valeur n'est pas en concordance avec les mesures réelles effectuées par TEPCO. L'ensemble des divergences entre les valeurs mesurées et les calculs se heurtent souvent dus ;

-Soit à une mauvaise évaluation due aux erreurs de calcul dans les régions éloignées de la source (Il s'agit à la fois des simplifications dans les algorithmes de calcul et dans les entrées),

-Soit aux erreurs des prélèvements dues aux fuites radioactives détectés durant les trois premières semaines après l'accident dans les stations de surveillance des gaz nobles (JPX38 et JPP38) à Takasaki qui ont été significativement touchées, donnant ainsi de mauvaises lectures [87]. Les valeurs collectées ont dépassées les limites de détections des systèmes de surveillances radiologiques.



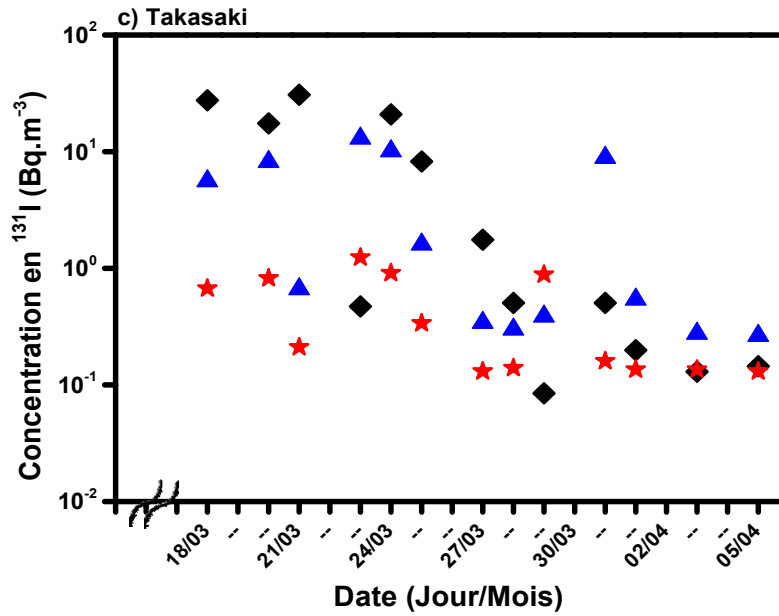
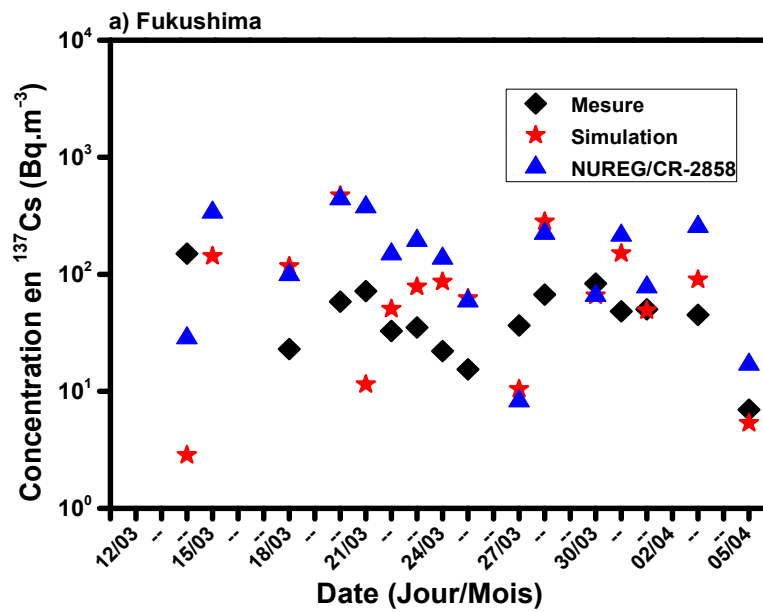


Figure 4.1 : Comparaison à l'échelle logarithmique de la variation temporelle de la concentration en ^{131}I obtenue par calcul numérique avec les mesures collectées par TEPCO en 2011 [5,6,85].



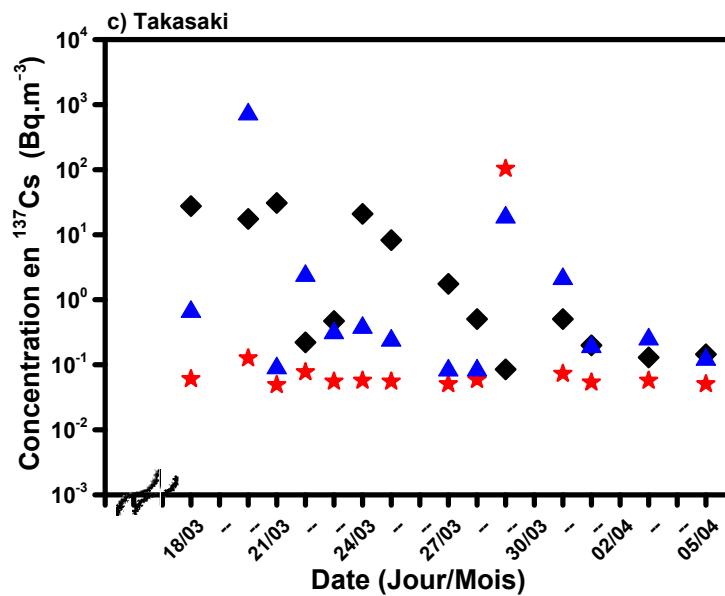
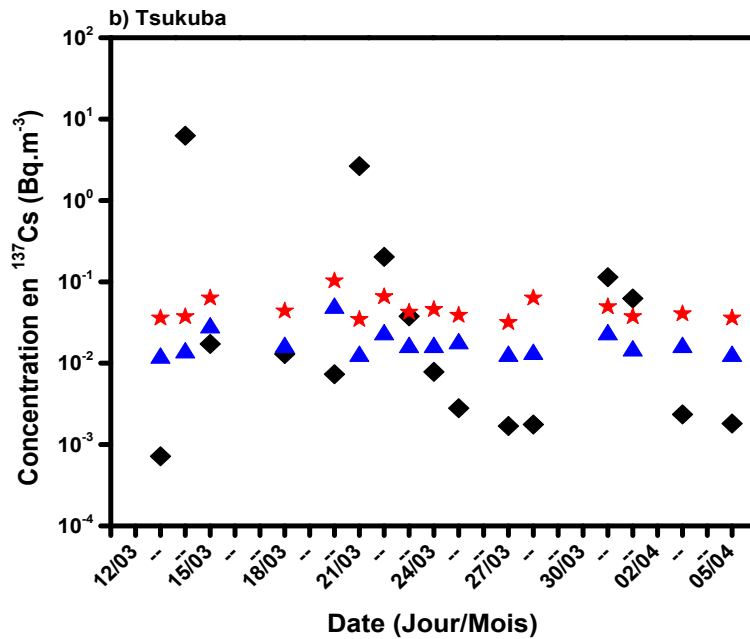


Figure 4.2 : Comparaison à l'échelle logarithmique de la variation temporelle de la concentration en ^{137}Cs obtenue par calcul numérique avec les mesures collectées par TEPCO en 2011 [5,6,85].

A Tokai-mura Town, la ville la plus proche de la centrale de Fukushima Daiichi que Tsukuba et Takasaki, l'analyse globale des résultats obtenus par simulation numérique montre un accord raisonnable avec les résultats obtenus par NUREG/CR-2858 pour ^{131}I (Figure 4.3a). L'estimation maximale calculée de ce radioisotope volatil est d'environ $6,43 \times 10^3 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$, alors que la concentration

moyenne enregistrée le matin du 15 Mars est d'environ $2,58 \times 10^3 \text{ Bq.m}^{-3}$. Ce jour-là, NUREG/CR-2858 sous-estime cette dernière valeur à $1,18 \times 10^2 \text{ Bq.m}^{-3}$. La plus grande valeur trouvée par NUREG/CR-2858 enregistrée le 20 Mars 2011 est de l'ordre de $1,64 \times 10^3 \text{ Bq.m}^{-3}$. Une exception est notifiée le 18 Mars où les trois valeurs de la radioactivité sont totalement superposées. En ce qui concerne le ^{137}Cs (Figure 4.3b), on remarque que la concentration calculée est relativement plus élevée que celle mesurée, à titre d'exemple le modèle surestime trois fois plus les concentrations enregistrées le 15 Mars 2011.

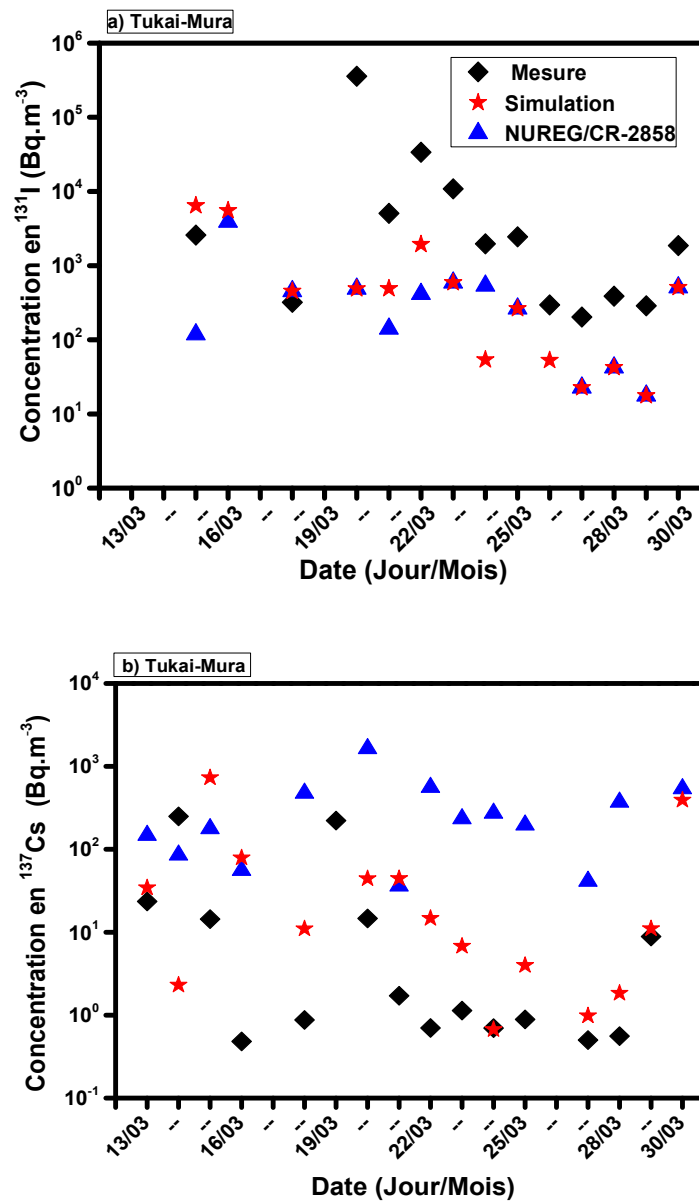


Figure 4.3 : Comparaison à l'échelle logarithmique de la variation temporelle de la concentration en ^{131}I et ^{137}Cs entre les calculs et les mesures collectées par JAEA à Tokai-mura Town [3,4,7,8].

Généralement, les raisons de la divergence entre les simulations et les mesures peuvent être multiples. En égard au faible intervalle de temps entre l'accident et la campagne de mesures, les résultats obtenus peuvent être affectés par l'émission d'énormes quantités de radionucléides qui ont eu lieu durant les premiers jours de l'accident, probablement en raison des explosions qui ont touchés en particulier les unités 1, 2 et 3 de la centrale. Par conséquent, les taux de rejet n'ont pas pu être déterminés et les doses enregistrées ont dépassées les limites de détection. En outre, l'utilisation de données météorologiques (vitesse et direction du vent) à ce moment n'a pas pu être représentative à grande échelle. En fait, à partir du 16 Mars, Le vent s'est dirigé vers la mer, et le terme source n'a pas pu être précisément déterminé [68].

4.3. Sensibilité de calcul

Les figures 4.4(a) et 4.4(b) montrent une comparaison modèle-mesure entre les valeurs trouvés par simulation numérique et les valeurs enregistrées dans tous les points de mesures concernés par notre étude sur l'Iode 131 et le Césium 137. En se référant aux courbes des figures 4.1, 4.2 et 4.3, on peut observer que quelques valeurs de la radioactivité en ^{131}I sont sous-estimées à Takasaki City (précisément du 18 au 24/03/2011) et des valeurs du ^{137}Cs sont légèrement surestimées à Tsukuba City (le 15/03 et du 25 au 28/03/2011). Ces conclusions sont probablement dues soit au retard de l'arrivée du panache, ou soit à l'accumulation de la radioactivité induite par le vent et la turbulence. Cependant, pour certaines conditions météorologiques, l'intensité et la direction le vent peuvent être variables. Ainsi, avec un vent modérément fort et de mauvaises conditions de rejet des effluents (émission trop faible, vitesse d'éjection insuffisante, etc.), il pourrait y avoir des retombées au sol et une large diffusion dans l'air. Dans le cas où le vent est lent, la radioactivité augmente et se concentre dans les zones d'émission près de la source. Cette conclusion est décrite dans la comparaison entre les valeurs trouvées par le modèle et celles trouvées par le SINAC pour un seul point de mesure dans la région de Fukushima Daiichi près de la source (Figure 4.4 c).

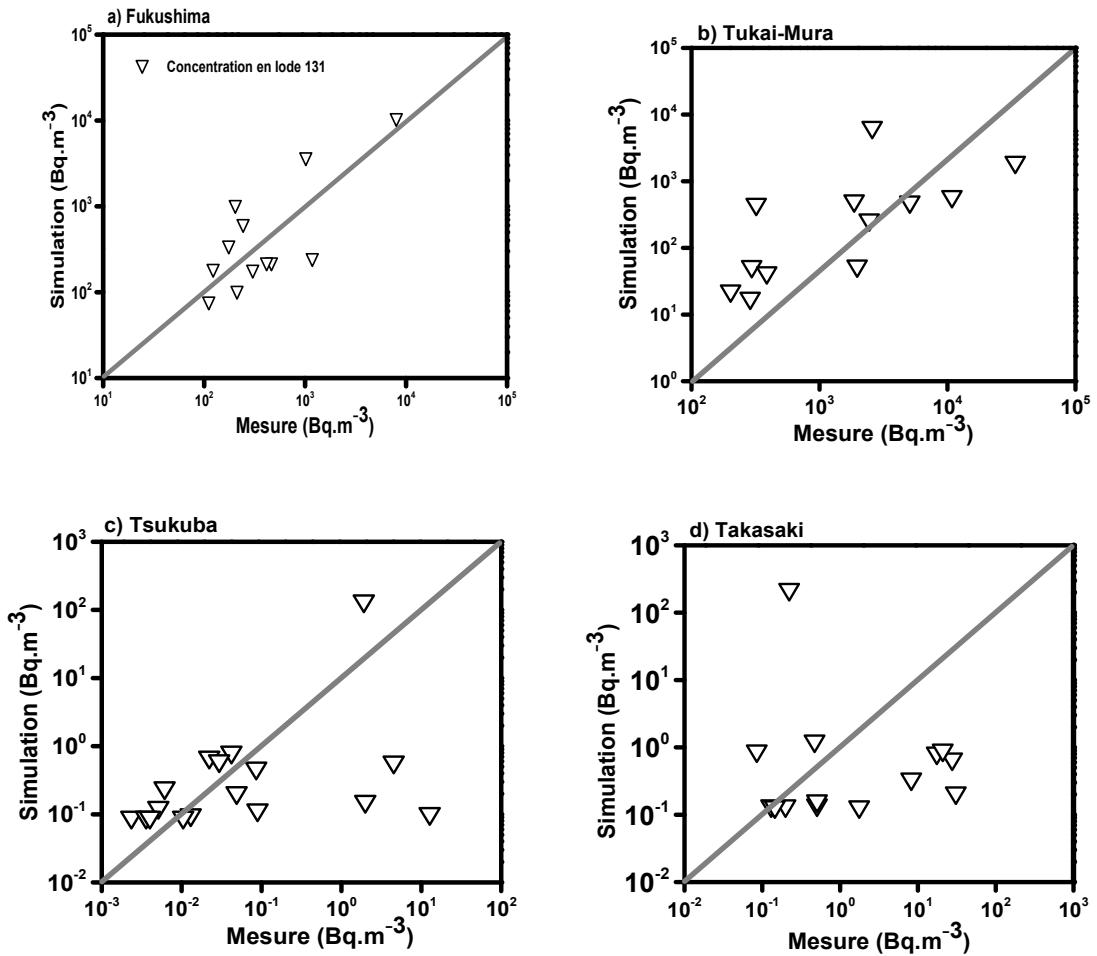
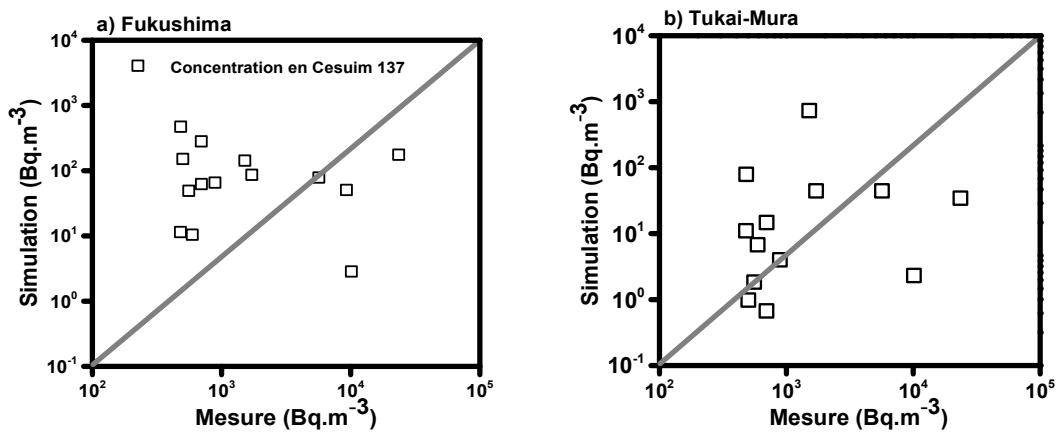


Figure 4.4(a): Comparaison Modèle-Mesure des concentrations en ^{131}I .



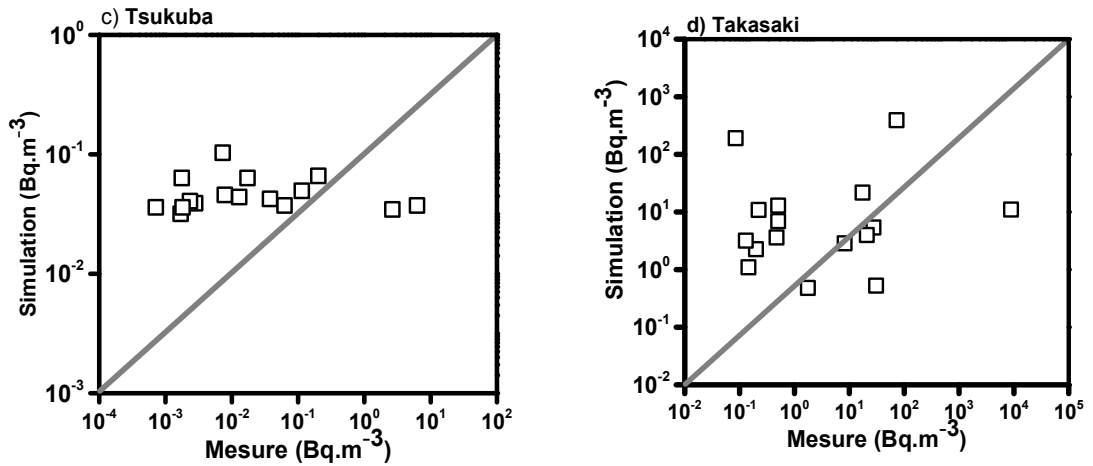


Figure 4.4(b) : Comparaison Modèle-Mesure des concentrations en ^{137}Cs .

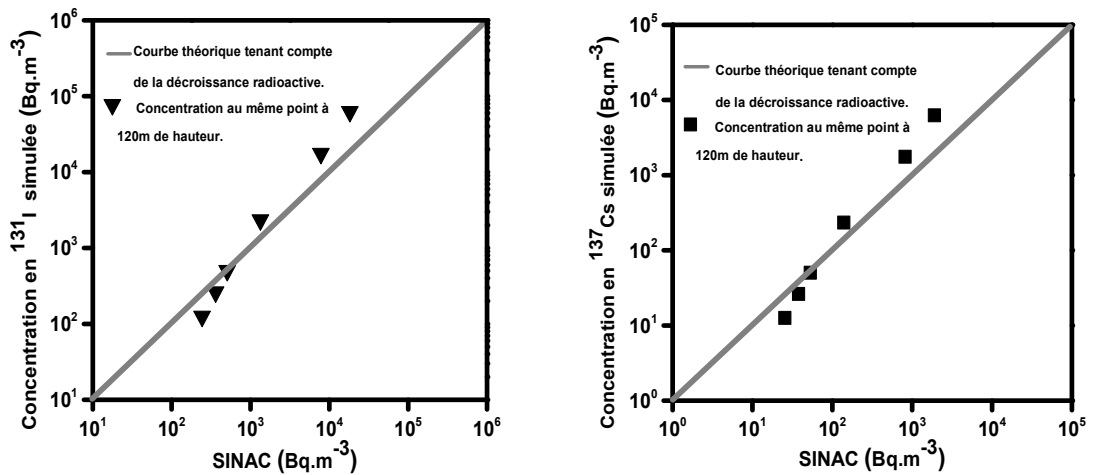


Figure 4.4(c) : Comparaison Modèle-SINAC des concentrations en ^{131}I et ^{137}Cs .

4.4. Prédiction de la concentration normalisée

La figure 4.5 illustre une distribution de la concentration normalisée des radionucléides pour une vitesse de rejet déterminée par l'équation (3.11) en fonction de la distance sous le vent pour la classe de stabilité atmosphérique (Pasquill C). Cette concentration représente le rapport entre la concentration trouvée et le débit de rejet.

Comme le montre cette figure, les valeurs des concentrations normalisées diminuent rapidement de $2,6 \times 10^{-5}$ à $2,17 \times 10^{-9} \text{ sec.m}^{-3}$. Après 120 km, la concentration normalisée reste légèrement stable. Les valeurs de ces

concentrations pour chaque élément ^{131}I et ^{137}Cs dépendent de la classe de stabilité thermique locale, du type de radionucléide radioactif et de sa demi-vie [17].

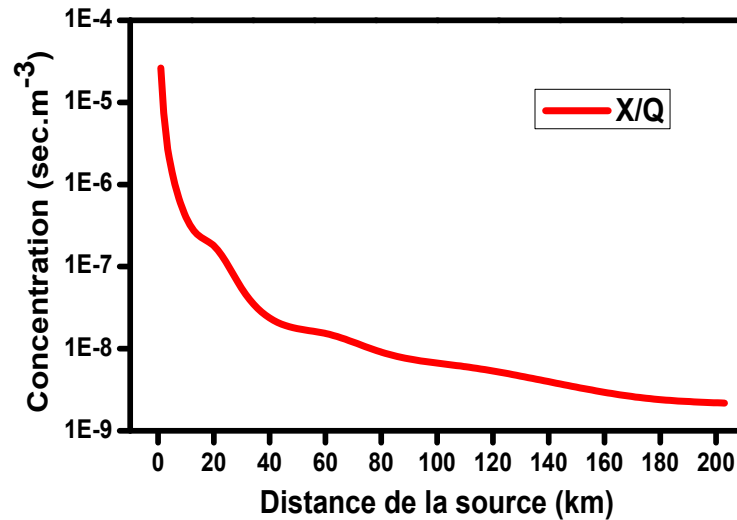


Figure 4.5 : La concentration normalisée des polluants radioactifs en fonction de la distance de la source.

4.5. Décroissance radioactive

La figure 4.6 montre la décroissance radioactive des concentrations en ^{131}I et en ^{137}Cs en fonction de la distance durant la période du 12 Mars au 05 Avril 2011. Il est à remarquer que la radioactivité est très importante suite aux trois grandes explosions survenues dans la centrale le 15, 20 et 30 Mars. Ces constatations sont favorisées par le changement de l'intensité du vent qui a joué un rôle très important dans la distribution des concentrations (voir tableau 3.3). Il convient de noter que les processus de perte pendant le transport dû aux dépôts secs et humides n'ont pas été pris en compte dans cette étude.

Ces résultats nous ont permis de prédire les sensibilités de résultats aux données météorologiques surtout les champs de vent et la diffusivité.

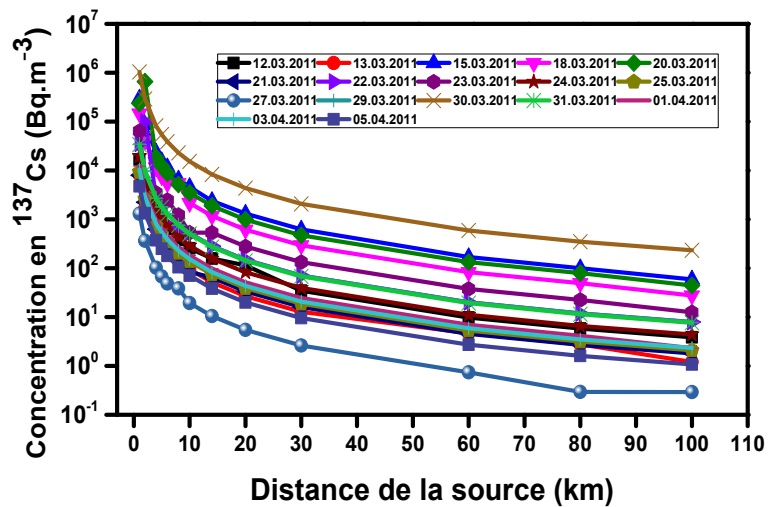
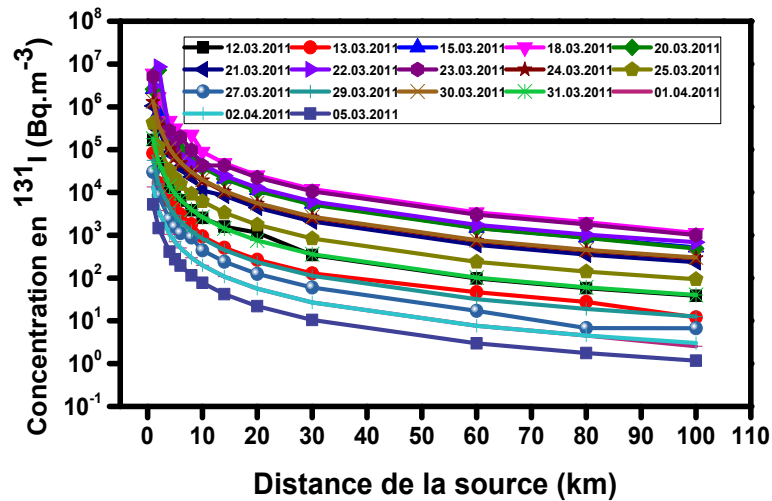


Figure 4.6 : Profil de la désintégration radioactive de ^{131}I et du ^{137}C en fonction de la distance pendant la période de la simulation.

En utilisant les résultats précédemment décrit, une autre étude de sensibilité a été faite pour déterminer la distribution des concentrations à 10m de hauteur pour chaque classe de stabilité atmosphérique à un taux de rejet fixe. Les données de la journée du 15 mars 2011 ont été sélectionnés pour ce test, voir Figure 4.7.

Sur la base des résultats présentés sur cette figure, on peut observer qu'à une distance suffisamment grande, les concentrations dans les conditions instables sont inférieures à celles dans les conditions neutres et stables. En effet, l'estimation dans les conditions instables est plus réaliste près de la source à cause de l'effet de la turbulence qui dilue le polluant.

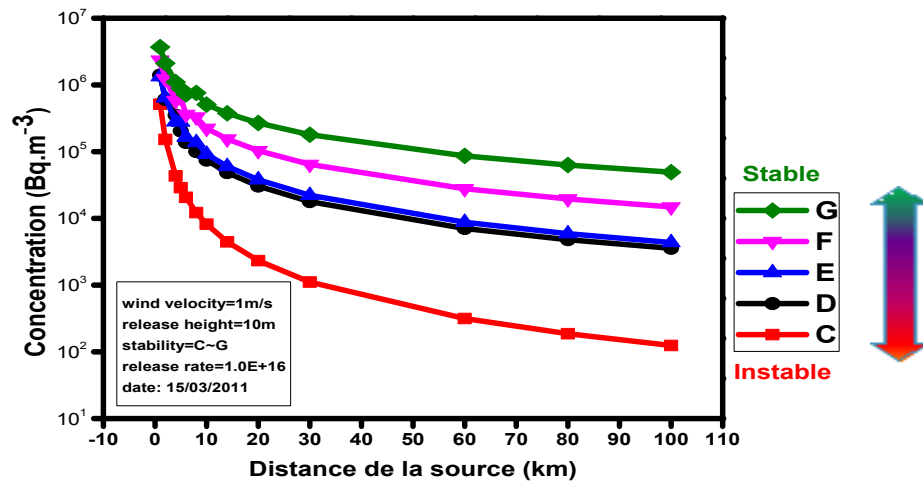
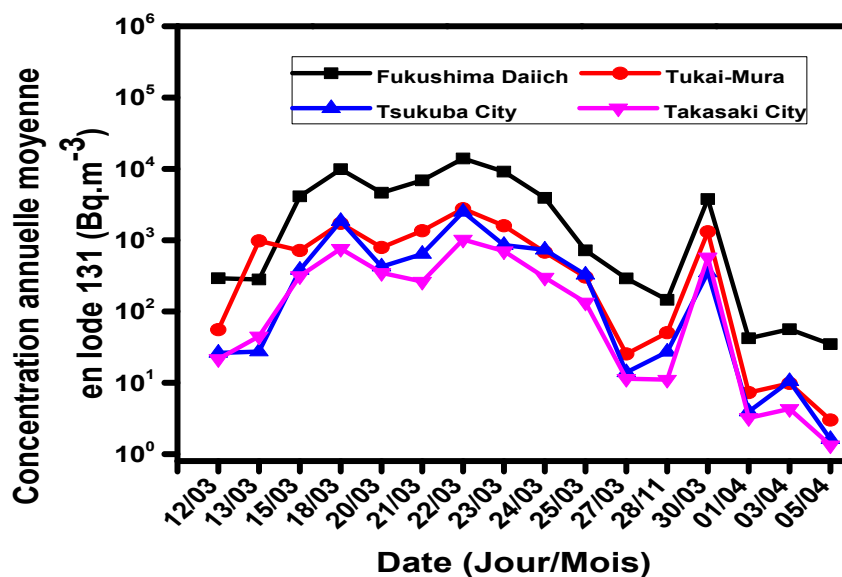


Figure 4.7 : Distribution de la radioactivité dans l'air à 10 m de hauteur pour chaque classe de stabilité atmosphérique.

4.6. Calcul des concentrations annuelles et maximales

L'accroissement de la présence dans l'air de l'Iode 131 et du Césium 137 ont été observées le long du mois de Mars et au début du mois d'Avril, (Figure 4.8). Les contaminations les plus élevées ont été atteintes le 15, 20, des résidus le 22 et le 30 Mars (les jours des plus importants explosions survenus dans les unités 1, 2 et 3) surtout dans les zones les plus proches du site. A partir du 01 Avril, l'activité maximale a décréu fortement sur tout le territoire Japonais, (Figure 4.9).



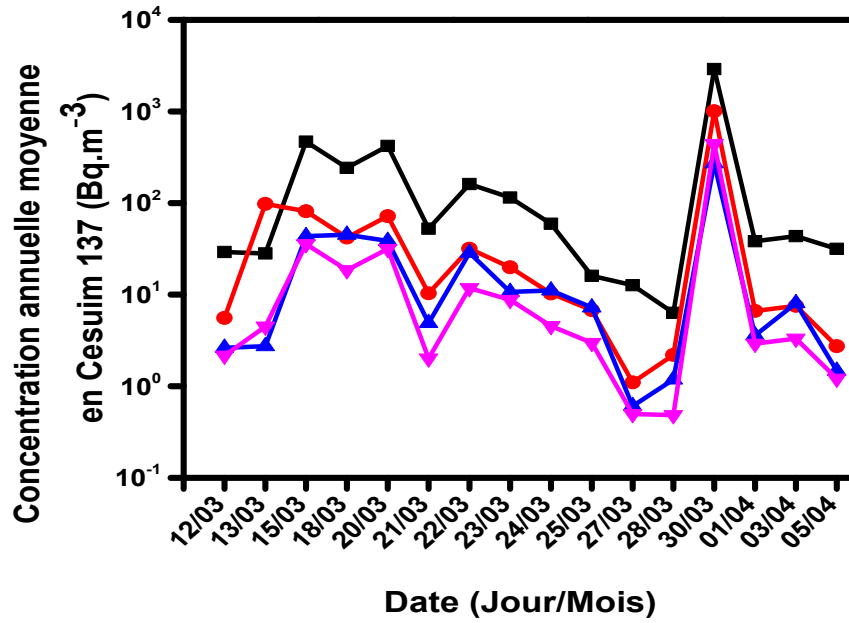
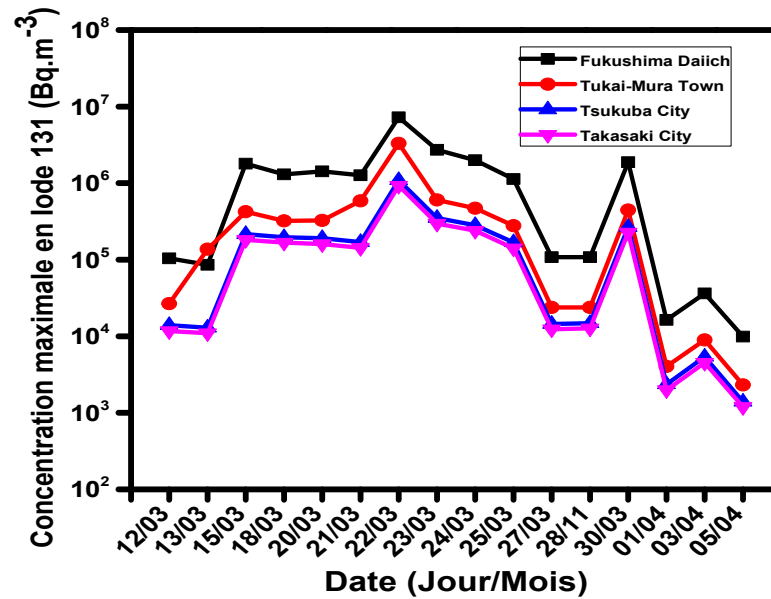


Figure 4.8 : Evolution de la radioactivité moyenne annuelle en ^{131}I et ^{137}Cs dans les différentes régions autour du site de Fukushima Daiichi du 12.03 au 05.04.2011.



