



RÉPUBLIQUE
FRANÇAISE

*Liberté
Égalité
Fraternité*

IRSN

INSTITUT DE RADIOPROTECTION
ET DE SÛRETÉ NUCLÉAIRE

RAPPORT

ESTIMATION DES CONSEQUENCES RADIOLOGIQUES EN FRANCE METROPOLITAINE POUVANT RESULTER D'INCENDIES SUR DES ZONES CONTAMINEES PAR L'ACCIDENT DE TCHERNOBYL

Pôle santé et environnement

Rapport IRSN N° 2024-00428

ESTIMATION DES CONSEQUENCES RADIOLOGIQUES EN FRANCE METROPOLITAINE POUVANT RESULTER D'INCENDIES SUR DES ZONES CONTAMINEES PAR L'ACCIDENT DE TCHERNOBYL

Résumé

Dans le cadre de sa mission de surveillance radiologique du territoire, l'IRSN étudie régulièrement les conséquences en France des incendies de grande ampleur qui surviennent dans les régions d'Europe de l'Est fortement touchées par les retombées de l'accident de Tchernobyl. Cela a notamment été le cas au printemps 2020, où des incendies majeurs ont concerné l'environnement immédiat de la centrale nucléaire de Tchernobyl, notamment la zone dite « d'exclusion » située dans un rayon de 30 km autour de la centrale et évacuée en 1986¹. Les questions ont alors porté non seulement sur cet évènement proprement dit, mais également sur les conséquences que pourrait avoir un évènement extrême de ce genre, qu'il s'agisse d'un incendie survenant en Europe de l'Est ou en France sur les zones les plus touchées par les retombées de cet accident.

C'est pourquoi cette étude comporte trois volets : le premier évalue les conséquences en France des incendies de 2020 ; le second traite d'un scénario extrême d'incendie autour de la centrale de Tchernobyl et du transfert des masses d'air contaminées jusqu'en France ; enfin, le troisième volet estime les conséquences que pourrait avoir un incendie survenant dans une des zones boisées françaises parmi les plus touchées par les retombées de l'accident de Tchernobyl.

Les évaluations des conséquences en France des incendies de 2020 en Europe de l'Est ont été réalisées en combinant l'interprétation de résultats de mesure et l'utilisation de modèles numériques : le modèle LdX en ce qui concerne la dispersion atmosphérique et les modèles paZ et Symbiose en ce qui concerne les conséquences sur la contamination des denrées et l'évaluation dosimétrique. Parmi les mesures réalisées en France suite à ces incendies, seules les activités volumiques de ¹³⁷Cs dans l'air pouvaient être distinguées du bruit de fond. Les concentrations de ce radionucléide ajoutées par cet évènement dans les denrées et estimées dans cette étude par modélisation, sont très inférieures aux concentrations relevant du bruit de fond lié à la rémanence dans les sols français des retombées des essais nucléaires et de l'accident de Tchernobyl. Les doses efficaces, toutes voies d'exposition confondues, ont été insignifiantes : très inférieures à 1 nSv (ou 10⁻⁶ mSv).

Le plus pessimiste scénario d'incendie survenant dans les environs immédiats de la centrale ukrainienne a été conçu, d'une part sur la base des observations faites en 2020, et d'autre part sur la sélection de la séquence météorologique la plus pénalisante vis à vis du transfert des masses d'air vers la France, observée au cours des 10 dernières années. Dans ce scénario, il a été considéré que 80% de la zone d'exclusion, soit toute la partie de cette zone qui n'a pas été touchée par les incendies de 2020, pouvait brûler en une quinzaine de jours durant lesquels les conditions météorologiques sont celles de la séquence météorologique la plus pénalisante. Les activités volumiques de ¹³⁷Cs dans l'air en France, consécutives à ce scénario resteraient inférieures à 1 mBq/m³. Cette valeur est environ 1 000 fois plus faibles que celles mesurées dans l'Est de la France au début du mois de mai 1986 lors des retombées de l'accident de Tchernobyl (valeur maximale de 5,5 Bq/m³ mesurée à Verdun le 1^{er} mai 1986), mais elle est 1 000 à 10 000 fois supérieures à celles mesurées dans l'air actuellement.

Avec des concentrations ajoutées de l'ordre de 20 à 100 mBq/kg, ce scénario pourrait conduire à doubler, pour les denrées les plus sensibles que sont les légumes-feuilles (salades, épinards...), les concentrations de ¹³⁷Cs correspondant au bruit de fond. Ce doublement serait toutefois difficile à mettre en évidence par la mesure en raison de la variabilité de ce bruit de fond (entre 1 et 100 mBq/kg), et il serait très temporaire, car les activités de ¹³⁷Cs ajoutées par les incendies diminueraient très rapidement (de l'ordre de 100 à 1000 fois

¹ Cette zone a été le théâtre de combats dès le début du conflit en Ukraine ; elle est très difficile d'accès aujourd'hui, la forêt y est sans doute moins entretenue et de possibles futurs combats la rendent plus vulnérable encore, à des incendies de grande ampleur.

en trois mois du fait de la croissance des végétaux qui engendre une augmentation de leur masse et donc une dilution de l'activité massique du césium).

Pour atteindre durant quelques jours le Niveau de contamination en ^{137}Cs Maximum Admissible quant à la commercialisation d'une denrée après un accident nucléaire, il faudrait des activités dans l'air de l'ordre de 10 000 fois supérieures à celles estimées dans le pire scénario retenu dans la présente étude.

Enfin, les doses efficaces pour la population adulte, résultant de ce scénario, seraient extrêmement faibles de l'ordre de 1 à 10 nSv.

Par ailleurs, le cas d'un incendie survenant sur une des zones de France les plus touchées par les retombées de l'accident de Tchernobyl, a été également étudié. La zone concernée par l'incendie est une surface boisée du sud de la France dont les activités de césium 137 dans les végétaux (arbres, arbustes), la litière forestière et les sols, avaient été mesurées lors d'une étude antérieure. Un incendie sur cette zone pourrait conduire à une forte augmentation de la concentration de ^{137}Cs dans l'air au cœur même du brasier, mais la contamination des denrées, cultivées à proximité immédiate, qui en résulterait, resterait trop faible pour être distinguée du bruit de fond. Les doses seraient quant à elles insignifiantes, que ce soit pour le pompier intervenant sur cet incendie et exposé à l'inhalation de poussières, ou pour la population avoisinante principalement exposée à l'ingestion de denrées soumises au dépôt de cendres contaminées

Compte tenu des incertitudes de calcul, les résultats des estimations faites dans cette étude ne peuvent être interprétés que comme des ordres de grandeurs. Les doses calculées sont ainsi de l'ordre du millionième de la dose de 1 mSv qui est la dose limite pour l'exposition du public telle que définie par le code de la santé publique.

TABLE DES MATIÈRES

INTRODUCTION	4
1. LES CONSEQUENCES EN FRANCE DES INCENDIES D'AVRIL 2020 DANS LA REGION DE TCHERNOBYL.....	5
1.1. Les concentrations volumiques dans l'air	5
1.2. Les dépôts radioactifs.....	8
1.3. La contamination des denrées alimentaires	9
1.4. Les doses efficaces	10
2. CONSEQUENCES EN FRANCE DU PLUS PESSIMISTE SCENARIO D'INCENDIES SUSCEPTIBLE DE SURVENIR A PROXIMITE DE LA CENTRALE DE TCHERNOBYL	12
2.1. Estimation du terme source le plus pénalisant	12
2.2. Sélection de la séquence météorologique pénalisante pour la période 2012-2021.....	13
2.3. Estimation des conséquences en France à partir du terme source et de la séquence météorologiques sélectionnés	16
2.3.1. Les concentrations volumiques dans l'air.....	16
2.3.2. Les dépôts radioactifs	17
2.3.3. La contamination des denrées alimentaires les plus sensibles	17
2.3.4. La dose efficace totale	18
3. CAS D'UN INCENDIE SURVENANT SUR UNE DES ZONES LES PLUS TOUCHEES DE FRANCE PAR LES RETOMBEES DE L'ACCIDENT DE TCHERNOBYL	19
3.1. Sélection de la zone concernée et estimation du terme source	19
3.2. Estimation des conséquences pour les pompiers et les populations limitrophes.....	21
4. CONCLUSION.....	22
5. BIBLIOGRAPHIE	24

INTRODUCTION

Ces dernières années, une augmentation significative du nombre et de l'ampleur des incendies a été observée dans les régions couvrant la partie orientale de l'Europe, la Biélorussie, l'Ukraine et la partie occidentale de la Fédération de Russie. Le premier trimestre de 2020 a, par exemple, été caractérisé par une augmentation de 30 % du nombre et de la gravité des incendies, selon le Service d'Urgence de l'État Ukrainien (SESU). Les effets du changement climatique, caractérisés par une saison sèche plus longue et plus précoce, exacerbent le risque incendie.

En outre, malgré les efforts déployés par la Biélorussie et l'Ukraine, l'état de la forêt, qui n'est plus entretenue, continue de se détériorer dans la zone évacuée en 1986 en raison de sa très forte contamination radioactive (zone d'exclusion). La croissance de la biomasse dans ces territoires résulte de l'accumulation de végétaux morts et de la transition naturelle des prairies et espaces autrefois cultivés, en forêts.

De plus, cette zone a été le théâtre de combats dès le début du conflit en Ukraine ; elle est difficile d'accès aujourd'hui et de possibles futurs combats la rendent plus vulnérable encore à des incendies de grande ampleur.

Lors des incendies, la combustion de la matière organique contenue dans les couches superficielles du sol, notamment dans la litière forestière (débris végétaux en décomposition) ainsi que dans les végétaux, libère dans l'air une partie des radionucléides provenant de l'accident de Tchernobyl. Certains de ces radionucléides tels que le césium 137 (^{137}Cs), le strontium 90 (^{90}Sr), des isotopes du plutonium et l'américium 241 (^{241}Am produits par désintégration du plutonium 241) demeurent encore présents en raison de leur période radioactive longue.

Bien que dans les régions tempérées de l'hémisphère nord, la circulation générale des masses d'air troposphériques se fasse majoritairement d'ouest en est, entraînant les panaches des incendies depuis cette zone vers l'est et le continent eurasiatique, des situations anticycloniques peuvent occasionnellement amener ces masses d'air contaminées vers l'Europe de l'ouest. La combinaison d'une situation anticyclonique et de séquences d'incendies majeurs dans les territoires contaminés reste relativement rare mais a provoqué à plusieurs reprises la détection d'éléments radioactifs artificiels à l'état de traces dans plusieurs pays européens, jusqu'en France. Cela s'est produit en août et septembre 2002, mars 2003, début août 2010 et plus récemment en avril 2020.

En avril 2020, les plus importants incendies de forêt jamais enregistrés, en termes d'étendue des surfaces brûlées, ont ravagé les territoires les plus contaminés par l'accident de Tchernobyl. Ainsi, 870 km² dont 65 km² situés à proximité immédiate de la centrale ukrainienne et 20 km² situés sur la rive gauche de la rivière Pripyat ont brûlé en 19 jours, entre le 2 et le 21 avril 2020. Lors de cet épisode, une collaboration internationale s'est rapidement mise en place avec les services ukrainiens pour caractériser les incendies en cours et leurs conséquences, notamment en évaluant les surfaces et niveaux de contamination (concentrations surfaciques) des zones concernées, ainsi que les concentrations des principaux radionucléides libérés dans l'air. L'estimation du terme source a été réalisée par l'IRSN à partir de plus de 1 100 résultats de mesures de concentrations volumiques dans l'air provenant de 19 pays Européens en utilisant des modèles de dispersion atmosphérique. Ce terme source a été exploité afin d'estimer les doses reçues par les pompiers ukrainiens (exposition externe et par inhalation), les riverains (inhalation et ingestion de denrées produites localement), et les habitants de Kiev, à 100 km au sud de la centrale de Tchernobyl (Masson et al., 2021a).