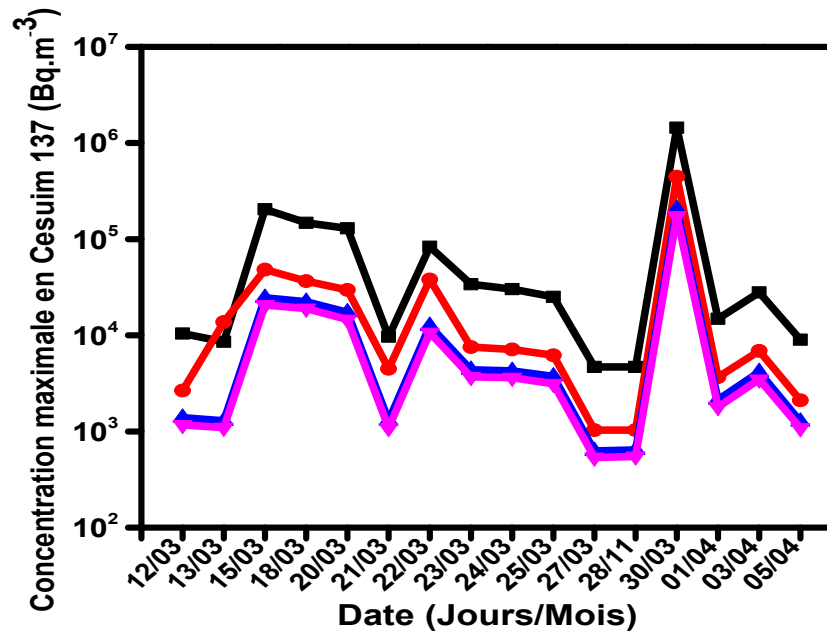


Figure 4.9 : Evolution de la radioactivité maximale en ¹³¹I et ¹³⁷Cs dans les différentes régions autour du site de Fukushima Daiichi du 12.03 au 05.04.2011.

Suite aux résultats cités au préalable, on a pu arriver à établir une cartographie des concentrations maximales et minimales de tous les résultats obtenus par simulation numérique dans les 4 lieux d'études pour les deux radioisotopes ¹³¹I et ¹³⁷Cs (Figures 4.10 et 4.11).

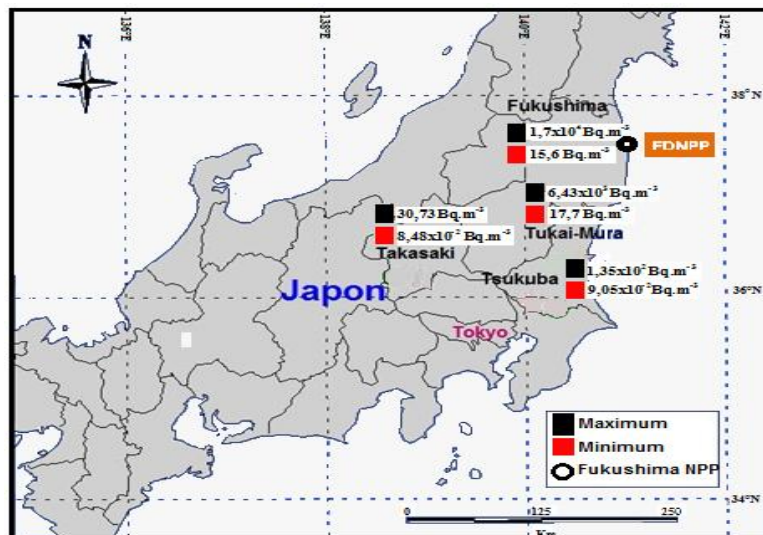


Figure 4.10 : Sommaire du maximum et du minimum de la radioactivité en ¹³¹I pour la période de la simulation.

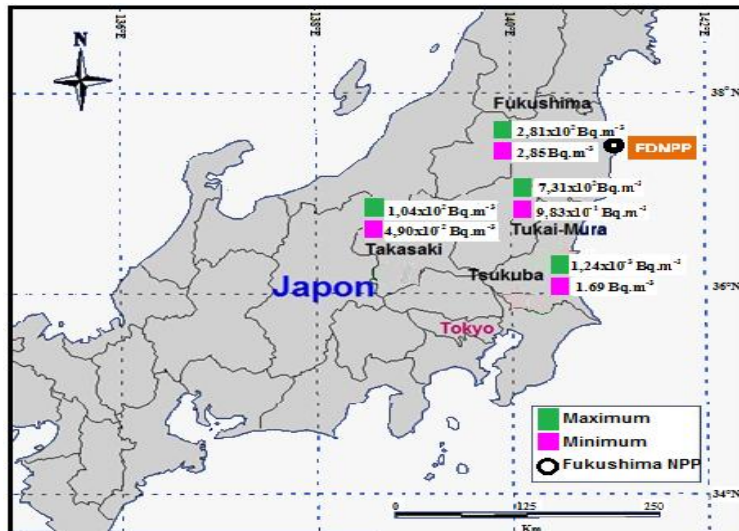


Figure 4.11 : Sommaire du maximum et du minimum de la radioactivité en ¹³⁷Cs pour la période de la simulation.

4.7. Calcul des coefficients de diffusion

Comme le montre le tableau 4.1, les valeurs du coefficient de diffusion latéral σ_y obtenus par le modèle sont les plus élevés comparés aux valeurs du coefficient de diffusion vertical σ_z . Un faible σ_y indique que le panache atteint le sol à de grandes distances de la source et que *la diffusion est plus importante sur le plan horizontal*. Les valeurs minimales de σ_z et σ_y sont respectivement de 7,2m et 12,9m à 100m de la source, alors que les valeurs maximales sont de 4056,8 m et 6847,7 m à 100 km de la source. Sur la base de ces résultats, on peut conclure que les coefficients de diffusion augmentent significativement avec la distance.

Afin de vérifier la précision de ces deux paramètres, nos résultats sont confrontés à ceux obtenus par NUREG/CR-2858, les équations de Tuner, MacMullen et Martin [88] pour la même classe de stabilité C. Les erreurs des coefficients de diffusion sont calculées sur la base de la valeur moyenne des quatre dernières approches et les valeurs obtenues par calcul numérique (Tableau 4.1). Les erreurs varient de 0,07% à 5% pour σ_y et de 0,21% à 2,37% pour σ_z . A partir de cette comparaison et pour but de validation, nous pouvons voir que les résultats produits par le modèle sont assez satisfaisants.

Tableau 4.1 : Comparaison aux champs lointain et proche des valeurs de σ_y et σ_z obtenues par le modèle, le code NUREG/CR-2858, les équations de Tuner, MacMullen et Martin pour la classe de stabilité C.

a) Coefficient de diffusion latéral σ_y .

Distance (km)	Simulation	NUREG/CR-2858	Tuner	MacMullen	Martin	Valeur moyenne	Erreur (%)
0.1	12.9	13.4	13	12	13	12,85	0.78
0.3	35.0	36.1	34	35	35	35,05	0.07
0.5	55.6	57.2	56	55	56	56,05	0.80
1.0	107	104.3	105	105	104	104,57	2.31
2.0	200	195,8	200	197	193	196,45	1.80
4.0	374,1	367,4	370	368	359	366,1	2.18
10.0	855,7	844,2	840	833	815	833,05	2.71
20.0	1600.3	1584,2	1540	1530	1514	1542,05	3.77
40.0	2992,7	2972,6	2800	2792	2814	2844,65	5.20
100.0	6847,7	6830,7	-	-	-	6830,70	0.24

b) Coefficient de diffusion vertical σ_z .

Distance (km)	Simulation	NUREG/CR-2858	Tuner	MacMullen	Martin	Valeur moyenne	Erreur (%)
0.1	7.2	7.5	7	7	8	7.37	2.37
0.3	19.9	20.4	20	20	20	20.10	0.99
0.5	32	32.5	32	32	32	32.12	0.31
1.0	61.1	60.8	61	61	61	60.95	0.24
2.0	114.9	115.6	115	115	115	115.15	0.21
4.0	216.1	220.5	220	217	216	218.37	1.04
10.0	497.8	507.9	510	502	497	504.22	1.27
20.0	936.1	955	950	942	934	945.25	0.96
40.0	1760.2	1765,7	1800	1767	1757	1772.42	0.68
100.0	4056.8	4137,2	-	-	-	4137.20	1.94

4.8. Validation avec le modèle gaussien à bouffée SINAC

Des tests ont été effectués par le code SINAC en vue de validation du programme de calcul que nous avons établi. Les tests touchent la première journée de l'accident de Fukushima Daiichi le 12 Mars 2011 où l'émission volumique rejetée vers l'atmosphère est d'environ 2.3×10^{13} (Tableau 3.4, chapitre 3). L'ensemble de données décrites au chapitre précédent, paragraphe 3.2.3.4 nous ont permis de voir à quel point le modèle numérique a permis de reproduire de manière correcte l'évolution des quantités de l'Iode 131 et de Césium 137 trouvés par le code SINAC. Les deux modèles ont convergés vers des résultats presque similaires avec quelques erreurs près malgré les simplifications (Figures 4.12, 4.13). Le tableau 4.2 donne les rapports des concentrations entre le modèle de calcul et le SINAC en fonction de la distance. Les rapports entre les valeurs trouvées donnent une idée sur l'erreur relative entre les deux modèles qui augmente avec la distance.

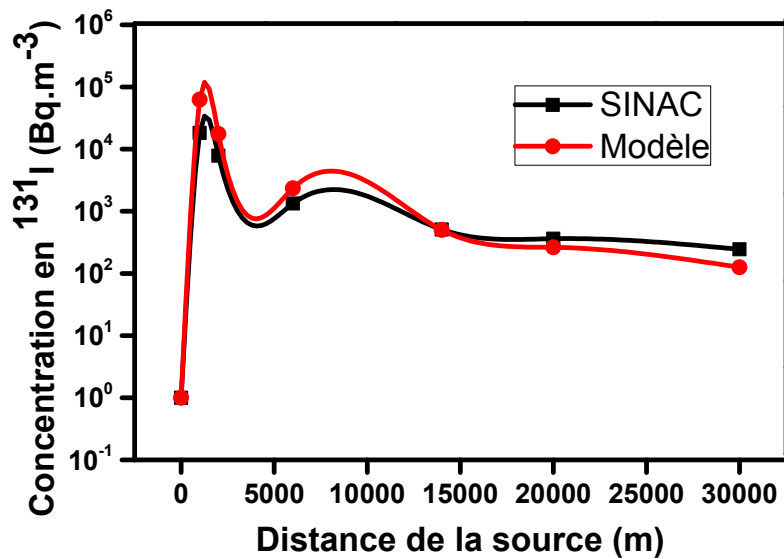


Figure 4.12 : Activité moyenne journalière en ^{131}I en fonction de la distance.

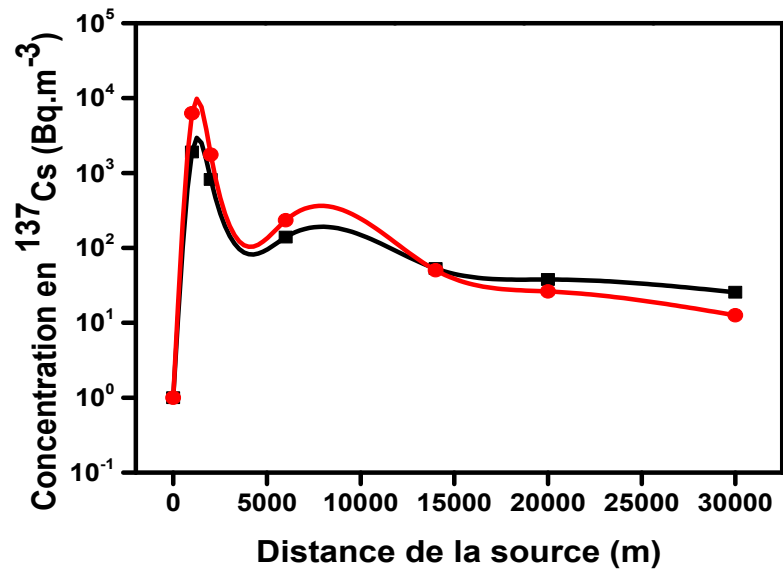


Figure 4.13 : Activité moyenne journalière en ¹³⁷Cs en fonction de la distance.

Tableau 4.2 : Rapport des concentrations Modèle-SINAC.

Distance de la source (m)	¹³¹ I Mod / ¹³¹ SINAC	¹³⁷ Cs Mod / ¹³⁷ Cs SINAC
1000	0.291	0.304
2000	0.446	0.465
6000	0.571	0.596
14000	1.01	1.06
20000	1.38	1.44
30000	1.94	2.02

4.9. Organigramme de calcul

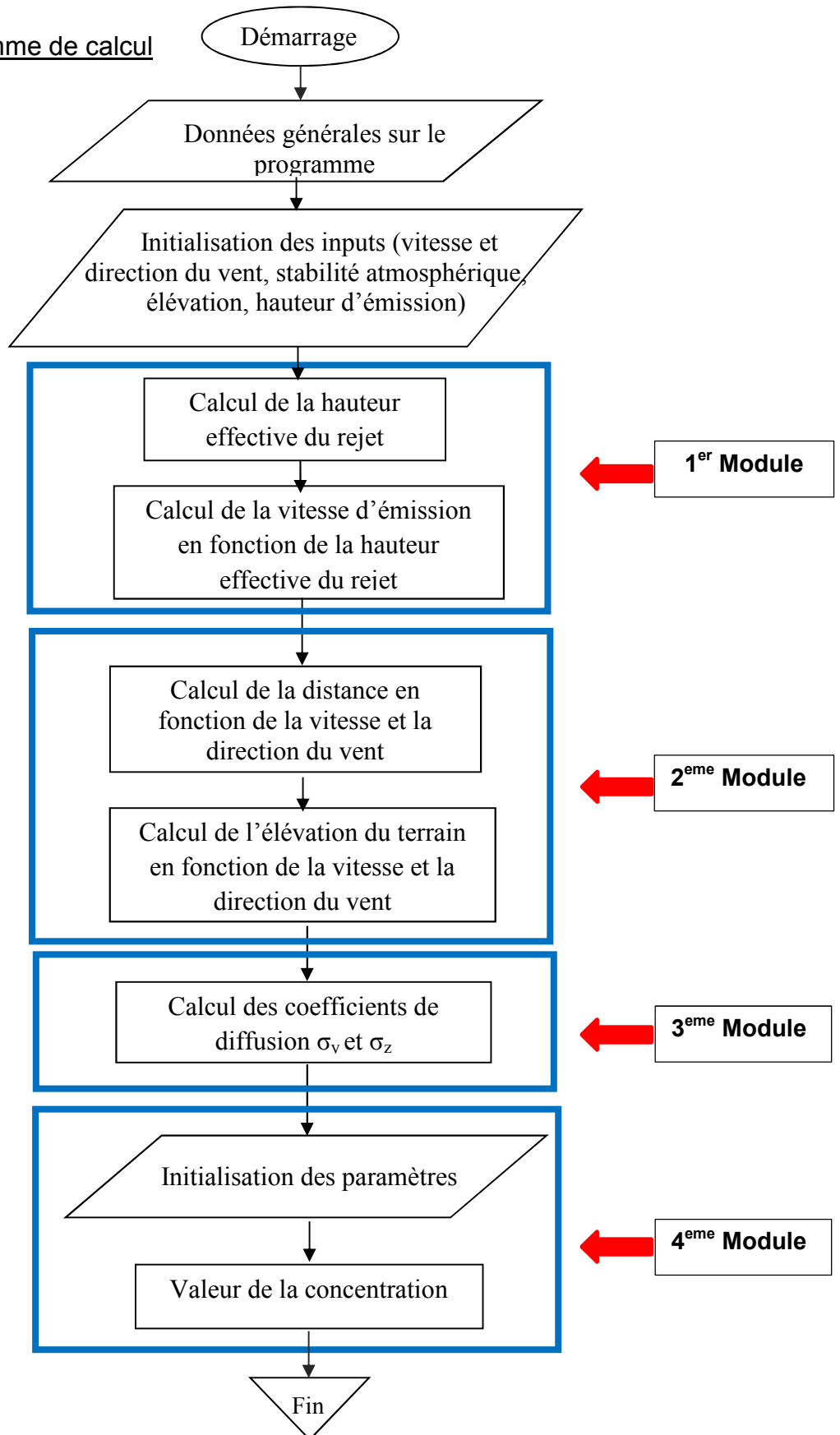


Figure 4.14 : Organigramme du programme de calcul de la concentration de l'air.

CHAPITRE 5

CALCUL DE LA CONCENTRATION ET ESTIMATION DE DOSES : CAS D'UN REACTEUR DE RECHERCHE

5.1. Introduction

Chaque installation nucléaire est amenée, lors de son fonctionnement normal ou dans le cas d'un éventuel accident, à rejeter des substances radioactives dans l'environnement, sous forme liquide ou gazeuse. Les matières radioactives rejetées dans l'atmosphère sont transportées, dispersées et déposées à des concentrations élevées sur le sol, entraînant la contamination surfacique des végétaux frais consommés par les humains et les aliments de bétails.

Pour chaque installation, les émissions doivent par ailleurs être fixées et respectent les limites à ne pas dépasser, en vérifiant d'une part que les dispositions techniques et organisationnelles sont prévues pour délimiter autant que faire les quantités rejetées, d'une autre part que l'impact dosimétrique de ces rejets sur les personnes les plus exposées au voisinage de l'installation reste très faible, en tenant en compte l'ensemble des voies d'exposition possibles (inhalation, ingestion, dépôts).

Suite à cela, on déterminera dans ce chapitre les conséquences radiologiques et dosimétriques d'un éventuel accident hypothétique d'un réacteur de recherche de 10 MW de puissance. La démarche comporte le calcul de la concentration et la déposition au sol, ainsi que la détermination des niveaux d'exposition de la population aux différentes sources de rayonnements décrits dans la série de normes de sûreté de l'AIEA n° RS-G-1.8 [89,90]. Les concentrations ainsi déterminées correspondent aux zones habitées dans lesquelles l'exposition est maximale par voies d'inhalation et d'ingestion. Les doses totales reçues sont présentées pour différents groupes critiques de la population (groupe de référence).

5.2. Discussion des résultats obtenus

5.2.1. Calcul de la concentration dans l'air et la déposition au sol

Dans cette étude, la plupart des estimations comportent les principaux radionucléides parmi ceux illustrés dans le tableau 3.9 (chapitre 3, paragraphe 3.3.3) qui contribuent de manière significative à la dose. Les radionucléides sélectionnés pour cette étude ont des demi-vies radioactives différentes ; il s'agit de l'iode-131, Cesium-137, le Xénon-133 et le Strontium-90. Ces éléments présentent dans la plupart du temps des concentrations plus élevées que les autres radioisotopes.

La concentration, le dépôt au sol et la dose moyenne annuelle due aux différentes sources de rayonnement à travers différentes voies d'exposition ont été calculés. La forme la plus simple de la voie d'exposition est illustrée dans la figure 5.1.

Les taux d'émission figurant dans le tableau 3.9 sont supposés constants. Les résultats de la modélisation ont été comparés aux limites prescrites dans les documents de l'AIEA et les organes réglementaires [90].

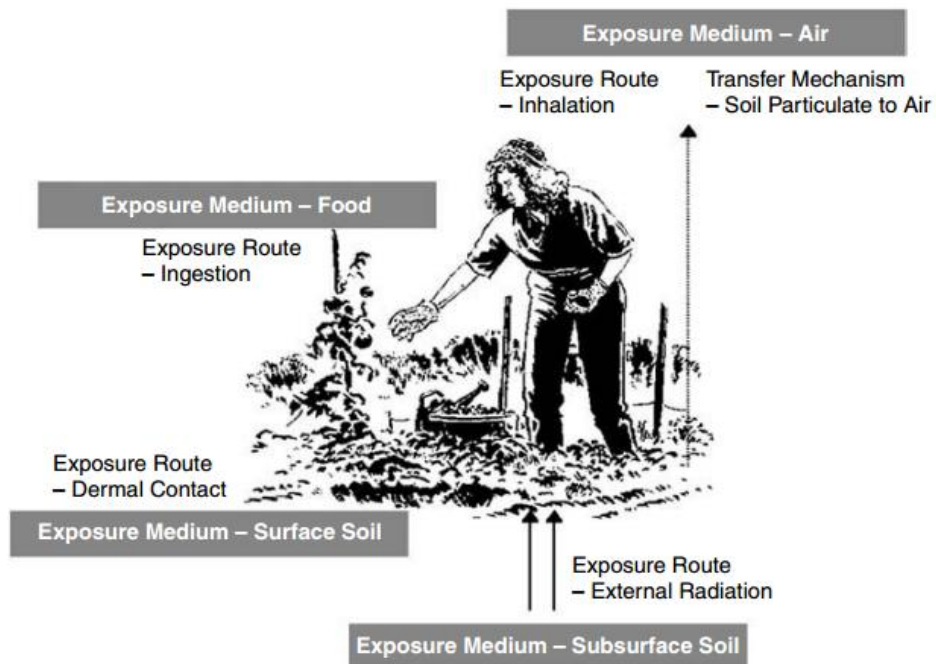


Figure 5.1 : La forme la plus simple des voies d'exposition [91].

Une comparaison qualitative de la distribution des concentrations de l'ensemble des polluants radioactifs a eu lieu immédiatement après l'accident. Les résultats fournis dans le tableau 5.1 ci-après permettent de visualiser la variation temporelle de la concentration dans l'air et le dépôt au sol.

On constate que l'activité du ^{133}Xe est élevée à cause de son débit d'émission beaucoup plus important (estimé à $1.00 \times 10^{16} \text{ Bq.h}^{-1}$) et de sa diffusivité dans l'air (Figure 5.2). Pour les deux émissaires, la concentration maximale du ^{133}Xe est estimée à $7,133 \times 10^4 \text{ Bq.m}^{-3}$. Les activités massiques des autres éléments tels que le ^{131}I , ^{137}Cs , et ^{90}Sr sont moins significatives. La contamination de la plupart de ces éléments est très courte, à l'exception du Césium 137 qui est durable et représente la quasi-totalité de la contamination résiduelle dans l'environnement avec une période radioactive d'environ 30 ans. D'une manière générale, les radionucléides volatiles tels que l'Iode et le Césium sont moins dominants [92].

On peut conclure sur la base de ces résultats que la radioactivité diminue avec la hauteur du rejet (Tableau 5.1), et les isotopes de courte durée ont beaucoup plus d'influence sur la concentration. Cela reflète l'effet de la diffusion des particules radioactives sur le panache nucléaire.

La séquence de concentration des quatre radioéléments prend donc cet ordre : $^{133}\text{Xe} > ^{90}\text{Sr} > ^{131}\text{I} > ^{137}\text{Cs}$.

Tableau 5.1 : Variation temporelle de la concentration et la déposition au sol en fonction de la hauteur effective du rejet.

a) Hauteur effective du rejet à 10m.

Radionucléides	Concentration de l'air (Bq.m^{-3})	Déposition ($\text{Bq. m}^{-2}.\text{j}^{-1}$)
^{137}Cs	$4.505 \times 10^{+1}$	$4.505 \times 10^{+4}$
^{131}I	$4.957 \times 10^{+2}$	$4.957 \times 10^{+5}$
^{133}Xe	$7.113 \times 10^{+3}$	$7.113 \times 10^{+6}$
^{90}Sr	$7.058 \times 10^{+2}$	$7.58 \times 10^{+5}$

b) Hauteur effective du rejet à 61m.

Radionucléides	Concentration de l'air (Bq.m ⁻³)	Déposition (Bq.m ⁻² .j ⁻¹)
¹³⁷ Cs	3.098 x 10 ⁺¹	3.098 x 10 ⁺⁴
¹³¹ I	3.409 x 10 ⁺²	3.409 x 10 ⁺⁵
¹³³ Xe	4.891 x 10 ⁺³	4.891 x 10 ⁺⁶
⁹⁰ Sr	4.853 x 10 ⁺²	4.853 x 10 ⁺⁵

Suite aux analyses mentionnées ci-dessus, une classification sous forme d'histogramme, caractérisant la concentration en fonction de la hauteur effective du rejet a été déduite (Figure 5.2) [92] :

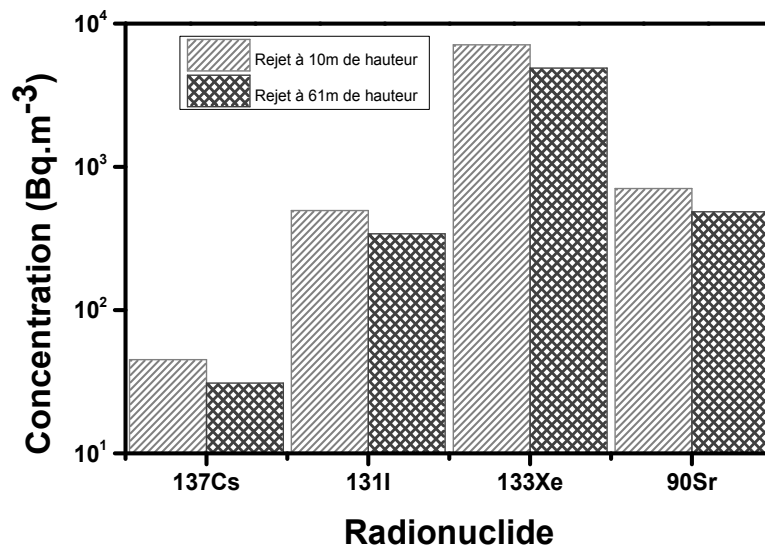
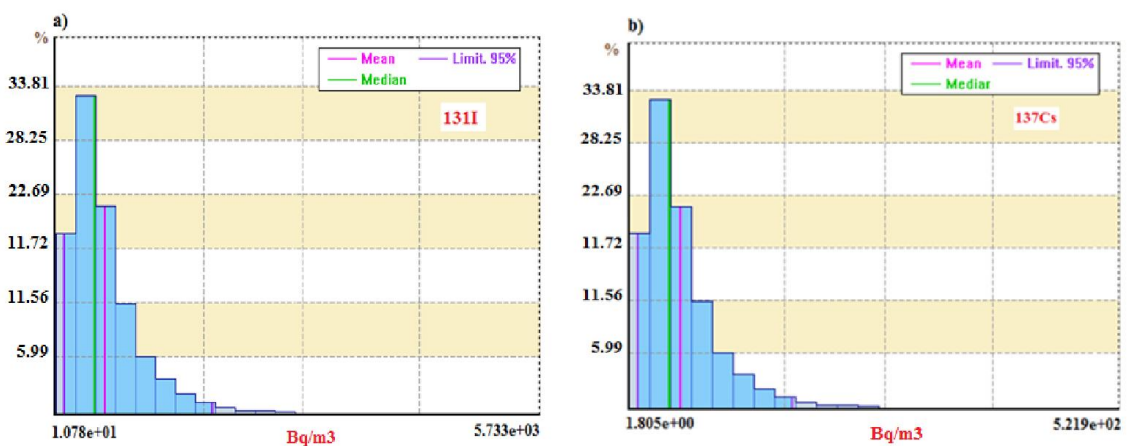


Figure 5.2 : Histogramme de la concentration dans l'air en ⁹⁰Sr, ¹³¹I, ¹³⁷Cs et ¹³³Xe.

Pour les deux taux d'émission considérés dans cette étude, le rapport de la radioactivité moyenne trouvé entre l'Iode 131 et le Xénon-133 (¹³¹I/¹³³Xe) est de 1.45, tandis que pour le Strontium-90 et le Césium-137 (⁹⁰Sr/¹³⁷Cs), ce rapport est estimé à environ 0,0014 (pour l'accident de Fukushima Daiichi, il est de l'ordre de 0,04). La variabilité de ces rapports, est probablement due au fait que ces radionucléides n'ont pas été émis simultanément ou que leur dispersion a été différente. Les résultats de ces rapports sont valables pour les deux rejets.

Par ailleurs, les mesures des quantités déposées ne renseignent pas sur la chronique des dépôts, ni sur leur nature (c'est-à-dire s'il s'agissait de dépôt humide ou de dépôt sec), mais ces informations contribuent à l'analyse de l'émission de ces éléments dans l'atmosphère puis de leur dépôt pour mieux éclaircir l'expertise de l'impact de l'accident sur l'environnement. Donc, l'évaluation des dépôts au sol a pu aboutir à une valeur maximale de $7,133 \text{ kBq.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ attribuée au gaz noble ^{133}Xe produit à proximité du réacteur. En revanche, les dépôts des autres radionucléides sont moins quantifiés, en raison de leur courte période radioactive (exemple : cas de l'iode 131 et le strontium 90 qui sont des éléments difficilement détectable) ou de leur moindre présence dans l'environnement. La valeur du dépôt total minimal enregistrée pour le ^{137}Cs , vaut $30,98 \text{ kBq.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$. Toutes ces valeurs restent inférieures aux limites de contaminations admissibles prescrites par l'Agence Internationale à l'Energie Atomique (AIEA) qui doivent être $\leq 40 \text{ kBq.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ [84,93]. Ces niveaux de contamination pourraient correspondre à des dépôts de Césium relativement modérés. Cependant, la distribution horizontale de dépôt est assez similaire dans les deux cas de rejets.

Les Figures 5.3 et 5.4 montrent les graphiques de distributions probabilistes de la concentration et de la déposition des différents radionucléides. Ces distributions (données en termes de pourcentages) définissent les moyennes des valeurs qui peuvent être théoriquement attribuées à la diffusion dans l'air.



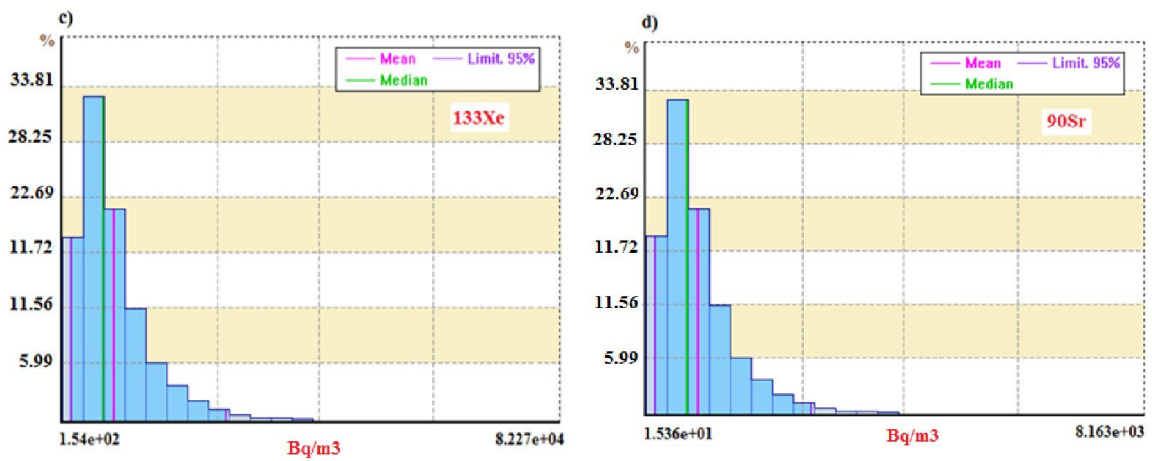


Figure 5.3 : Distribution probabiliste logarithmique de la variation temporelle de la concentration en ^{131}I , ^{137}Cs , ^{133}Xe et ^{90}Sr .

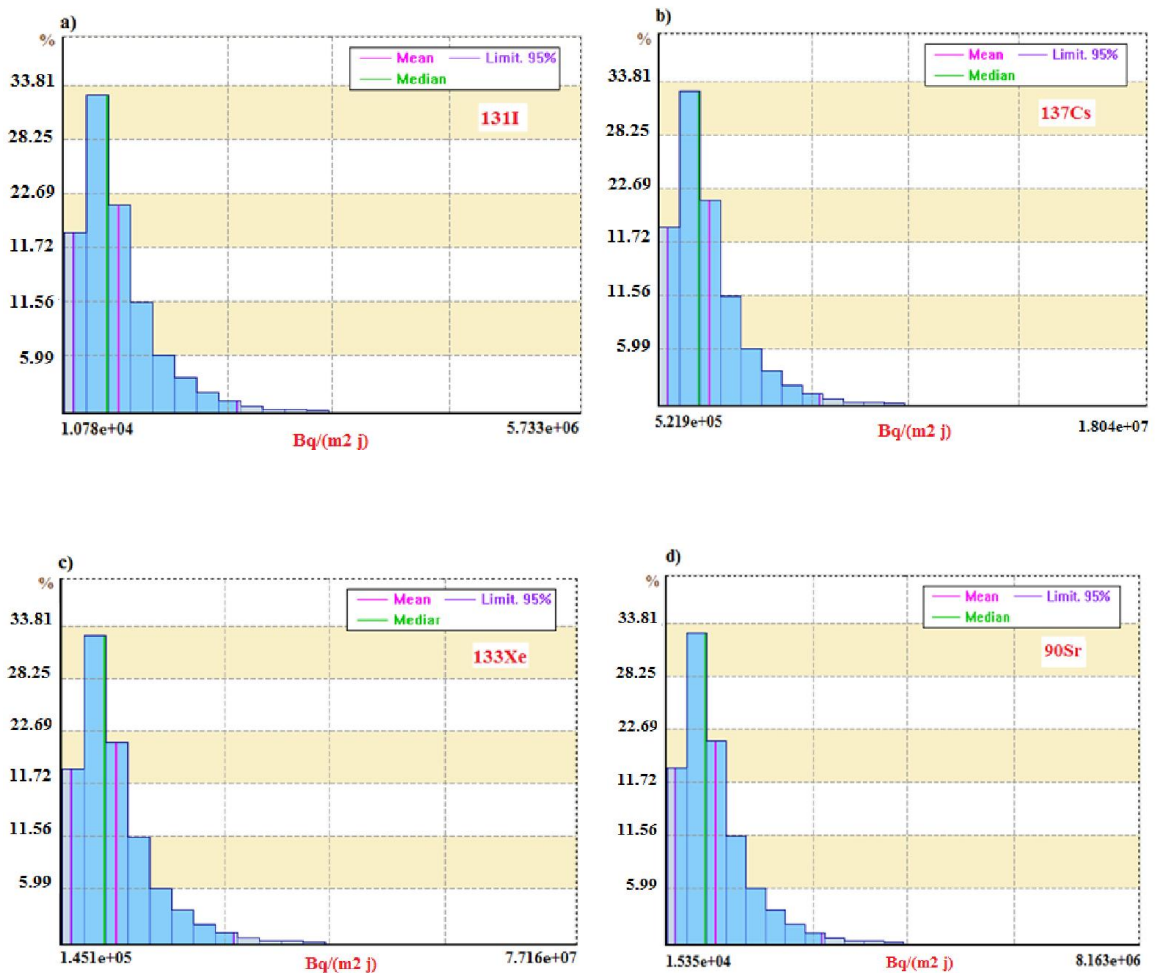
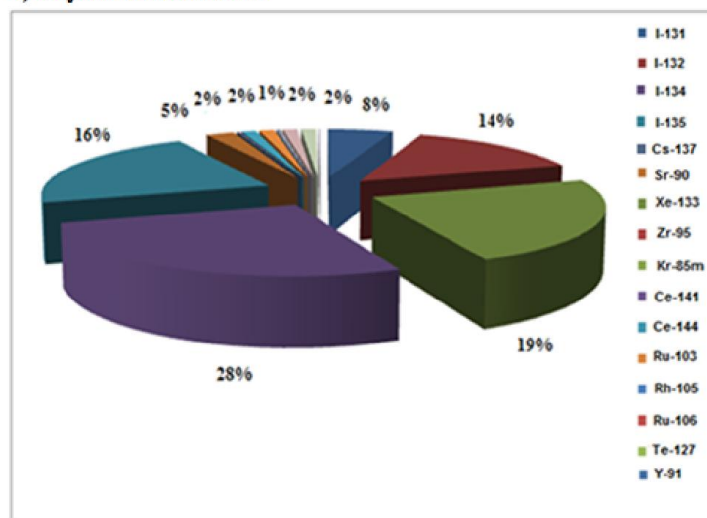


Figure 5.4 : Distribution probabiliste logarithmique de la variation temporelle de dépôt au sol en ^{131}I , ^{137}Cs , ^{133}Xe et ^{90}Sr .

Les figures 5.5 (a)(b) donnent une idée sur la contribution relative de tous les produits de fission émis dans l'atmosphère à la concentration et au dépôt au sol par toutes les voies d'exposition. On voit clair que la concentration du radionucléide ^{133}Xe a été réduite à 10-19% et à 5-16% pour le ^{131}I , alors qu'elle est réduite à 5% pour le ^{90}Sr et 2-3% pour le ^{137}Cs . Cela indique que l'épuisement du panache par désintégration radioactive est très important à prendre en compte lorsqu'il s'agit des radioisotopes à vie courte (5.245j pour le ^{133}Xe et 8.04j pour le ^{131}I). Cela est attribuable à une solubilité élevée des molécules de ces éléments [94].

a) Rejet à 10m de hauteur



b) Rejet à 61m de hauteur

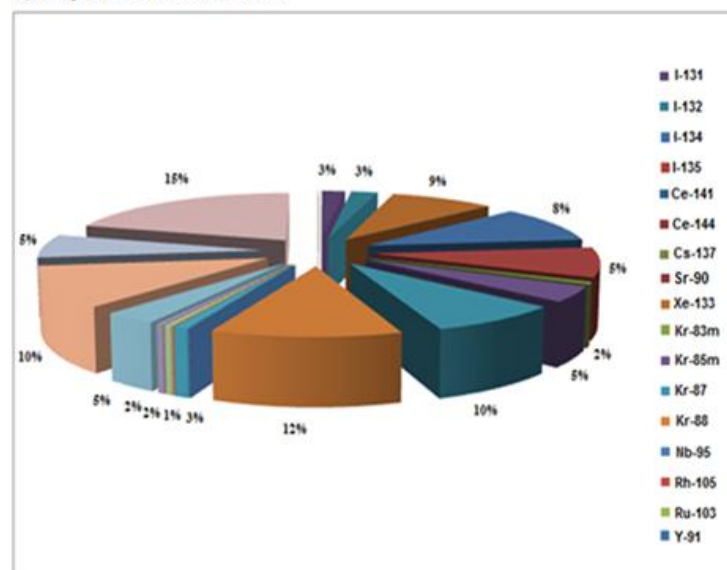


Figure 5.5 : Contribution relative des produits issus de l'émission radioactive à la concentration et au dépôt au sol pour toutes les voies d'exposition.

5.3. Evaluation de l'exposition

Cette étape comprend :

- La détermination des niveaux d'exposition de la chaîne alimentaire,
- La détermination des niveaux d'exposition de la population,
- et la qualification des doses d'exposition.

5.3.1. Exposition externe due aux dépôts au sol : Evaluation de l'impact par ingestion sur les denrées alimentaires et les productions animales

Compte tenu du cumul des dépôts des éléments radioactifs au sol, on avait estimé que les concentrations dans les végétaux frais, les légumes et les produits d'élevage (viandes, lait) résultant principalement de l'ingestion des denrées contaminées ont présentées des niveaux d'activité détectables, voire élevées. Ces niveaux pourraient augmenter jusqu'à atteindre des niveaux mesurables qui avaient parfois atteint plusieurs centaines à plusieurs milliers de Bq.kg^{-1} ou Bq.L^{-1} . Ainsi, les denrées alimentaires présentent la contamination à la fois la plus précoce et relativement la plus élevée ; c'est-à-dire ayant dépassé 1000 Bq.kg^{-1} (voir Figures 5.6 et 5.7).

Les concentrations maximales en Iode 131 dans la viande et le lait de vache (principale source de contamination de la thyroïde) susceptibles d'être atteints varient entre $1,078$ et $5,753 \text{ kBq.kg}^{-1}$. Ces valeurs sont largement inférieures à ceux observées après l'accident de Tchernobyl [16], alors que les concentrations en Césium 137 sont respectivement de l'ordre de $3,839 \text{ kBq.kg}^{-1}$ et $5,695 \text{ kBq.L}^{-1}$ au voisinage de l'installation accidentée. Ces niveaux de contamination qui correspondent à des dépôts de Césium relativement élevé, pourraient perdurer plus longtemps que celles dans les légumes, par contre ils sont moins élevées dans les denrées alimentaires issues de l'agriculture (Végétaux frais). Si on compare ces résultats avec ceux de Tchernobyl (524.6 Bq.kg^{-1} pour la viande et 2110 Bq.L^{-1} pour le lait), on trouve qu'ils sont surestimés. Le même diagnostic peut être déduit pour l'accident de Fukushima Daiichi où il y avait eu la découverte des niveaux de contamination en Césium dans de la viande qui varient entre 1500 et 4200 Bq.kg^{-1} venant d'un groupe de 11 bœufs élevés à Minamisoma au nord

de la centrale, dans une ferme située juste à l'extérieur de la zone d'exclusion de 20 km, l'activité maximale la plus observée est répertoriée à $14\,600\text{ Bq.kg}^{-1}$. Ainsi, l'iode ^{131}I n'a presque jamais été mesuré dans les viandes car les concentrations sont restées inférieures aux limites de détection (de l'ordre de 20 à 50 Bq.kg^{-1} le plus souvent) [53].

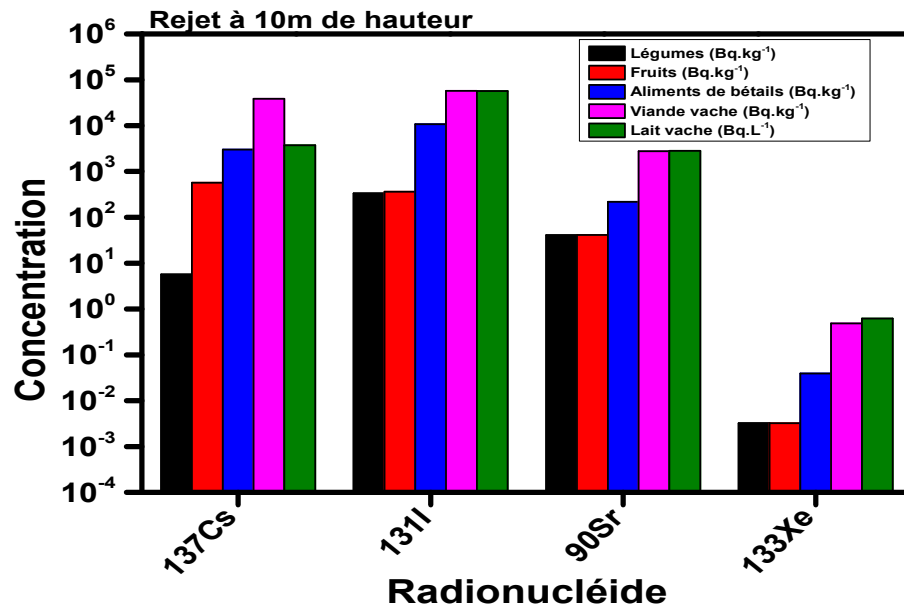


Figure 5.6 : Activité des concentrations dans les denrées alimentaires et les produits animaux à 10m d'émission.

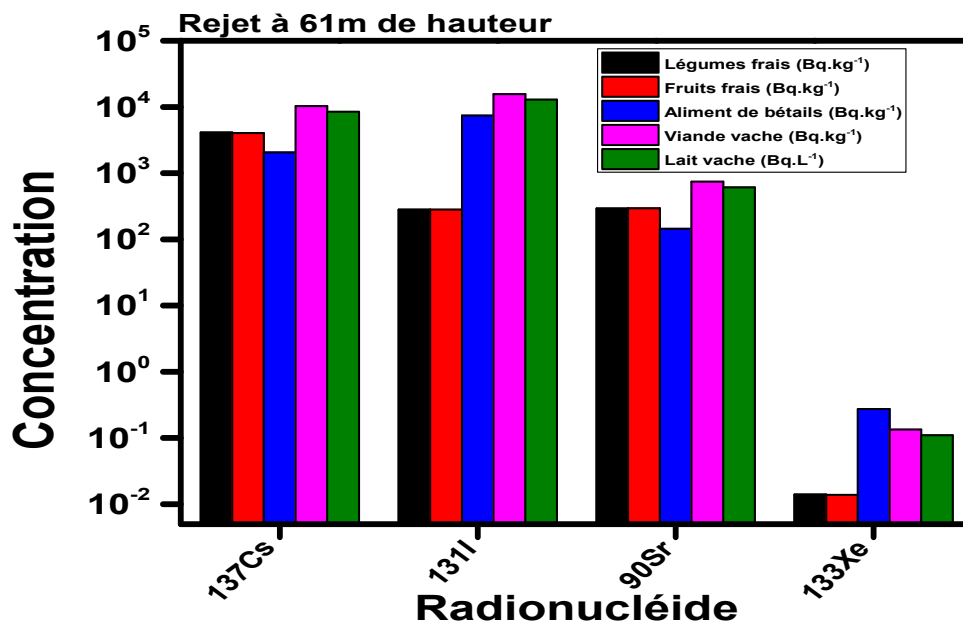


Figure 5.7 : Activité des concentrations dans les denrées alimentaires et les produits animaux à 61m d'émission.

5.3.2. Exposition externe due aux dépôts au sol : Evaluation de l'impact sur la végétation

De manière générale, la très grande majorité des fruits ont présentés des activités massiques maximales en Césium de 4100 Bq.kg^{-1} et 2821 Bq.kg^{-1} en Iode. Ces activités dépassent le niveau maximal admissible prescrit par le règlement européen N° 297/2011 du 25 mars 2011 modifié le 11 avril, qui est de 500 Bq.kg^{-1} pour les denrées autres que les liquides alimentaires et les produits laitiers. Les produits venant des récoltes pouvant parfois dépasser les niveaux maximaux admissibles pour leur commercialisation. C'est pourquoi, il est justifié de maintenir une surveillance de ces catégories de denrées dans les mois, voire les années à venir. Pour le ^{133}Xe , les concentrations sont de l'ordre de 3.224 Bq.kg^{-1} en raison de sa courte demi-vie ; ils sont 10 fois plus bas que l'Iode et 100 fois plus bas que le Césium ; ces valeurs sont enregistrées pour un rejet à faible altitude.

Toutefois, si on compare ces résultats avec ceux de l'accident de Fukushima Daiichi, on trouve que les résultats initiaux disponibles le jour du 15 Mars 2011, indiquent la détection de l'Iode 131 à des niveaux allant de 277 à 1230 Bq.kg^{-1} et le Césium 137 à des niveaux allant de 31,1 à 16900 Bq.kg^{-1} dans la végétation dans quatre endroits distants de 36 km et 46 km de la centrale nucléaire de Fukushima Daiichi [95]. Steinhauser et al. [96] ont rapportés des concentrations très élevées de ^{90}Sr (jusqu'à 1000 kBq.kg^{-1}) ainsi qu'une forte concentration de ^{137}Cs (jusqu'à 4600 kBq.kg^{-1}).

D'une manière générale, L'analyse des résultats obtenus montre que les effets de la hauteur du rejet et la vitesse du vent sont apparent sur la dispersion des radionucléides (Figure 5.6 et 5.7). La vitesse du vent à 10m de hauteur est plus au moins faible ce qui favorise l'accumulation de radionucléides et engendre que les dépôts au sol, soient plus importants.

En plus de ce qui a été décrit précédemment une évaluation quantitative du reste des radionucléides, issus de l'inventaire du rejet, a été établit sous forme d'histogramme (Figures 5.8 et 5.9) afin de voir leur contribution dans la contamination de la chaine alimentaire.

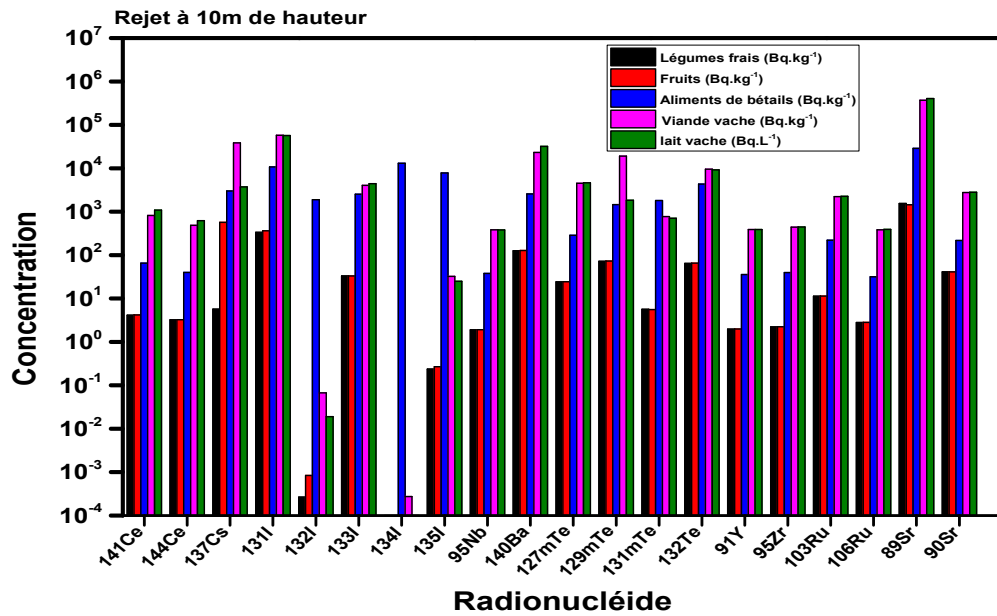


Figure 5.8 : Activité des concentrations dans les denrées alimentaires pour un rejet à une hauteur effective de 10m pour l'ensemble des radionucléides rejetés.

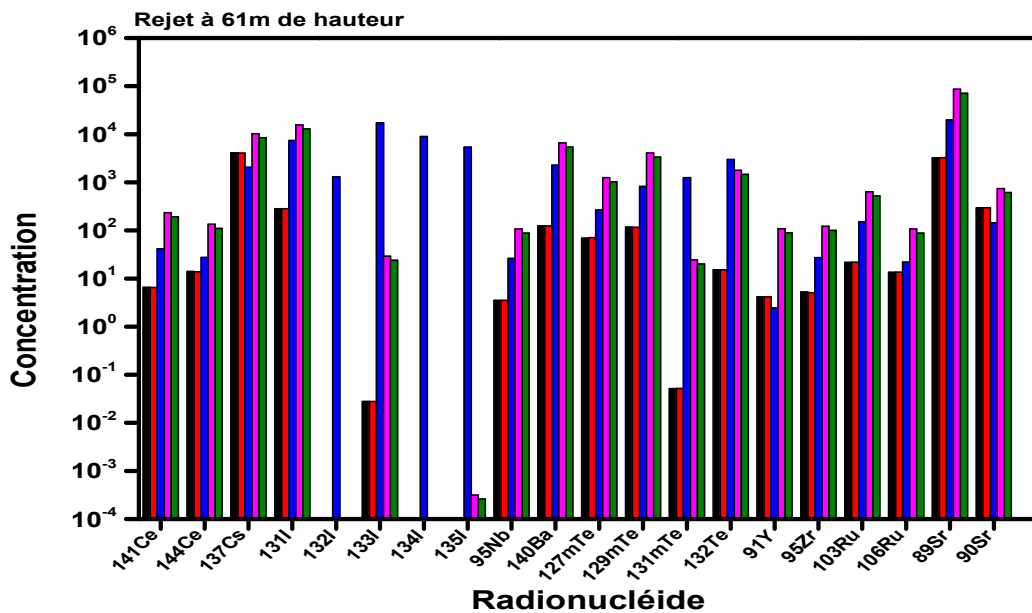


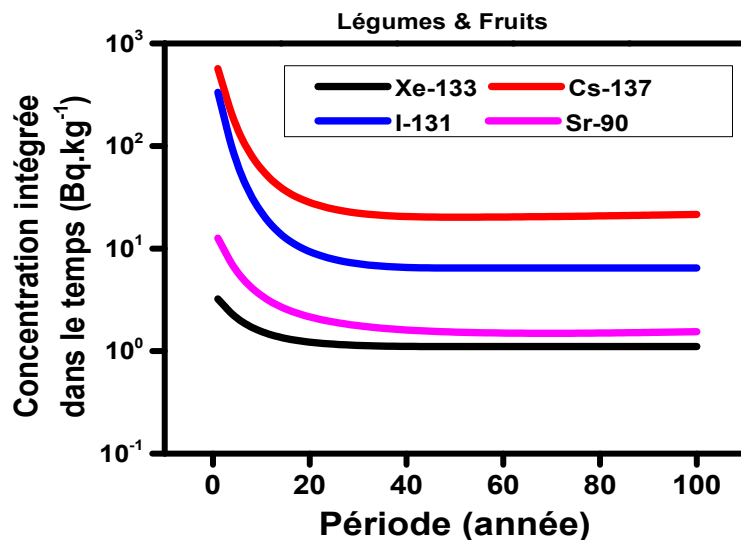
Figure 5.9 : Activité des concentrations dans les denrées alimentaires pour un rejet à une hauteur effective de 61m pour l'ensemble des radionucléides rejetés.

5.3.3. Evaluation du transfert de la radioactivité

La figure 5.10 illustre la dépendance temporelle du transfert de la radioactivité du ^{131}I , ^{137}Cs , ^{133}Xe et ^{90}Sr vers les végétaux frais, les animaux et les produits d'élevage (viande et lait) pour la période allant de 1 à 100 ans. Ces quatre éléments sont des radioisotopes représentatifs de tous les groupes chimiques définies précédemment au début de cette étude.

L'activité au cours de la première année de dépôt est significative ; cela est principalement dû au taux relativement élevé d'absorption des racines dans la végétation frais consommée par les humains et les denrées pris par les animaux. Par la suite et au fil des années, l'absorption se poursuit jusqu'à ce que l'activité soit éliminée par désintégration radioactive. À partir de l'ensemble des graphiques de la figure 5.10, il est clair que la concentration maximale se produit au moment $t = 0$ et diminue d'une façon exponentielle avec le temps et devient inférieure dans les 100 ans.

L'activité de l'iode est significativement plus élevée que les autres radionucléides, tandis que le ^{137}Cs est dominant dans les légumes. En revanche, le gaz noble ^{133}Xe est significativement plus bas. Ceci s'explique par le fait que la variation d'activité diffère entre les radionucléides et c'est la conséquence des différents processus qui contribuent au transfert de la radioactivité [97].



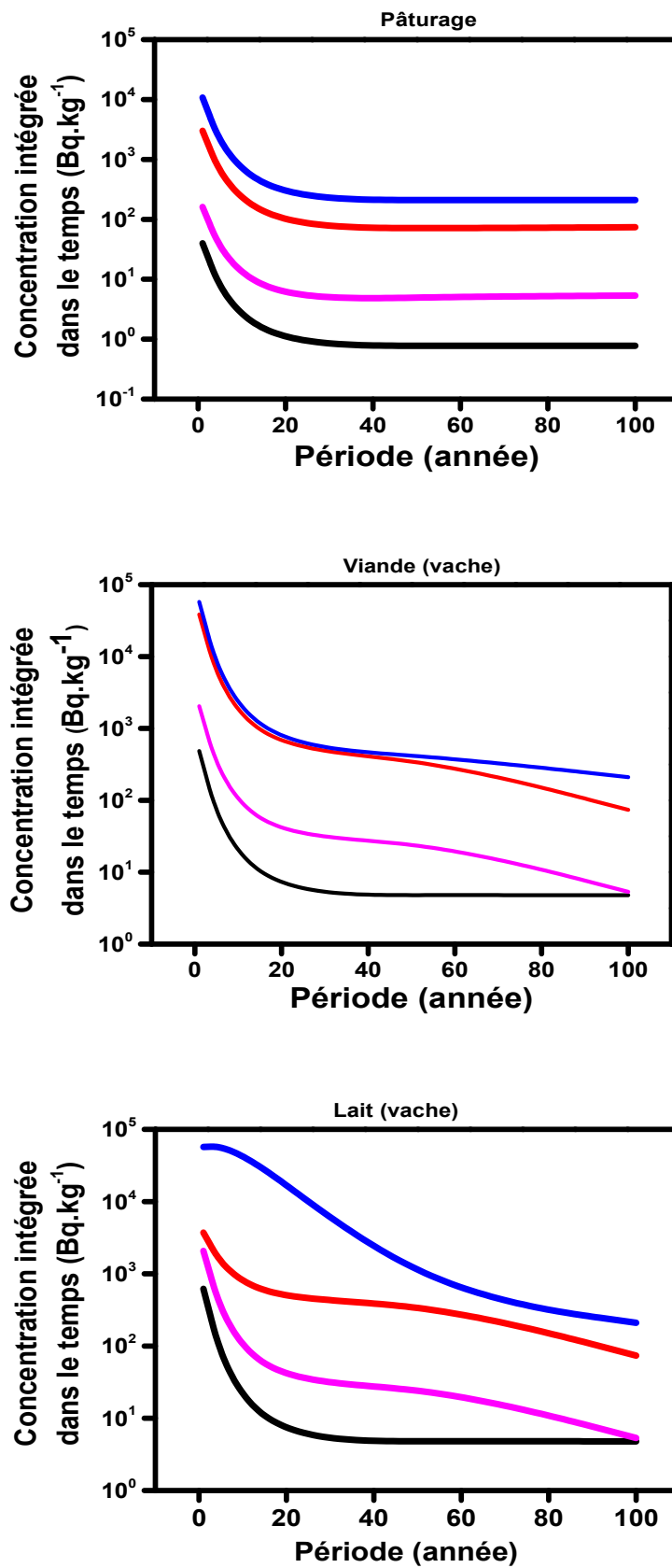
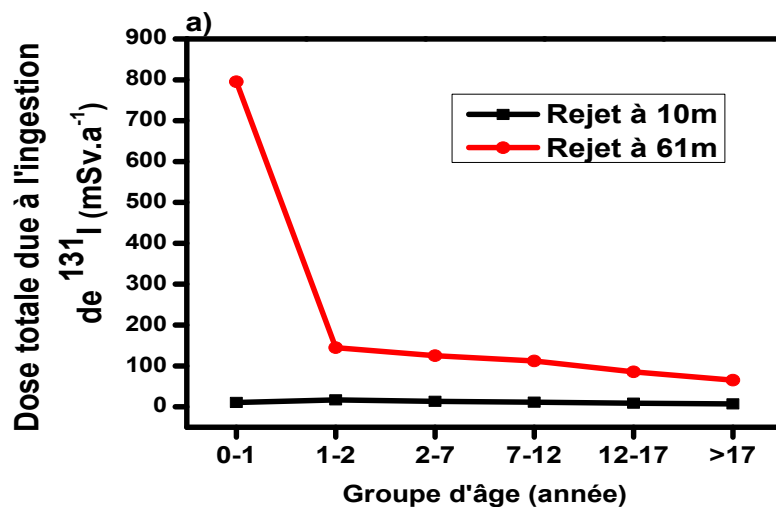


Figure 5.10 : Dépendance temporelle du transfert de la radioactivité vers les végétaux frais, les animaux et les produits d'élevage pour une durée de 100 ans.

5.4. Exposition interne par ingestion des produits d'origines végétal et animal

Afin d'estimer la nocivité des émissions radioactives sur la population, une étude d'impact par ingestion par groupe d'âge due à l'incorporation de radioéléments dans les denrées alimentaires a été faite, car l'inhalation et l'ingestion sont considérées comme les plus probables voies d'entrée dans le corps humain. La dose reçue par ingestion est principalement imputable à l'absorption des plantes qui contribue d'une façon déterminante à la radio-exposition interne.

Après calcul, on constate que l'Iode 131 a apporté la principale contribution à la dose à court terme. La dose maximale obtenue est supérieure à $795,40 \text{ mSv.a}^{-1}$ pour un rejet d'une hauteur de 61m et une vitesse de 2.9 m.s^{-1} . Cette estimation est appliquée aux enfants de moins de deux ans qui ont reçu la dose la plus élevée dans les zones très proches de l'installation contaminée. *La part de cette augmentation revient majoritairement à l'insertion du lait dans les rations alimentaires.* Par contre, la plus petite valeur reçue est celui du Césium 137 de l'ordre de $0,837 \text{ mSv.a}^{-1}$ pour le même groupe d'âge (Figure 5.11). Si nous nous référons à l'accident de Fukushima, on trouve que les doses efficaces reçues par radio-exposition interne dans une zone très peuplée se situent entre 10 et 200mSv, dont 70% sont causées par l'Iode 131, et les 30% restants sont causés par le Cs-137 [98]. Ces doses ont touchées plus particulièrement des enfants au niveau de la thyroïde (issu de l'Iode 131) dans des habitations loin de 20 à 30km de la centrale.



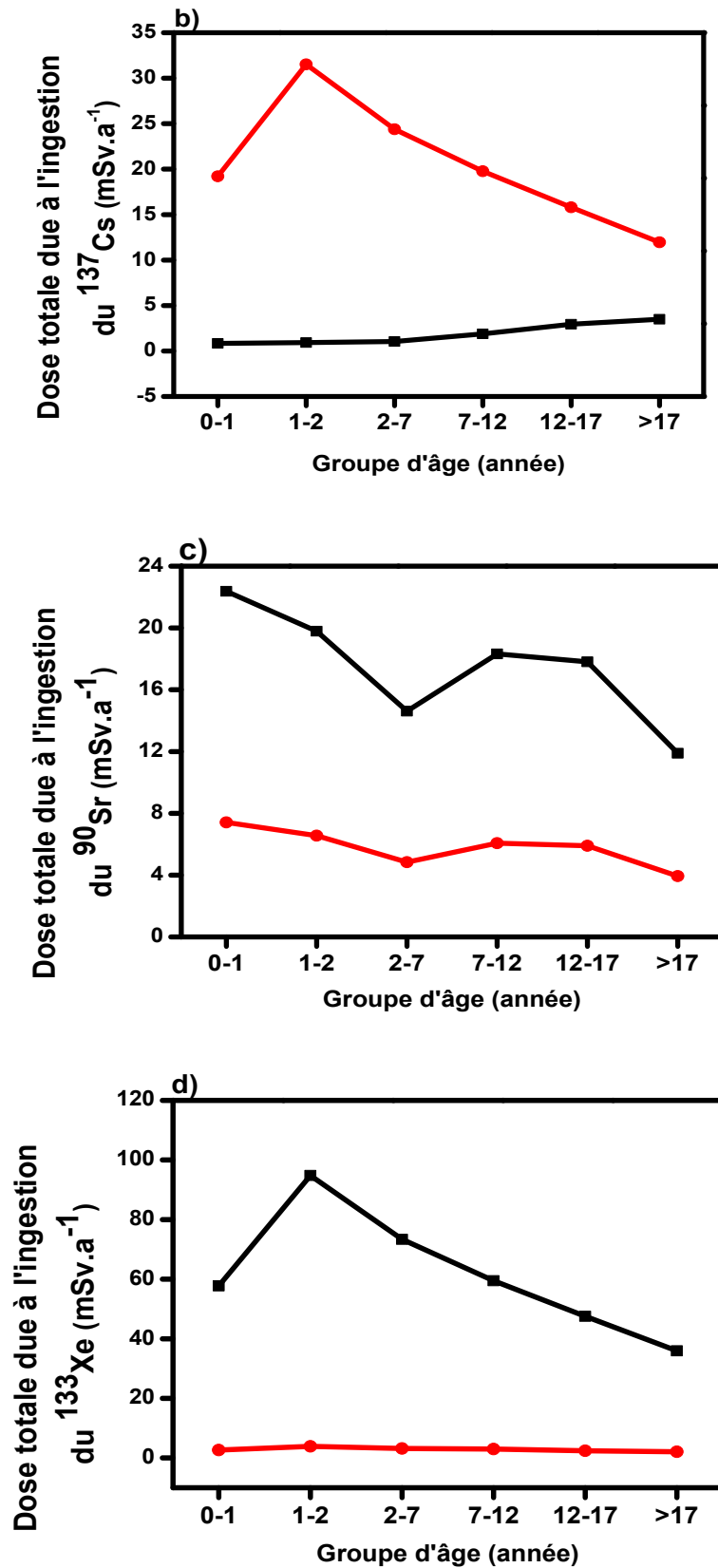


Figure 5.11 : Exposition interne par ingestion par groupe d'âge due à l'incorporation de radioéléments dans les denrées alimentaires.

Il est à noter que la dose efficace maximale admissible acceptable reçue par le public en général fixée par la CIRP (sous les directives de l'AIEA adoptées en 1999) contre les rayonnements ionisant est de 1mSv et que les limites doivent respecter les limites d'exposition règlementaires définies dans le tableau 5.2.

Tableau 5.2 : Limites d'exposition règlementaires [99].

	Dose efficace Corps entier	Dose équivalente Tissu, organe
	Limites de dose individuelle	
<u>Adultes</u>		
Dose efficace corps entier	20 mSv	
Mains, avant-bras, pieds, chevilles		500 mSv
Peau		500 mSv
Cristallin		150 mSv
<u>Femmes enceintes</u>	1mSv	
<u>Jeunes de 16 à 18ans</u>		
Dose efficace corps entier	6 mSv	
Mains, avant-bras, pieds, chevilles		150 mSv
Peau		150 mSv
Cristallin		50 mSv

5.5. Exposition interne par inhalation

En plus de tout ce qui a été décrit précédemment, une évaluation de la dose reçue par groupe d'âge par inhalation liée à l'activité surfacique des radionucléides déposés au sol a été établie. Les enfants de 1 à 2 ans représentent le groupe de la population le plus impacté avec une dose efficace annuelle maximale à l'ensemble des rejets qui dépasse 0.4 mSv.y^{-1} , tandis que la dose totale due à l'immersion dans l'air est presque constante, avec une valeur maximale d'environ 6.25 mSv.y^{-1} . Ces estimations concernent un rejet à 10m de hauteur (Figure 5.12).

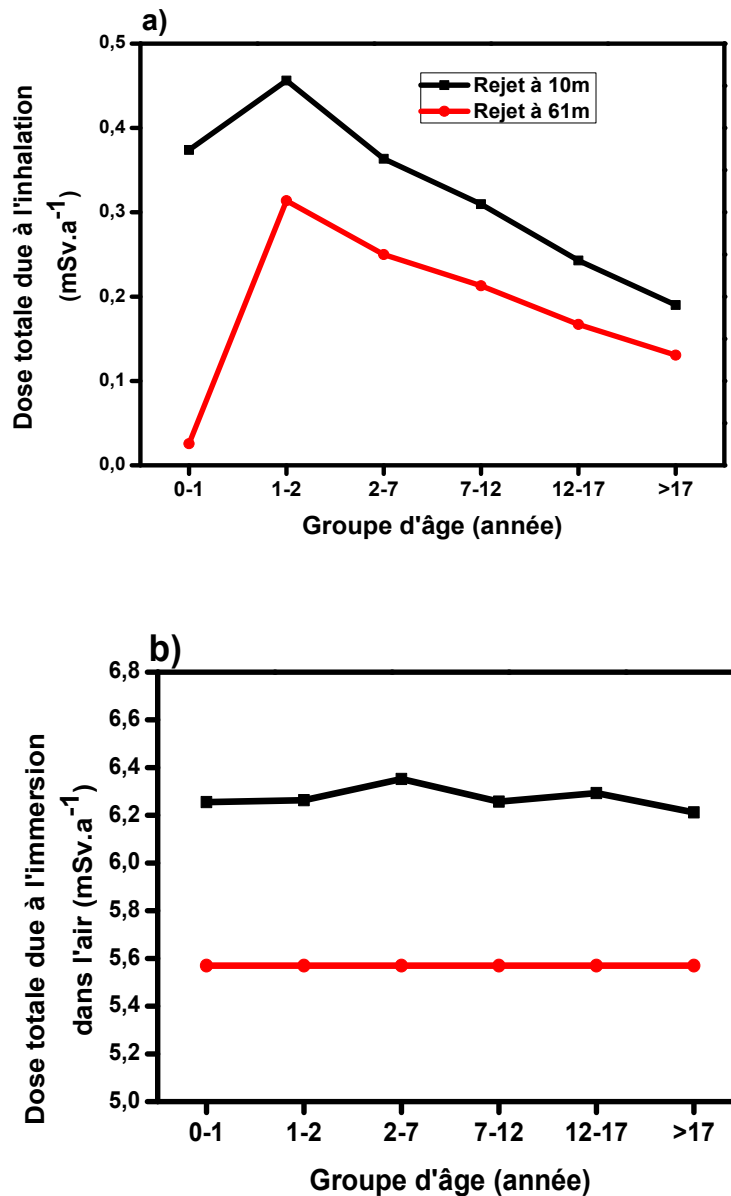


Figure 5.12 : Exposition interne par inhalation par groupe d'âge liée à l'activité surfacique des radionucléides déposés au sol.