L'objectif de la présente étude est de présenter l'estimation des conséquences des incendies de 2020 en France puis de projeter ces conséquences pour un scénario volontairement défini comme le plus pénalisant envisageable pour le pays. En effet, compte tenu de l'étendue des surfaces fortement contaminées par l'accident de Tchernobyl, des quantités encore plus importantes de radionucléides artificiels pourraient être libérées en cas d'incendies de plus grande ampleur. En combinant ces facteurs à des conditions météorologiques propices au transfert des masses d'air vers la France, les conséquences sur le pays pourraient être plus significatives que celles évaluées en 2020. Cette étude propose donc d'estimer les conséquences maximales d'un événement de cette nature, en France.

Enfin, dans une moindre mesure, les incendies qui surviennent sur le territoire français peuvent également remettre en suspension des radionucléides artificiels présents dans la matière organique (végétaux et litière forestière) tels que le ^{137}Cs provenant notamment des retombées de l'accident de Tchernobyl, le ^{90}Sr et les transuraniens (isotopes du plutonium et ^{241}Am) issus des retombées atmosphériques des essais d'armes nucléaires (IRSN, 2022). Dans l'est de la France, les concentrations rémanentes des retombées des essais nucléaires sont négligeables par rapport à celles du ^{137}Cs associé aux retombées de l'accident de Tchernobyl. Le troisième objectif de cette étude est donc d'évaluer les conséquences d'un incendie majeur en France survenant sur une des zones du territoire les plus touchées par les retombées de cet accident.

1. LES CONSEQUENCES EN FRANCE DES INCENDIES D'AVRIL 2020 DANS LA REGION DE TCHERNOBYL

1.1. Les concentrations volumiques dans l'air

Dans le cadre de sa mission de surveillance de la radioactivité de l'air (OPERA-Air), l'IRSN réalise le suivi régulier des concentrations volumiques en ^{137}Cs dans l'air à l'aide de filtres à particules.

Ces dernières années, cette surveillance a permis de déceler des augmentations du niveau de concentration de ^{137}Cs à la suite d'incendies dans les pays de l'Est de l'Europe. Ainsi, en août 2002, une activité maximale en ^{137}Cs de $1,6 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ (valeur moyenne hebdomadaire) avait été mesurée, ce qui représentait environ 4 fois l'activité moyenne en ^{137}Cs en France sur l'année 2002 de $0,38 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ (niveau du bruit de fond du ^{137}Cs dans l'air en France en 2002) (IRSN, 2021). Le niveau en ^{137}Cs atteint en France durant l'été 2010, au cours duquel de nombreux incendies s'étaient développés dans les régions contaminées autour de la centrale de Tchernobyl, était en revanche resté inférieur à $1 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$.

Lors des incendies d'avril 2020 dans la zone d'exclusion ukrainienne, les concentrations volumiques les plus élevées relevées en France ont été mesurées dans le sud-est du pays, dans les Bouches-du-Rhône (Figure 1). Une concentration volumique de $1,16 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ de ^{137}Cs a ainsi été mesurée sur un filtre d'aérosols² collectés par une station de prélèvement atmosphérique de l'IRSN située à Bouc-Bel-Air (13) entre le 4 et le 17 avril 2020 et une concentration volumique de $1,31 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ a également été mesurée sur un filtre prélevé à Cadarache (04) entre le 6 et le 14 avril 2020. Ailleurs, dans l'est de la France, les concentrations volumiques en ^{137}Cs ont approché $1 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ à différentes périodes : $0,7 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ dans la vallée du Rhône (Saint-Alban et Marcoule) entre le 6 et le 13 avril, $0,9 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ à Grenoble entre le 30 mars et le 6 avril, et jusqu'à $0,95 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ à Fessenheim entre le 20 et le 27 avril. Bien que les incendies de 2020 se soient produits sur des surfaces plus contaminées que celles touchées lors des épisodes précédents, en raison de leur proximité accrue avec la centrale de Tchernobyl, les concentrations volumiques en ^{137}Cs (moyennes hebdomadaires) mesurées en France n'ont pas dépassé celles enregistrées en 2002 et 2010.

² Un aérosol atmosphérique est une suspension de particules dans l'air de quelques nm à plusieurs dizaines de μm , pouvant être vecteur de radionucléides.

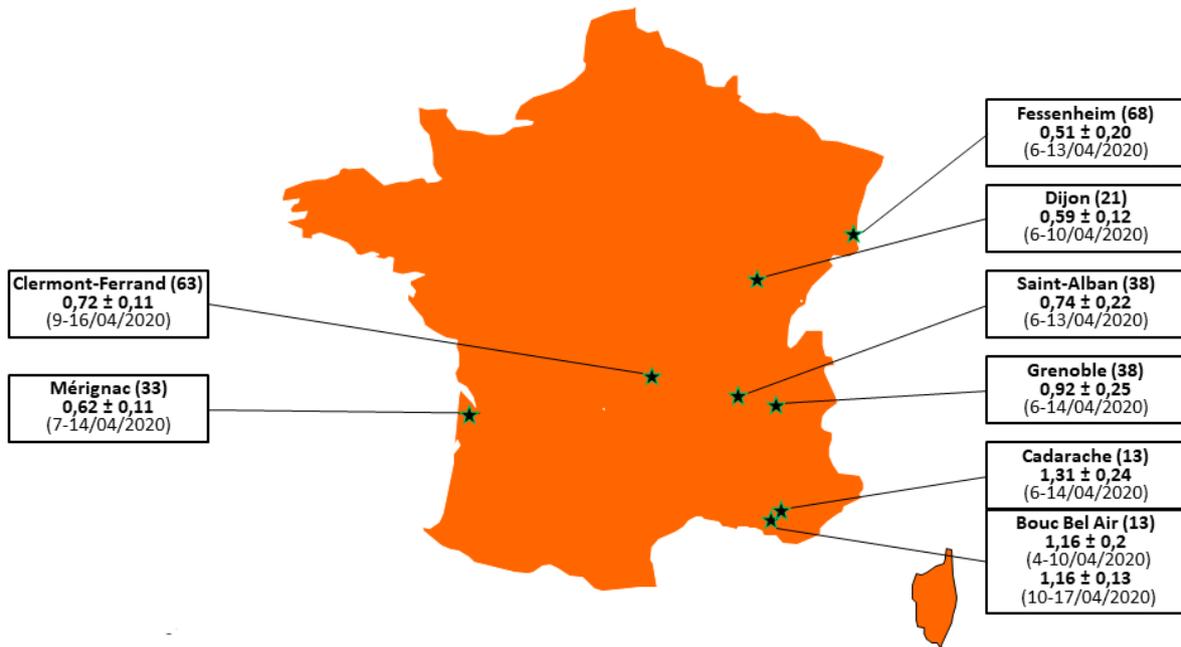


Figure 1 : Carte des concentrations volumiques en ^{137}Cs ($\mu\text{Bq}/\text{m}^3$) dans l'air début avril 2020.

Le bruit de fond en ^{137}Cs dans l'air (valeur moyenne de $0,12 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ en 2020 en France) est principalement lié à la remise en suspension et à la réémission dans l'air du ^{137}Cs déposé lors des retombées en France de l'accident de Tchernobyl en mai 1986 et lors des retombées atmosphériques des essais d'armes nucléaires entre 1945 et 1980. Ces processus résultent de la combustion de biomasse contenant du ^{137}Cs (Piga 2011, Bourcier *et al.*, 2010) et de particules de sol contenant également du césium (Piga, 2011) et soulevées par érosion éolienne.

Les niveaux de ^{137}Cs mesurés dans l'air en France lors d'arrivées de masses d'air transportant des cendres issues des incendies survenus en Europe de l'Est depuis 2002, ont donc été extrêmement faibles et très proches des niveaux du bruit de fond habituel de ce radionucléide.

Le modèle de dispersion atmosphérique à longue distance « LdX » (Quélo *et al.*, 2007) inclus dans la plateforme de modélisation C3X de l'IRSN (Tombette *et al.*, 2014), a été utilisé afin de quantifier la contribution des incendies aux niveaux de concentration en ^{137}Cs dans l'air pour l'ensemble des stations de prélèvement situées en Europe.

Dans un premier temps, une estimation des quantités totales de ^{137}Cs réémises dans l'atmosphère a été réalisée avec le modèle LdX (Saunier, 2022 ; Masson *et al.*, 2021a, 2021b) en utilisant les concentrations dans l'air mesurées par les réseaux Européens de surveillance des radionucléides dans l'atmosphère. Le terme source de ^{137}Cs à l'atmosphère ainsi obtenu est compris entre 700 et 1200 GBq sur la période du 3 au 24 avril 2020. Cette gamme de variation résulte des incertitudes liées à l'application du modèle de dispersion aux résultats de mesure dans l'air. Ce terme source est cohérent avec les estimations fournies par plusieurs instituts étrangers (De Meutter *et al.*, 2021 ; Kovalets *et al.*, 2022). Une fois ce terme source estimé, la simulation de la dispersion du panache de ^{137}Cs a été réalisée avec LdX, à l'échelle de l'Europe.

Les simulations ont été réalisées à partir des prévisions météorologiques opérationnelles produites par Météo-France et issues du modèle ARPEGE. La résolution spatiale des données est d'environ 10 km et la résolution temporelle est horaire. Le modèle LdX prend en compte le dépôt sec et le dépôt humide au cours du transport des masses d'air ainsi que la filiation et la décroissance radioactives. Le dépôt sec est modélisé par un schéma simplifié avec une vitesse constante $V_{\text{dep}} = 2 \times 10^{-3}$ m/s. Pour le lessivage des masses d'air par la pluie, la

paramétrisation utilisée est de la forme $\Lambda_s = \Lambda_0 p_0$ où $\Lambda_0 = 5 \times 10^{-5}$ h/(mm.s) et P_0 l'intensité de la pluie en mm/h.

Les comparaisons entre les niveaux de concentration simulés en ^{137}Cs et ceux observés sur l'ensemble des stations de prélèvement d'aérosols confirment que le terme source estimé est réaliste. En effet, plus de 70% des mesures simulées par LdX se situent dans un facteur 5 par rapport aux mesures réelles et plus de 40% sont dans un facteur 2. La Figure 2 illustre deux exemples de comparaison entre la concentration dans l'air simulée et celle issue des mesures réelles et correspondant à une valeur moyenne sur quelques jours à une semaine :

- à la station de Budapest, les niveaux de concentrations mesurés atteignent une dizaine de $\mu\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ entre le 6 et le 9 avril 2020. Dans ce contexte, il est certain que l'augmentation des niveaux de concentrations mesurés est liée aux incendies. Les niveaux de concentrations simulés par LdX sont cohérents avec les observations. Le recours à la modélisation permet aussi d'identifier plus précisément la période au cours de laquelle le panache semble être passé sur chaque station. Sur la période du 6 au 9 avril, les concentrations ont été les plus élevées à Budapest (temporairement jusqu'à une vingtaine de $\mu\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$) au cours de la journée du 6 avril. Sur la période entre le 9 et le 14 avril, la valeur mesurée est beaucoup plus faible (environ $1 \mu\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$) et il est difficile de quantifier la contribution des incendies uniquement sur la base de la mesure. La simulation indique néanmoins que les masses d'air ont pu atteindre la station le 10 avril et le 13 avril, les niveaux de concentrations simulés demeurant extrêmement faibles.
- à la station de Bouc-Bel-Air, la modélisation indique que le panache semble avoir atteint la station à deux reprises. Les niveaux de concentrations horaires simulés restent cependant très faibles avec des maxima inférieurs à $10 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ les 8 et 24 avril. Sur la période des observations (du 4 au 17 avril), la contribution des incendies est très faible, inférieure à $1 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ en cohérence avec la mesure ($1,15 \mu\text{B}/\text{m}^3$ déduite d'un bruit de fond local estimé à environ $0,2 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$).