5.6. Conclusion

L'analyse des résultats obtenus dans ce chapitre montrent que la hauteur du rejet et la vitesse du vent affectent considérablement la répartition et les niveaux de concentrations des matières radioactives rejetées sur la surface du sol. La vitesse du vent à 10m de hauteur favorise l'accumulation de radionucléides et engendre des dépôts au sol, soient plus importants.

La concentration maximale sur la surface du sol et les dépôts se sont produits immédiatement après l'accident par différentes voies à proximité du réacteur. En général, on constate que l'activité du gaz noble ^{133}Xe est plus élevée que les autres radio-isotopes en raison de son grand débit de rejet. Le dépôt maximal calculé pour cet élément dépasse les limites prescrites par l'AIEA. L'iode 131 constituera l'élément le plus affectant dans les denrées alimentaires et les produits animaux tandis que le Césium 137 est dominant dans les végétaux.

CONCLUSION GENERALE

L'objectif principal de ce projet de recherche était de développer un modèle numérique pour l'estimation de la dispersion atmosphérique sur de courtes périodes sous l'effet des conditions météorologiques particulièrement défavorables et dans les conditions accidentelles les plus sévères.

Dans une optique d'application à l'échelle locale puis à l'échelle régionale, nous avons pu arriver à établir un modèle de type gaussien permettant d'effectuer des simulations sur les niveaux de concentrations dans l'air et d'évaluer la contamination radioactive de l'Iode 131 et le Césium 137. L'effet des conditions météorologiques et de la stabilité atmosphériques a été discuté. Cette partie représente le premier volet du travail réalisé.

L'analyse de la phase initiale du rejet a révélé que les concentrations cumulées près du site du réacteur ont un fort impact sur le nuage radioactif qui a été transporté dans diverses directions sous l'effet du vent. Ainsi, les quantités importantes des matières radioactives rejetées dans l'atmosphère résultent des explosions qui ont eu lieu après l'accident principal du 12 Mars 2011. Dans les endroits plus proches de la source, on a trouvé que les concentrations simulées s'accordent avec les données de mesures pour les deux radioéléments, alors qu'en s'éloignant de la source, on a trouvé que les valeurs des calculs sont plus élevées dans tous les endroits, sauf dans la ville de Takasaki où ces valeurs sont plus faibles. Les concentrations maximales obtenues sont de $6.43 \times 10^3 \text{ Bq.m}^{-3}$ pour ^{131}I et $9.72 \times 10^2 \text{ Bq.m}^{-3}$ pour ^{137}Cs .

Grace à ces résultats, on a pu conclure que le modèle utilisé a permis de bien modéliser la radioactivité à court distance de la source. Toutefois la prédiction, des concentrations à grandes distance devient insatisfaisant, cela provient des hypothèses simplificatrices de l'approche employée qui ont influées négativement sur la qualité des résultats et d'une méconnaissance de la dépendance du phénomène de la dispersion vis-à-vis d'autres paramètres telque : l'effet de flottabilité et la température, l'ensoleillement, la turbulence, la couche d'inversion,...etc.

Ces hypothèses ne rendent le modèle applicable que sous certaines conditions :

-La source de pollution est constante.

-La direction et la vitesse du vent sont supposées constantes dans l'espace et dans le temps.

-La turbulence atmosphérique est constante dans l'espace et dans le temps.

-Une vitesse du vent suffisamment forte ou une turbulence suffisamment faible pour que la dispersion dans la direction du panache soit négligeable par rapport à l'advection. Cette limitation peut être surmontée en utilisant un modèle de bouffée au lieu d'un modèle de panache.

-Conservation de la masse dans le panache. Cette hypothèse n'est pas satisfaite dans le cas d'une réaction chimique ou d'un dépôt. Dans ce cas, Il est préférable d'utiliser un modèle Eulérien si la chimie est très complexe.

Ainsi, la mise au point de la méthodologie pour quantifier la radioactivité ont permis d'acquérir quelques données sur l'évolution du coefficient de diffusion en fonction de la distance. Après calcul de ces paramètres, il est souvent nécessaire d'appliquer des corrections en fonction du cas étudié. Ces corrections touchent en particulier la durée de diffusion, la rugosité de surface, la dispersion induite par la montée du panache et le cisaillement dans la direction du vent.

Dans le second volet de cette thèse, on prévoit les conséquences radiologiques et dosimétriques d'un éventuel accident dans un réacteur de recherche. Pour cela, nous avons réalisé des simulations de courte durée aux échelles locales en appliquant un système de calcul de type gaussien. La démarche comporte le calcul de la concentration et la déposition au sol, ainsi que la détermination des niveaux d'exposition de la population aux différentes sources de rayonnements, les concentrations correspondent aux zones habitées les plus exposées. Ces zones sont celles pour lesquelles l'exposition est maximale par voie d'inhalation, et celles pour lesquelles le débit de dépôt total est maximal par voie d'ingestion. Les doses totales efficaces interne et externe sont présentées pour différents groupes de population de références.

Les résultats trouvés indiquent que la radioactivité et le dépôt au sol du ^{133}Xe sont plus élevés que les autres radioisotopes, il s'agit de ^{131}I , ^{137}Cs , et ^{90}Sr . Cela est justifié par son taux de rejet plus important, d'environ $1.00 \times 10^{16} \text{ Bq.s}^{-1}$.

Compte tenu du cumul des dépôts des éléments radioactifs au sol, on avait estimé que les concentrations dans les végétaux frais, les animaux et les produits d'élevage (viandes, lait) résultant principalement de l'ingestion de denrées contaminées présentant des niveaux d'activité détectables, voire élevés. Les concentrations maximales susceptibles d'être atteints sont du même niveau, ils sont respectivement de l'ordre de 1.078×10^4 et 5.753×10^4 Bq.kg⁻¹ pour l'Iode 131. La très grande majorité des fruits ont présentés des activités maximales en Césium de 4.105×10^3 Bq.kg⁻¹ et 2.821×10^2 Bq.kg⁻¹ en Iode. Les concentrations sont moins de 10 Bq.kg⁻¹ pour le ¹³³Xe pour un rejet à faible altitude (de l'ordre de 3.224 Bq.kg⁻¹) en raison de sa courte demi-vie. Cette valeur est 10 fois plus basse que l'Iode et 100 fois que le Césium.

En général, l'analyse globale des résultats pour cette section montre que les effets de la hauteur du rejet et la vitesse du vent sont claires sur la dispersion de radionucléides et que les concentrations de tous les radioisotopes diminuent exponentiellement avec le temps vu la désintégration et la vie radioactive de l'élément.

L'activité en ¹³¹I est plus significativement plus élevée que celle des autres radionucléides considérés dans les produits animaux, alors que le ¹³⁷Cs est dominant dans les légumes. Les doses totales dues à l'inhalation et à l'ingestion des nourritures touchent en particulier le groupe d'âge de 1 à 2 ans car les nourrissons et les personnes âgées sont toujours les groupes les plus sensibles à la contamination atmosphérique.

Ces conclusions pourront nous donner des indications plausibles sur la sécurité radiologique dans les études d'impact et des mesures de radioprotection dues à la contamination des aliments consommés par l'homme et les animaux après un accident radiologique entraînant des risques de morbidité ou de mortalité. En effet, le dépassement de la dose seuil constituerait le principal danger pour la population à proximité du site nucléaire accidenté où les concentrations de tous les radioisotopes diminuent exponentiellement avec le temps vu la désintégration radioactive

En conclusion de ce travail de thèse, On peut dire que l'approche Gaussienne a permis au moins de répondre à nos besoins en matière de sureté des installations en assurant le suivi des polluants radioactifs en champ proche avec des temps de calculs très réduits. Nous concluons aussi que les principales difficultés rencontrées dans l'évaluation des concentrations de radionucléides à l'aide de modèles de

dispersion numérique résident dans la validité des données enregistrées et la précision des données topographiques et environnementales. Ainsi, nous notons que les contributions apportés aux schémas des émissions et des coefficients de diffusion ont largement contribué à offrir une représentation meilleure de la distribution spatio-temporelle des émissions radioactives dans les champs proches de la source.

PERSPECTIVES

Afin de donner un aspect plus panoramique à cette étude, Il semble important de s'orienter vers d'autres travaux complémentaires portant sur l'utilisation d'autres approches que l'approche gaussienne pour le calcul des concentrations dans les champs lointains de la source, telque les modèles Lagrangiens car la dispersion réelle est de caractère lagrangien. Ainsi, l'utilisation de la méthode de Lattice Boltzmann (LBM) qui se présente comme une réelle alternative aux méthodes classiques de CFD puisqu'elle semble présenter la rapidité des méthodes RANS et la précision des méthodes LES. Cette méthode permettra de reproduire le comportement de fluides complexes et de simuler des phénomènes physiques par sa nature mésoscopique. Le traitement d'autres types d'accidents nucléaires (ex : Accident de perte de refroidissement LOCA, accident hors dimensionnement BDBA,...etc) semble aussi nécessaire.

Enfin, pour améliorer la qualité du présent travail, les principales suggestions seraient d'inclure plus de paramétrisations dans le modèle car les bases de tout programme numérique pour évaluer l'impact radiologique sur l'environnement repose sur la détermination de :

- La température de l'air et le gradient de la température,
- L'humidité et les précipitations,
- L'épaisseur de la couche de mélange,
- Les fluctuations de la direction du vent et la turbulence,
- Les caractéristiques des polluants et sa densité,
- La vitesse du vent à différentes hauteurs car l'étendu vertical devient comparable en dimension à l'épaisseur de la couche limite planétaire et les hypothèses d'homogénéité habituelles rendent le modèle de plus en plus inapplicable.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

1. Snell, W. G., Jubach, R. W. "Technical Basis for Regulatory Guide 1.145, "Atmospheric Dispersion Models for Potential Accident Consequence Assessments at Nuclear Power Plants". Division of Health, Siting and Waste Management, Office of Nuclear Regulatory Research U.S. Nuclear Regulatory Commission, (1981).
2. Chino, M., Nakayama, H., Nagai, H., Terada, H., Katata, G., and Yamazawa, H. "Preliminary estimation of release amounts of ^{131}I and ^{137}Cs accidentally discharged from the Fukushima Daiichi nuclear power plant into the atmosphere". J. Nucl. Sci. Technol, 48, (2011), pp 1129–1134.
3. Roland, D., Dèlia, A., Masamichi, C., Stefano, G., et al. World Meteorological organization's model simulations of the radionuclide dispersion and deposition from the Fukushima Daiichi nuclear power plant accident. Journal of Environmental Radioactivity, 139 (2015), pp 172-184. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvrad.2013.09.014>.
4. Furuta, S., Sumiya, S., Watanabe, H., Nakano, M., Imaizumi, K., & Takeyasu. "Results of the environmental radiation monitoring following the accident at the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant. Interim report. Ambient radiation dose rate, radioactivity concentration in the air and radioactivity concentration in the fallout". JAEA-Review, (August), (2011). http://inis.iaea.org/Search/search.aspx?orig_q=RN:43088311.
5. AIEA. Agence Internationale de l'Energie Atomique. "The Fukushima Daiichi accident, technical volume 4, radiological consequences", scientific and technical publications, (2015), pp 19-24. <https://www-pub.iaea.org/books/IAEABooks/10962/The-Fukushima-DaiichiAccident>.

6. TEPCO. Tokyo Electric Power Company. “Estimation of radioactive material released to the atmosphere during the Fukushima Daiichi Nuclear Power Station accident”. Press Release, (2012). <http://www.tepco.co.jp/en/press/corp-com/release/betu12e/images/120524e0205.pdf>.
7. JAEA. Japan Atomic Energy Agency. “Transition of radiation rates measured at environmental monitoring posts of the sites of JAEA”. (2011). <http://www.jaea.go.jp/english/jishin/e-monitor.pdf> (accessed 18.11.11).
8. Ohkura, T., Oishi, T., Taki, M., Shibamura, Y., et al. “Emergency monitoring of environmental radiation and atmospheric radionuclides at Nuclear Science Research Institute, following the accident of Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant”. JAEA, (2012). <http://fukushima.jaea.go.jp.sci-hub.org/english/technical/pdf/JAEA-Data-Code-2012-010.pdf>.
9. Franco, D. “A long range dispersion model evaluation study with Chernobyl data”. Atmospheric Environment, Part A, General Topic, 26 (15), (2003), 2805-2820. doi: [10.1016/0960-1686\(92\)90018-G](https://doi.org/10.1016/0960-1686(92)90018-G).
10. Quélo, D., Krysta, M., Bocquet, M., Isnard, O., Minier, Y., & Sportisse, B. “Validation of the Polyphemus platform on the ETEX, Chernobyl and Algeciras cases” Atmospheric Environment, 41(26), (2007), pp 5300–5315. doi:[10.1016/j.atmosenv.2007.02.035](https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.02.035).
11. Langner, J., Robertson, L & Persson, C. “Validation of the operational emergency response model at the Swedish Meteorological and Hydrological Institute using data from ETEX and Chernobyl Accident”. Atmospheric Environment, 32 (24), (1998), pp 4325-4333. [http://doi.org/10/1016/S1352-2310\(98\)001175-7](http://doi.org/10/1016/S1352-2310(98)001175-7)
12. Robertson, L. “MATCH development during the EURANOS Project”. Journal of Radioprotection, (2010), 45 (5), pp 41-55. doi: [10.1051/RADIOPRO/2010036](https://doi.org/10.1051/RADIOPRO/2010036).
13. Schmidt, H., Derognat, C., Vautard, R., and Beekmann, M. “A comparison of simulated and observed ozone mixing ratios for the summer of 1998 in Western Europe”. Atmospheric Environment, 35, (2001), pp 6277–6297.

14. Stohl, A., Forster, C., Frank, A., Seibert, P., & Wotawa, G. "Technical note: The Lagrangian particle dispersion model FLEXPART version 6.2". *Atmospheric Chemistry and Physics*, 5 (9), (2005), pp 2461–2474. [doi:10.5194/acp-5-2461-2005](https://doi.org/10.5194/acp-5-2461-2005).
15. Shoaib, S., Raza & Iqbal, M. "Atmospheric dispersion modeling for an accidental release from the Pakistan Research Reactor-1 (PARR-1)". *Annals of Nuclear Energy*, 32, (2005), pp 1157–1166. [doi:10.1016/j.anucene.2005.03.008](https://doi.org/10.1016/j.anucene.2005.03.008).
16. Krysta, M. "Modélisation numérique et assimilation de données de la dispersion de radionucléides en champ proche et à l'échelle continentale". de l'Université Paris XII - Val de Marne, thèse de doctorat, septembre (2006), pp 11-13.
17. Stohl, A., Seibert, P., Wotawa, G., Arnold, D., Burkhart, J. F., Eckhardt, S., Tapia, C., Vargas, A., and Yasunari, T. J. "Xenon-133 and caesium-137 releases into the atmosphere from the Fukushima Daiichi nuclear power plant: determination of the source term, atmospheric dispersion, and deposition". *Atmos. Chem. Phys.*, 12, (2012), pp 2313–2343. [doi:10.5194/acp-12-2313](https://doi.org/10.5194/acp-12-2313).
18. Christoudias, T., & Lelieveld, J. "Modelling the global atmospheric transport and deposition of radionuclides from the Fukushima Dai-ichi nuclear accident". *Atmospheric Chemistry and Physics Journal*, 13(3), (2013), pp 1425–1438. <https://doi.org/10.5194/acp-13-1425-2013>.
19. Rolph, G.D., Ngan, F., Draxler, R.R., "Modeling the fallout from stabilized nuclear clouds using the HYSPLIT atmospheric dispersion model". *Journal of Environmental Radioactivity*, 136 (2014), pp 41-55. <http://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2014.05.006>.
20. Eslinger, P.W. "Source term estimation of radioxenon released from the Fukushima Dai-ichi nuclear reactors using measured air concentrations and atmospheric transport modeling". *Journal of Environmental Radioactivity*, 127, (2014), pp 127-132.

21. IRSN : Norme ISO 11074-4. "Qualité du sol - Vocabulaire - Partie 4 : termes et définitions relatifs à la réhabilitation des sols et sites". (1986).
22. IRSN. "Gestion des sites potentiellement pollués par des substances radioactives". (2011), pdf, page 122.
23. Grandamas, O., Hubert, Ph., Pagès, P. "Analyse critique des logiciels de dispersion atmosphérique", Ph. Hubert, P. Pages Rapport n° 157, Septembre (1989).
24. IRSN. "Conséquences environnementales d'un rejet radioactif accidentel et voie d'exposition des personnes". 12 avril (2011).
25. Denis, M. Transfert des radionucléides sous forme de gaz et d'aérosols dans les environnements complexes : études expérimentales de dispersion atmosphérique et d'échanges aux interfaces. Laboratoire de radioécologie de Cherbourg-Octeville, Habilitation à diriger des Recherches (HDR), IRSN, page 18, (2011). [ISBN: 978-2-9545237-0-5](#).
26. IRSN. "Gestion des sites potentiellement pollués par des substances radioactives". (2011), PDF, page 122.
27. Ararem, A. "Adsorption du césium et du strontium sur supports argileux modifiés à base d'une bentonite Algérienne". Thèse de doctorat, Chimie Industrielle. Université de Blida, (2013), pp 16-25.
28. IRSN. Institut de Radioprotection et Sûreté Nucléaire. "Tchernobyl, 17 ans après. Chapitre 3 : L'environnement de Tchernobyl et la gestion des territoires contaminés". Document de l'Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire, (2003).
29. UNSCEAR. "United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. "Sources and Effects of Ionizing Radiation". Report to the General Assembly, Vol I, Annex C, Exposure and effects of the Chernobyl accident, (2000).
30. Frank, H; "Evaluation des risques de rejets radioactifs dans l'environnement et modélisation", SCK•CEN, 2006-2007.

31. Abdul Basit, J. "Atmospheric dispersion and consequence modeling of radiological emergencies". Department of Chemical and Materials Engineering, Pakistan, Thèse Doctorat, (2009).
32. Vendel, F. "Modélisation de la dispersion atmosphérique en présence d'obstacles complexes : application à l'étude de sites industriels". L'école Centrale de Lyon et Total, Thèse Doctorat, (2011), France.
33. Winiarek, V. "Dispersion atmosphérique et modélisation inverse pour la reconstruction de sources accidentelles de polluants". Université Paris-Est, Thèse Doctorat, (2014), France.
34. Bander, T. "NUREG/CR-2858: PAVAN: An Atmospheric-Dispersion Program for Evaluating Design-Basis Accident releases of Radioactive Materials from Nuclear Power stations". Prepared by Pacific Northwest Laboratory, Operated by Battelle Memorial Institute, U.S. Nuclear Regulatory Commission, (1982).
35. Pénélon, T. "Les modèles de la dispersion atmosphérique, la modélisation des polluants accidentels". 18^{ème} journée d'information du Cèdre, INERIS/Direction des risques accidentels, (2013).
36. Hass, H., Jakobs, H. J., & Memmesheimer, M. "Analysis of a regional model (EURAD) near surface gas concentration predictions using observations from networks". *Meteorology and Atmospheric Physics*, 57(1-4), (1997), pp 173–200. <http://doi:10.1007/BF01044160>.
37. Menut, L., Bessagnet, B., Khvorostyanov, D., Beekmann, M., Blond, N., et al. CHIMERE 2013: a model for regional atmospheric composition modelling, *Geoscientific Model Development*, 6, (2013), pp 981-1028. [doi:10.5194/gmd-6-981-2013](https://doi.org/10.5194/gmd-6-981-2013).
38. Hanna, S.R. "Review of atmospheric diffusion models for regulatory applications". World Meteorological Organization Technical Note No. 177, WMO No. 581, Geneva, Switzerland, (1982).

39. Bocquetab, M., Sportissea, B., Isnard, O. "Data assimilation for short-range dispersion of radionuclides: An application to wind tunnel data". *Journal of Atmospheric Environment*, 40, 38, (2006), pp 7267-7279. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2006.06.043>.
40. Hurley, P.J., "The air pollution model (TAPM) version 3. Part 1. Technical description". Aspendale, Vic.: CSIRO Atmospheric Research. (CSIRO Atmospheric Research technical paper; (71). (2005). pp 54. http://www.cmar.csiro.au/eprint/open/hurley_2005b.pdf.
41. Abdul Basit, S., Shoaib, R.S., Naseem, I. "Dispersion of radionuclides released into a stable planetary boundary layer using a Monte Carlo model". IOP Publishing Ltd *Journal of Radiological Protection*, 26(4), (2006). [doi:10.1088/0952-4746/21/2/304](https://doi.org/10.1088/0952-4746/21/2/304).
42. Abdul Basit, S., Francisco, E., Ruben, A.A., Shoaib, R.S., Naseem, I. "Simulation of atmospheric dispersion of radionuclides using an Eulerian–Lagrangian modelling system". IOP Publishing Ltd *Journal of Radiological Protection*, 28 (4), (2008). [doi:10.1088/0952-4746/21/2/304](https://doi.org/10.1088/0952-4746/21/2/304).
43. Escudero, M., Stein, A., Draxler, R., Querol, X., Alastuey, A., Castillo, S., and Avila, A. "Determination of the contribution of northern Africa dust source areas to PM10 concentrations over the central Iberian Peninsula using the Hybrid Single-Particle Lagrangian Integrated Trajectory model (HYSPLIT) model, *J. Geophys. Res.*, 111, D06210, (2006). [doi:10.1029/2005JD006395](https://doi.org/10.1029/2005JD006395).
44. Turner, R., S, Moore., N, Pardo., G, Kereszturi., M, Uddstrom., T, Hurst., S, Cronin. "The use of Numerical Weather Prediction and a Lagrangian transport (NAME-III) and dispersion (ASHFALL) models to explain patterns of observed ash deposition and dispersion following the August 2012 Te Maari, New Zealand eruption". *Journal of Volcanology and Geothermal Research*, 286, (2014), pp 437-451. <https://doi.org/10.1016/j.jvolgeores.2014.05.017>.

45. Denis, M. "Transfert de radionucléides sous forme de gaz et d'aérosols dans les environnements complexes : études expérimentales de dispersion atmosphérique et d'échanges aux interfaces". Institut de radioprotection et de sûreté nucléaire, Université des sciences de Nantes, Habilitation à diriger des recherches, (2011), France.
46. De Boeck, B. "Introduction to Severe Accidents. Especially to Containment Behaviour". Rapport technique VN-97/013, Association Vinçotte Nucléaire, (1997), Belgique.
47. IRSN, CEA. "R & D relative aux accidents graves dans les réacteurs à eau pressurisées : Bilan et perspectives". Rapport IRSN-2006/73 Rev1, (2006).
48. AIEA, NEA. "INES, Echelle internationale des événements nucléaires et radiologiques", manuel de l'utilisateur 2008, Vienne (2011).
49. Cooper, J., Randle, K. et Sokhi, R. "Radioactive releases in the environment". Impact and assessment. John Wiley & Sons, Ltd, England, (2003),.
50. IRSN. Institut de Radioprotection et Sûreté Nucléaire. "Fukushima 1an après, premières analyses de l'accident et de ses conséquences, Rapport IRSN/DG/20/2012-001 du 12 Mars 2012.
51. Bowyer, T.W., Biegalski, S.R., Eslinger, P.W., Hass, D., Hayes, H.S., Miley, H.S., Storm, D.J., Woods, V. "Elevated radionuclides detected remotely following nuclear accident". J Envi Radioact, 102 (7): 681-7, (2011). doi: [10.1016/j.envrad.2011.04.009](https://doi.org/10.1016/j.envrad.2011.04.009).
52. Livingston, H.D., Povinec, P.P. "A Millinium perspective on the contribution of global fallout radionuclides to ocean science", health Phys, 82, (2002), 656-668.
53. IRSN. Institut de Radioprotection et Sûreté Nucléaire. "Impact environnemental de l'accident de Fukushima-Daiichi". Rapport IRSN Annexe 2 du dossier « Accident de Fukushima-Daiichi : état des lieux 2 ans après l'événement ». Rapport n° PRP-ENV/2013-00044.

54. Katata, G., Ota, M., Terada, H., Chino, M., & Nagai, H. "Atmospheric discharge and dispersion of radionuclides during the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. Part I: Source term estimation and local-scale atmospheric dispersion in early phase of the accident". *Journal of Environmental Radioactivity*, 109, (2012), 103–113. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2012.02.006>.
55. Katata, G., Terada, H., Nagai, H., & Chino, M. "Numerical reconstruction of high dose rate zones due to the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident". *Journal of Environmental Radioactivity*, 111, (2012), 2–12. <https://doi.org/10.5194/acp-12-2313>.
56. Yoshida, N and Takahashi, Y. "Land surface contamination by radionuclides from the Fukushima Daiichi Nuclear power plant accident". *Elements* 8, (2012), pp 201-2016.
57. NISA. Nuclear and Industrial Safety. "Nuclear emergency response headquarters government of Japan". Report of Japanese Government to the IAEA, Ministerial Conference on Nuclear Safety, -The Accident at TEPCO's Fukushima Nuclear Power Stations- (2011).
58. IRSN, Institut de Radioprotection et Sûreté Nucléaire. "Fukushima, one year later: initial analysis of the accident and its consequences", Report IRSN/DG/2012-003, March (2012).
59. Kawamura, H., Kobayashi, T., Furune, A., Ishikawa, Y., Nakayama, T., Shima, S., and Awaji, T. "Preliminary numerical experiments on oceanic dispersion of ^{131}I and ^{137}Cs discharged into the ocean because of the Fukushima Daiichi nuclear power plant disaster". *J. Nucl. Sci. Technol.*, 48, (2011), pp 1349-1356.
60. Mathieu, A., Korsakissok, I., Quélo, D., Groëll, J., Benoit, J.P et al. "Assessment of atmospheric dispersion for the Fukushima-Daiichi Nuclear Power Plant accident". 13th International Congress of the International Radiation Protection Association, Glasgow, (2012).

61. Terada, H., Katata, G., Chino, M. et Nagai, H. "Atmospheric discharge and dispersion of radionuclides during the Fukushima-Daiichi Nuclear Power Plant accident. Part II: verification of the source term and analysis of regional-scale atmospheric dispersion". *Journal of Environ. Radioa*, 112, (2012), pp 141-154.
62. Corbin, D. et Denis, J. "Evaluation des rejets atmosphériques liés à l'accident de Fukushima". IRSN, Report PSN-RES/SAG/2012-00347, (2012).
63. Korsakissok, I., Mathieu, A. et Didier, D. "Atmospheric dispersion and ground deposition induced by the Fukushima Nuclear power plant accident: a local-scale simulation and sensitivity study". *Atmospheric Environment* (in press), (2013). [doi:10.1016/j.atmosenv.2013.01.002](https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.01.002).
64. Winiarek, V., Bocquet, M., Saunier, O. Mathieu, A et al.. "Estimation of the cesium-137 source term from the Fukushima-Daiichi power plant using a consistent joint assimilation of air concentration and deposition observations". *Atmo.Envir.Jour* 82, (2014), pp 268-279.
65. Tianfeng, C., Draxler, R., Stein, A. "Source term estimation using air concentration measurements and a Lagrangian dispersion model-experiment with pseudo and real cesium-137 observations from the Fukushima-Daiichi accident". *Atmo.Envir.Jour*, 106, (2015), pp 241-251.
66. Tae-Woom, K., Bo-Wook, R, Sung-II, K., Kwang-Soon, H. "Estimation of In-plant Source term release behaviors from Fukushima-Daiichi reactors cores by forward methods and comparison with reverse method". *J. of Rad.Pro and Res*, 42(2), (2017), pp 114-129.
67. NEA.OECD Nuclear Energy Agency. "The Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant Accident: OECD/NEA Nuclear safety response and lessons learnt". Report N° 7161, (2013). <https://www.oecdnea.org/pub/2013/7161-fukushima2013.pdf>.

68. Oza, R.B., Indumati, S.P., Puranik, V.D., Sharma, D.N., & Ghosh, A. K. "Simplified approach for reconstructing the atmospheric source term for Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident using scanty meteorological data". *Annals of Nuclear Energy*, 58, (2013), 95–101. <https://doi.org/10.1016/j.anucene.2013.03.016>.
69. Pavel, P.P., Katsumi, H., & Michio, A. "Fukushima accident: radioactivity impact on the environment. Chapter 4: Radionuclide releases into the environment" (1st ed), pp 103–130. Amsterdam: Elsevier, (2013). ISBN: 9780124081321.
70. TEPCO. Tokyo Electric Power Company. "Additional monitoring data at Fukushima Daiichi Nuclear Power Station". (2011). <http://www.tepco.co.jp/en/press/corp-com/release/11052811-e.html>(accessed 18.11.11.).
71. Government of Japan. "Nuclear Emergency Response Headquarters, Additional Report of the Japanese Government to the AIEA-The accident at TEPCO'S Fukushima Nuclear Power Stations". Second report, Tokyo, (2011). <http://www.meti.go.jp/english/earthquake/nuclear/iaea/aiea>.
72. Melli, P., Runca, E. "Gaussian plume model parameters for ground-level and elevated sources derived from the atmospheric diffusion equation in a neutral case", *Journal of Applied Meteorology*, 18(9), (1979), pp 1216-1221.
73. Allen and Durrenberger, *Gaussian Plume Modeling, Chemical Engineering*, 357, pdf.
74. Beychok, Milton R. "Fundamentals Of Stack Gas Dispersion". (4th ed.). Author-published, (2005). ISBN: 0-9644588-0-2.
75. Hadi, H. "Material in environmental engineering". *Proceeding of the 4th International Conference on Materials Science and Environmental Engineering*, (2017). ISBN: 978-3-11-051662-3.

76. Szántó, D., Láng, N., and Pázmándi, T. "SINAC-Simulator Software for Interactive Modelling of Environmental Consequences of Nuclear Accidents (2nd Generation) ". Poster session presented at: IRPA The 13th International Congress of the International Radiation Protection Association, 13-18 May (2012), Glasgow, Scotland.
77. Seema, A., Mukesh, K and Prashant, G. "General plume dispersion model (GPDM) for point source emission". Environmental Modeling and Assessment, 11: 267-276, (2006). doi: [10.1007/s10666-006-9041-y](https://doi.org/10.1007/s10666-006-9041-y).
78. Szántó, P., Sándor, D., László, A., Pázmándi, T., Rudas, C. "Comparing different methods of modelling atmospheric dispersion in SINAC decision support system". 18th International Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes 9-12 October (2017), Bologna, Italy.
79. AIEA. Agence Internationale de l'Energie Atomique. "Regulatory control of radioactive discharges to the environment". Safety Standards No. WS-G-2.3.Vienna (2000).
80. AIEA. Agence Internationale de l'Energie Atomique. "Generic models and parameters for assessing the environmental transfer of radionuclides from routine releases". Safety Series No. 57, Vienna (1982).
81. Dubois, G., and Bossew, P. "Spatial analysis of ¹³⁷Cs in the environment: an overview on the current experience". In mapping radioactivity in the environment. Spatial interpolation Comparison 1997, numéro EUR 20667 EN, (2003), pp 21-36.
82. NRC. Nuclear Regulatory Commission. "Alternative Radiological Source Terms for Evaluating Design Basis Accidents at Nuclear Power Reactors". Regulatory Guide 1.183, (2000).
83. Malek, M.A., Chisty, K.J.A., Rahman, M.M. "Radiological concentration distribution of ¹³¹I, ¹³²I, ¹³³I, ¹³⁴I, and ¹³⁵I due to a hypothetical accident of TRIGA Mark-II Research Reactor". Journal of Modern Physics, 3, (2012), 1572-1585. doi:[10.4236/jmp.2012.310194](https://doi.org/10.4236/jmp.2012.310194).

84. AIEA. Agence Internationale de l'Energie Atomique. "International nuclear and radiological event scale user manual". Vienna, (2009).
85. Dahia, A., Merrouche, D., Rezoug, T. "Radioactive contamination control by atmospheric dispersion assessment of airborne indicator contaminants: Numerical model validation". *Environmental Modeling & Assessment Journal*, (2018), pp 1-14. doi: [10.1007/s10666-018-9598-2](https://doi.org/10.1007/s10666-018-9598-2).
86. Schöppner, M., Plastino, W., Povinec, P. P., Wotawa, G., Bella, F., Budano, A., & Ruggieri, F. "Estimation of the time dependent radioactive source term from the Fukushima Nuclear Power Plant accident using atmospheric transport modelling". *Journal of Environmental Radioactivity*, 114, (2012), 10–14. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2011.11.008>.
87. Stoehlker, U., Nikkinen, M., & Gheddou, A. "Detection of radionuclides emitted during the Fukushima nuclear accident with the CTBT radionuclide network". In *proceeding of the Monitoring Research Review: Ground-Based Nuclear Explosion Monitoring Technologies*, Tucson, AZ, USA (pp. 715–724), (2011).
88. Martin, D.O. "The change of concentration standard deviations with distance. *Journal of the Air Pollution Control Association*, Taylor & Francis Publisher, 26(2), (2012), pp145–147. <https://doi.org/10.1080/00022470.1976.10470238>.
89. Juan, C.M., Beatriz, R., Tesus, R. "CROM Code user's manual V8.2.5, Código de criba para evaluación de impacto", Screening Model for Environmental Assessment, CIEMAT, Madrid, (2014).
90. AIEA. Agence Internationale de l'Energie Atomique. "Regulatory control of radioactive discharges to the environment". Safety Standards No. WS-G-2.3, Vienna, (2000).
91. John, E.T., Grogan, H.A. "Radiological risk assessment and environmental analysis". Oxford University press, (2008), pp 360-380.

92. Dahia, A., Merrouche, D., Merouani, D.R., Rezoug, T., Aguedal, H. "Numerical study of long-term radioactivity impact on foodstuff for accidental release using atmospheric dispersion model". *Arabian Journal for Science and Engineering*, (2018), pp 1-12. doi: [10.1007/s10369-018-3518-2](https://doi.org/10.1007/s10369-018-3518-2).
93. AIEA. Agence Internationale de l'Energie Atomique. "Regulations for the safe transport of radioactive material". IAEA Safety Requirements, no. TS-R-1, Vienna, (2005 & 2009).
94. Bourcier, L., Masson, O., Laj, P., Paulat, P., Pichon, J.M., et al. "⁷Be. ²¹⁰Pb and ¹³⁷Cs concentrations in cloud water". *Journal of Environmental Radioactivity*, 128, (2014), pp 15-19. doi:[10.1016/j.jenvrad.2013.10.020](https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2013.10.020).
95. National diet of Japan. "Fukushima nuclear accident independent investigation commission". The Official Report of the Fukushima Nuclear Accident Independent Investigation Commission, (2012), Tokyo.
96. Steinhauser, G., Victoria, S., Katsumi, S. "Concentration of strontium-90 at selected Hot Spot in Japan". *PLOS one Journal*, 8(3), (2013). doi:[10.1371/journal.pone0057760](https://doi.org/10.1371/journal.pone0057760).
97. Smith, J.G., and Simmonds, J.R. "The methodology for assessing the radiological consequences of routine release of radionuclides to the environment used PC-CREAM 08". Health Protection Agency, Radiation Protection Division, Report HPA-RPD-058, (2009). ISBN: [978-0-85951-651-8](https://www.isbn-international.org/number/978-0-85951-651-8).
98. JAEA. Japan Atomic Energy Agency. "Transition of radiation rates measured at environmental monitoring posts of the sites of JAEA". (2011). <http://www.jaea.go.jp/english/jishin/e-monitor.pdf> (accessed 18.11.11).
99. IRSN, "Recommandations 2007 de la Commission internationale de protection radiologique". Publication 103 de la CIPR, Elsevier, 2009. ISBN : [978-2-7430-1120-8](https://www.isbn-international.org/number/978-2-7430-1120-8).

APPENDICE A PRODUCTION SCIENTIFIQUE

Les résultats liés à cette étude ainsi que nos recherches antérieures ont fait l'objet de plusieurs publications et communications internationales que nous listons de la manière suivante :

Liste des Publications internationales

- A. Dahia, D. Merrouche, T. Rezoug. "Radioactive contamination control by atmospheric dispersion assessment of airborne indicator contaminants: Numerical model validation". *Environmental Modeling & Assessment Journal*, (2018), pp 1-14. doi: [10.1007/s10666-018-9598-2](https://doi.org/10.1007/s10666-018-9598-2).
- A. Dahia, D. Merrouche, T. Rezoug. Dahia, A., Merrouche, Dj., Rezoug, T. "Numerical study of long-term radioactivity impact on foodstuff for accidental release using atmospheric dispersion model". *Arabian Journal for Science and Engineering*, (2018), pp 1-12. doi: [10.1007/s10369-018-3518-2](https://doi.org/10.1007/s10369-018-3518-2).

Liste des Communications avec actes

- A. Dahia, D. Merrouche, T. Rezoug. " Simulation numérique et étude de sensibilité de la dispersion atmosphérique induit par un accident nucléaire" Journée d'étude sur les énergies renouvelables, matériaux et environnement (JDEME'18), Université de Adrar, 19 Avril 2018.

APPENDICE B

LISTE DES SYMBOLES ET ABREVIATIONS

- Q : Le débit de la source ($\text{Bq}\cdot\text{s}^{-1}$)
- U : La vitesse moyenne du vent ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$)
- Y : La distance entre la ligne médiane et le bord du panache (m)
- H : Hauteur effective du rejet (m)
- hg : Hauteur physique du rejet (m)
- Δh : Elévation du panache (m)
- F : flux de flottabilité ($\text{m}^4\cdot\text{s}^{-3}$).
- s : paramètre de stabilité (s^2)
- T_s : Température à la source ($^{\circ}\text{K}$)
- T_a : Température ambiante ($^{\circ}\text{K}$).
- V_s : La vitesse du rejet juste à la sortie de la cheminée ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$)
- R : Rayon interne de la cheminée (m)
- D : Diamètre interne de la cheminée (m)
- x : La distance de la source (m)
- y : La direction transversale (m)
- z : La direction verticale (m)
- g: Accélération de la pesanteur ($9.81 \text{ m}\cdot\text{s}^{-2}$)
- Δh : Elévation du panache (m)
- $f(z)$: La croissance verticale du flux
- U_{10} : La vitesse du vent à la hauteur de référence 10 m ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$)
- C_A : La concentration au sol ($\text{Bq}\cdot\text{s}^{-3}$)
- Q_i : Le taux d'émission de l'élément radioactif ($\text{Bq}\cdot\text{s}^{-1}$)
- U_a : La vitesse moyenne du vent à la hauteur géométrique du rejet ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$)
- P_p : La fraction du temps
- V_d : Coefficient de dépôt sec ($\text{m}\cdot\text{j}^{-1}$)
- V_w : Coefficient de dépôt humide ($\text{m}\cdot\text{j}^{-1}$)
- $C_{v,i,l}$: La matière fraîche de la végétation consommée par l'homme ($\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$)
- α : La fraction de l'activité déposée ($\text{m}^2\cdot\text{kg}^{-1}$)
- λ_{E_i} : La constante de la vitesse effective pour la réduction de l'activité (j^{-1})

t_e : La période de contamination de la plante (j)
 λ_i : La constante de vitesse pour la désintégration radioactive (j^{-1}).
 λ_w : La vitesse de réduction de la concentration de matière la déposée (j^{-1})
 \dot{d}_i : Le taux moyen quotidien des dépôts sec et humide ($Bq.m^{-2}.j^{-1}$)
 $C_{a,i}$: La concentration dans l'alimentation animale ($Bq.kg^{-1}$)
 $C_{v,i}$: La concentration dans une prairie ($Bq.kg^{-1}$)
 $C_{p,i}$: La concentration dans les aliments stockés ($Bq.kg^{-1}$)
 $C_{f,i}$: La concentration dans la chair animale ($Bq.kg^{-1}$)
 $C_{w,i}$: La concentration dans l'eau ($Bq.m^{-3}$)
 F_m : La fraction massique de la consommation journalière du radionucléide ($J.kg^{-1}$)
 Q_f : La quantité de nourriture consommée par l'animal ($kg.J^{-1}$)
 Q_w : La quantité d'eau consommée par l'animal ($m^3.j^{-1}$)
 λ_r : Constante de désintégration radioactive du radionucléide (j^{-1})
 t_f : Temps moyen entre l'abattage et la consommation humaine de la viande (j).
 R_{inh} : Taux d'inhalation ($m^3.a^{-1}$)
 DF_{inh} : Coefficient de dose par inhalation ($Sv.Bq^{-1}$).
 $E_{g,r}$: La dose effective de dépôt au sol ($Sv.a^{-1}$).
 $DF_{g,r}$: Coefficient d'exposition dû aux dépôts souterrains ($Sv.a^{-1}$ par $Bq.m^{-2}$)
 $C_{g,r}$: La densité de dépôt du radionucléide au sol ($Bq.m^{-2}$)
N : Nord
S : Sud
E : Est
W : Ouest

Lettres grecques

ξ : Facteur de correction de la rugosité de la surface
 σ_y : Le coefficient de diffusion dans la direction transversale (m)
 σ_z : Le coefficient de diffusion dans la direction verticale (m).

*Radioactive Contamination Control
by Atmospheric Dispersion Assessment
of Airborne Indicator Contaminants:
Numerical Model Validation*

**Ahmed Dahia, Djemai Merrouche &
Tahar Rezoug**

**Environmental Modeling &
Assessment**

ISSN 1420-2026
Volume 23
Number 4

Environ Model Assess (2018) 23:401-414
DOI 10.1007/s10666-018-9598-2

**ENVIRONMENTAL
MODELING &
ASSESSMENT**

Editor-in-Chief:
Jerzy A. Filar



 Springer

Volume 23 (2018) No. 4
ISSN 1420 2026
August 2018

 Springer



Radioactive Contamination Control by Atmospheric Dispersion Assessment of Airborne Indicator Contaminants: Numerical Model Validation

Ahmed Dahia^{1,2} · Djemai Merrouche¹ · Tahar Rezoug²

Received: 25 October 2016 / Accepted: 23 February 2018 / Published online: 8 March 2018
© Springer International Publishing AG, part of Springer Nature 2018

Abstract

In this work, a numerical model is proposed to estimate air concentration of released airborne radioactive contaminants ¹³¹I and ¹³⁷Cs. A Gaussian dispersion model is used to assess the atmospheric dispersion of radioactive contaminants released continuously from a nuclear power plant as a result of an accident. The model uses various input parameters such as source height, release rate, stability class, wind speed, and wind direction. The validation of the model was carried out by comparing its predicted values with published experimental data. The model was extensively tested by simulating several accidental situations. The main conclusion drawn from these tests is that for large downwind distances from the release point, the contaminant concentrations predicted by the model diverge drastically from measured data, while for short distances, the predicted values generally agree quite well with experimental data. The obtained activity concentrations range from 1.57×10^2 to 6.43×10^3 Bq/m³ for ¹³¹I and from 3.18×10^{-2} to 9.72×10^2 Bq/m³ for ¹³⁷Cs. The estimated standard deviation coefficients values range of 7.2 to 6847.7 m, and the maximum absolute error predicted by the model for these parameters was less than 5%.

Keywords Atmospheric dispersion · Fukushima accident · Radioactive contaminant · Gaussian model

1 Introduction

Radioactive pollution is currently one the major issues scientific and political authorities are tackling. The large amount of radioactive material potentially to be released as a consequence of a catastrophic accident in a nuclear power plant is a big threat to the safety of public health and environment.

After the Chernobyl accident, the International Atomic Energy Agency (IAEA) and the World Meteorological Organization (WMO) have mobilized the scientific community to test and validate numerical models of atmospheric dispersion to simulate an accidental release. To this end, several models have been developed, as the Lagrangian dispersion

model FLEXPART [1] that was firstly designed for calculating long-range and meso-scale dispersion of air pollutants released from point source and thereafter has evolved into a comprehensive tool for atmospheric transport modeling and analysis. The Hybrid Single Particle Lagrangian Integrated Trajectory (HYSPPLIT) model [2], developed by the National Oceanic and Atmospheric Administration's (NOAA) Air Resources Laboratory (ARL), has been configured to simulate the dispersion and deposition of nuclear material using surface-based information of nuclear explosions. The Gaussian models were developed under Polyphemus platform which contains several data assimilation methods that allow to couple models and measured data. This system is a fully modular platform relying on libraries and drivers to handle dispersion models. A noteworthy characteristic is its capacity to run multimodel simulations in order to evaluate uncertainties [3]. Many other models have been developed also at local and regional scales like the Eulerian atmospheric dispersion model MATCH (Meso-scale Atmospheric Transport and Chemistry Model) [4], UK Meteorological Office Model NAME [5], European Air Pollution and Dispersion Inverse Modeling (EURAD-IM) [6, 7], and Danish Rimpuff and Eulerian Accidental Release Model (DREAM) [8].

✉ Ahmed Dahia
dahia.univ@gmail.com

¹ Nuclear Research Center of Birine, B.P 180,
17200 Ain-Oussera, Djelfa, Algeria

² Aeronautical Sciences Laboratory, Aeronautics and Space Studies
Institute, Blida University 1, Blida, Algeria

The acquisition of these softwares is often out of reach because of either their prohibitive costs or licensing procedures disheartening. For these reasons, the development of simple and direct models could respond better to the needs of the analysis of any given accidental release scenario, specifically when the concentrations are in traces and/or it is not possible to get real time measurements.

To contribute to the worldwide efforts in providing safety and preparedness for emergency situations of nuclear accident and radiation, the aim of this investigation is to develop an algorithm for the evaluation of averaged daily activity concentrations in the air of Iodine 131 (half-life 2.3 h) and cesium 137 (half-life 30 years) following accidental emissions from a nuclear reactor site. The proposed model was chosen because of its simplicity, feasibility, and its extensive use worldwide to predict atmospheric diffusion coefficients.

To estimate the activity of the main radionuclides released to the atmosphere during an accident, the proposed model is based on the characteristics of the emission source (release rate, emission height, etc.). The equations describing the flow rates with concentrations are solved numerically.

The Fukushima Daiichi accident case has been selected to validate our model. The obtained results were compared to measured values in the particular scenario of radionuclides emission to the atmosphere. Under these conditions, the emission rate of each radionuclide considered in the study exceeded the current emission standards.

Fukushima Daiichi accident is considered to be the most severe accident ever experienced at a nuclear power plant [9–13]. Huge efforts have been devoted to estimate the radioactive inventory or source term of the release by coupling the atmospheric dispersion simulations and measurement data in device monitoring stations [14–19]. The source term analyses are additionally carried out by the Tokyo Electric Power Company (TEPCO) [20], Nuclear and Industrial Safety Agency (NISA) [21], and Institute for Radiological Protection and Nuclear Safety (IRSN) [22]. First estimations of this source term were obtained by Stohl et al., Schöppner et al., and Furuta et al. [18, 19, 23] from the ground-level observations for the air dose rate in Fukushima Daiichi which served as input data for the atmospheric dispersion simulations.

The concentrations values obtained in this study are compared with the time series measurements results of airborne radionuclides measured by monitoring devices in Fukushima Daiichi prefecture, Tsukuba City, and Takasaki City collected by TEPCO in 2011 after the accident. In our comparison study, other results of dose rates and air concentrations provided by Japan Atomic Energy Agency (JAEA) [23–25] in Tokai-mura Town (120 km northeast of Tokyo) have been used.

2 Methodology

2.1 Study Area and Environmental Data

Atmospheric dispersion simulations were carried out near to Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant (FDNPP) situated at 37° 25' N, 141° 2' E near to the pacific coast on the eastern side of Abukuma Highlands with an altitude up to 1000 m. After the earthquake and tsunami that hit Japan in March 2011, several units were destroyed causing a massive discharge of radionuclides in the air and the ocean as well. In this study, the main site characteristics of these units have been used as inputs for the simulation and are summarized in Table 1.

The monitoring stations around Fukushima Daiichi have detected high concentrations of ^{131}I and ^{137}Cs between March 12 and April 5, 2011, in the prefecture of Fukushima Daiichi, Tokai-mura Town, Takasaki City, and Tsukuba City (see Fig. 1) for which the geographical coordinates are summarized in Table 2. Based on these observations, numerical simulation has been performed to evaluate the daily measured concentrations of radionuclides.

Environmental conditions and measurements are the most sensitive inputs data used to evaluate the performance of the atmospheric model developed in this study because of the enormous quantities of radionuclides released into the atmosphere, and no dust sampling data were available [14]. The results depend strongly on the meteorological conditions throughout the atmospheric transport of the radioactive material. Model data for the comparisons at the local scale are not available due to the difficulty in producing satisfactory meteorological fields at this scale [30].

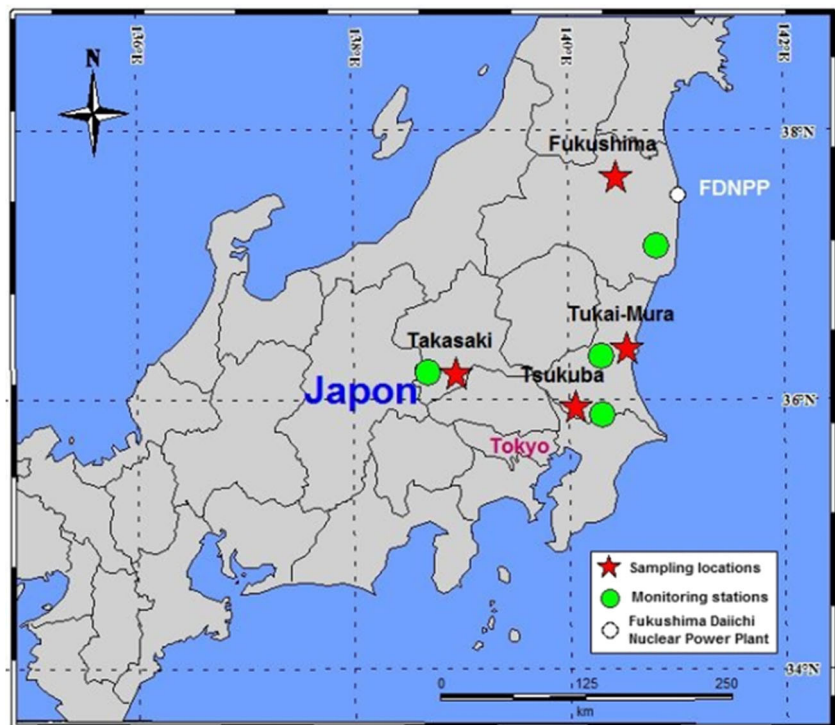
Meteorological data such as wind speed, wind direction, and atmospheric stability category, measured after Fukushima Daiichi accident and collected by TEPCO and NISA [20, 21], are given as inputs to the model (see Table 3). In this work, these study parameters were investigated based on the Regulatory Guide 1.145 [31], for design basis accidental releases [32].

In March 12, 2011, there was a major release located at NNW of Fukushima Daiichi NPP, 4.5 h after explosion [9]. The wind has changed direction in March 13 to the southwest then northwest, respectively, with a speed of 4.1 to 1.2 m/s. In March 14, the frequency of the wind was low;

Table 1 Site characteristics of Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant [26–29]

Parameters	Characteristics site
Height of the reactor buildings	58 m
The release height	Set to 120 m
Terrain elevation	Varies between 100 and 520 m above sea level

Fig. 1 Map of environmental monitoring areas surrounding Fukushima Daiichi NPP (reproduced by the authors)



the wind speed recorded at the beginning of the day was 0.3 m/s in the northeast direction. The release considered in March 15, 2011, is calculated based on the meteorological wind speed 4.0 m/s in the NE direction, and in March 16, the wind direction is considered to be in the WNW direction with the speed of 4.9 m/s. After these dates, the concentrations in areas near the affected site become higher due to the low wind speeds, which vary between 0.4 and 3 m/s in the WNW and WSW directions, respectively.

2.2 Simulation Setup and Input Data

In this work, the calculations were carried out under the assumption of several constant release rates. The dust sampling data for discharge rates in the early phase of the accident used in Eq. (1) are those obtained by Chino et al. [14] to estimate the preliminary rate of release into the atmosphere of Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident. The release rates during the limited periods of the studies of ^{131}I and ^{137}Cs are summarized in Table 4. On March 12, a release rate of 3.7×10^{10} Bq/h is considered start at 13:00 [33] causing a

large amount of dry deposition estimated to be 8×10^3 Bq/m³. On March 13, the plume passed over the nuclear power plant in Onagawaon [27]. Afterward (on March 14th 2011), the plume was transported mainly toward the ocean, and the release was assumed to have an emission rate of 10^{13} to 10^{14} Bq/h with 1.5×10^2 Bq/m³ of ^{131}I escaping from NPP units 1 and 3. On March 15, a significant increase of this concentration up to 1.5×10^3 Bq/m³ was observed with an emission rate of 10^{16} Bq/h of ^{131}I in the NW direction due to the major hydrogen explosions which deteriorated the suppression chamber of unit 2, resulting in very high doses caused by the wet deposition fallen out that day at night. Maximum activity concentrations of ^{131}I found in air were around 1.0×10^3 Bq/m³ which was measured in the time period between 19 and 23 March 2011. During the last 10 days of March, two major releases have been reported: the first one on March 20 and the second on March 30 2011. These events were additionally disclosed on May 28 by TEPCO [28] and on June 3 by the Ministry of Economy, Trade and Industry (METI) [29]. The concentrations of these releases were about 5.50×10^2 and 2.86×10^3 Bq/m³ for ^{131}I and ^{137}Cs ,

Table 2 Areas around Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant

No.	Sampling point	Latitude	Longitude	Distance from the FDNPP
1	Fukushima Daiichi Prefecture	37° 21' 48.50" N	140° 59'44.70"E	–
2	Tokai-mura Town	36° 43' 56" N	140° 60' 25"E	110 km
3	Tsukuba City	36° 19' 18.8" N	139° 00'11.8"E	175 km
4	Takasaki City	36° 05' 01" N	140° 04'35"E	203 km

Table 3 Meteorological data collected from the web sites of TEPCO and NISA [20, 21]

Date (DD/MM/YYYY)	Time	Wind speed (m/s)	Direction
12/03/2011	13:12	1.8	SE
13/03/2011	20:30	4.0	W
14/03/2011	14:14	2.6	NNW
15/03/2011	13:00	4.0	NE
16/03/2011	–	4.9	WNW
18/03/2011	–	4.7	W
20/03/2011	–	2.1	SW
21/03/2011	18:21	2.6	NW
22/03/2011	14:50	0.5	W
23/03/2011	02:20	3.2	N
24/03/2011	22:03	0.8	ESE
25/03/2011	13:38	0.7	NNW
26/03/2011	12:24	2.9	NNW
27/03/2011	11:38	0.5	S
28/03/2011	11:41	0.5	N
29/03/2011	12:17	1.2	WNW
30/03/2011	12:05	0.9	S
31/03/2011	12:26	0.8	WSW
01/04/2011	10:39	0.9	WNW
02/04/2011	10:28	0.4	NW
03/04/2011	16:36	0.6	WNW
05/04/2011	13:11	0.7	WNW

respectively, with emission rate of 10^{14} Bq/h. Activity concentrations of ^{137}Cs in air were between 10 and 100 Bq/m³ during March and the beginning of April. After that, the activity concentrations remain above 100 Bq/m³ till mid-April and the atmospheric release from Fukushima Daiichi NPP was reduced and became steady (in the order of 10^{11} – 10^{10} Bq/h).

It should be noted that the release rate of ^{137}Cs was estimated from the activity ratio of ^{131}I to ^{137}Cs which vary in the range of 1.1 to 131 (Table 4).

3 The Mathematical Model

The numerical model of the atmospheric transport of radionuclides developed in this study is based on the generalized standard Gaussian plume approach of continuous release. The Gaussian approach, compared with Euler and Lagrange models, cannot be applied to complex terrain and consider the land to be flat, without reliefs or obstacles with a spatial variability of meteorological fields. The model requires the following input data: atmospheric data (wind speed and direction, the mixing layer height), atmospheric stability category, roughness length and

information about the release duration, the amount of material released, and source height [34]. Therefore, the total airborne activity concentration is described as follows:

$$C(x,y,z,H) = \frac{Q}{2\pi U \sigma_y \sigma_z} \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right) \left\{ \exp\left[-\frac{(z-H)^2}{2\sigma_z^2}\right] + \exp\left[-\frac{(z+H)^2}{2\sigma_z^2}\right] \right\}, \tag{1}$$

where $C(x,y,z,H)$ is the downwind concentration of the radionuclide in air due to a continuous release from the source (Bq/m³), for a given emission rate Q (Bq/s), U is the average wind speed at source height (m/s), σ_z and σ_y are the diffusion coefficients of concentration in the lateral and vertical directions, respectively (m) [35, 36], H is the effective release height which is the sum of source height and plume rise (m), x is the downwind distance from the source (m), and y and z are, respectively, the lateral and vertical distances from the plume centerline (m). The coordinates x, y, z are oriented in the direction of the mean wind velocity, vertical and normal to wind velocity, respectively (Fig. 2).

From Eq. (1), we can deduce the normalized concentration parameter which is commonly parameterized by the ratio between the radiological activity concentration C and the released rate Q :

$$Xn = \frac{C}{Q}. \tag{2}$$

The effective release height H is used in the dispersion equation, as describe in Eq. (3). The effective release height is higher than the emission point h_g (geometric height) (m) due to the transport of the plume and is proportional to the plume rise Δh (m) which varies with downwind distance x (see Fig. 2),

$$H = h_g + \Delta h. \tag{3}$$

In the calculation model, subroutines were used as modules to calculate the effective release height, the lateral and the vertical diffusion coefficient, and the radionuclide air concentration at the effective height at downwind distance for a definite release rate.

3.1 Wind Speed

Another parameter should be taken under consideration in developing a dispersion model is the increase of wind speed with height above the surface. The Gaussian model assumes that the concentration is partly determined by the wind speed at the plume elevation. The relationship between the effective release height H and the altitude z

Table 4 Release rates of ^{131}I , release duration, release time of radioactive plume, and radioactivity ratios of $^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs}$ estimated by Chino et al. [14]

Sampling date N°	Release rate (Bq/h)	$^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs}$	Released time of sampled air	Duration
1	2.3×10^{13}	10	3/14 21:00	3/12 10 to 3/14 23
2	3.5×10^{14}	8.8	3/15 1:00	3/14 23 to 3/15 09
3	1.0×10^{16}	10	3/15 13:00	3/15 09 to 3/15 15
4	2.1×10^{14}	70	3/16 4:00	3/15 15 to 3/17 06
5	8.0×10^{14}	41 ^a	3/18 8:00	3/17 06 to 3/19 15
6	3.8×10^{14}	11	3/20 22:00	3/19 15 to 3/21 03
7	1.4×10^{14}	131 ^b	3/21 8:00	3/21 03 to 3/21 21
8	4.1×10^{14}	87 ^b	3/22 9:00	3/21 21 to 3/22 23
9	7.1×10^{14}	80	3/23 12:00	3/22 23 to 3/24 00
10	1.9×10^{14}	66	3/24 12:00	3/24 00 to 3/25 00
11	5.6×10^{13}	45	3/25 12:00	3/25 00 to 3/26 11
12	4.0×10^{12}	23	3/27 9:00	3/26 11 to 3/28 00
13	7.5×10^{12}	1.6	3/29 10:30	3/28 10 to 3/30 00
14	1.8×10^{14}	1.3	3/30 14:00	3/30 00 to 3/31 00
15	2.4×10^{13}	5.3	3/31 9:30	3/31 00 to 3/31 22
16	1.8×10^{12}	1.1	4/1 9:30	3/31 22 to 4/02 09
17	1.8×10^{12}	3.1	4/3 8:00	4/02 09 to 4/04 09
18	7.0×10^{11}	4.9	4/5 10:00	4/04 09 to 4/06 00

^a Interpolated from the ratios of N° 3 and 5 because only ^{131}I was measured

^b Applied the $^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs}$ ratio measured at other points because only ^{131}I was measured

allows us to calculate the average wind speed described in Eq. (4), which is frequently measured at 10 m:

$$U = U_{10} \left(\frac{H}{z} \right)^p, \tag{4}$$

where U_{10} is the observed wind speed at a height of 10 m (m/s), z is the elevation (m), and p is the wind profile exponent

estimated by Irwin [37] depending on the underlying surface, the diffusion category, and the stability class. For class C (slightly unstable), $p = 0.20$.

3.2 Standard Deviation Coefficients

In the Gaussian equation (Eq. 1), the values of the diffusion coefficients are defined as functions of the stability class and

Fig. 2 Representation of the dispersion according to the Gaussian plume model [14]

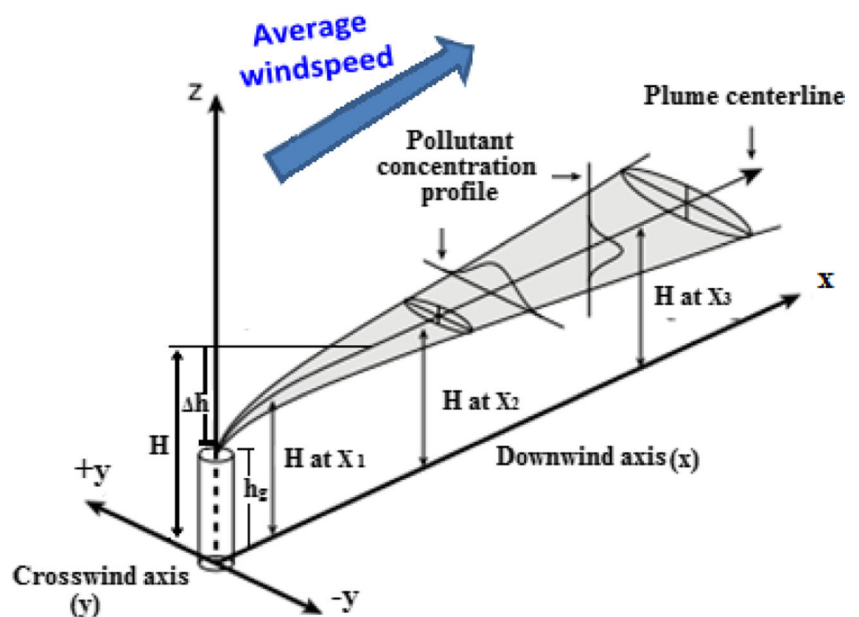


Table 5 Constants used to calculate lateral and vertical diffusion coefficients [38]

Power law exponents and coefficients for (σ_z)						
Stability class	Downwind distance (m) 100 < x ≤ 500 m		Downwind distance (m) 500 < x ≤ 5000 m		Downwind distance (m) x > 5000 m	
	a	b	a	b	a	b
A = 1	0.0383	1.281	0.0002539	2.089	0.0002539	2.089
B = 2	0.1393	0.9467	0.04936	1.114	0.04936	1.114
C = 3	0.1120	0.9100	0.1014	0.926	0.1154	0.9109
DD = 4	0.0856	0.8650	0.2591	0.6869	0.7368	0.5642
DN = 5	0.0818	0.8155	0.2527	0.6341	1.297	0.4421
E = 6	0.1094	0.7657	0.2452	0.6355	0.9204	0.4805
F = 7	0.05645	0.8050	0.1930	0.6072	1.505	0.3662

Power law exponents and coefficients for (σ_y)				
Stability class	Downwind distance (m) x < 10,000 m		Downwind distance (m) x ≥ 5000 m	
	c	d	c	d
A = 1	0.495	0.873	0.606	0.851
B = 2	0.310	0.897	0.523	0.840
C = 3	0.197	0.908	0.285	0.867
DD = 4	0.122	0.916	0.193	0.865
DN = 5	0.122	0.916	0.193	0.865
E = 6	0.0934	0.912	0.141	0.868
F = 7	0.0625	0.911	0.080	0.884

the downwind distance (x) from the source. The standard deviation for (A-B), (B-C), and (C-D) classes are taken as mean values.

Many schemes for evaluating the diffusion coefficients have been developed and are widely used in the development of Gaussian plume models [38, 39]. In this study, the approach proposed by Caraway is used [40]:

$$\sigma_z = ax^b; \tag{5}$$

$$\sigma_y = cx^d, \tag{6}$$

where a, b, c, and d are coefficients that depend on the stability class and distance. They are given in Table 5.

The modeling of the atmospheric dispersion of radionuclide requires information on the atmospheric stability. The estimation of lateral (σ_y) and vertical (σ_z) plume diffusion as a function of downwind distance is based on the Pasquill-Gifford (PG) stability classes illustrated in Table 6, which are widely used in Gaussian plume dispersion models.