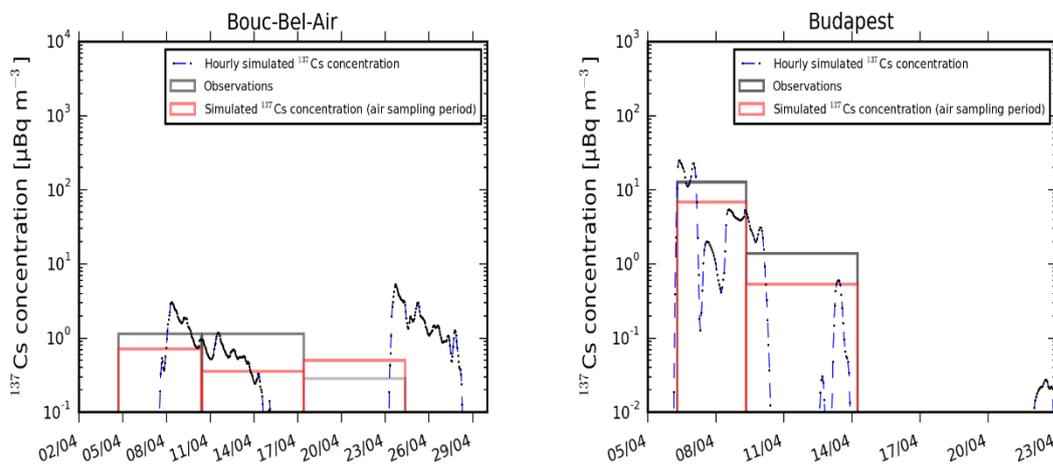


Figure 2 : Comparaisons entre les niveaux de concentrations en ^{137}Cs ($\mu\text{Bq}/\text{m}^3$), observés et simulés, aux stations de Bouc-Bel-Air et de Budapest. Les rectangles gris représentent les observations, les rectangles rouges représentent les concentrations simulées sur la période de prélèvement et les tirets bleus, les concentrations simulées horaires.

Pour les autres radionucléides émis par les incendies, il n'a pas été possible d'appliquer la même méthodologie que celle utilisée pour le ^{137}Cs , combinant les résultats de mesure sur les filtres et les résultats du modèle pour estimer les termes sources des autres radionucléides présents dans les territoires impactés par les incendies. En effet, le nombre de mesures est insuffisant et uniquement réparties dans la zone d'exclusion ou à proximité,

cette zone se situant en dehors du domaine de validité du modèle de dispersion. Les concentrations des isotopes du plutonium, de l' ^{241}Am et du ^{90}Sr dans l'air en France ont donc été estimées à partir des concentrations de ^{137}Cs mesurées, en appliquant les rapports d'activités observés en Ukraine entre le ^{137}Cs et les autres radionucléides (Masson *et al.*, 2021a).

Compte tenu des très faibles niveaux de ces radionucléides dans l'air en France ainsi estimés et afin d'augmenter la probabilité de les détecter, les mesures de ces radionucléides ont été effectuées sur un regroupement de tous les filtres pour lesquels les concentrations en ^{137}Cs avaient dépassé le bruit de fond habituel. Cette procédure a permis de disposer d'un volume d'air analysé équivalent à plus de 365 000 m³. Les résultats de la mesure montrent que les concentrations volumiques des isotopes du plutonium, du ^{90}Sr et de l' ^{241}Am ont été de : 0,12 nBq/m³ pour le ^{238}Pu (1 nBq = 10⁻⁹ nBq/m³), 1,77 nBq.m⁻³ pour le ^{239}Pu , 1,66 nBq/m³ pour le ^{240}Pu , < 62 nBq/m³ pour le ^{90}Sr et 1,13 nBq/m³ pour l' ^{241}Am . Ces valeurs sont très proches du bruit de fond moyen de ces radionucléides³ dans l'air en France (données IRSN). De ce fait, les rapports d'activités isotopiques mesurées sur les aérosols collectés en France, influencés par ce bruit de fond, ne reflètent pas complètement la composition isotopique des masses d'air contaminées par les incendies.

Dans la suite de l'étude, les dépôts radioactifs, les niveaux de contamination des denrées alimentaires ainsi que les doses efficaces susceptibles de résulter de leur ingestion, ont été estimées pour les deux radionucléides d'intérêt : le ^{137}Cs et le ^{90}Sr . La simulation réalisée à partir de LdX fournit des estimations de ces variables sur l'ensemble de l'Europe.

1.2. Les dépôts radioactifs

En avril 2020, le passage des masses d'air contaminées à proximité du sol a entraîné des dépôts radioactifs dont les activités surfaciques de ^{137}Cs , simulées par le modèle LdX, sont représentées sur la Figure 3.

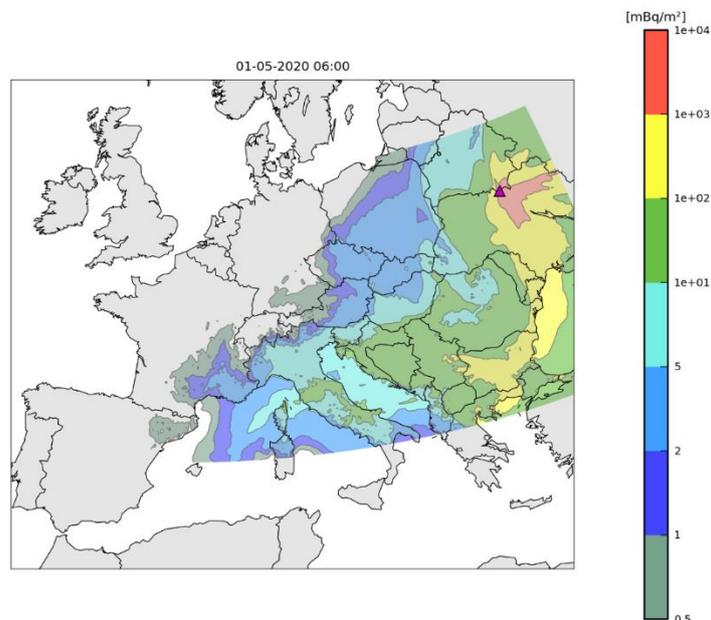


Figure 3 : Cartographie des dépôts de ^{137}Cs (mBq/m²) simulés à partir du modèle LdX (Quélo *et al.*, 2007).

³ 0,06 nBq/m³ pour le ^{238}Pu ; 0,76 nBq/m³ pour le ^{239}Pu ; 0,49 nBq/m³ pour le ^{240}Pu ; 22 nBq/m³ pour le ^{90}Sr ; 0,52 nBq/m³ pour l' ^{241}Am .

En Europe, les niveaux de dépôts simulés restent majoritairement inférieurs à 100 mBq.m⁻² à la fin de la simulation⁴. En France, les niveaux simulés sont beaucoup plus faibles, variant entre 1 et 5 mBq.m⁻² dans le quart sud-est de la France (Figure 3).

Au cours de la période des incendies, plusieurs épisodes pluvieux se sont manifestés sur l'Europe. En revanche, d'après la figure 4, il apparaît que le ¼ sud-est de la France est resté majoritairement épargné par les précipitations durant les deux périodes où les masses d'air contaminées ont atteint la France (entre le 8 et le 13 avril puis entre le 23 et le 26 avril).

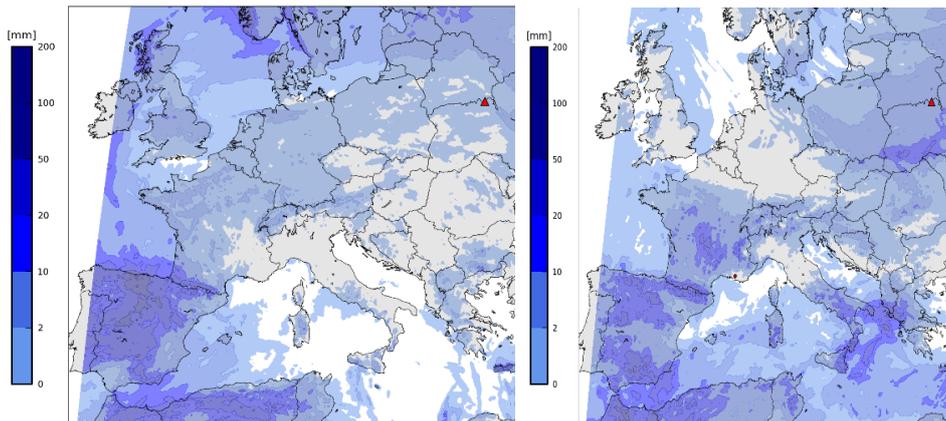


Figure 4 : Cumul des précipitations en Europe en mm d'après le modèle ARPEGE entre le 8 et le 12 avril (à gauche) et entre le 23 et le 26 avril (à droite).

1.3. La contamination des denrées alimentaires

Les feuilles des végétaux, notamment celles des productions agricoles françaises, ont reçu les dépôts radioactifs consécutifs aux incendies d'avril 2020. Le modèle d'évaluation des conséquences post-accidentelles « paZ »⁵ a été utilisé pour évaluer les activités massiques de ¹³⁷Cs ajoutées dans les denrées du fait de ces incendies. Ce modèle est alimenté par les résultats de dépôts surfaciques obtenus avec le modèle IdX. Les légumes dont on consomme les feuilles⁶ (salades, épinards...) sont les denrées les plus sensibles à cette contamination foliaire ; les niveaux de contamination maximaux de ¹³⁷Cs atteints en Europe dans ce type de denrées sont représentés sur la Figure 5.

Les niveaux de contamination des légumes-feuilles simulés sont principalement inférieurs à 5 mBq/kg frais en Europe à la fin des dépôts radioactifs ; ils sont encore plus faibles, variant entre 0,1 et 1 mBq/kg frais dans le quart sud-est du pays (Figure 5).

⁴ Exception faite de la Roumanie et d'une partie de la Bulgarie

⁵ Également inclus dans la plateforme de modélisation C3X de l'IRSN (Tombette *et al.*, 2014)

⁶ Encore appelés « légumes-feuilles »

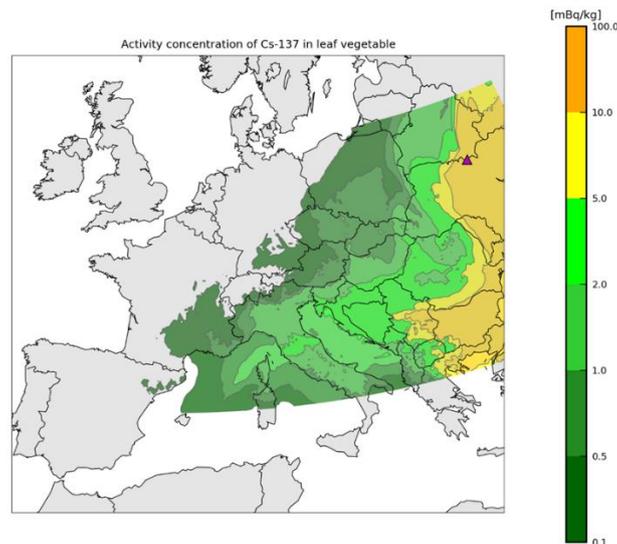


Figure 5 : Cartographie de la contamination des légumes-feuilles en ^{137}Cs (mBq/kg) simulés à partir du modèle paZ, à la fin des rejets.