Stability classes are generally defined using letter designations from A to F, where A represents the most unstable atmospheric conditions (most diffusive, largest σ_y and σ_z values), B for the unstable, C for the slightly unstable, D for neutral, E for the slightly stable, and F represents the most stable (less diffusive, smallest σ_y and σ_z values). In addition,

Table 6 Pasquill-Gifford stability class [35]

Surface wind speed (m/s)	Daytime insolation			Nighttime	
	Strong	Moderate	Slight	Thin overcast > 4/8 low cloud cover	< Cloud cover
<2	A	A-B	B	F	F
2-3	A-B	B	C	E	F
3-5	B	B-C	C	D	E
5-6	C	C-D	D	D	D
>6	C	D	D	D	D

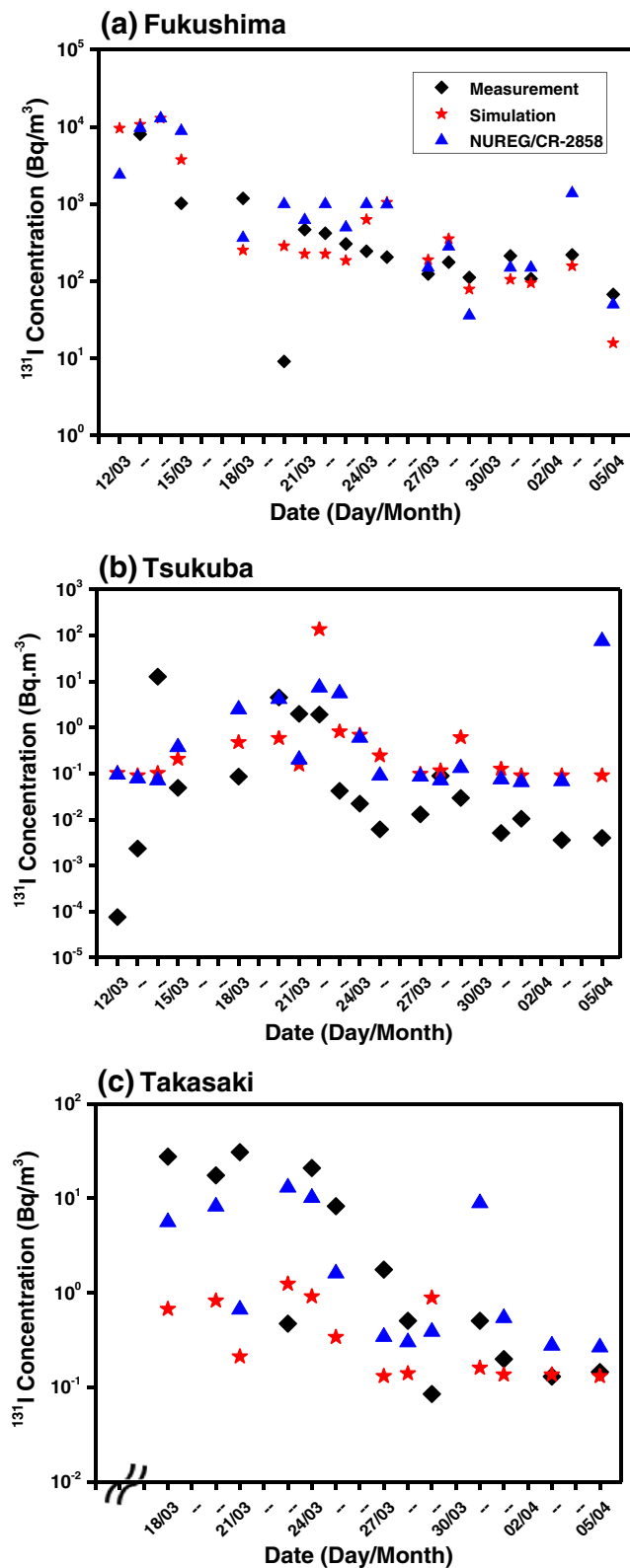


Fig. 3 Comparison of ^{131}I temporal variation concentration between measurements and calculations in logarithmic scale. The estimations are based on the devices results collected by TEPCO in 2011 [20, 28, 42]

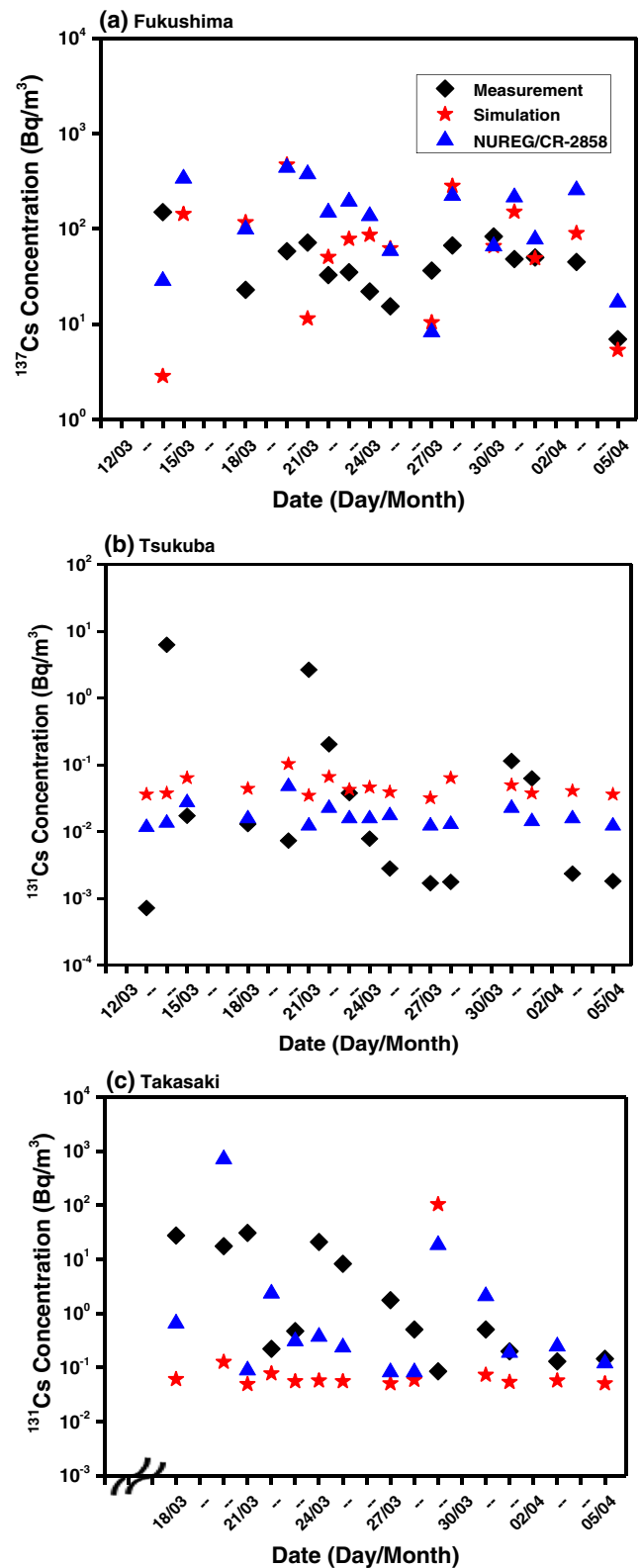


Fig. 4 Comparison of ^{137}Cs temporal variation concentration between measurements and calculations in logarithmic scale. The estimations are based on the devices results collected by TEPCO in 2011 [20, 28, 42]

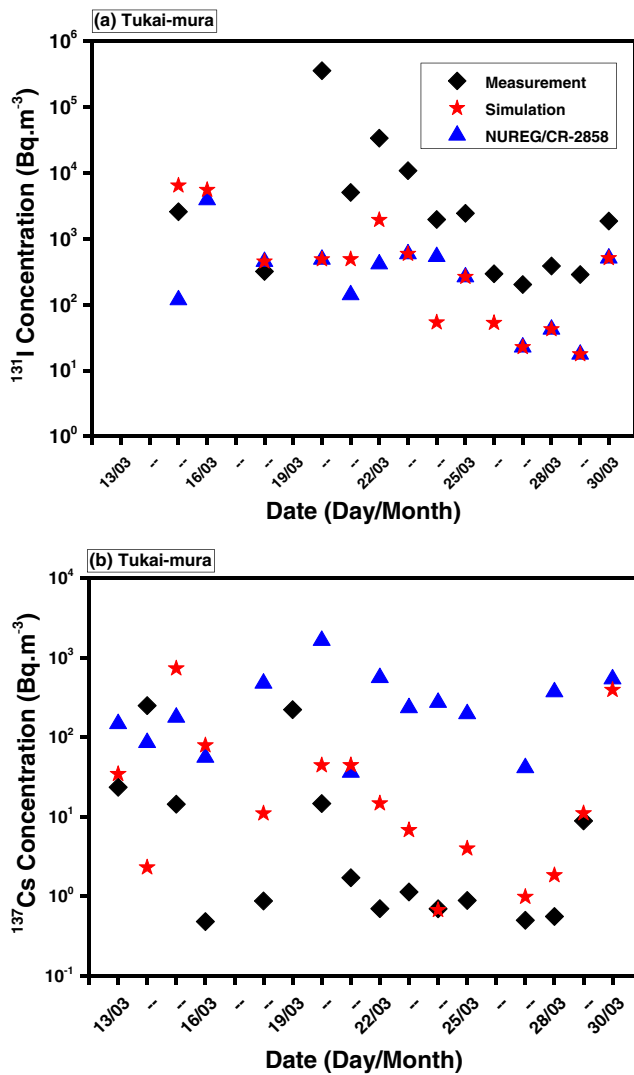


Fig. 5 Comparison of ^{131}I and ^{137}Cs temporal variation concentration between measurements and calculations in logarithmic scale using JAEA data at Tokai-mura Town [23–25, 42]

for extremely stable conditions an additional stability class G is defined [39].

4 Results and Discussion

The model starts by plotting the concentration curves and the daily radioactivity decays of the previous time period. Afterward, it evaluates the lateral and vertical diffusion coefficients.

A comparison is made between time series results of airborne radionuclide measurements recorded by TEPCO and the calculated concentrations in various regions around Fukushima Daiichi Nuclear site. The emission rates of ^{131}I and ^{137}Cs estimated by Chino et al. [14] are used in this study (Table 4). It should be noted, however, that the model does not

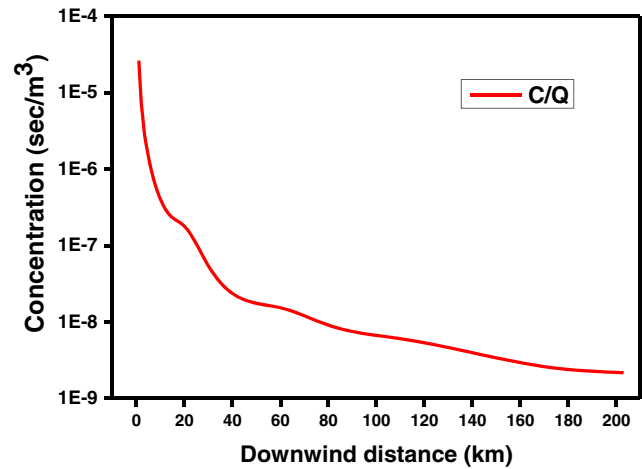


Fig. 6 The normalized concentration pollutant X_n versus downwind distance x

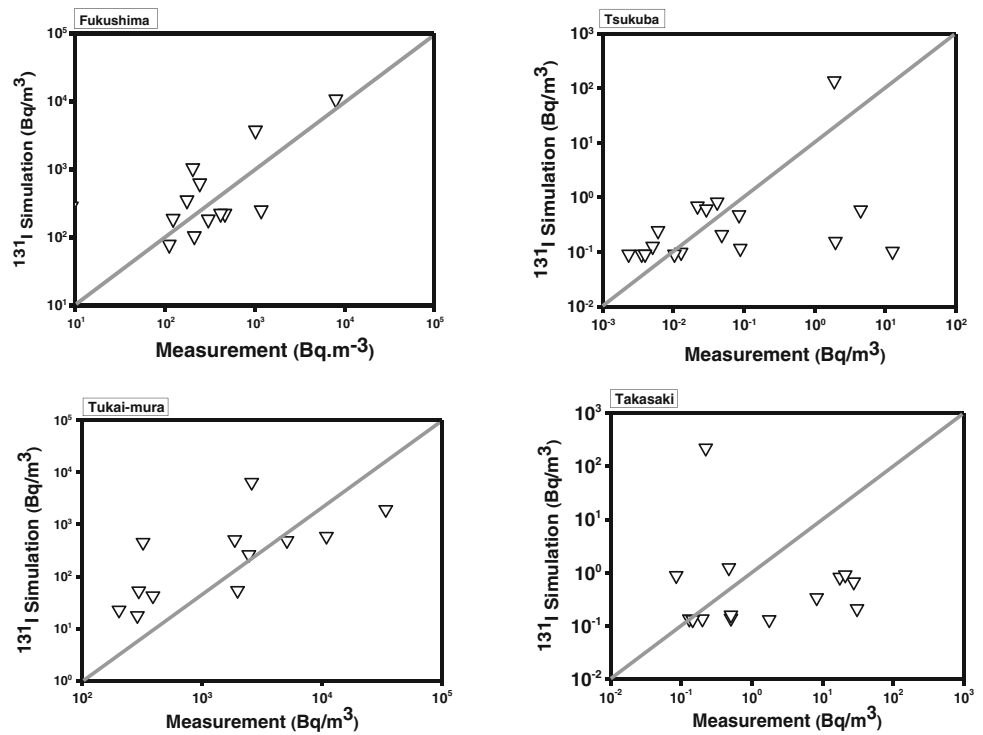
take into account the geographic complexity of the land, and considers it to be flat, without reliefs or obstacles with a spatial variability of meteorological fields.

By comparing the results of the different cities around the affected site, concentration dissimilarities were observed in various regions. These variations in concentration are due to the effect of leaching, except in 12 and 15 March where the successive explosions of hydrogen at unit 1 and suppression chamber of unit 2 took place [41]. Two other major explosions happened on 20 and 30 March.

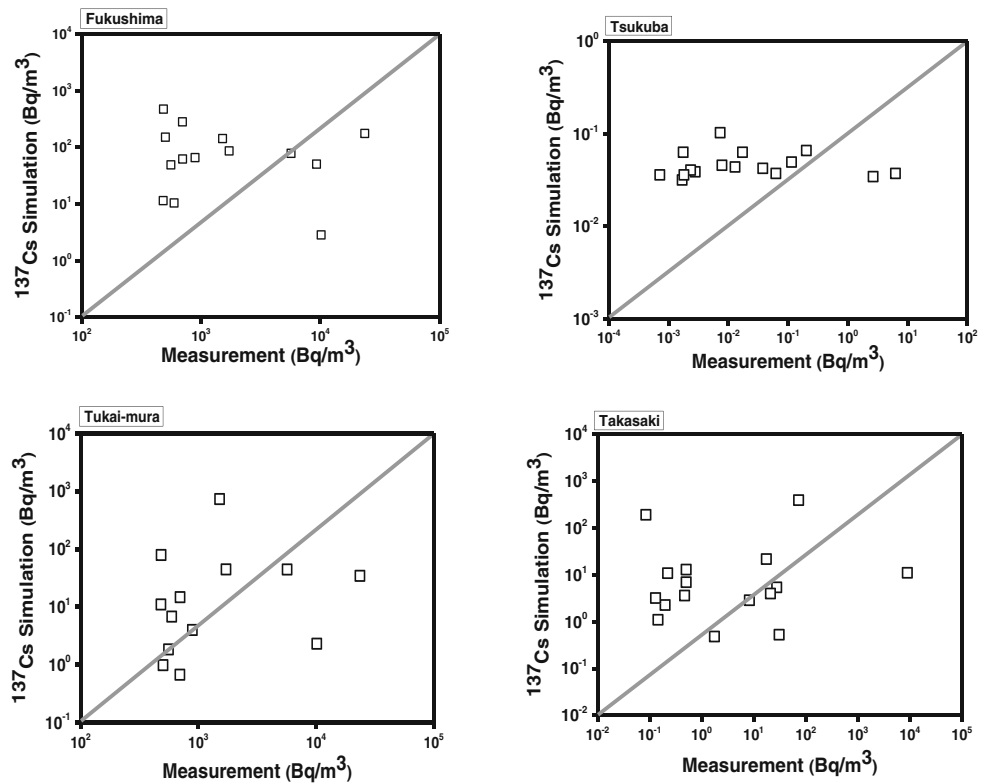
For the first days of accident, the estimated concentration reported by several researchers on atmospheric dispersion [14, 16–19, 23] indicates a very high concentrations of ^{131}I in the NW direction of the order of 10 kBq/m^3 which were measured in the time period between March 19th–23rd 2011, and remained above 100 Bq/m^3 until mid-April because of the explosions. This released amount of activity is critical. Small and decreasing values were observed at the beginning of April. The activity concentrations of ^{137}Cs in air at Fukushima Daiichi NPP were between 10 and 100 Bq/m^3 during March and the beginning of April, and according to IAEA scientific and technical publications [42], high levels of radioactivity more than 100 Bq/m^3 were measured.

Figures 3, 4, and 5 show the increase and then the decrease in the calculated concentration of ^{131}I for the entire simulation period. The analysis of the initial stage of liberation reveals that the cumulative concentrations near the reactor site had a strong impact on the cloud that was transported in various directions. The simulated concentration values are higher compared to the measured values at all locations, except in Takasaki City where the simulated values are lower. These differences may be attributed to model calculation errors due to local weather conditions and to terrain specifications (terrain complexity with relief or obstacles) [43]. The minimum and maximum calculated activity concentrations of ^{131}I in air

Fig. 7 **a** Model-data comparisons for ^{131}I . **b** Model-data comparisons for ^{137}Cs



(a) Model-data comparisons for ^{131}I .



(b) Model-data comparisons for ^{137}Cs .

are 1.57×10^2 and 3.75×10^4 Bq/m^3 , respectively. NUREG/CR-2858 overestimated slightly these values.

In the area close to Fukushima Daiichi, the comparison is almost perfect (Figs. 3a and 4a), and our results are in

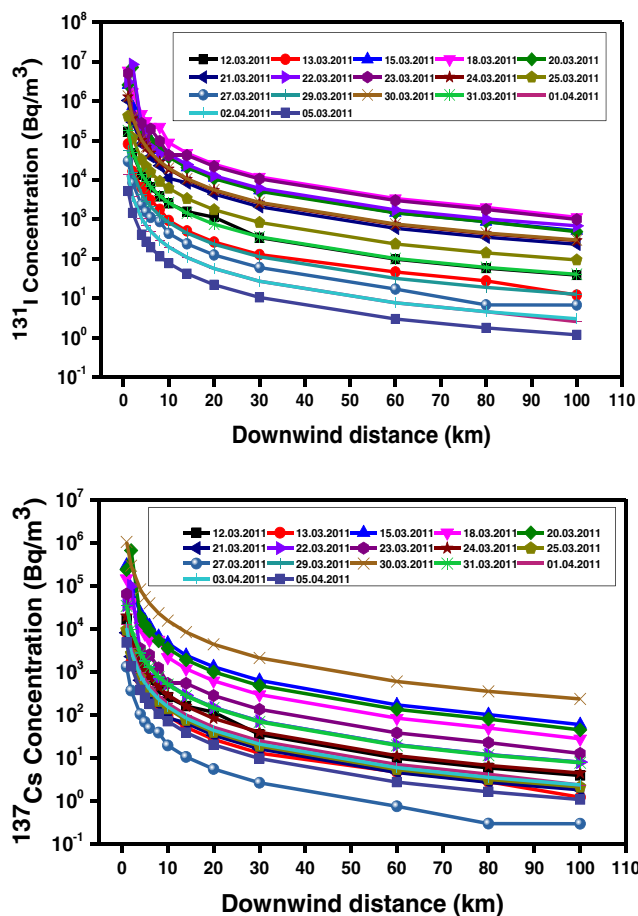


Fig. 8 Radioactive decay profiles of ¹³¹I and ¹³⁷Cs during simulation period as a function of downwind distance

agreement with the measured data for both radioelements. The minimum and maximum estimated concentrations of ¹³¹I are around 15.6 and 1.7×10^4 Bq/m³, respectively, while the measured concentrations are 9.02 and 8.3×10^3 Bq/m³ (slightly lower). The ¹³⁷Cs maximum activity concentration estimated by our model (2.81×10^2 Bq/m³) is in the same order of magnitude as the measured value by TEPCO and obtained by NUREG/CR-2858 (1.5×10^2 and 4.40×10^2 Bq/m³, respectively). The same finding was obtained for Tsukuba City (Figs. 3b and 4b) where the calculated curve is very similar to NUREG/CR-2858 curve.

However, in Takasaki City (Figs. 3c and 4c), the measured concentrations of ¹³¹I remain higher, ranging between 8.48×10^{-2} and 30.7 Bq/m³, whereas the activity for the two nuclides is substantially underestimated by our model compared to NUREG/CR-2858 code. The lowest simulated value was 1.24 Bq/m³ obtained on March 23, 2011. This estimated value is not in agreement with the measured value given by TEPCO. The large discrepancies between estimated and measured values observed may be attributed to the Gaussian model itself (validity of the model for large distances from the emission source) or to the validity of the radioactive measurements

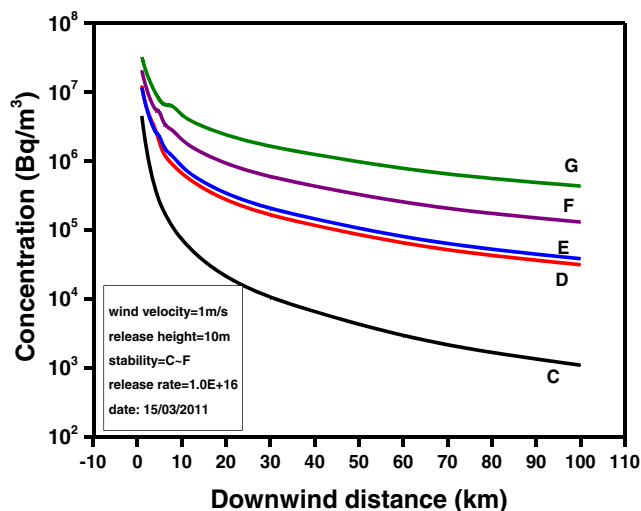


Fig. 9 Distribution of airborne radioactivity concentrations at 10-m height level prepared for each atmospheric stability class

made in the first 3 weeks after the accident, where the JPX38 and JPP38 noble gas measurement stations were significantly affected [44].

At Tukai-mura, the closest town to Fukushima Daiichi NPP, it can be seen from Fig. 5a, b that the global analysis of the results obtained by the model shows a reasonable agreement with NUREG/CR-2858 data for ¹³¹I. However, we note that the model overestimates threefold the concentrations of ¹³⁷C recorded on March 15. The best maximum calculated activity concentration for ¹³¹I is about 6.43×10^3 Bq/m³, whereas the mean measured concentration on the morning of March 15 was about 2.58×10^3 Bq/m³. The value estimated by NUREG/CR-2858 for the same day is 1.18×10^2 Bq/m³. The largest value estimated by NUREG/CR-2858 on March 20, 2011, is 1.64×10^3 Bq/m³. A much better achievement was obtained by the model in assessing activity concentration values for March 18 completely superposed the measured values.

Generally, the reasons for the discrepancy between simulations and measurements can be multiple. The obtained results might be affected by the release of enormous amount of radionuclides which took place in the first days of the accident, probably due to accident conditions at units 2, 3, and 4. Hence, the release rates could not be determined, and doses exceeded the detection limits. Also, the use of meteorological data (wind velocity and direction) at that time cannot be representative at a larger scale. In fact, from March 16, the wind direction was toward the sea, and source term could not be ascertained [33].

Figure 6 illustrates the normalized concentration distribution of radionuclide radioactivity for the release rate calculated using Eq. (4) versus the downwind distance for atmospheric stability class (Pasquill C). As shown in Fig. 6, the normalized concentration values decrease rapidly from 2.6×10^{-5} to 2.17×10^{-9} s/m³ as downwind distance increases. After a

Table 7 Comparison at various distances of σ_y and σ_z as obtained from simulation, NUREG/CR-2858 code, Tuner, MacMullen, and Martin equations, for stability class C

Distance (km)	Present work	NUREG/CR-2858	Tuner	MacMullen	Martin	Mean value	Error (%)
(a) Lateral diffusion coefficient σ_y							
0.1	12.9	13.4	13	12	13	12.85	0.78
0.3	35.0	36.1	34	35	35	35.05	0.07
0.5	55.6	57.2	56	55	56	56.05	0.80
1.0	107	104.3	105	105	104	104.57	2.31
2.0	200	195.8	200	197	193	196.45	1.80
4.0	374.1	367.4	370	368	359	366.1	2.18
10.0	855.7	844.2	840	833	815	833.05	2.71
20.0	1600.3	1584.2	1540	1530	1514	1542.05	3.77
40.0	2992.7	2972.6	2800	2792	2814	2844.65	5.20
100.0	6847.7	6830.7	No data	No data	No data	6830.70	0.24
(b) Vertical diffusion coefficient σ_z							
0.1	7.2	7.5	7	7	8	7.37	2.37
0.3	19.9	20.4	20	20	20	20.10	0.99
0.5	32	32.5	32	32	32	32.12	0.31
1.0	61.1	60.8	61	61	61	60.95	0.24
2.0	114.9	115.6	115	115	115	115.15	0.21
4.0	216.1	220.5	220	217	216	218.37	1.04
10.0	497.8	507.9	510	502	497	504.22	1.27
20.0	936.1	955	950	942	934	945.25	0.96
40.0	1760.2	1765.7	1800	1767	1757	1772.42	0.68
100.0	4056.8	4137.2	No data	No data	No data	4137.20	1.94

distance of 120 km, the normalized concentration remained slightly stable. The concentration values for ^{131}I and ^{137}Cs depend on the local thermal stability class, the type of the radionuclide, and its half-life.

Some typical model-data comparisons are illustrated in Fig. 7a, b. These figures show a scatter plot of simulated data versus daily observed data ^{131}I and ^{137}C concentration values for all monitoring locations. A few singular values of ^{131}I are underestimated at Takasaki city and Tukai-mura Town and slightly overestimated at Tsukuba City for both elements. These results are probably due either to the delay in the plume arrival time or the radioactivity accumulation induced by the wind and turbulence. However, for some meteorological conditions, wind may be different at different times. Thus, with a strong wind and poor effluent discharge conditions such as too low source emission, insufficient ejection speed, etc., there might be a fallout plume phenomenon to the ground, and a wide dispersion of radioactivity may occur in the air. However, in the case of slow wind, the radioactivity increases and concentrates near the source emission zones.

Figure 8 shows the decay of ^{131}I and ^{137}Cs concentrations, respectively. We remark an increase in the concentration following the three explosions that occurred on March 15, 20, and 30, 2011. These findings are caused by the change in the wind speed intensity which has played a very important role in

the concentrations distribution (see Table 3) [45]. It should be noted that the loss processes during the transport due to dry and wet deposition was not taken into account in this study.

Using these results, the concentration distribution was determined at 10-m height level for each atmospheric stability class and release rate. The data for March 15, 2011, have been selected for this test, see Fig. 9. Based on the results presented in Fig. 9, one can notice that the model gives a correct estimation near the source in unstable cases; however, it gives overestimated values in neutral and stable cases.

As shown in Table 7, the lateral deviation values σ_y , obtained by the model are higher compared with vertical deviation values σ_z . The low σ_y indicates that the plume reaches the ground level at large distances from the source. The minimum values for σ_z and σ_y are 7.2 m and 12.9 m at 0.1-km downwind distance, respectively, but the maximum values are 4056.8 and 6847.7 m at 100 km from the source. Based on these results, one can conclude that the deviation coefficients increase significantly with distance.

In order to check the accuracy of these two parameters, our results were compared with those obtained by NUREG/CR-2858 code, Turner, McMullen, and Martin equations [38] for the same class of stability (class C). The errors for both σ_y and σ_z were calculated based on the mean value of the four latest approaches and the values obtained in the present work

(Table 7). The errors vary from 0.78 to 5% for σ_y , and from 0.21 to 2.37% for σ_z . We can see that the calculated results are quite satisfactory.

5 Conclusions

A simple and versatile atmospheric dispersion model that uses the Gaussian plume approach was developed to assess accidental radioactivity contamination of ^{131}I and ^{137}Cs radionuclides. The recorded data of the Fukushima Daiichi nuclear accident, mainly those performed at Fukushima Daiichi prefecture, Tukai-mura Town, Tsukuba City, and Takasaki City during the time period March 12 to April 5, 2011, were used to assess the model. Source emission height, release rate, stability class, wind speed, and wind direction are the principal inputs to the proposed model. The assessment analysis of the model was carried out by comparing the model predicted concentrations with the monitoring station measurements collected by TEPCO, JAEA in 2011 and published by IAEA.

The analysis indicates that the significant amount of radioactive materials released into the atmosphere is a result of the explosions that took place after the main accident. For the atmospheric situations under study, the maximum ground level concentrations obtained are $6.43 \times 10^3 \text{ Bq/m}^3$ for ^{131}I and $9.72 \times 10^2 \text{ Bq/m}^3$ for ^{137}Cs .

Based on this study, we conclude that the main difficulties one faces in the assessment of radionuclide concentrations using numerical dispersion models are the validity of the radiation recorded data and the accuracy of topographic and environmental data.

Finally, to improve the quality of the present work, the main suggestions would be to include more parameterizations and more details in the model and explore the use of non-Gaussian dispersion methodology.

Acknowledgments This work was carried out as part of an internal project in Birine Nuclear Research Center (CRNB) and was supported by funding from the Algerian Atomic Energy Commission (COMENA). Authors thank the Laboratory of Aeronautics Science of Blida University that hosted and provided all the help to get this work underway. Authors express also their gratitude to Pr. Khelifa Abdellah from Blida University, Mr. Aguedal Hakim from Mostaganem University, Algeria, Dr. Ezzeddine F. Hutli from Budapest University of Technology and Economics, and Ms. Csilla Rudas from Centre for Energy Research Hungarian Academy of Science, Hungary, for their useful comments and suggestions to the manuscript of this work.

References

1. Stohl, A., Forster, C., Frank, A., Seibert, P., & Wotawa, G. (2005). Technical note: The Lagrangian particle dispersion model FLEXPART version 6.2. *Atmospheric Chemistry and Physics Journal*, 5(9), 2461–2474. <https://doi.org/10.5194/acp-5-2461-2005>.
2. Rolph, G. D., Ngan, F., & Draxler, R. R. (2014). Modeling the fallout from stabilized nuclear clouds using the HYSPLIT atmospheric dispersion model. *Journal of Environmental Radioactivity*, 136, 41–55. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2014.05.006>.
3. Quélo, D., Krysta, M., Bocquet, M., Isnard, O., Minier, Y., & Sportisse, B. (2007). Validation of the Polyphemus platform on the ETEX, Chernobyl and Algeciras cases. *Atmospheric Environment Journal*, 41(26), 5300–5315. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.02.035>.
4. Persson, C., Langner, J., & Robertson, L. (1996). Air pollution assessment studies for Sweden based on the MATCH model and air pollution measurements. In S. E. Gryning & F. A. Schiermeier (Eds.), *Air pollution modeling and its application XI, NATO · Challenges of Modern Society* (Vol. 21, pp. 9–18). Boston, MA: Springer. https://doi.org/10.1007/978-1-4615-5841-5_15.
5. Jones, A., Thomson, D., Hort, M., & Devinich, B. (2007). The UK Met Office's next-generation atmospheric dispersion model, NAME III. In C. Borrego & A.-L. Norman (Eds.), *Air pollution modeling and its application XVII* (pp. 580–589). New York: Springer.
6. Hass, H., Jakobs, H. J., & Memmesheimer, M. (1995). Analysis of a regional model (EURAD) near surface gas concentration predictions using observations from networks. *Meteorology and Atmospheric Physics*, 57(1–4), 173–200. <https://doi.org/10.1007/BF01044160>.
7. Elbern, H., Strunk, A., Schmidt, H., & Talagrand, O. (2007). Emission rate and chemical state estimation by 4-dimensional variational inversion. *Journal of Atmospheric Chemistry and Physics*, 7(14), 3749–3769. <https://doi.org/10.5194/acp-7-3749-2007>.
8. Brandt, J., Christensen, J. H., & Frohn, L. M. (2002). Modelling transport and deposition of caesium and iodine from the Chernobyl accident using the DREAM model. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2(5), 397–417. <https://doi.org/10.5194/acp-2-397-2002>.
9. NEA/OECD Nuclear Energy Agency. (2013). The Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident: OECD/NEA Nuclear safety response and lessons learnt. Report N° 7161. <https://www.oecd-nea.org/pub/2013/7161-fukushima> 2013.pdf.
10. Morino, Y., Ohara, T., & Nishizawa, M. (2011). Atmospheric behavior, deposition, and budget of radioactive materials from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant in March 2011. *Geophysical Research Letters*, 38(7), L00G11. <https://doi.org/10.1029/2011GL048689>.
11. NISA. Nuclear and Industrial Safety Agency. (2011). Nuclear emergency response headquarters government of Japan. Report of Japanese Government to the IAEA, Ministerial Conference on Nuclear Safety, -The Accident at TEPCO's Fukushima Nuclear Power Stations-.
12. IAEA. International Atomic Energy Agency. (2015). The Fukushima Daiichi accident: report by the Director General. STI/PUB/1710. ISBN:987–92–0-107015-9.
13. Terumi, D., Yoshihito, O., Hiroyuki, K., Kenso, F., Yoshiaki, S., & Kazuki, I. (2015). Radiocaesium activity concentrations in parmelioid lichens within a 60 km radius of the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant. *Journal of Environmental Radioactivity*, 146, 125–133. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2015.04.013>.
14. Chino, M., Akayama, H., Nagai, H., Terada, H., Katata, G., & Yamazawa, H. (2011). Preliminary estimation of release amounts of ^{131}I and ^{137}Cs , accidentally discharged from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant into the atmosphere. *Journal of Nuclear Science and Technology*, 48(7), 1129–1134. <https://doi.org/10.1080/18811248.2011.9711799>.
15. Kawamura, H., Kobayashi, T., Furuno, A., In, T., Ishikawa, Y., Nakayama, T., & Awaji, T. (2011). Preliminary numerical experiments on oceanic dispersion of ^{131}I and ^{137}Cs discharged into the

- ocean because of the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant disaster. *Journal of Nuclear Science and Technology*, 48(11), 1349–1356. <https://doi.org/10.1080/18811248.2011.9711826>.
16. Katata, G., Ota, M., Terada, H., Chino, M., & Nagai, H. (2012). Atmospheric discharge and dispersion of radionuclides during the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. Part I: Source term estimation and local-scale atmospheric dispersion in early phase of the accident. *Journal of Environmental Radioactivity*, 109, 103–113. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2012.02.006>.
 17. Katata, G., Terada, H., Nagai, H., & Chino, M. (2012). Numerical reconstruction of high dose rate zones due to the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. *Journal of Environmental Radioactivity*, 111, 2–12. <https://doi.org/10.5194/acp-12-2313>.
 18. Stohl, A., Seibert, P., Wotawa, G., Arnold, D., Burkhardt, J. F., Eckhardt, S., & Yasunari, T. J. (2012). Xenon-133 and caesium-137 releases into the atmosphere from the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant: determination of the source term, atmospheric dispersion, and deposition. *Journal of Atmospheric Chemistry and Physics*, 12(5), 2313–2343. <https://doi.org/10.5194/acp-12-2313-2012>.
 19. Schöppner, M., Plastino, W., Povinec, P. P., Wotawa, G., Bella, F., Budano, A., & Ruggieri, F. (2012). Estimation of the time-dependent radioactive source-term from the Fukushima Nuclear Power Plant accident using atmospheric transport modelling. *Journal of Environmental Radioactivity*, 114, 10–14. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2011.11.008>.
 20. TEPCO. Tokyo Electric Power Company. (2012). Estimation of radioactive material released to the atmosphere during the Fukushima Daiichi Nuclear Power Station accident, Press Release. <http://www.tepco.co.jp/en/press/corp-com/release/betu12e/images/120524e0205.pdf>.
 21. NISA. Nuclear and Industrial Safety Agency. (2011). Regarding the evaluation of the conditions on reactor cores of unit 1, 2 and 3 related to the accident at Fukushima Daiichi Nuclear Power Station. <http://www.nsr.go.jp/archive/nisa/english/press/2011/06/en20110615-5.pdf>.
 22. IRSN. Institute for Radiological Protection and Nuclear Safety. (2012). Fukushima, one year later: initial analysis of the accident and its consequences, Report IRSN/DG/2012-003 of March 2012.
 23. Furuta, S., Sumiya, S., Watanabe, H., Nakano, M., Imaizumi, K., & Takeyasu. (2011). Results of the environmental radiation monitoring following the accident at the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant. Interim report. Ambient radiation dose rate, radioactivity concentration in the air and radioactivity concentration in the fallout. JAEA- Review, (August). http://inis.iaea.org/Search/search.aspx?orig_q=RN:43088311.
 24. JAEA. Japan Atomic Energy Agency. (2011). Transition of radiation rates measured at environmental monitoring posts of the sites of JAEA. <http://www.jaea.go.jp/english/jishin/e-monitor.pdf> (accessed 18.11.11).
 25. Ohkura, T., Oishi, T., Taki, M., Shibamura, Y., Kikuchi, M., Akino, H., Sawahata, T. (2012). Emergency monitoring of environmental radiation and atmospheric radionuclides at Nuclear Science Research Institute, following the accident of Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant. Jaea, (May). <http://fukushima.jaea.go.jp/sci-hub.org/english/technical/pdf/JAEA-Data-Code-2012-010.pdf>.
 26. DOE. (2011). Aerial measuring system in the United States, Radiation monitoring data from Fukushima area 03/25/2011. <http://www.slideshare.net/energy/radiation-monitoring-data-from-fukushima-area-03252011> (accessed 21.07.11).
 27. Pavel, P. P., Katsumi, H., & Michio, A. (2013). *Fukushima accident: radioactivity impact on the environment. Chapter 4: Radionuclide releases into the environment* (1st ed. pp. 103–130). Amsterdam: Elsevier ISBN: 9780124081321.
 28. TEPCO. Tokyo Electric Power Company. (2011). Additional monitoring data at Fukushima Daiichi Nuclear Power Station. <http://www.tepco.co.jp/en/press/corp-com/release/11052811-e.html> (accessed 18.11.11.).
 29. Government of Japan. (2011). Nuclear Emergency Response Headquarters, Additional Report of the Japanese Government to the AIEA - The accident at TEPCO'S Fukushima Nuclear Power Stations -, Second report, Tokyo. <http://www.meti.go.jp/english/earthquake/nuclear/iaea/aiea>.
 30. Korsakissok, I., Mathieu, A., & Didier, D. (2013). Atmospheric dispersion and ground deposition induced by the Fukushima Nuclear Power Plant accident: a local-scale simulation and sensitivity study. *Atmospheric Environment Journal*, 70, 267–279. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.01.002>.
 31. USNRC-RG-1.145. (1982). Atmospheric dispersion models for potential accident consequence assessment at nuclear power plants. Tech. report USNRC-Regulatory Guide-1.145, Rev.1, U.S. Nuclear Regulatory Commission. <http://www.nrc.gov/docs/ML0037/ML003740205.pdf>.
 32. Bander, T. (1982). NUREG/CR-2858: PAVAN: an Atmospheric Dispersion Program for Evaluating Design-Basis Accident releases of Radioactive Materials from Nuclear Power stations, prepared by Pacific Northwest Laboratory, Operated by Battelle Memorial Institute, U.S. Nuclear Regulatory Commission. <http://www.nrc.gov/docs/ML1204/ML12045A149.pdf>.
 33. Oza, R. B., Indumati, S. P., Puranik, V. D., Sharma, D. N., & Ghosh, A. K. (2013). Simplified approach for reconstructing the atmospheric source term for Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident using scanty meteorological data. *Annals of Nuclear Energy*, 58, 95–101. <https://doi.org/10.1016/j.anucene.2013.03.016>.
 34. Leelossy, Á., Mészáros, R., & Lagzi, I. (2011). Short and long term dispersion patterns of radionuclides in the atmosphere around the Fukushima nuclear power plant. *Journal of Environmental Radioactivity*, 102(12), 1117–1121. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2011.07.010>.
 35. Pasquill, F. (1971). Atmospheric dispersion of pollution. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, 97(414), 369–395. <https://doi.org/10.1002/qj.49709741402>.
 36. Khaled, S. M. E., Fawzia, M., & Sanaa, A. K. (2005). Comparison of some sigma schemes for estimation of air pollutant dispersion in moderate and low winds. *Atmospheric Science Letters*, 6(2), 90–96. <https://doi.org/10.1002/asl.94>.
 37. Irwin, J. S. (1979). A theoretical variation of the wind profile power law exponent as a function of surface roughness and stability. *Atmospheric Environment*, 13(1), 191–194. [https://doi.org/10.1016/0004-6981\(79\)90260-9](https://doi.org/10.1016/0004-6981(79)90260-9).
 38. Martin, D. O. (2012). The change of concentration standard deviations with distance. *Journal of the Air Pollution Control Association*, Taylor & Francis Publisher, 26(2), 145–147. <https://doi.org/10.1080/00022470.1976.10470238>.
 39. Turner, D. B. (1994). Workbook of atmospheric dispersion estimates: an introduction to dispersion modeling. Lewis Publishers, Boca Raton, Fla., (Ed.).
 40. Professor Allen and Durrenberger, Gaussian Plume Modeling, Chemical Engineering, 357, pdf.
 41. IAEA. International Atomic Energy Agency. (2011). AIEA Update on Fukushima nuclear accident. Fukushima Nuclear Accident Update Log, accessed April 12, 2011, 4:45. <http://iaea.org/newscenter/news/tsunamiupdate01.html>.