1.4. Les doses efficaces

A la suite du passage sur la France des masses d'air contaminée par les incendies de 2020, les principales voies d'exposition ont été :

- la contamination interne par ingestion de denrées contaminées ;
- l'irradiation externe consécutive au dépôt des radionucléides émetteurs gamma. L'intensité de cette exposition dépend notamment de l'importance des dépôts radioactifs, de la géométrie des surfaces contaminées et du mode de vie (temps de présence à l'extérieur des bâtiments) ;
- la contamination interne par inhalation des particules radioactives présentes dans l'air ;
- la contamination interne par ingestion involontaire de particules radioactives. Cette voie d'exposition, généralement d'importance secondaire, existe lorsqu'une personne touche avec ses mains des surfaces portant des dépôts labiles (radionucléides non fixés sur la surface) ou des matériaux meubles contaminés (terre) puis porte ses mains à la bouche. Cette voie d'exposition peut devenir significative chez le jeune enfant, en l'absence de précaution.

Pour évaluer l'exposition des populations à partir des simulations précédentes, le modèle d'évaluation des conséquences post-accidentelles « paZ », a également été utilisé afin de quantifier la contribution des incendies à l'exposition de la population en Europe. Dans le cadre de cette étude, la principale voie d'exposition reste l'ingestion de denrées alimentaires contaminées lors de l'interception des dépôts radioactifs par les feuilles des végétaux en cours de culture. La carte de la dose efficace résultant de toutes les voies d'exposition (ingestion comprise) aux radionucléides artificiels réémis dans l'atmosphère par les incendies puis transportés et déposés sur l'Europe est représentée sur la Figure 6. Cette simulation a été réalisée à partir du modèle paZ et des modélisations précédentes. En Europe, la dose efficace toutes voies d'exposition confondues reste majoritairement inférieure à 1 nSv. En France, la dose est encore plus insignifiante, variant entre 0,01 et 0,2 nSv dans le quart sud-est du pays (Figure 6).

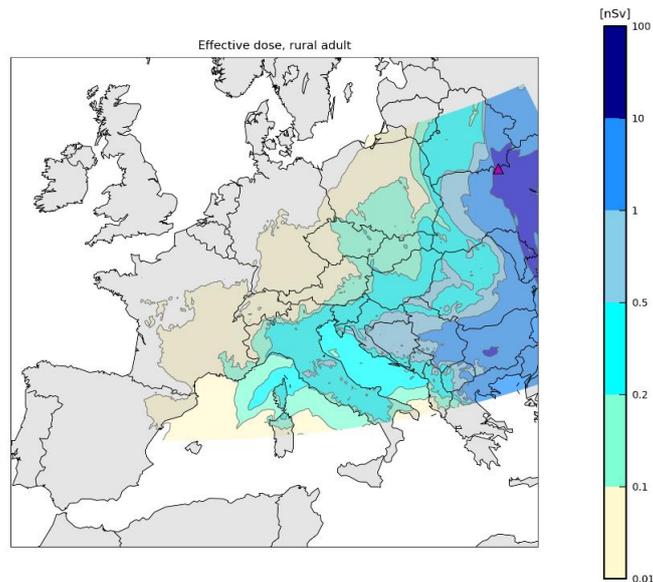


Figure 6 : Cartographie de la dose efficace totale, pour deux radionucléides (césium 137 et strontium 90), toutes voies d'exposition confondues (nSv) simulée à partir du modèle paZ de l'IRSN.

À titre de vérification, des calculs similaires à ceux présentés ci-dessus ont été effectués à partir de l'exploitation directe des mesures de concentrations volumiques dans l'air intégrées sur la durée de prélèvement, déduites d'un bruit de fond. Pour le césium 137, la valeur retenue est celle de Bouc-Bel-Air, c'est à dire une concentration moyenne dans l'air de $1,16 \mu\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ pendant 13 jours déduite d'un bruit de fond local de $0,2 \mu\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$. Pour le strontium 90, la valeur retenue est la moitié de celle du césium 137 afin de reproduire le ratio $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ du tableau 1 (cf. page 18). Les concentrations volumiques mesurées des isotopes du plutonium, du ^{90}Sr et de ^{241}Am , déduites des valeurs moyennes de bruit de fond national, ont été multipliées par la même durée de 13 jours.

En supposant qu'il n'y a pas eu de précipitation pendant le passage du panache début avril 2020⁷ (Figure 4), les dépôts secs ont été estimés en multipliant les activités volumiques intégrées sur 13 jours par une vitesse de dépôt de $2\cdot 10^{-3} \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$.

Les transferts dans l'environnement et les doses à l'adulte (expositions externes au panache et aux dépôts, expositions internes par ingestion d'aliments et par inhalation du panache et à la suite de la remise en suspension d'une partie des dépôts) ont été modélisés avec le logiciel SYMBIOSE (Simon-Cornu *et al.*, 2015), c'est à dire avec les mêmes modèles que ceux de paZ utilisé ci-avant.

Sous ces hypothèses, la dose efficace à l'adulte pour l'année suivant l'événement est d'environ 0,16 nSv, dont environ 0,02 nSv pour l'exposition externe aux dépôts (due presque exclusivement au Baryum 137m, descendant du Césium 137), environ 0,08 nSv pour l'ingestion d'aliments (due aux deux tiers au césium 137 et pour le reste essentiellement au strontium 90) et 0,05 nSv à l'inhalation (à parts égales américium 241, plutonium 239 et plutonium 240). L'estimation concernant le césium 137 et le strontium 90, environ 0,1 nSv, est cohérente avec celle obtenue dans le sud-est du territoire français pour la Figure 6. Les résultats des deux méthodes sont proches, ce qui valide cette vérification.

⁷ En cohérence avec les observations météorologiques sur cette période au moins sur le sud-est de la France.

2. CONSEQUENCES EN FRANCE DU PLUS PESSIMISTE SCENARIO D'INCENDIES SUSCEPTIBLE DE SURVENIR A PROXIMITE DE LA CENTRALE DE TCHERNOBYL

2.1. Estimation du terme source le plus pénalisant

Il s'agit de déterminer quelles sont les concentrations les plus élevées susceptibles d'être atteintes dans l'air en France pour chacun des radionucléides (^{137}Cs , ^{90}Sr , les isotopes du plutonium et ^{241}Am) susceptibles d'être émis lors d'un ou de plusieurs incendies concomitants et de très grande ampleur au sein de la zone d'exclusion de Tchernobyl. Ces concentrations maximales sont liées à l'importance de la contamination de l'environnement des zones affectées par les incendies ainsi qu'à l'extension des surfaces concernées.

C'est à proximité de la centrale de Tchernobyl, et notamment dans la zone d'exclusion, que se trouvent les niveaux de contamination les plus élevés. En effet, si des dépôts très importants de ^{137}Cs ont aussi pu avoir lieu à plusieurs centaines de kilomètres de la centrale, notamment du fait des précipitations, ce n'est que dans un rayon de quelques dizaines de kilomètres autour de l'installation accidentée que l'essentiel des dépôts de ^{90}Sr , de césium et de plutonium ont eu lieu.

Dans cette zone, l'extension maximale réaliste de la surface susceptible d'être concernée par le ou les incendie(s), est limitée par la surface maximale pouvant brûler par jour, conséquence directe de la vitesse de propagation et du nombre de foyers (départs de feu). Sur la base des relevés journaliers réalisés en avril 2020 par les autorités Ukrainiennes, 870 km²⁸ ont brûlé en 19 jours (du 2 au 20 avril). La majeure partie de cette surface se trouvait dans la zone d'exclusion, le reste se situant juste au dehors (région d'Ovruch). Au plus fort des incendies, les 16, 17 et 18 avril, les surfaces ravagées ont atteint respectivement 144, 249 et 124 km². La surface de la zone d'exclusion qui n'a pas brûlé en 2020, représente environ 3 900 km² (4 800 km² moins les 870 km² brûlés en 2020)⁹. Si l'on se base sur la surface brûlée le 17 avril (249 km²), les 3 900 km² pourraient être détruits par le feu en une quinzaine de jours. Cette durée est compatible avec la durée d'une séquence anticyclonique longue qui amènerait les masses d'air contaminées vers l'Europe de l'Ouest et vers la France en particulier (Section 2.2).

La question des conséquences cumulées en France, à la suite de plusieurs séquences d'incendies majeurs, est pertinente. En ce qui concerne la zone d'exclusion, après un tel incendie, la contamination de la biomasse mettrait des années, voire des décennies à se reconstituer à l'identique, à partir de la contamination résiduelle des sols qui concentre l'essentiel du stock de radionucléides et compte tenu de la lente croissance des arbres. Par ailleurs, comme indiqué précédemment, les niveaux de contamination au-delà de la zone d'exclusion sont moins élevés, particulièrement en ^{90}Sr et en isotopes du plutonium. Enfin, l'étude des conséquences en France des incendies de 2020 a montré que la principale exposition de la population résulterait de l'ingestion de denrées alimentaires contaminées lors de l'interception des dépôts radioactifs par les feuilles des végétaux en cours de culture. Or cette contamination diminue très rapidement dans les jours suivants les dépôts pour se trouver à des niveaux 100 à 1000 fois inférieurs en moins de trois mois¹⁰ (Renaud *et al.* 2007). Un effet cumulatif des séquences de contaminations successives sur la contamination des denrées alimentaires, n'est donc pas réaliste.

L'estimation de la quantité émise dans l'air lors d'un incendie se heurte à la connaissance de plusieurs paramètres difficiles à appréhender du fait de leurs variabilités spatiale et temporelle (Masson *et al.*, 2021b) ; il s'agit des concentrations surfaciques (en Bq.m⁻²), des radionucléides initialement déposés, de la distribution des radionucléides dans les différentes matrices susceptibles de réémettre des radionucléides lors de leur

⁸ Soit encore 87000 hectares et environ 1/5^{ème} de la zone d'exclusion autour de la centrale (parties Ukrainienne et Biélorusse).

¹⁰ Cette diminution de l'activité massique dans le temps est principalement liée au fait que la croissance des végétaux entraîne une dilution de l'activité interceptée dans une masse de matière végétale qui augmente.

combustion totale ou partielle (litière, végétaux, branchage, tronc...), du type de biomasse et des caractéristiques de l'incendie, en particulier la température maximale atteinte).

Le choix fait dans cette étude est de baser le scénario extrême sur les observations et connaissances acquises sur les incendies d'avril 2020. Il est en effet possible de considérer que les surfaces détruites par les incendies de 2020, soit près de 20% de la surface totale de la zone d'exclusion, sont représentatives de l'ensemble de la zone d'exclusion du point de vue du niveau de contamination, de l'aptitude à la combustion des différents types de surfaces présentes (différentes essences de bois, densité des forêts, zones marécageuses, anciennes surfaces agricoles et urbaines, surfaces en eau, etc.) et donc des concentrations de radionucléides susceptibles d'être émises par unité de surface (Bq.m⁻²). Les concentrations totales susceptibles d'être émises par la combustion de l'ensemble de la zone d'exclusion peuvent ainsi être estimées simplement par une règle de proportionnalité par rapport aux surfaces brûlées en avril 2020.

Sur cette base, le terme source retenu pour le « pire scénario » serait 4,5 fois¹¹ celui estimé pour les incendies de 2020 (Tableau 1). L'émission est présumée se produire durant la séquence météorologique défavorable sélectionnée ci-après (Section 2.2). Enfin, la surface d'émission peut être considérée comme ponctuelle à l'échelle de l'Europe au regard de ses conséquences en France compte tenu de la distance de l'ordre de 2 000 km séparant la France de la zone d'émission.

Tableau 1 : Estimation des activités émises dans l'atmosphère par les incendies d'avril 2020 autour de la centrale de Tchernobyl (valeurs hautes extraites de Masson et al., 2021a) et extrapolation à un des pires scénarii envisageables.

Activités en GBq	Terme source d'avril 2020 *	Terme source « Pire scénario »
¹³⁷ Cs	1200	5368
⁹⁰ Sr	613	2742
²³⁸ Pu	1,9	8
²³⁹ Pu	1,9	8
²⁴⁰ Pu	2,9	13
²⁴¹ Pu	90,1	403
²⁴¹ Am	29,6	132
<i>* haut de la fourchette proposée dans Masson et al. 2021a</i>		

2.2. Sélection de la séquence météorologique pénalisante pour la période 2012-2021

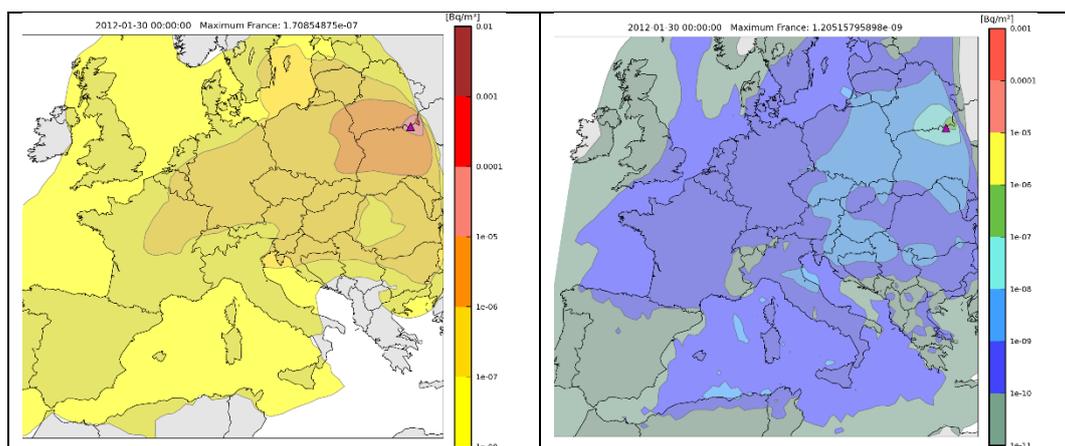
En plus du terme source, les conséquences radiologiques en France consécutives à des incendies survenant dans la région de Tchernobyl, découlent aussi des conditions météorologiques au cours du transport des masses d'air sur le pays et qui peuvent souvent varier considérablement sur de courtes périodes. Pour un rejet donné, une approche statistique peut être mise en œuvre afin d'évaluer la distribution des impacts sur un territoire donné (ici la France), au regard de la variabilité des situations météorologiques rencontrées. La simulation de la dispersion de ce rejet aux différentes dates couvertes par les données météorologiques conduit à un ensemble de résultats représentant chacun un scénario possible et réaliste de contamination de l'environnement. L'exploitation de l'ensemble de ces résultats permet d'extraire les informations sous forme de statistiques et ainsi d'apprécier l'impact dans sa variabilité.

¹¹ Ce rapport correspond à un rapport de surface : 3900 km² non touchés par les incendies de 2020 (sur près de 4800 km² correspondant à la surface totale de la zone d'exclusion) et donc susceptible de brûler dans le cas du pire scénario, contre 870 km² détruits par les incendies de 2020.

Dans le cadre de cette étude, 10 ans de données météorologiques trihoraires issues du modèle opérationnel ARPEGE de Météo France (01/01/2012 au 30/04/2021) ont été prises en compte pour la réalisation des simulations¹². La résolution spatiale des données ARPEGE est d'environ 50 km et le domaine de calcul s'étend de l'Europe de l'ouest jusqu'à l'ouest de la Fédération de Russie.

Les autres paramétrisations du modèle sont identiques à celles définies dans la section 1.2. Sur cette période de 10 ans, allant du 01/01/2012 au 30/04/2021, on suppose qu'un rejet unitaire ($1 \text{ Bq}\cdot\text{s}^{-1}$) de ^{137}Cs est émis toutes les 84 heures sur une période de 10 jours. Le point de rejet fictif est la centrale de Tchernobyl. La période de simulation associée à chaque rejet unitaire est de 15 jours. Cela signifie que, pour chaque simulation, la modélisation de la dispersion du panache se poursuit jusqu'à 5 jours après la fin des rejets. Les grandeurs analysées et évaluées sont la concentration en ^{137}Cs intégrée dans l'air (somme des concentrations sur l'ensemble de la période des 15 jours) et le dépôt total en ^{137}Cs obtenu à la fin de la simulation.

La figure 7 illustre, à titre d'exemple, les champs de concentrations intégrées (cartes de gauche en Bq/m^3) ainsi que les dépôts cumulés (cartes de droite en Bq/m^2) en ^{137}Cs obtenus pour quatre séquences météorologiques : pour des rejets débutant le 30/01/2012, le 28/08/2014, le 04/02/2016 et le 07/05/2020. Ces 4 exemples illustrent la variabilité des conditions météorologiques qui pilotent l'arrivée potentielle d'un panache vers le territoire métropolitain. On remarque par exemple que les conditions météorologiques qui prévalent autour du 30/01/2012 et du 28/08/2014 sont favorables à l'arrivée d'un panache en France. Au contraire, les panaches restent éloignés de l'Europe de l'Ouest en janvier 2016 et en mai 2020. Parmi l'ensemble des simulations réalisées à partir des 10 années de données météorologiques, seules 15 % d'entre elles mettent en évidence l'arrivée d'un panache issu de la région de Tchernobyl jusqu'en France. La simulation qui conduit à des concentrations intégrées maximales sur le territoire français est celle dont le rejet débute le 30/01/2012. En termes de dépôt cumulé, les valeurs modélisées les plus élevées sur le territoire français sont logiquement associées aux valeurs les plus élevées de concentrations dans l'air. On retient donc que les conditions météorologiques entraînant une maximisation des conséquences en France (concentrations dans l'air intégrées et dépôts cumulés) sont celles qui ont prévalu entre le 30/01/2012 et le 14/02/2012 (au regard de la période de 10 ans de données météorologiques utilisée dans le cadre de cette étude).



¹² Il est important de noter que la séquence météorologique identifiée comme pénalisante est représentative d'une période de 10 ans de conditions météorologiques. Idéalement, une période plus longue d'au moins 30 ans, aurait été préférable pour une meilleure représentativité statistique. Cependant, en raison des contraintes de temps de calcul, il n'a pas été possible de le faire dans le cadre de cette étude.

ESTIMATION DES CONSEQUENCES RADIOLOGIQUES EN FRANCE METROPOLITAINE POUVANT RESULTER D'INCENDIES SUR DES ZONES CONTAMINEES PAR L'ACCIDENT DE TCHERNOBYL

Rapport IRSN n° 2024-00428

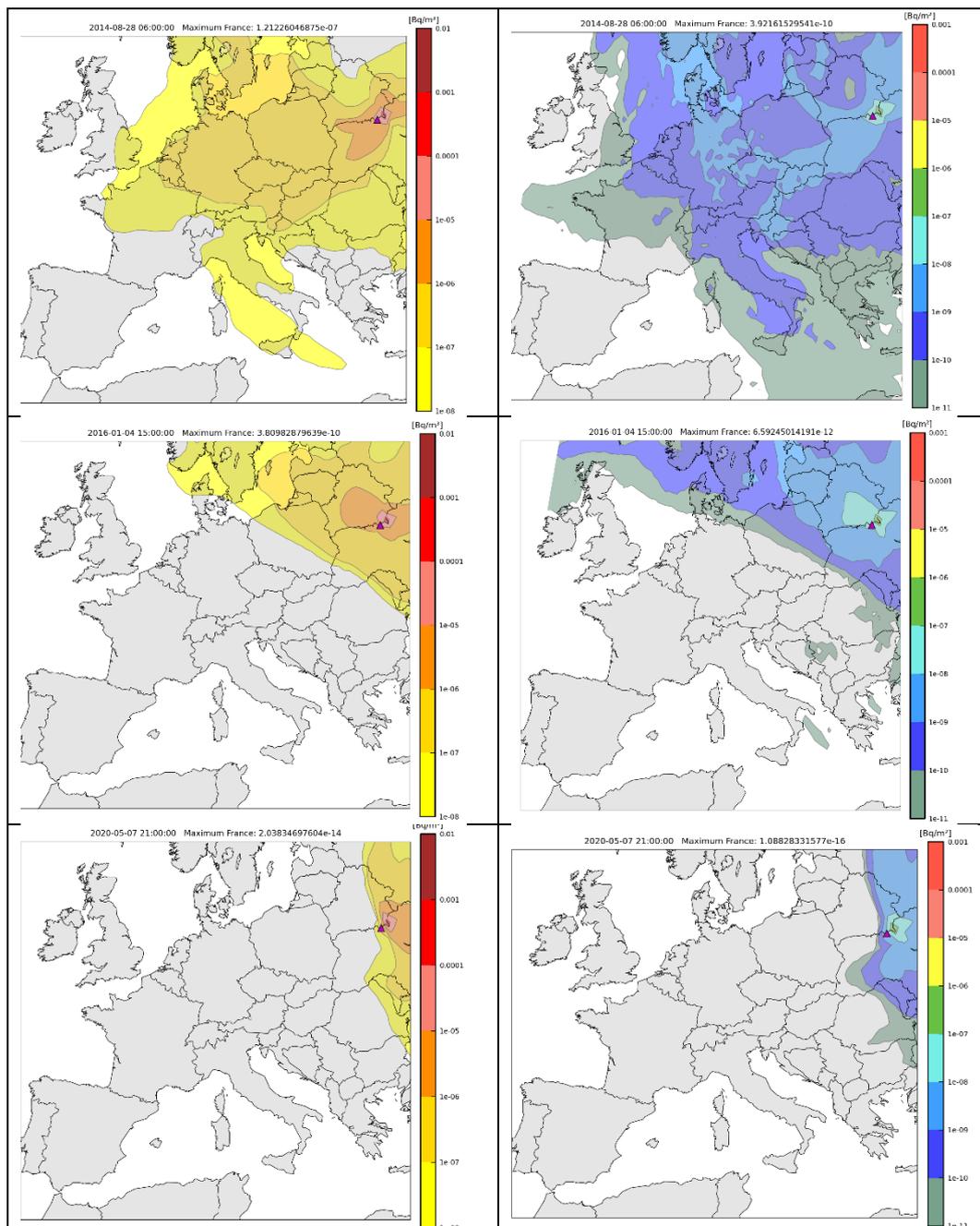


Figure 7 : Exemples de cartographies de concentrations intégrées (cartes de gauche en Bq/m³) et de cumuls de dépôt (cartes de droite en Bq.m⁻²) de ¹³⁷Cs obtenus 15 jours après le début des rejets pour différentes conditions météorologiques.

2.3. Estimation des conséquences en France à partir du terme source et de la séquence météorologiques sélectionnés

2.3.1. Les concentrations volumiques dans l'air

La simulation de la dispersion atmosphérique du ^{137}Cs à partir du modèle LdX basée sur le terme source estimé dans la section 2.1 a été réalisée en considérant la séquence météorologique du 29/01/2012 au 14/02/2012 (Figure 8). Au cours de cette période, on constate qu'il faut environ 2 jours après les premiers rejets pour que le panache parvienne à atteindre le pays à partir du 1^{er} février. De plus, il apparaît que le panache atteint à plusieurs reprises le territoire national comme illustré sur la Figure 8. Les niveaux de concentrations horaires de ^{137}Cs simulés en France sont systématiquement inférieurs à 1 mBq/m^3 mais demeurent néanmoins très supérieurs aux valeurs habituellement mesurées hors événements d'incendies (valeurs typiquement $< 0,2 \text{ } \mu\text{Bq/m}^3$). Ces résultats indiquent qu'un tel scénario entraînerait la détection de ^{137}Cs sur plusieurs stations du réseau de surveillance national. Contrairement à l'épisode de 2020, l'origine du ^{137}Cs mesuré ne laisserait plus de doute car la quasi-totalité de la concentration dans l'air serait attribuable aux émissions des incendies. De plus, il est intéressant de noter que des précipitations se sont principalement concentrées dans le sud de l'Europe et que certaines d'entre elles ont eu lieu au moment du passage du panache dans l'extrême sud-est de la France et en Corse, ce qui tend à augmenter les activités déposées.