42. IAEA. International Atomic Energy Agency. (2015). The Fukushima Daiichi accident, technical volume 4, radiological consequences, scientific and technical publications. <https://www-pub.iaea.org/books/IAEABooks/10962/The-Fukushima-Daiichi-Accident>.
43. Stohlker, U., Nikkinen, M., & Gheddou, A. (2011). Detection of radionuclides emitted during the Fukushima nuclear accident with the CTBT radionuclide network. In proceeding of the Monitoring Research Review: Ground-Based Nuclear Explosion Monitoring Technologies, Tucson, AZ, USA (pp. 715–724).
44. Christoudias, T., & Lelieveld, J. (2013). Modelling the global atmospheric transport and deposition of radionuclides from the Fukushima Dai-ichi nuclear accident. *Atmospheric Chemistry and Physics Journal*, 13(3), 1425–1438. <https://doi.org/10.5194/acp-13-1425-2013>.
45. TEPCO. Tokyo Electric Power Company. (2011). Radiation dose measured in the Fukushima Daiichi Nuclear Power Station. <http://www.tepco.co.jp/en/nu/fukushima-np/f2/index-e.html> (accessed 18.11.11.).

Numerical Study of Long-Term Radioactivity Impact on Foodstuff for Accidental Release Using Atmospheric Dispersion Model

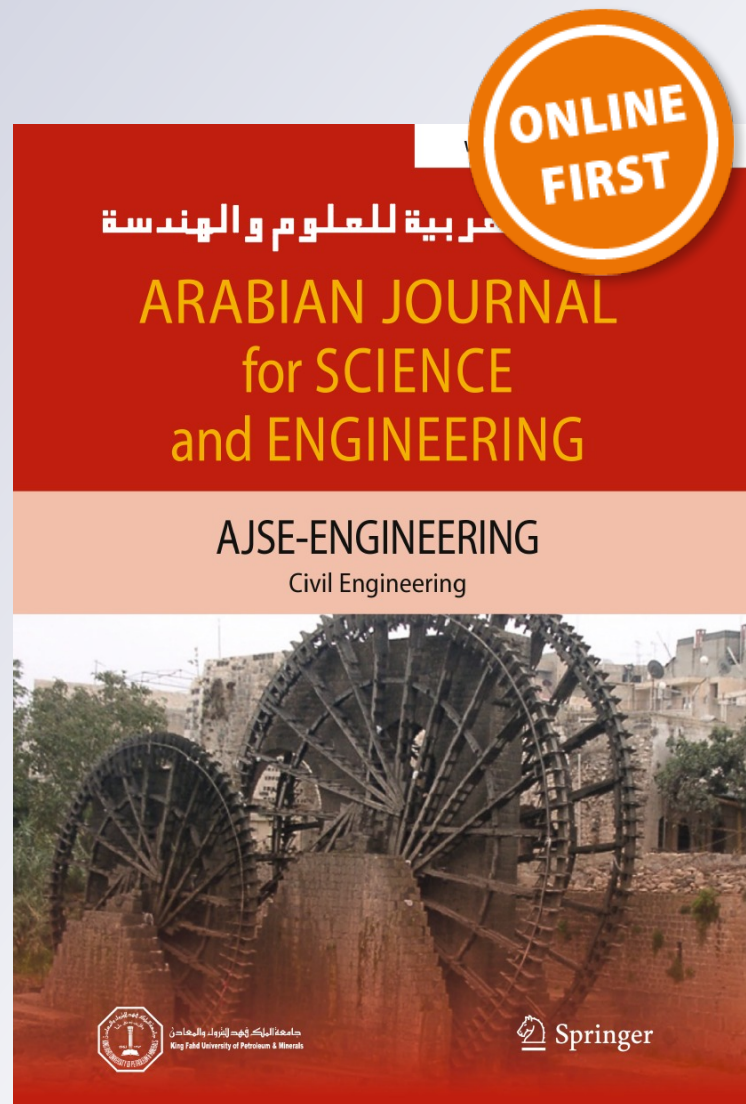
Ahmed Dahia, Djemai Merrouche, Djillali R. Merouani, Tahar Rezoug & Hakim Aguedal

Arabian Journal for Science and Engineering

ISSN 2193-567X

Arab J Sci Eng

DOI 10.1007/s13369-018-3518-2





Numerical Study of Long-Term Radioactivity Impact on Foodstuff for Accidental Release Using Atmospheric Dispersion Model

Ahmed Dahia^{1,3} · Djemai Merrouche¹ · Djillali R. Merouani² · Tahar Rezoug³ · Hakim Aguedal⁴

Received: 9 August 2017 / Accepted: 7 August 2018
© King Fahd University of Petroleum & Minerals 2018

Abstract

The radiological consequences of a potential atmospheric release of ^{131}I , ^{137}Cs , ^{133}Xe and ^{90}Sr for hypothetical accident appropriate to a 10 MW research reactor were calculated. The Gaussian model CROM (Screening Model for Environmental Assessment) was used to compute the accidental radioactive release under emergency exposure situation and the estimation of yearly average dose by different exposure pathways. The realistic assessment of radiation level due to the abnormal occurrence operation of nuclear installations such as foods consumption, external irradiation, inhalation and ingestion has been examined. In this study, the evaluation of the dose results, to a continuous emissions rate under dry and wet deposition process, was estimated onto six reference groups of public covering the period from the new born infant to more than 17 years old as defined by the International Commission on Radiological Protection. The obtained modeling results were compared to the limits values prescribed by IAEA and Euratom recommendations. The findings indicate that the ground concentrations were found to be significant and mostly sensitive to the emission conditions, when the total deposition exceeds the contamination limits. The short-lived isotopes have much more influence on the concentration on foodstuff. The activity concentration of ^{131}I is significantly higher in animal products and vegetables, while the ^{137}Cs is dominant in fruits vegetables. In contrast, the Noble gas ^{133}Xe is significantly lower.

Keywords Accidental release · Radionuclides · Radioactive contaminant · Deposition · Gaussian model · Foodstuff chains

1 Introduction

The estimation of radiation exposure, for an eventual release of radionuclides as noble gases, halogens, alkali metals, tellurium, barium and strontium group, characterizes the most significant radioactive material released into the atmosphere affecting the environment and the foodstuff chain. These

radioelements after an unexpected accident can be transported across the different environmental compartment, and depending on the meteorological conditions can be dispersed and deposited. The generated radioactivity by this fact could present a major risk of contamination of foodstuff as well as could menace the public health by different pathways such as external irradiation, inhalation, ingestion, etc [1,2].

Recently, both internal and external radiation exposure can be estimated by using different dose assessment codes for evaluation to the representative person via normal and accidental gaseous releases of radioelements to the environment [3–6]. Hoffman et al. (1991) used the Chernobyl Fallout data to predict the transfer of ^{131}I and ^{137}Cs from the atmosphere to the agricultural Food Chains [7,8]. Alexakhin et al. [9] have described the distribution and migration of radionuclides released into the environment following the Chernobyl accident in 1986. John et al. [10] give an overview on the radiological risk assessment and environmental analysis methods used for estimating risk to people exposed to radioactive materials released to the environment by nuclear facilities. Hikaru et al. [11] calculate the

✉ Ahmed Dahia
dahia.univ@gmail.com

¹ Nuclear Research Center of Birine, B.P 180, 17200
Ain-Oussera, Djelfa, Algeria

² Laboratoire Structure Elaboration et Application des
Matériaux, Département de Chimie, Faculté des Sciences
Exactes, Université Abdelhamid Ibn Badis - Mostaganem,
Mostaganem, Algeria

³ Aeronautical Sciences Laboratory, Aeronautics and Space
Studies Institute, Blida University 1, Ouled Yaïch, Algeria

⁴ Laboratoire de Valorisation des Matériaux, Département de
Génie des Procédés, Faculté des Sciences et de la
Technologie, Université Abdelhamid Ibn Badis -
Mostaganem, Mostaganem, Algeria



radioactivity and the deposition of a large amount of radioactive substances released into the environment from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant. Sampling was carried out around the site from March 15th 2011. Morino et al. [12] simulated the transport and radionuclides deposition over Japan using an offline regional ECHAM5 model, describing the tropospheric and middle atmospheric processes and their interactions with oceans, land and vegetation. Based on the emission inventory of Fukushima Daiichi accident reported by Stohl et al. [13], Christoudias and Lelieveld [14] estimated the inhalation cumulative doses from March 11th to May 31st 2011, as well as the effective doses over 50 years from the contaminated ground following the International Atomic Energy Agency (IAEA) recommendations [15].

The Gaussian plume model CROM [16] is one of the most widely atmospheric dispersion codes used in radiological prediction consequences. This approach has successfully applied to calculate the radionuclides concentrations and estimate the radiation doses of ^{131}I , ^{137}Cs , ^{133}Xe and ^{90}Sr by using different modules that describing the diffusion emissions in dry and wet deposition for different pathways of exposure. This model require to specify different parameters such as the release rate of radioelements, the high of release, the type of radionuclides emitted, the different release routes and the mode and point of emissions.

The main objective of this present investigation fits in the frame of safety and emergency preparedness of unexpected accident. For this purpose, the Gaussian distribution model is employed to calculate the radioactivity levels of ^{131}I , ^{137}Cs , ^{133}Xe and ^{90}Sr in air and their deposition upon the ground. In the aim to develop radiation protection strategies, their contamination impact onto the foodstuff and their exposure risk to the public health were evaluated.

2 Materials and Methods

In this study, the inventory in the reactor core and the environmental conditions during the transport period characterize the most sensitive parameters taken as inputs to calculate the large quantity of radionuclide released into the atmosphere. The emitted accidental radioactive dispersed in the air is influenced by the meteorological conditions of the specific site. The major release was directed to the ENE direction, which was the dominant wind direction. The adopted distance for calculations is around 750m from the site [17].

Two scenarios of stack height at 10 and 61 m were studied on the average wind speed of 2 and 2.9 m s^{-1} , respectively, for a slightly unstable class C. The constant external stack diameter of 3 m is assumed to allow the radionuclides evacuation from the reactor building through the ventilation system at an air exhaust rate of $25,000\text{ m}^3\text{ h}^{-1}$.

2.1 Gaussian Model Calculation

Taken into account some limiting conditions of the Gaussian plume model such as assuming that the pollution distribution has a normal probability distribution and applicable only for a flat land without reliefs or obstacles with a spatial variability of meteorological fields. Also, the model requires the input data on time and place as velocity and direction of wind, atmospheric stability category, roughness length, and information about the duration of the release, the amount of material released and source height. The concentration of radiological activity was simulated according to the following equation:

$$C(x, y, z, H) = \frac{Q}{2\pi U \sigma_y \sigma_z} \exp\left[-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right] \left\{ \exp\left[-\frac{(z-H)^2}{2\sigma_z^2}\right] + \exp\left[-\frac{(z+H)^2}{2\sigma_z^2}\right] \right\} \quad (1)$$

where Q is the source strength or release rate in (Bq s^{-1}); $C(x, y, z)$ is the radionuclide concentration at (x, y, z) in (Bq m^{-3}); σ_y, σ_z are the standard deviation of the concentration distribution in the crosswind and vertical directions, respectively (m); H is the effective height of the plume centerline in (m); U is the average wind speed at release height (m s^{-1}).

The ground level concentration was estimated in the centerline of the plume which obtained by setting $y = z = 0$ in Eq. (1), then we obtained:

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

The effective release height due to the transport of the plume is higher than the emission point. In our model, the general case where the plume rising δh varying with downwind distance x and consequently the geometric height h_g is used. The final height of the plume is described in the below expression.

$$H = h_g + \delta h \quad (3)$$

The estimation of vertical and lateral dispersion parameters σ_y and σ_z , respectively, was expressed as a function of downwind distance x for a definite release rate and atmospheric stability class,

$$\sigma_y = ax^b \quad \text{and} \quad \sigma_z = cx^d \quad (4)$$

2.2 Average Wind Speed

Usually, the variations of wind speed, U_a , with height of release are measured at 10 m. This velocity can be calculated



from another height of which have the value U_z by applying the following power-law formula [18,19]:

$$U_a = U_z \left(\frac{H}{z} \right)^n \tag{5}$$

where n is the wind coefficient estimated by Irwin [20] depending of underlying surface, diffusion category and stability class.

2.3 Source Term

The important fraction inventories of radioelements in reactor core released to the atmosphere employed in the calculation were taken from Shoaib and Iqbal [17] investigation (see Table 1).

However, in order to perform a realistic assessment of radiological risk it is necessary to characterize the radiation and radionuclides content released to the atmosphere. Under accidental conditions with severe core damage, the amount of fraction of fission product released to the atmosphere could exceed 3.17×10^{17} Bq.

As reported in IAEA document, the release fractions on research reactors were 100%, 50% and 1% for noble gases, halogens and particulates, respectively [19,21]. In this work, the release fractions used are 1.0, 0.4, 1.0, 0.3 and 0.02, respectively, for noble gases, halogens, alkali metals, barium and strontium [22].

3 Radiological Concentration

The radionuclide released in the atmosphere is immediately transported by the wind speed downwind according to the receptor site. The radioactive material will be removed from the atmosphere by both wet and dry deposition onto the ground, and by radioactive decay. Based on the Gaussian approach, the air concentration of radionuclides is simulated according to the released rate, average wind speed and wind direction. The average radionuclide concentration in air, C_A in the sector p (Bq m^{-3}), is calculated by using Eq. (6) [23]:

$$C_A = \frac{P_p F Q_i}{U_a} \tag{6}$$

Q_i is the average discharge rate for radionuclide i in (Bq s^{-1}); $P_p = 0.25$ is the fraction of time in sector p ; F is the Gaussian diffusion factor in (m^{-2}) [24].

$$F = \frac{12}{\sqrt{2\pi^3}} \frac{\exp\left[-\left(\frac{H^2}{2\sigma_z^2}\right)\right]}{x\sigma_z} \tag{7}$$

The vertical diffusion coefficient σ_z (m) is calculated as follows:

$$\sigma_z = E \cdot x^G \tag{8}$$

where E and G depends on the stability class and on the effective stack height; x is the downwind distance; $E = 0.215$ and $G = 0.885$ for the release heights of 46–80 m; $E = 0.265$ and $G = 0.818$ for the release heights greater than 80 m. If $H < 46$ m, the vertical diffusion coefficient, σ_z , is calculated by using the following relation [23,24]:

$$\sigma_z = (0.06) (x) / \sqrt{1 + (0.0015) (x)} \tag{9}$$

3.1 Ground Deposition

The deposited radionuclides depend on the nature of the airborne material, which have a significant effect on the animal metabolism and the biotransformation time to meat and milk. Activity concentrations of radionuclides in the ground are calculated by using the relationship between the amounts deposited activity per time unit and the concentration in the air at ground level. This ratio is called the deposition coefficient and expressed as follows:

$$\dot{d}_i = (V_d + V_w) C_A \tag{10}$$

\dot{d}_i is the daily average deposit rate for a given radionuclide i in ($\text{Bq m}^{-2} \text{ day}^{-1}$); V_d and V_w are, respectively, the dry and wet deposition coefficients in (m day^{-1}).

Usually, the recommended total deposition coefficient $V_T = V_d + V_w$ is 1000 m day^{-1} . This value of V_T corresponds to radioiodine and radiocesium from Chernobyl nuclear power station accident in 1986 [25].

3.2 Concentrations in Vegetation

The total received dose, intercepted by public and contained on vegetation, may result on such factors as the fallout, washout and rainout, irrigation with contaminated water or deposition of resuspended matter. The following equation is used to estimate the concentration due to direct contamination of nuclide i on vegetation [26]:

$$C_{v,i,l} = \frac{\dot{d}_i \alpha \left[1 - \exp\left(-\lambda_{E_i^v} t_e\right) \right]}{\lambda_{E_i^v}} \tag{11}$$

with $C_{v,i,l}$ is the fresh matter for vegetation consumed by humans in (Bq kg^{-1}); α is the fraction of deposited activity in ($\text{m}^2 \text{ kg}^{-1}$); $\lambda_{E_i^v} = \lambda_i + \lambda_w$, $\lambda_{E_i^v}$ is the effective rate constant of radionuclide reduction concentration activity (day^{-1}); λ_i is the rate constant for radioactive decay of radionuclide i in

Table 1 Radionuclide inventory in the core, fraction and isotopic activity released to the atmosphere estimated by Shoaib and Iqbal [17]

Nuclide	Group	Core inventory	Released fraction	Activity release
^{83m}Kr	Noble gas	$5.38 \times 10^{+14}$	1	$5.38 \times 10^{+14}$
^{85m}Kr	Noble gas	$3.72 \times 10^{+15}$	1	$3.72 \times 10^{+15}$
^{87}Kr	Noble gas	$7.36 \times 10^{+15}$	1	$7.36 \times 10^{+15}$
^{88}Kr	Noble gas	$1.02 \times 10^{+16}$	1	$1.02 \times 10^{+16}$
^{89}Kr	Noble gas	$1.39 \times 10^{+16}$	1	$1.39 \times 10^{+16}$
^{131m}Xe	Noble gas	$2.92 \times 10^{+15}$	1	$2.92 \times 10^{+15}$
^{133}Xe	Noble gas	$1.00 \times 10^{+16}$	1	$1.00 \times 10^{+16}$
^{135m}Xe	Noble gas	$5.76 \times 10^{+15}$	1	$5.76 \times 10^{+15}$
^{135}Xe	Noble gas	$1.88 \times 10^{+16}$	1	$1.88 \times 10^{+16}$
^{137}Xe	Noble gas	$1.76 \times 10^{+16}$	1	$1.76 \times 10^{+16}$
^{138}Xe	Noble gas	$1.79 \times 10^{+16}$	1	$1.79 \times 10^{+16}$
^{131}I	Halogen	$3.55 \times 10^{+15}$	0.4	$1.78 \times 10^{+15}$
^{132}I	Halogen	$1.24 \times 10^{+16}$	0.4	$4.96 \times 10^{+15}$
^{133}I	Halogen	$1.93 \times 10^{+16}$	0.4	$7.72 \times 10^{+15}$
^{134}I	Halogen	$2.24 \times 10^{+16}$	0.4	$8.96 \times 10^{+15}$
^{135}I	Halogen	$1.81 \times 10^{+16}$	0.4	$7.24 \times 10^{+15}$
^{89}Sr	Br–Sr group	$3.83 \times 10^{+16}$	0.02	$7.66 \times 10^{+14}$
^{90}Sr	Br–Sr group	$1.77 \times 10^{+14}$	0.02	$3.54 \times 10^{+12}$
^{91}Y	Lanthanide	$4.65 \times 10^{+15}$	0.0002	$9.30 \times 10^{+11}$
^{95}Zr	Lanthanide	$5.08 \times 10^{+15}$	0.0002	$1.02 \times 10^{+12}$
^{97}Zr	Lanthanide	$1.69 \times 10^{+16}$	0.0002	$3.38 \times 10^{+12}$
^{95}Nb	Lanthanide	$5.41 \times 10^{+15}$	0.0002	$1.08 \times 10^{+12}$
^{140}Ba	Br–Sr group	$6.51 \times 10^{+15}$	0.02	$1.30 \times 10^{+14}$
^{141}Ce	Ceruim group	$4.86 \times 10^{+15}$	0.0005	$2.43 \times 10^{+12}$
^{143}Ce	Ceruim group	$1.58 \times 10^{+16}$	0.0005	$7.90 \times 10^{+12}$
^{144}Ce	Ceruim group	$4.47 \times 10^{+15}$	0.0005	$8.94 \times 10^{+11}$
^{143}Pr	Lanthanide	$6.05 \times 10^{+15}$	0.0002	$1.21 \times 10^{+12}$
^{147}Nd	Lanthanide	$2.47 \times 10^{+15}$	0.0002	$6.18 \times 10^{+12}$
^{103}Ru	Noble metal	$2.45 \times 10^{+15}$	0.0025	$6.13 \times 10^{+12}$
^{105}Rh	Noble metal	$2.34 \times 10^{+15}$	0.0025	$5.85 \times 10^{+12}$
^{106}Ru	Noble metal	$2.77 \times 10^{+14}$	0.0025	$6.93 \times 10^{+11}$
^{127m}Te	Telluruim group	$1.88 \times 10^{+14}$	0.05	$9.40 \times 10^{+12}$
^{129m}Te	Telluruim group	$8.35 \times 10^{+14}$	0.05	$4.18 \times 10^{+13}$
^{131m}Te	Telluruim group	$7.89 \times 10^{+15}$	0.05	$3.95 \times 10^{+14}$
^{132}Te	Telluruim group	$8.22 \times 10^{+15}$	0.05	$4.11 \times 10^{+14}$
^{137}Cs	Alkali metal	$1.63 \times 10^{+14}$	0.3	$4.89 \times 10^{+13}$
Total				$1.41 \times 10^{+17}$

(day^{-1}); λ_w is the reduction concentration rate of deposited material on the plant surfaces owing to process other than radioactive decay in (day^{-1}), and t_e is the exposed time of growing cultivated plant to the contamination season in (day),

3.3 Concentrations in Animal Food

The concentration in animal feed depends of the radionuclides intake by animals which depend on the animal species,

mass, age and growth rate of the animal, the digestibility of feed and of the case of lactating animals. The radionuclide concentration in animal feed i is determined by the following expression:

$$C_{a,i} = f_p C_{v,i} + (1 - f_p) C_{p,i} \tag{12}$$

$C_{a,i}$ is the concentration of radionuclide i in the animal feed in (Bq kg^{-1}); $C_{v,i}$ is the concentration of radionuclide i for

pasture; $C_{p,i}$ is the concentration of radionuclide i in stored feed, f_p is the fraction that animals consume fresh pasture vegetation which is 0.7 [16].

3.4 Concentration in Meat

The sources of radionuclides in meat come from the contaminated drinking water and feed intake by the animals. The radionuclide concentration in meat is calculated by the following equation:

$$C_{f,i} = F_m (C_{a,i} Q_f + C_{w,i} Q_w) \exp(-\lambda_i t_f) \quad (13)$$

$C_{f,i}$ is the concentration of radionuclide i in animal flesh in (Bq kg^{-1}); $C_{a,i}$ is the concentration of radionuclide i in animal feed in (Bq kg^{-1}); $C_{w,i}$ is the concentration of radionuclide i in water in (Bq m^{-3}); F_m is the fraction of the animal's daily intake of nuclide in (day kg^{-1}); Q_f is the feed amount consumed by the animal in (kg day^{-1}); Q_w is the amount of water consumed by the animal in ($\text{m}^{-3} \text{ day}^{-1}$); and t_f is the average time between slaughter and human consumption of meat in (day).

4 Dose Calculations

The doses calculation due to the radioactive discharges effluents for six critical age groups as recommended by the ICRP 60 [27].

4.1 Internal Doses Calculation Intake by Ingestion

The estimated dose due to the foodstuffs ingestion consumed by hypothetical critical groups is calculated for each radionuclide and age group by Eq. 14.

$$E_{\text{inh}} = C_A R_{\text{inh}} DF_{\text{inh}} \quad (14)$$

R_{inh} is the inhalation rate in ($\text{m}^3 \text{ year}^{-1}$) and DF_{inh} is the inhalation dose coefficient in (Sv Bq^{-1}).

4.2 External Doses Calculation from Deposited Activity

From the input data, the effective dose from ground deposition $E_{g,r}$ (Sv year^{-1}) for each radionuclide and age group was calculated by expression 5:

$$E_{g,r} = C_{g,r} DF_{\text{inh}} O_f \quad (15)$$

DF_{gr} is the dose coefficient of ground deposits exposure in (Sv year^{-1} per Bq m^{-2}); $C_{g,r}$ is the deposition density of

radionuclide i in (Bq m^{-2}); O_f is the fraction of critical hypothetical group member exposed to this particular pathway.

5 Results and Discussion

A numerical simulation is conducted via CROM Software to solve the mathematical expressions and to quantify the dilution of radioelements material in the atmosphere. The activity concentrations and deposition to the ground of each radionuclide cited in Table 1 by considering the maximum of fission possibilities produced in the reactor core at the time of accident considered by Shoaib and Iqbal [17]. The input parameters were selected for 10MW research reactor site.

Firstly, the air concentrations and total deposition (wet + dry) were calculated in the ENE direction to the slightly unstable class C, secondly the horizontal distribution pattern of the mean concentration and deposition is presented in histogram. The total dose per pathways and age for all radionuclides are defined, finally the total dose of internal and external exposure was estimated in different foodstuff (vegetation, fruit and meat). Six population groups classified by year age are targeted in this study: from 0 to 1 year, from 1 to 2 years, from 2 to 7 years, from 7 to 12 years, from 12 to 17 years and over 17 years. On the basis of all this calculation, we hoped to define the most dominant route of exposure on individuals for hypothetical critical groups of population.

5.1 Air Concentration and Deposition Calculations

A comparison of the activity concentration distribution occurred immediately after the radioactive accident was carried out. Tables 2 and 3 show the temporal variation of air concentration and the deposition on the ground. It can be seen that the activity of ^{133}Xe is the highest due to high emission rate (estimated to be $1.00 \times 10^{16} \text{ Bq h}^{-1}$) and its diffusivity in the air. For both scenarios, the maximum concentration of ^{133}Xe was estimated to be $7, 133 \times 10^4 \text{ Bq m}^{-3}$, while the concentrations of other elements (^{131}I , ^{137}Cs and ^{90}Sr) were less significant. Mostly, the contamination duration is very short, excepting Cesium 137 which was persisting due to its long half-life (around 30 years).

Thus, it noticed that the radioactivity decrease with the emission height (see Tables 2, 3), and the short-lived isotopes have much more influence on the concentration. This reflects the scattering effect of radioactive particles on the plume. The concentration sequence of the four radioelement is $^{133}\text{Xe} > ^{90}\text{Sr} > ^{131}\text{I} > ^{137}\text{Cs}$. The concentration characteristics for the two tested cases have been deduced for each radioelement (see Fig. 1).

For radioactivity, average ratio is founded between Iodine 131 and Xenon 133 ($^{131}\text{I}/^{133}\text{Xe}$) to be 1.45, whereas the ratio between $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ is estimated to be 0.0014 (for the

Table 2 Time variations calculated air concentration and deposition as function of height stack release of 10 m

Radionuclides	Air concentration (Bq m ⁻³)	Deposit assessment (Bq m ⁻² day ⁻¹)
¹³⁷ Cs	$4.505 \times 10^{+1}$	$4.505 \times 10^{+4}$
¹³¹ I	$4.957 \times 10^{+2}$	$4.957 \times 10^{+5}$
¹³³ Xe	$7.113 \times 10^{+3}$	$7.113 \times 10^{+6}$
⁹⁰ Sr	$7.058 \times 10^{+2}$	$7.058 \times 10^{+5}$

Table 3 Time variations calculated air concentration and deposition as function of height stack release of 61 m

Radionuclides	Air concentration (Bq m ⁻³)	Deposit assessment (Bq m ⁻² day ⁻¹)
¹³⁷ Cs	$3.098 \times 10^{+1}$	$3.098 \times 10^{+4}$
¹³¹ I	$3.409 \times 10^{+2}$	$3.409 \times 10^{+5}$
¹³³ Xe	$4.891 \times 10^{+3}$	$4.891 \times 10^{+6}$
⁹⁰ Sr	$4.853 \times 10^{+2}$	$4.853 \times 10^{+5}$

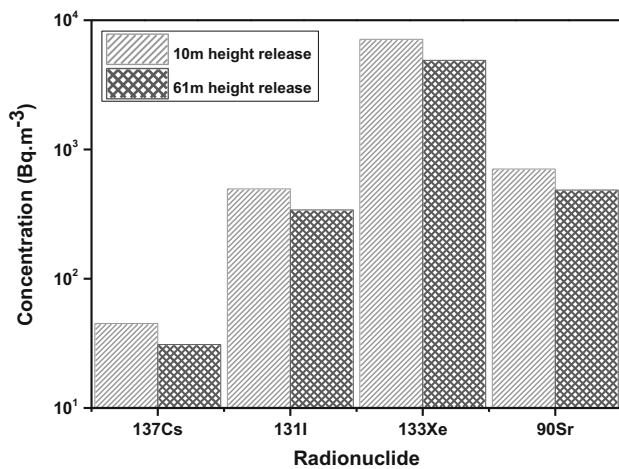


Fig. 1 A comparison of different levels of the mean activity concentration in air of ¹³³Xe, ⁹⁰Sr, ¹³¹I and ¹³⁷Cs

Fukushima Daiichi accident, it was around 0.04). The results of these reports are validated for two emissions. As reported by Teppei et al. [28], the variability of these ratios is probably due to the fact that these radionuclides were not emitted simultaneously or that their dispersion was different.

The measurement of the deposited quantities does not provide any information about the chronology of the deposits, nor their nature (wet or dry deposition). Therefore, the maximum total deposition of ¹³³Xe on the ground produced near the reactor is approximately 7133×10^6 Bq m⁻² day⁻¹, this has exceeded the limits of contamination prescribed by the International Atomic Energy Agency (IAEA) [29,30]. The minimum total deposition for ⁹⁰Sr and ¹³⁷Cs is, respectively, 485.3 and 30.98 Bq m⁻² day⁻¹. These values are lower than the contamination limits prescribed by IAEA. The horizontal distribution of deposition is quite similar in both cases of emissions.

Figures 2 and 3 show the probabilistic distributions histograms of concentration and deposition of different radionu-

clides. These distributions define the averages values that can be theoretically attributed to the diffusion in air.

Figure 4a, b gives an overview of the relative contribution of fission products to the concentration and deposition for all exposure pathways. It is clear that the concentration of ¹³³Xe radionuclide was reduced to 10–19% and to 5–16% in the case of ¹³¹I, while it was reduced to 5% for ⁹⁰Sr and to 2–3% for ¹³⁷Cs. This indicates that the depletion of the plume through radioactive decay is very important for short-lived radioisotopes (5.245j for ¹³³Xe and 8.04j for ¹³¹I) [31]. This is attributed to a higher solubility of these elements [32].

5.1.1 External Exposure Due to Soil Deposits

Tables 4 and 5 depict the calculated activity concentration in human vegetables, animal vegetables and animal products that occurs due to the direct deposition of airborne radionuclides on the ground. Its demonstrate that the ¹³¹I and ⁹⁰Sr are the major contributor in vegetation and animal products concentration. Their concentrations are, respectively, 5.753×10^4 Bq kg⁻¹ and 1.078×10^4 Bq kg⁻¹. These values are much lower than those observed after the Chernobyl accident, which sometimes reached several hundred to several thousand Bq kg⁻¹ or Bq L⁻¹. The cesium concentrations in meat and milk could persist longer than those in vegetables, they are in order of 3.839×10^4 Bq kg⁻¹ for meat and 5.695×10^4 Bq L⁻¹ for milk (the main source of thyroid contamination).