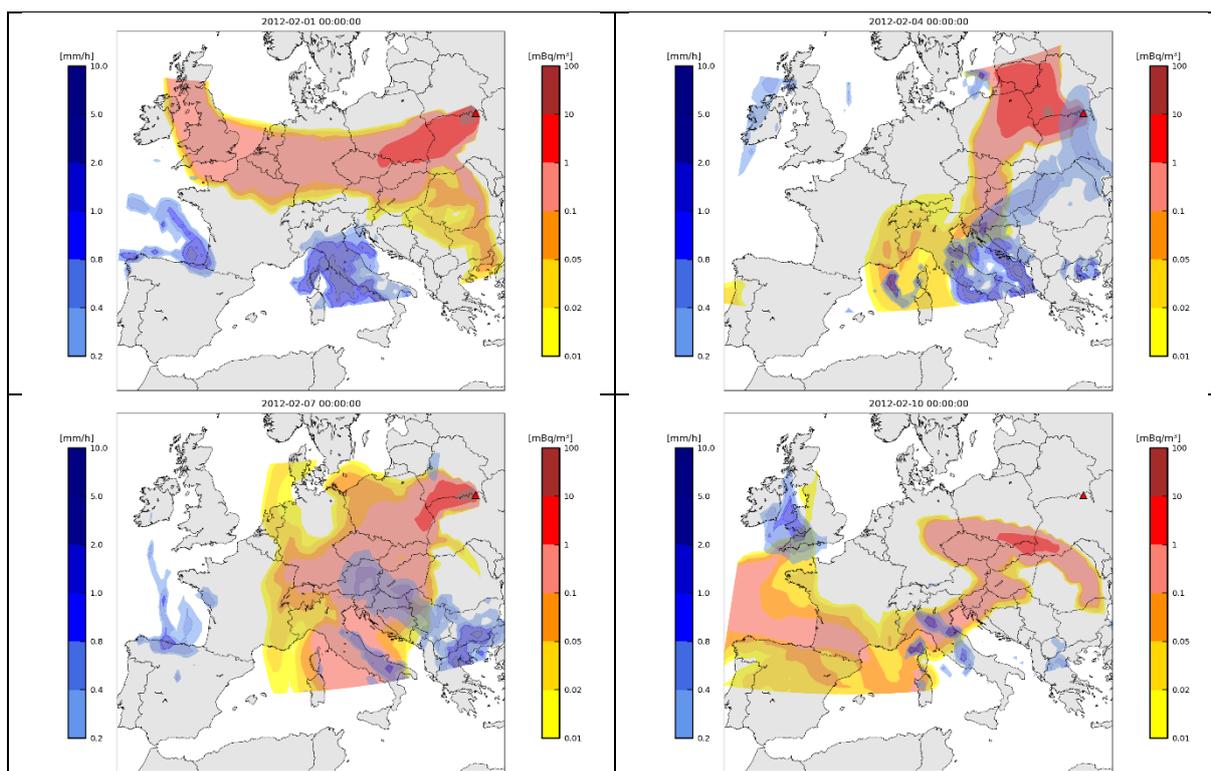


Figure 8 : Cartographie des concentrations volumiques dans l'air en ^{137}Cs (mBq/m^3) simulées à partir du modèle LdX à différentes dates (01/02/2012, 04/02/2012, 07/02/2012 et 10/02/2012).

2.3.2. Les dépôts radioactifs

Les dépôts simulés de ^{137}Cs à partir de LdX sont représentés sur la Figure 9. Sur certaines zones d'Europe de l'est, les niveaux de dépôts simulés à la suite de plusieurs incendies concomitants et de très grande ampleur au sein de la zone d'exclusion de Tchernobyl, peuvent atteindre 10 000 mBq/m² à la fin de la simulation (14/02/2012). En France, les niveaux simulés sont plus faibles, variant entre 10 et 1 000 mBq/m² (Figure 9).

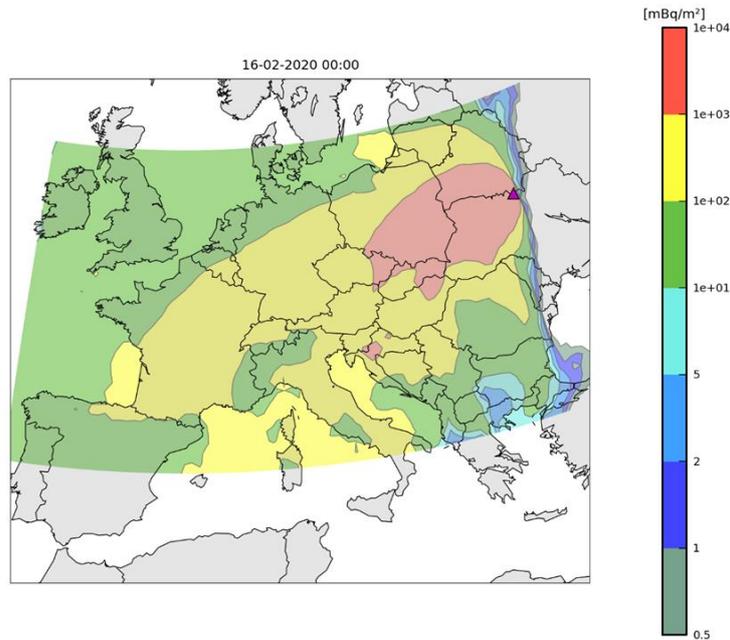


Figure 9 : Cartographie des dépôts de ^{137}Cs simulés à partir du modèle LdX dans le cadre du scénario pénalisant (mBq/m²).

2.3.3. La contamination des denrées alimentaires les plus sensibles

A partir des dépôts radioactifs estimés précédemment, le modèle paZ (Tombette *et al.*, 2014) fournit l'évaluation des conséquences en termes de contamination des denrées alimentaires, à la suite de plusieurs incendies concomitants et de très grande ampleur au sein de la zone d'exclusion de Tchernobyl.

Les niveaux de contamination de ^{137}Cs dans les légumes-feuilles (denrée alimentaire la plus sensible aux radionucléides émis) estimés à partir de paZ sont représentés sur la Figure 10. En Europe, les niveaux simulés de la contamination des légumes-feuilles sont principalement inférieurs à 1 000 mBq/kg à la fin des rejets. En France, les niveaux simulés sont plus faibles, variant entre 20 et 100 mBq/kg avec un maximum de l'ordre de 100 mBq/kg dans l'est de la France (Figure 10).

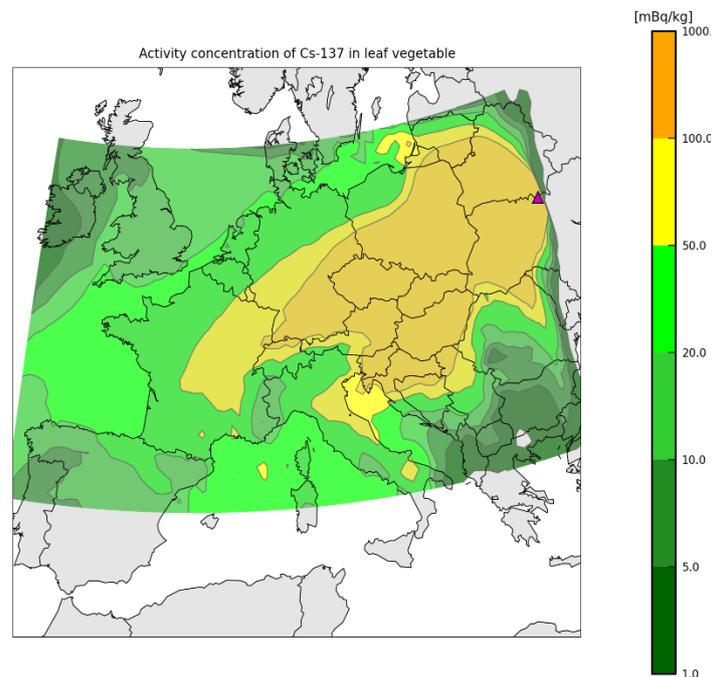


Figure 10 : Cartographie de la contamination des légumes-feuilles en 137Cs simulés à partir du modèle paZ dans le cadre du scénario pénalisant (mBq/kg frais).

2.3.4. La dose efficace totale

Pour évaluer l'exposition des populations à partir des simulations précédentes, le modèle d'évaluation des conséquences post-accidentelles paZ de l'IRSN, a été de nouveau utilisé afin de quantifier la contribution de plusieurs incendies concomitants et de très grande ampleur au sein de la zone d'exclusion de Tchernobyl, à l'exposition de la population en Europe.

La dose efficace estimée pour un adulte et résultant de toutes les voies d'exposition, et de tous les radionucléides considérés dans le terme source (Tableau 1), est représentée sur la Figure 11. En Europe, cette dose est inférieure à 100 nSv. En France, elle est encore plus faible, variant entre 1 et 10 nSv dans l'est du pays (Figure 11). Les contributions des voies d'exposition et des radionucléides à cette dose totale sont les mêmes que celles mentionnées au paragraphe 2.4 et relatives aux conséquences des incendies de 2020¹³ : l'ingestion de denrées représente 50% de cette dose totale dont deux tiers dus au césium 137 et le reste principalement dû au strontium 90, l'inhalation représente le tiers de la dose totale principalement dû aux isotopes du plutonium, la dernière voie d'exposition étant l'exposition externe aux dépôts de césium 137-baryum 137m.

¹³ Les rapports isotopiques du terme source des incendies d'avril 2020 (tableau 1) ont été retenus pour le pire scénario comme représentatifs de la zone d'exclusion ; ces rapports d'activités sont conservés lors du transfert atmosphérique des radionucléides et leurs dépôts en France ; de plus, les intensités de transfert des différents radionucléides dans l'environnement et notamment dans les denrées, ainsi que les scénarii d'exposition de la population, considérés pour le pire scénario, sont les mêmes que ceux utilisés pour les conséquences des incendies de 2020.

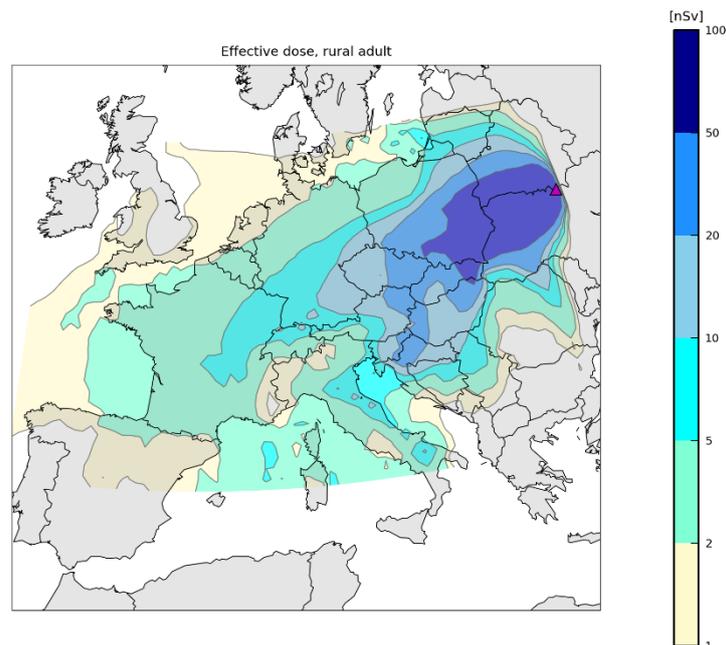


Figure 11 : Cartographie de la dose efficace totale pour un adulte (toutes voies d'expositions confondues, en nSv) estimée au moyen du modèle paZ, dans le cadre du scénario pénalisant.

3. CAS D'UN INCENDIE SURVENANT SUR UNE DES ZONES LES PLUS TOUCHÉES DE FRANCE PAR LES RETOMBÉES DE L'ACCIDENT DE TCHERNOBYL

3.1. Sélection de la zone concernée et estimation du terme source

Les précipitations survenues entre le 1^{er} et le 5 mai 1986, période pendant laquelle les masses d'air contaminées par l'accident de Tchernobyl survolaient la France, ont largement influencé la répartition des dépôts radioactifs consécutifs à cet accident sur le pays. Dans l'est de la France où les concentrations en ¹³⁷Cs dans l'air étaient les plus élevées, des pluies très hétérogènes et localement importantes ont conduit à des dépôts également très hétérogènes et qui ont pu dépasser 20 000 Bq/m² sur quelques communes. Ces communes apparaissent en rouge et en violet sur la carte de la figure 12a (Renaud *et al*, 2007). Parmi ces zones les plus touchées par les retombées de l'accident de Tchernobyl figurent, dans la basse vallée du Rhône, des espaces boisés de chênes et de pins plus particulièrement vulnérables aux incendies. C'est le cas de la zone de l'ordre de 250 km² (25 000 ha) centrée sur la commune de Vaison-la-Romaine (Vaucluse) et délimitée par les communes de Valréas et Nyons au nord et par la commune de Bédoin au sud (Figure 12b). Les analyses effectuées entre 1999 et 2001 sur 32 échantillons de sols prélevés sur cette zone avaient révélé des concentrations surfaciques en ¹³⁷Cs comprises entre 7 813 et 47 275 Bq/m² pour une concentration moyenne de 25 646 Bq/m².

Pour la présente étude nous supposons qu'un incendie touche un espace boisé présentant l'activité surfacique maximale mesurée de 47 275 Bq/m².

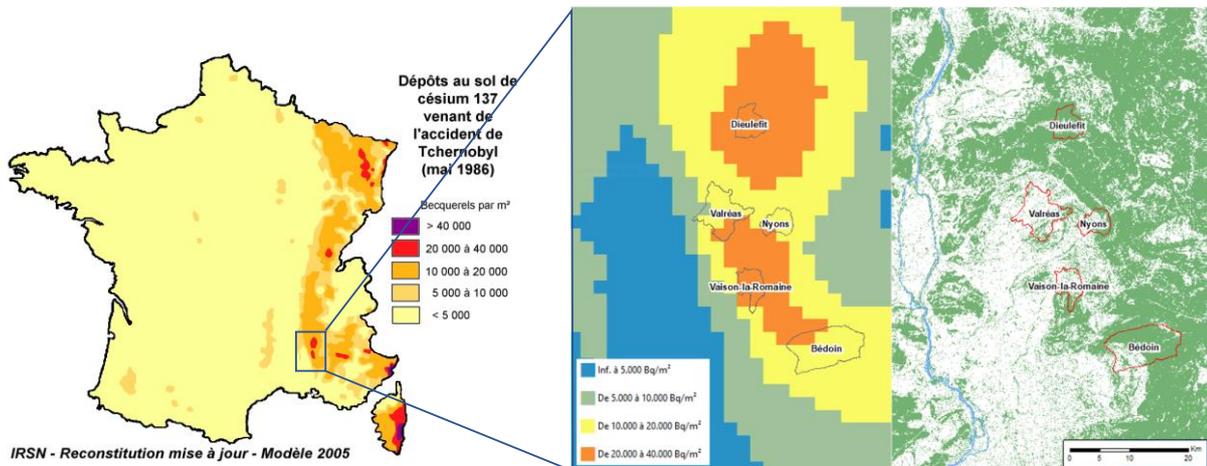


Figure 12a : Carte des dépôts de ¹³⁷Cs consécutifs à l'accident de Tchernobyl en France en mai 1986

Figure 12b : Zoom sur la zone de la basse vallée du Rhône comprise entre Dieulefit (Drôme) et Bédoin (Vaucluse)

Sur un des sites boisés pour lequel des prélèvements de sol avait été analysés, les concentrations massiques des différentes composantes du couvert végétal (feuilles d'arbres, troncs et branches de différents diamètres, végétation de sous-bois et litière) ont été mesurées permettant ainsi d'estimer les biomasses correspondantes. Il s'agit d'une chênaie où la concentration surfacique mesurée dans les sols était en moyenne de 25 393 Bq/m², valeur proche de la moyenne de l'ensemble des sols de la zone indiquée précédemment (25 646 Bq/m²).

Le tableau 2 présente une synthèse de ces résultats. Ce tableau montre que seule une très petite partie de l'activité de césium 137 rémanente dans les sols est susceptible d'être remise en suspension dans l'air lors d'un incendie : l'activité surfacique combustible (litière + bois + feuillage + autre végétation) de 52 Bq/m² ne représente que 0,2% de la concentration surfacique totale (la fraction non combustible du sol représente ici 99,8%).

Cette répartition du ¹³⁷Cs a été appliquée à l'activité surfacique maximale de 47 275 Bq/m² mesurée dans les sols des environs de Vaison-la-Romaine pour déterminer l'activité surfacique combustible maximale sur cette zone qui est ainsi estimée à 98,5 Bq/m².

Tableau 2 : Concentrations massiques des différentes composantes du couvert végétal

	Biomasse (kg/m ²)	Concentration massique en ¹³⁷ Cs (Bq/kg Frais)	Concentration surfacique en ¹³⁷ Cs (Bq/m ²)	% végétation	% du total
Litière	0,086	144,1±9,9	12,4±0,9	23,9	
Bois	2,7	14,1±0,9	38,0±2,5	73,2	
Feuillage	0,05	11,0±0,7	0,55±0,03	1,1	
Autre végétation	0,9	1,1±0,1	1,0±0,1	1,8	
Total végétation aérienne	3,736		51,95±3,5	100	0,2
Sol			25 392,7±1 679,6		99,8
Total (végétation + sol)			25 444,5±1 674,1		100

3.2. Estimation des conséquences pour les pompiers et les populations limitrophes

La relation entre la concentration surfacique correspondant à la fraction combustible et la concentration dans l'air produite lors d'un incendie, peut s'exprimer par un coefficient de remise en suspension en Bq.m^{-3} d'air par Bq.m^{-2} (m^{-1}). Les valeurs de ce coefficient rapportées dans la littérature sont extrêmement variables, allant de 10^{-5} m^{-1} à 10^{-8} m^{-1} . Cette extrême variabilité dépend notamment des conditions expérimentales dans lesquelles elles ont été obtenues. La plage de valeurs habituellement retenue varie de 10^{-6} m^{-1} à 10^{-7} m^{-1} pour le ^{137}Cs (Kashparov *et al.*, 2003, Yoschenko *et al.*, 2006, Jargin, 2011). L'application d'un coefficient de 10^{-6} m^{-1} à la concentration maximale de $98,5 \text{ Bq.m}^{-2}$ estimée précédemment, conduit à une concentration volumique en ^{137}Cs dans l'air, de l'ordre de $100 \mu\text{Bq.m}^{-3}$.

A titre de comparaison, lors des incendies de 2020, les concentrations volumiques les plus élevées mesurées en Ukraine ont été de l'ordre de $10\,000 \mu\text{Bq.m}^{-3}$ et ponctuellement jusqu'à $180\,000 \mu\text{Bq.m}^{-3}$ pour des concentrations surfaciques des sols potentiellement de l'ordre de 10^6 à 10^7 Bq.m^{-2} (Masson *et al.*, 2021b) ; soit des concentrations des sols ukrainiens qui sont de 2 à 3 ordres de grandeur supérieurs à la concentration maximale retenue pour les sols des environs de Vaison-la-Romaine (47 kBq.m^{-2}). Cette comparaison montre que la valeur de 10^{-6} m^{-1} retenue pour le coefficient de remise en suspension reste réaliste au regard des concentrations mesurées en Ukraine, au plus près des incendies.

Les espaces boisés situés aux environs de Vaison-la-Romaine sont de surfaces réduites, s'insérant entre de vastes vignobles qui agissent comme des pare-feux naturels. Toutefois, une zone forestière continue plus étendue, appartenant ou avoisinant la zone la plus touchée par les retombées de l'accident de Tchernobyl, couvre une surface de 60 km^2 ($6\,000 \text{ ha}$) au nord de la commune de Bédoin. Cette surface de $6\,000 \text{ ha}$ est d'une taille voisine de celle concernée par l'un des pires incendies survenus dans le quart sud-est de la France, celui de Gonfaron dans le Var en 2021, durant lequel une surface de $7\,000 \text{ ha}$ (70 km^2) a brûlé en 10 jours. Le retour d'expérience de l'incendie de Gonfaron montre que pour une telle période, une durée d'intervention cumulée de 100 h pour un pompier est réaliste.

La dose efficace susceptible d'être reçue par un pompier amené à inhaler durant une centaine d'heures une concentration volumique en ^{137}Cs de $100 \mu\text{Bq/m}^3$ avec un débit respiratoire de $3 \text{ m}^3/\text{h}$ correspondant à un effort physique intense, est estimée à $0,1 \text{ nSv}$.

Les personnes habitant dans le voisinage des surfaces incendiées seraient également exposées à l'inhalation de fumées. Cependant, dès lors que l'on ne se situe pas au cœur même de l'incendie, la dispersion atmosphérique, négligée dans le cas du pompier, entraînerait une forte dilution en ^{137}Cs dans l'air, même sur de courtes distances, et donc des concentrations volumiques raisonnablement plus faibles que celle retenue pour l'exposition du pompier.

Dès lors, la principale exposition des riverains résulterait de la consommation de denrées agricoles produites à proximité immédiate de l'incendie et sur lesquelles se seraient déposées des cendres contaminées. De manière extrêmement pénalisante et non réaliste, négliger toute dispersion atmosphérique, comme dans le cas du pompier, revient à considérer que le potager se trouve à proximité immédiate voire au cœur de l'incendie. C'est donc la concentration volumique de $100 \mu\text{Bq.m}^{-3}$ estimée précédemment qui est supposée générer un dépôt de ^{137}Cs sur des légumes de différente nature : légumes-feuilles (salades, épinards, etc.), légumes-fruits (tomates, pois, haricots, etc.) et un transfert aux légumes-racines (pommes-de-terre, carottes, etc.). Avec une vitesse de dépôt de $2.10^{-3} \text{ m.s}^{-1}$ et une durée d'exposition du potager aux fumées d'une dizaine d'heures, l'activité surfacique déposée sur les feuilles des cultures serait de 7 mBq/m^2 . Cette durée de 10 heures est très pénalisante

du fait de la localisation de la surface incendiée¹⁴ ne peut être que très limitée (moins de 1 km² soit 100 ha) et donc brûler sur un laps de temps beaucoup plus court.

Dans ces conditions, l'activité massique maximale ajoutée dans des salades le lendemain de l'incendie serait de l'ordre de 0,004 Bq/kg frais, soit le dixième de l'activité massique moyenne habituellement observée des salades en France (IRSN, 2022). Une personne qui consommerait exclusivement des légumes provenant de ce potager, tout au long de l'année qui suit l'incendie, recevrait une dose liée à leur ingestion de 0,1 nSv.