The maximum activity concentrations of Cs 137 and Iodine 131 in plants are, respectively, around of 4.10 kBq kg⁻¹ and 28.21 kBq kg⁻¹. The concentrations of ¹³³Xe are less than 10 Bq kg⁻¹ (in the order of 3.224). This last value is 10 times less than Iodine and 100 times less than cesium. However, if we compare these results with those of the Fukushima accident, the initial results available on the day of March 15, 2011, indicate the detection of ¹³¹I in veg-

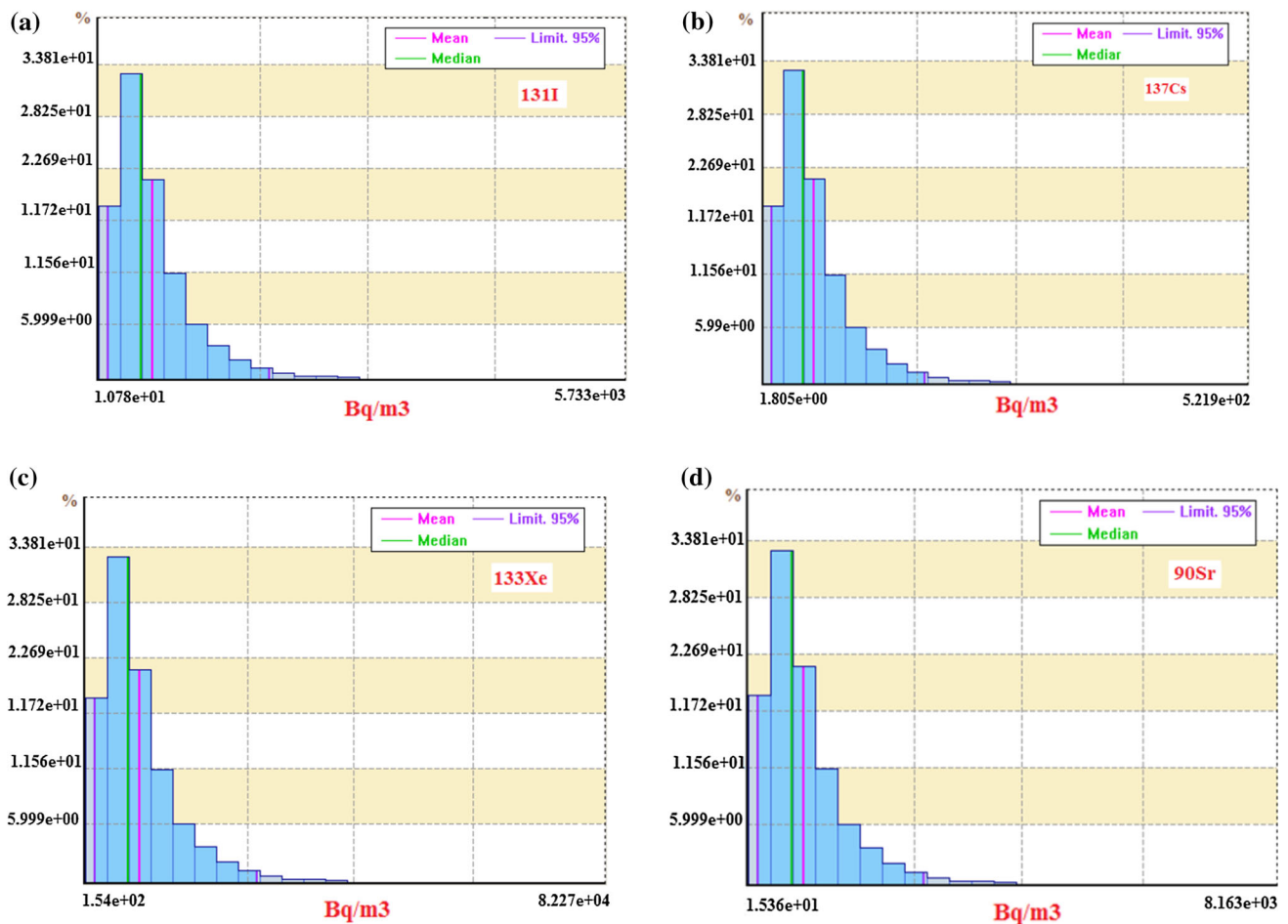


Fig. 2 Time variations at Log-normal probability distribution of ¹³¹I, ¹³⁷Cs, ¹³³Xe and ⁹⁰Sr assigned to the activity concentration parameter

etation at levels ranging from 277 to 1230 Bq kg⁻¹ and in the range of 31.1–169 kBq kg⁻¹ for ¹³⁷Cs at four locations surrounding Fukushima Daiichi NPP [32]. Steinhäuser et al. [33] reported very high concentrations of ⁹⁰Sr (up to 1000 Bq kg⁻¹) as well as extremely high ¹³⁷Cs concentration (up to 4600 kBq kg⁻¹).

After these results, we can conclude that, after the nuclear accident, the concentrations of all radioisotopes are found to decrease exponentially with increasing time due to radioactive decay [24]. The highest observed activity in fresh meat is listed at 14,600 Bq kg⁻¹.

Figure 5 predicts the concentration and time dependence of the important mechanisms for the transfer of ¹³¹I, ¹³⁷Cs, ¹³³Xe and ⁹⁰Sr to human via vegetables and animal products for the period 1–100 years. These radionuclides are taken as representatives of critical population groups concerned by this study. The activity concentration in the first year of deposition is significant due to the relatively high rate of root absorption of soil in vegetation which is eventually consumed by humans or animals. Thereafter, over the years, the absorption continues until activity is removed by radioactive decay.

From the set of graph, it is clear that the maximum concentration occurs at time $t = 0$ is decreasing exponentially with time and become lower within 100 years.

The activity of ¹³¹I is significantly higher than other considered radionuclides in animal products and vegetables, while the ¹³⁷Cs is dominant in fruits vegetables. In contrast, Noble gas ¹³³Xe is significantly lower. This is explained by the fact that the variation of activity differs between radionuclide; this is the consequence of the varying relative importance of the different process which contribute to the transfer of activity [34].

5.2 Doses Calculation

In order to evaluate the harmfulness of the radioactive activities for all radionuclides, we have attempted to evaluate the doses received by internal irradiation, ingestion and age group due to the incorporation of radioelements into food-stuffs, because the inhalation and ingestion of radioactive material are considered to be the most likely routes of entry into the human body. The dose received by ingestion is

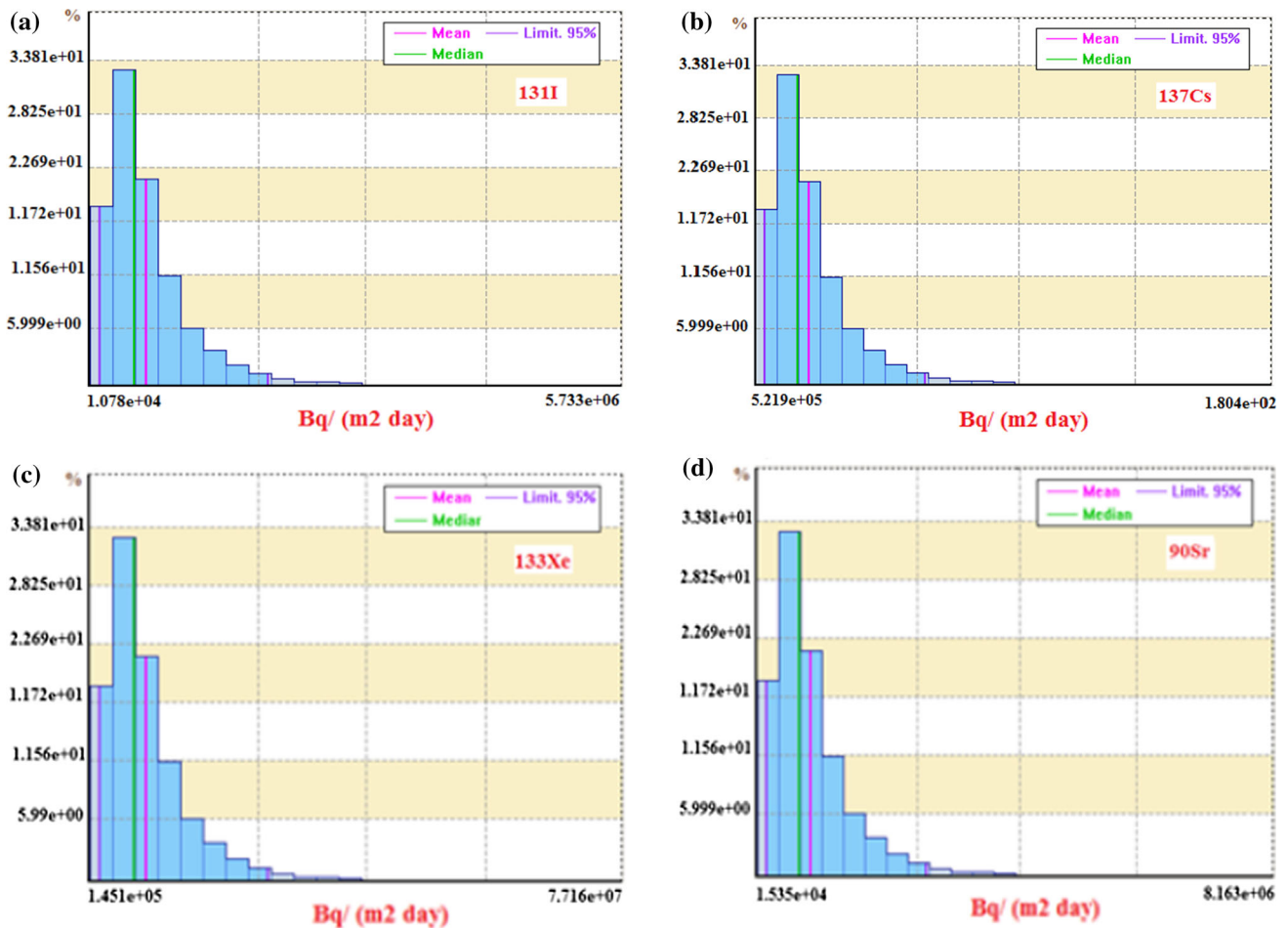


Fig. 3 Time variations at Log-normal probability distribution of ^{131}I , ^{137}Cs , ^{133}Xe , and ^{90}Sr assigned to the ground deposition parameter

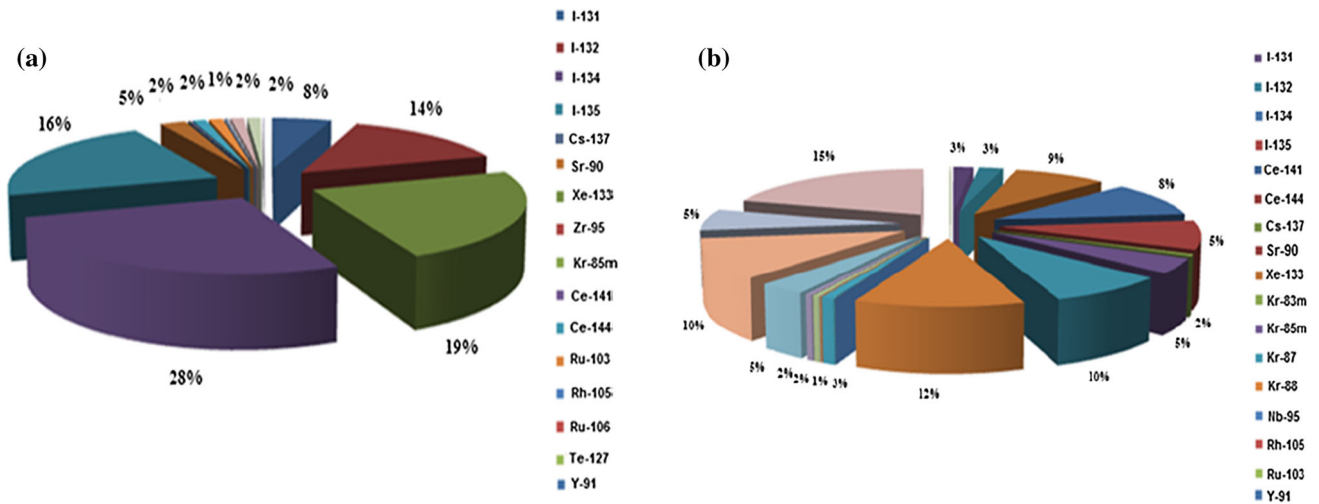


Fig. 4 Relative importance for a radioactive material of all radionuclides contributing to dose pathways. a 10 m height stack release, b 61 m height stack release

mainly attributable to the uptake by plants from the soil, which contributes significantly to internal radiation exposure.

The maximum inhalation dose calculation per pathways is found to exceed $795.40 \text{ mSv year}^{-1}$ for ^{131}I . This estimate is applied to children under 1 year age who received the highest

Table 4 Calculated concentrations in food for 10m height stack release

Radionuclide	Human vegetables		Animal vegetables	Animal products	
	Fruits vegetables (Bq kg ⁻¹)	Fruits (Bq kg ⁻¹)	Pasture (Bq kg ⁻¹)	Cow meat (Bq kg ⁻¹)	Cow milk (Bq L ⁻¹)
¹³⁷ Cs	5.678×10^5	5.687×10^5	3.008×10^6	3.839×10^7	3.720×10^6
¹³¹ I	3.337×10^5	3.628×10^5	1.078×10^7	5.753×10^7	5.695×10^7
¹³³ Xe	3.224×10^3	3.241×10^3	3.992×10^4	4.846×10^5	6.191×10^5
⁹⁰ Sr	4.097×10^4	4.103×10^4	2.175×10^5	2.759×10^6	2.808×10^6

Table 5 Calculated concentrations in food for 61m height stack release

Radionuclide	Human vegetables		Animal vegetables	Animal products	
	Fruits vegetables (Bq kg ⁻¹)	Fruits (Bq kg ⁻¹)	Pasture (Bq kg ⁻¹)	Cow meat (Bq kg ⁻¹)	Cow milk (Bq L ⁻¹)
¹³⁷ Cs	4.105×10^6	4.042×10^6	2.057×10^6	1.028×10^7	8.458×10^6
¹³¹ I	2.824×10^5	2.821×10^5	7.412×10^6	1.565×10^7	1.288×10^7
¹³³ Xe	1.398×10^4	1.383×10^4	2.747×10^4	1.341×10^5	1.103×10^5
⁹⁰ Sr	2.939×10^5	2.958×10^5	1.448×10^5	7.435×10^5	6.117×10^5

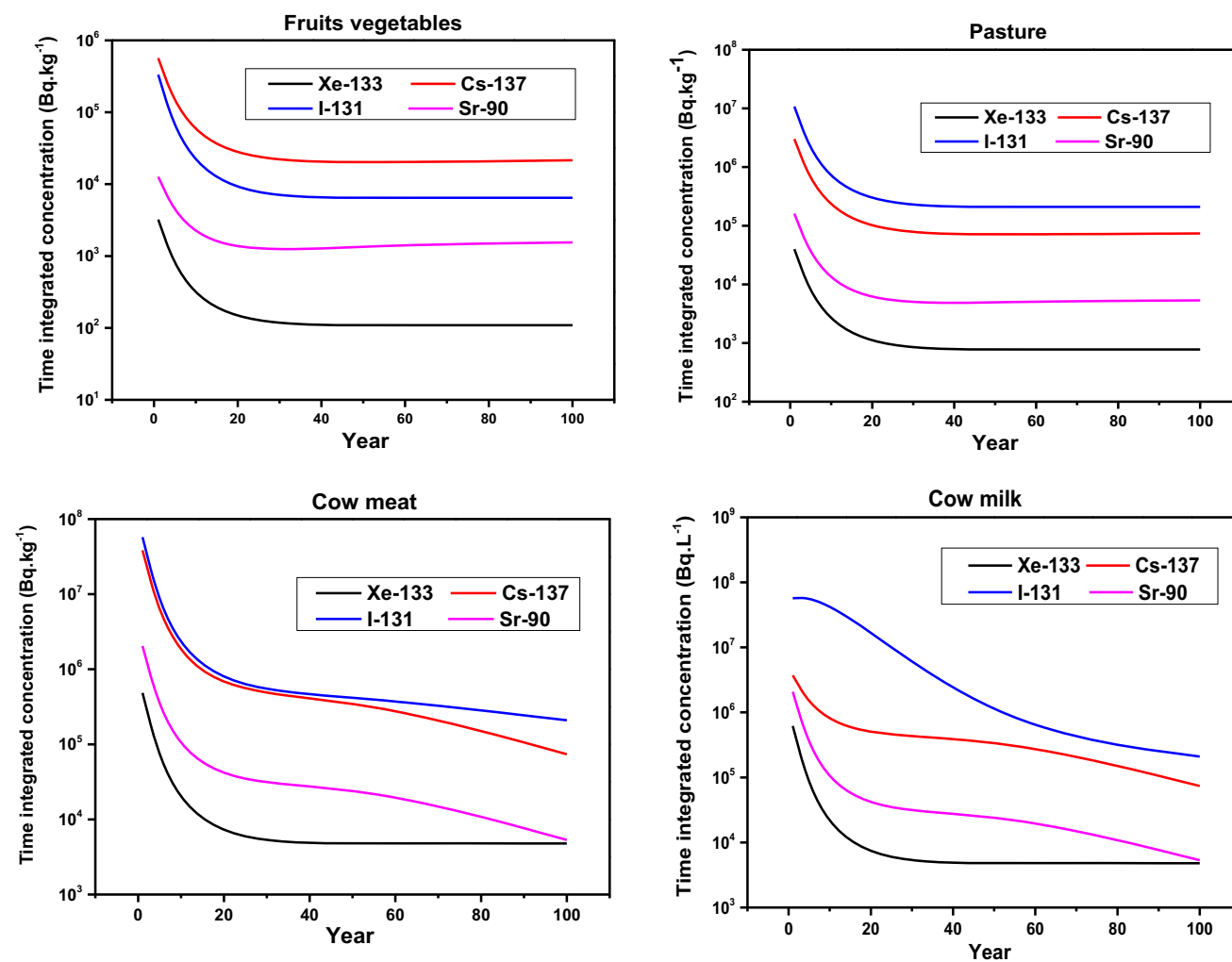


Fig. 5 Predicted integrated concentration and time dependence of the important mechanisms for the transfer of ¹³³Xe, ¹³⁷Cs, ¹³¹I and ⁹⁰Sr to human vegetables, animal vegetables and animal products for duration time of 100 years.

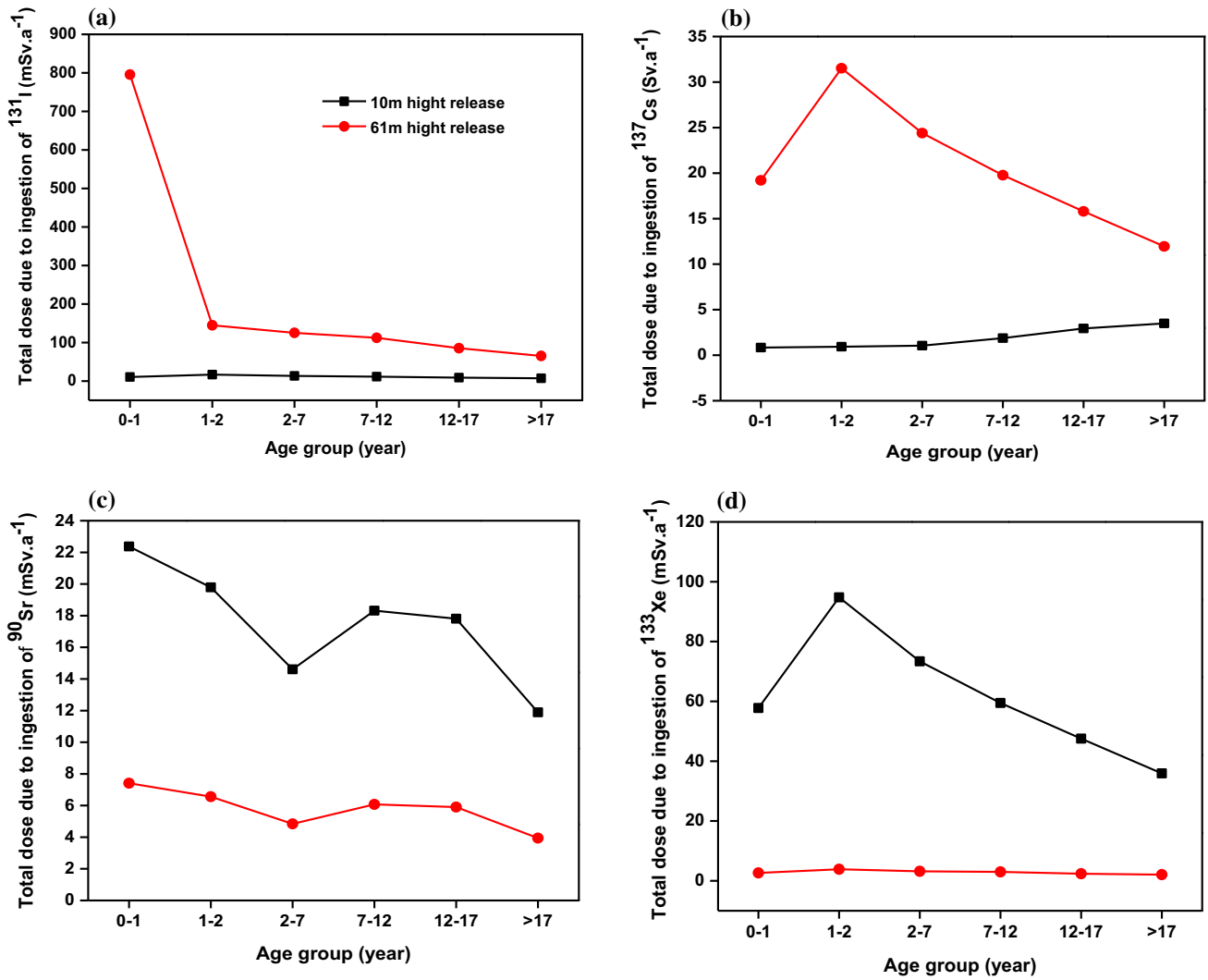


Fig. 6 Dose calculation received by internal irradiation by ingestion by age group

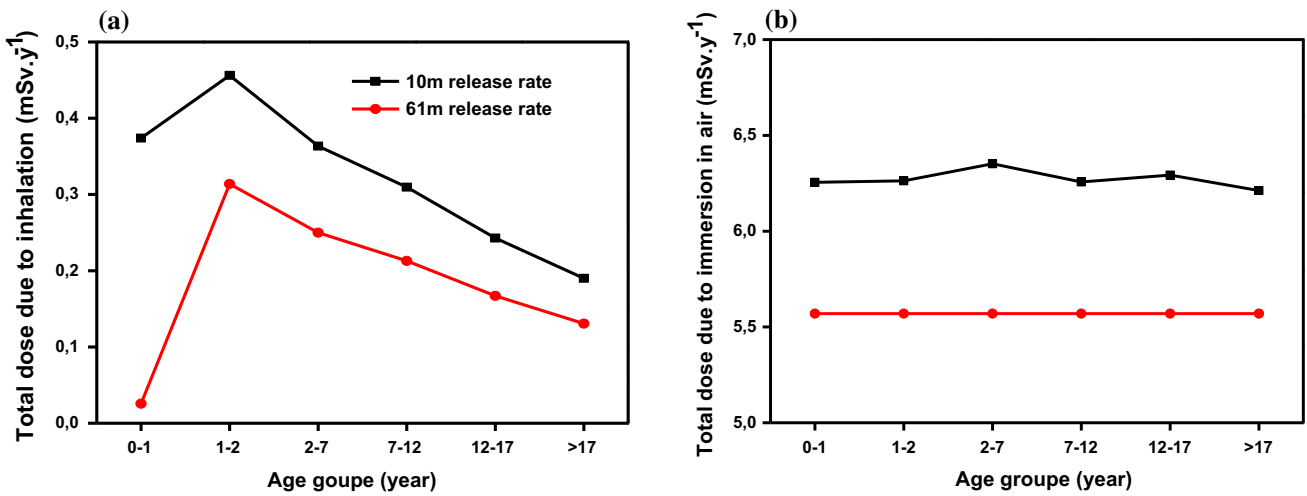


Fig. 7 Dose calculation received by internal irradiation by inhalation and immersion in air by age group

dose in the vicinity very close to the contaminated facilities. Most of this increase is attributable to the inclusion of milk in food rations. Whereas, the smallest value received is $0.837 \text{ mSv year}^{-1}$ of Cesium 137 for the same age group (Figs. 6, 7). If we refer to the Fukushima accident, we found that the estimated effective internal radiation exposure dose in a highly populated area, which 70% was caused by I-131, and the remaining 30% was caused by Cs-137 [35] (Fig. 6).

In addition, an assessment of the dose received per inhalation age group related to the surface activity of radionuclides deposited on the ground has been established. The 1–2-year-old child is the most impacted population group with an effective annual dose at all releases exceeding $0.4 \text{ mSv year}^{-1}$, while the total dose due to immersion in the air is about $184.4 \text{ mSv year}^{-1}$. These estimates are dedicated to a 10 m high rejection (Fig. 7).

6 Conclusion

The results presented in this study indicate the ability of the CROM code to simulate two scenarios of release for hypothetical accident of 10MW research reactor. The radionuclides released into the atmosphere under accidental conditions are transported with a mean speed of 2 and 2.9 m s^{-1} , respectively. The maximum ground concentration and deposition occurred immediately just after the accident through different pathways were calculated. We found that the activities of noble gas ^{133}Xe are higher to the other radioisotope because the flow rate of radioactivity, it is about $7.113 \times 10^4 \text{ Bq m}^{-3}$. Furthermore, the maximum calculated deposition is about $7.113 \times 10^{+6} \text{ Bq m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ for ^{133}Xe radioisotope, occurs near the power plant. These values exceed the limits prescribed by the IAEA.

The calculated activity concentration in foodstuff due to ^{131}I , ^{137}Cs and ^{90}Sr is the dominant contributor of concentration. The activity of ^{131}I is more significantly higher than other considered radionuclides in animal products and vegetables, while the ^{137}Cs is dominant in fruits vegetables. In contrast, noble gas ^{133}Xe is significantly lower.

Internal and external irradiations were also determined for characterizing the radioactivity level by age group. The estimated total doses due to inhalation and food ingestion exceed $8 \times 10^3 \text{ Sv year}^{-1}$, while the total doses due to air immersion and ground deposition are about $184.4 \text{ mSv year}^{-1}$ for 0–1 population age group.

Based on the model results, this study might give a guideline on the radiological safety for the impact studies and measures that has been taken for radiation protection due to contamination of foods consumed by human and animals after a radiological accident causing in morbidity risks or mortality in the worst case. The exceeding of the threshold

dose would form the main danger for the population in the vicinity of the nuclear site.

Acknowledgements This work was supported by funding from Nuclear Research Center of Birine/Algerian Atomic Energy Commission. The authors are grateful and wish to thank the Laboratory of Aeronautics Science of Blida University that framing and help us to prepare this study.

References

1. Ararkrog, A.: Global radiological impact of nuclear activities in the former Soviet Union. In: Proceedings of International Symposium on Environmental Impact of Radioactive Releases, Vienna, 8–12 May (1995)
2. IAEA, International Atomic Energy Agency.: Environmental and source monitoring for purposes of radiation protection. In: IAEA Safety Standards Series No. RS–G–1.8, Vienna (1982)
3. Till, J.E.; Rood, A.S.; Voillequé, P.G.; McGavran, P.D.; Meyer, K.R.; Grogan, H.G.; Sinclair, W.K.; Aanenson, J.W.; Meyer, H.R.; Rope, S.K.; Case, M.J.: Risk to the public from historical releases of radionuclides and chemicals at the rocky flats nuclear weapons plant. *J. Expo. Anal. Epidemiol.* **12**(5), 355–372 (2002)
4. Till, J.E.; Grogan, H.A.: Radiological Risk Assessment and Environmental Analysis. Oxford University press (2008). ISBN: 978–0 19–512727–0
5. National Research Council: Understanding Risk: Informing Decisions in a Democratic Society. National Academy Press, Washington (1996)
6. Mohler, H.J.; Meyer, K.R.; Grogan, H.A.; Aanenson, J.W.; Till, J.E.: Application of NCRP air screening factors for evaluating both routine and episodic radionuclide releases to the atmosphere. *Health Phys. J.* **86**(2), 135–144 (2004)
7. Brandt, J.; Christensen, J.H.; Frohn, L.M.: Modelling transport and deposition of caesium and iodine from the Chernobyl accident using the DREAM model. *Atmos. Chem. Phys.* **2**(5), 397–417 (2002). <https://doi.org/10.5194/acp-2-397-2002>
8. Bell, J.N.B.; Shaw, G.: Ecological lessons from the Chernobyl accident. *Environ. Int. J.* **31**(6), 771–777 (2005). <https://doi.org/10.1016/j.envint.2005.05.026>
9. Alexakhin, R.M.; Sanzharova, N.I.; Fesenko, S.V.; Spiridonov, S.I.; Panov, A.V.: Chernobyl radionuclide distribution, migration, and environmental and agricultural impacts. *Health Phys.* **93**(5), 418–426 (2007). <https://doi.org/10.1097/01.HP.0000285093.63814.b7>
10. John, E.T.; Grogan, H.A.: Radiological Risk Assessment and Environmental Analysis, pp. pp 360–380. Oxford University Press, Oxford (2008)
11. Hikaru, A.; Amano, M.; Bi, C.; Takao, K.; Takeshi, K.; et al.: Radiation measurements in the Chiba metropolitan area and radiological aspects of fallout from the Fukushima Daiichi nuclear power plants accident. *J. Environ. Radioact.* **111**, 42–52 (2012). <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2011.10.019>
12. Morino, Y.; Ohara, T.; Nishizawa, M.: Atmospheric behavior, deposition, and budget of radioactive materials from the Fukushima Daiichi nuclear power plant in March 2011. *Geophys. Res. Lett.* **38**(7), 1–7 (2011)
13. Stohl, A.; Seibert, P.; Wotawa, G.; Arnold, D.; Burkhardt, J.F.; Eckhardt, S.; Yasunari, T.J.: Xenon-133 and caesium-137 releases into the atmosphere from the Fukushima Daiichi nuclear power plant: determination of the source term, atmospheric dispersion, and deposition. *J. Atmos. Chem. Phys.* **12**(5), 2313–2343 (2012). <https://doi.org/10.5194/acp-12-2313-2012>



14. Christoudias, T.; Lelieveld, J.: Modelling the global atmospheric transport and deposition of radionuclides from the Fukushima Daiichi nuclear accident. *Atmos. Chem. Phys. J* **13**(3), 1425–1438 (2013). <https://doi.org/10.5194/acp-13-1425-2013>
15. IAEA, International Atomic Energy Agency International.: Nuclear and Radiological Event Scale User Manual, Vienna (2009)
16. Juan, C.M.; Beatriz, R.; Tesus, R.: CROM Code user's manual V8.2.5, Código de cRibapara evaluación de iMpacto, Screening Model for Environmental Assessment, CIEMAT, Madrid (2014)
17. Shoaib, R.S.; Iqbal, M.: Atmospheric dispersion modeling for an accidental release from the Pakistan Research Reactor-1 (PARR-1). *Ann. Nucl. Energy* **3232**, 1157–1166 (2005). <https://doi.org/10.1016/j.anucene.2005.03.2008>
18. IAEA, International Atomic Energy Agency.: Fundamental calculation model for the determination of the radiological effects inside and outside the research reactor after hypothetical accidents with release of high amount of fission products from the core. In: *Research Reactor Core Conversion Guidebook*, IAEA-TECDOC-643, Vienna 2, pp. 211–232 (1992)
19. IAEA, International Atomic Energy Agency.: Generic Models and Parameters for Assessing the Environmental Transfer of Radionuclides from Routine Releases, Safety Series No. 57, Vienna (1982)
20. Irwin, J.S.: A theoretical variation of the wind profile power-law exponent as a function of surface roughness and stability. *Atmos. Environ.* **13**, 191–194 (1979)
21. Nuclear Regulatory Commission (NRC).: *Reactor Safety Study: An Assessment of Accident Risk in US Commercial Nuclear Power Plants*, WASH-1400, NUREG-75/014 (1975)
22. NRC, Nuclear Regulatory Commission.: *Alternative Radiological Source Terms for Evaluating Design Basis Accidents at Nuclear Power Reactors*, Regulatory Guide 1.183 (2000)
23. Meng, Dan; Yang, L.; Shen, F.; Yang, Y.; Ma, Y.; Ma, T.; Zhang, Z.; Fu, C.: Environment assessing for airborne radioactive particulate release-introduction of methods in IAEA safety report series no. 19. *J. Radiat. Prot. Res.* **41**(4), 409–417 (2016). <https://doi.org/10.14407/jrpr.2016.41.4.409>
24. IAEA, International Atomic Energy Agency.: Fundamental calculation model for the determination of the radiological effects inside and outside the research reactor after hypothetical accidents with release of high amount of fission products from the core. In: *Research Reactor Core Conversion Guidebook*, IAEA-TECDOC-643, Vienna 2, pp. 211–232 (1992)
25. NCRP, National Council on Radiation Protection and Measurements.: *Screening Techniques for Determining Compliance with Environmental Standards, Releases of Radionuclides to the Atmosphere*, NCRP Commentary No 3, Revision Plus Addendum, Bethesda (1996)
26. IAEA, International Atomic Energy Agency.: *Generic Models for Use in Assessing the Impact of Discharges of Radioactive Substances to the Environment*, Safety Reports Series No. 19, Vienna (2001)
27. ICRP60.: *Recommendation of International Commission on Radiological Protection* (1990)
28. Yasunari, T.J.; Stohl, A.; Ryugo, S.H.; John, F.B.; Sabine, E.; Tetsuzo, Y.: Cesium-137 deposition and contamination of Japanese soils due to the Fukushima nuclear accident. *Proc. Natl. Acad. Sci.* **108**(49), 19530–19534 (2011). <https://doi.org/10.1073/pnas.1112058108>
29. IAEA, International Atomic Energy Agency.: *International Nuclear and Radiological Event Scale User Manual*, Vienna (2009)
30. IAEA, International Atomic Energy Agency.: *Regulations for the Safe Transport of Radioactive Material*, IAEA Safety Requirements, No. TS-R-1, Vienna (2005/2009)
31. Malek, M.A.; Chisty, K.J.A.; Rahman, M.M.: Radiological concentration distribution of ^{131}I , ^{132}I , ^{133}I , ^{134}I , and ^{135}I due to a hypothetical accident of TRIGA Mark-II research reactor. *J. Mod. Phys.* **3**, 1572–1585 (2012). <https://doi.org/10.4236/jmp.2012.310194>
32. Bourcier, L.; Masson, O.; Laj, P.; Paulat, P.; Pichon, J.M.: ^7Be , ^{210}Pb and ^{137}Cs concentrations in cloud water. *Env. Rad. J.* **128**, 15–19 (2014). <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2013.10.020>
33. Steinhäuser, G.; Victoria, S.; Katsumi, S.: Concentration of strontium-90 at selected HotSpot in Japan. *PLOS One J.* (2013). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0057760>
34. Smith, J.G.; Simmonds, J.R.: *The Methodology for Assessing the Radiological Consequences of Routine Release of Radionuclides to the Environment Used PC-CREAM 08*. Health Protection Agency. Radiation Protection Division. Report HPA-RPD-058 (2009)
35. TEPCO, Tokyo Electric Power Company.: *Radiation dose Measured in the Fukushima Daiichi Nuclear Power Station*. <http://www.tepco.co.jp/en/nu/fukushima-np/f2/index-e.html>. Accessed 18 November 2011 (2011).