4. CONCLUSION

A plusieurs reprises, des masses d'air contaminées en ¹³⁷Cs par des incendies survenant dans les zones d'Europe de l'Est parmi les plus touchées par les retombées de l'accident de Tchernobyl, sont arrivées en France où elles ont été décelées par le réseau OPERA Air de surveillance radiologique de l'IRSN. L'Institut a été alors légitimement questionné par les médias et plus largement par le public sur son site internet, quant aux conséquences de ces événements. Cela a notamment été le cas en 2020, où des incendies majeurs ont touché l'environnement immédiat de la centrale nucléaire de Tchernobyl. Les questions ont alors porté non seulement sur cet événement, mais aussi sur les conséquences de ce que l'on pourrait imaginer de plus pénalisant en la matière (incendie de l'intégralité de la zone d'exclusion de Tchernobyl). Par ailleurs, l'éloignement des lieux de ces incendies est bien compris par le public comme étant un élément important pour en expliquer les moindres conséquences en France. La question des conséquences d'un incendie survenant sur le territoire français lui-même, peut alors logiquement se poser.

Cette étude permet de répondre à ces interrogations en termes d'augmentation des concentrations dans l'air des radionucléides concernés, principalement le ¹³⁷Cs, de dépôts radioactifs, de contamination des denrées et d'exposition de la population.

Les évaluations des conséquences des incendies de 2020 ont été réalisées en combinant l'interprétation de résultats de mesure et l'utilisation de modèles numériques utilisés à l'IRSN. Malgré les incertitudes inhérentes à la modélisation de la dispersion atmosphérique, souvent considérées comme importantes, la cohérence observée entre les résultats estimés par le modèle et les résultats de mesure des filtres d'aérosols collectés en France, confère une bonne confiance dans les estimations du modèle, y compris pour évaluer les conséquences du scénario extrême pour lequel on ne dispose évidemment pas de résultats de mesure.

Toutefois, pour les situations extrêmes, viennent s'ajouter les incertitudes liées à la définition même des scénarios qui doivent être les plus pénalisants possibles, vis-à-vis de leurs conséquences, tout en restant réalistes. C'est pourquoi ce document s'attache à justifier les choix faits et leurs limites en termes de plausibilité.

Compte tenu de ces incertitudes, les résultats des estimations faites dans cette étude ne peuvent être retenus que comme des ordres de grandeurs. Ces ordres de grandeurs sont résumés dans le tableau 3 pour le césium 137.

¹⁴ Surface que l'on peut considérer comme étant à proximité immédiate du potager ce qui permet de négliger la dispersion atmosphérique

Tableau 3 : Ordres de grandeur des activités de ¹³⁷Cs et des doses estimées comme conséquences des incendies ; valeurs de référence en France relatives au bruit de fond actuel et atteintes dans l'Est du pays en 1986.

	Air μBq/m ³	Dépôt mBq/m ²	Légumes-feuilles mBq/kg ⁻¹ frais	Doses efficaces correspondantes en France* nSv
	¹³⁷ Cs		¹³⁷ Cs	¹³⁷ Cs
Incendies de 2020	1	1 - 10	0,1- 1	0,01 – 0,1
Pire scénario d'incendie	1 – 1 000	10 - 100	10 - 100	1 - 10
Incendie en France	100**	10	1	0,1
Bruit de fond actuel	0,1-1	-	1 - 100	1 000
En 1986 (Est de la France)	10 ⁶	10 ⁶ - 10 ⁸	10 ⁶	10 ⁵

*Les doses efficaces mentionnées pour 1986 et celles correspondant au bruit de fond actuel ne résultent que de l'incorporation du ¹³⁷Cs. On rappelle que les doses efficaces pour un adulte en France, tous radionucléides et voies d'exposition confondues, ont pu approcher 1 mSv (10⁶ nSv) en 1986.

**valeur susceptible d'être atteinte au cœur même de l'incendie

À la suite des incendies survenus en 2020, seules les activités volumiques de ¹³⁷Cs dans l'air pouvaient être distinguées du bruit de fond en France. Les concentrations de ce radionucléide ajoutées par cet évènement dans les denrées et estimées dans cette étude, sont très inférieures aux concentrations relevant du bruit de fond lié à la rémanence dans les sols français des retombées des essais nucléaires et de l'accident de Tchernobyl. C'est notamment le cas pour les légumes-feuilles qui sont les denrées les plus sensibles à un dépôt foliaire de contaminant et dont les activités massiques en avril 2020 sont restés en deçà de 1 mBq.kg frais alors que les moyennes régionales des valeurs mesurées par l'IRSN ces dernières années sont comprises entre 30 mBq.kg⁻¹ frais et 50 mBq.kg⁻¹ frais, dans une gamme de valeurs mesurées allant de 4 mBq.kg⁻¹ frais à 400 mBq.kg⁻¹ frais (IRSN, 2022). Les doses résultant de l'ingestion de tous les types de denrées produites en France à la suite de ces incendies ont été insignifiantes, très inférieures à 1 nSv.

Les activités volumiques de ¹³⁷Cs dans l'air en France, consécutives au scénario le plus pessimiste d'incendies en Ukraine et Biélorussie retenu dans cette étude, resteraient inférieures à 1 mBq/m³. Cette valeur est de l'ordre de 1 000 fois plus faibles que celles mesurées dans l'Est du pays au début du mois de mai 1986 lors des retombées de l'accident de Tchernobyl (valeur maximale de 5,5 Bq/m³ mesurée à Verdun le 1^{er} mai 1986), mais elle est 1 000 à 10 000 fois supérieures à celles mesurées dans l'air actuellement.

Avec des concentrations ajoutées de l'ordre de 20 à 100 mBq/kg, ce scénario pourrait conduire à doubler, pour les denrées les plus sensibles que sont les légumes-feuilles (salades, épinards...), les concentrations de ¹³⁷Cs correspondant au bruit de fond. Ce doublement serait toutefois difficile à mettre en évidence par la mesure en raison de la variabilité de ce bruit de fond (entre 1 et 100 mBq/kg), et il serait très temporaire, car les activités de ¹³⁷Cs ajoutées par les incendies diminueraient très rapidement (de l'ordre de 100 à 1000 fois en trois mois).

Pour atteindre durant quelques jours, le Niveau de contamination en ¹³⁷Cs Maximum Admissible quant à la commercialisation d'une denrée après un accident nucléaire, il faudrait des activités dans l'air de l'ordre de 10 000 fois supérieures à celles estimées dans le pire scénario retenu dans la présente étude. De telles activités ne peuvent pas être atteinte en France à la suite d'un incendie de forêt, qu'il survienne sur des zones d'Europe de l'Est ou de France parmi les plus touchées par les retombées de l'accident de Tchernobyl.

En effet, un incendie survenant en France pourrait conduire à une nette augmentation de la concentration de ¹³⁷Cs dans l'air au cœur même du brasier, mais la contamination des denrées qui en résulterait resterait trop faible pour se distinguer du bruit de fond. Les doses, toutes voies d'exposition prises en compte, resteraient quant à elles insignifiantes que ce soit pour le pompier intervenant sur cet incendie ou pour la population avoisinante.

5. BIBLIOGRAPHIE

- Bourcier L. *et al.* (2010): Experimental evidence of biomass burning as a source of atmospheric ^{137}Cs , puy de Dôme (1465 m a.s.l.), France. *Atmospheric Environment* 44 (2010) 2280-2286.
- De Meutter, P., Gueibe, C., Tomas, J., Outer, P. den, Apituley, A., Bruggeman, M., Camps, J., Delcloo, A., Knetsch, G.-J., Roobol, L., Verheyen, L., 2021. The assessment of the April 2020 chernobyl wildfires and their impact on Cs-137 levels in Belgium and The Netherlands. *Journal of Environmental Radioactivity* 237, 106688. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2021.106688>
- IRSN, 2021. Bilan de l'état radiologique de l'environnement français de 2018 à 2020. Rapport IRSN DG 2021/00765.
- IRSN, 2022. Le bruit de fond des radionucléides artificiels dans l'environnement français métropolitain – Bilan des constats radiologiques régionaux. Rapport IRSN DG 2022/00131.
- Jargin, S. V. (2011) Forest fires in the former Soviet Union: no reasons for radiophobia. *Journal of Environmental Radioactivity*, 102, (2), 218-219.
- Kashparov, V. A.; Lundin, S. M.; Zvarych, S. I.; Yoshchenko, V. I.; Levchuk, S. E.; Khomutinin, Y. V.; Maloshtan, I. M.; Protsak, V. P. (2003) Territory contamination with the radionuclides representing the fuel component of Chernobyl fallout. *Science of the Total Environment*, 317, (1-3), 105-119.
- Kovalets, I.V., Talerko, M., Synkevych, R., Koval, S., 2022. Estimation of Cs-137 emissions during wildfires and dust storm in Chernobyl Exclusion Zone in April 2020 using ensemble iterative source inversion method. *Atmospheric Environment* 288, 119305. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2022.119305>
- Masson O. *et al.*, 2021a: Europe-wide atmospheric radionuclide dispersion by unprecedented wildfires in the Chernobyl Exclusion Zone, April 2020. *Environ. Sci. Technol.*, 2021, 55, 13834 – 13848.
- Masson O. *et al.*, 2021b: Supporting information - Europe-wide atmospheric radionuclide dispersion by unprecedented wildfires in the Chernobyl Exclusion Zone, April 2020. *Environ. Sci. Technol.*, 2021, 55, 13834 – 13848.
- Piga D, 2011. Processus engagés dans la rémanence, au niveau du compartiment atmosphérique, des radionucléides artificiels antérieurement déposés. Thèse de doctorat en Sciences. Physique de l'environnement. Université de Toulon La Valette/ IRSN.
- 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* 41, 5300–5315. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.02.035>
- Renaud Ph., Champion D. et Brenot J. Les retombées radioactives de l'accident de Tchernobyl sur le territoire français : conséquences environnementales et exposition des personnes. Livre Editions TEC&DOC Lavoisier, collection Sciences et Techniques. 190 pages. ISBN 978-2-7430-1027-0. 2007.
- Simon-Cornu, M., Beaugelin-Seiller, K., Boyer, P., Calmon, P., Garcia-Sanchez, L., Murlon, C., Nicoulaud, V., Sy, M. and Gonze, M.A., 2015. "Evaluating variability and uncertainty in radiological impact assessment using SYMBIOSE." *Journal of Environmental Radioactivity* 139: 91-102.
- Tombette, M., Quentric, E., Quélo, D., Benoit, J.P., Mathieu, A., Korsakissok, I., Didier, D., 2014. C3X: A software platform for assessing the consequences of an accidental release of radioactivity into the atmosphere. International Radiation Protection Association congress, Genève.
- Saunier, O., Dumont le Brazidec, J., Didier, D., Masson, O., 2022. ^{137}Cs source reconstruction of unprecedented wildfires in the Chernobyl exclusion zone in April 2020, Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes (HARMO) Conference, Aveiro, Portugal.

Yoschenko, V. I.; Kashparov, V. A.; Protsak, V. P.; Lundin, S. M.; Levchuk, S. E.; Kadygrib, A. M.; Zvarich, S. I.; Khomutinin, Y. V.; Maloshtan, I. M.; Lanshin, V. P.; Kovtun, M. V.; Tschiersch, J. (2006) Resuspension and redistribution of radionuclides during grassland and forest fires in the Chernobyl exclusion zone: part I. Fire experiments. *Journal of Environmental Radioactivity*, 86, (2), 143-163.

**ESTIMATION DES CONSEQUENCES RADIOLOGIQUES EN FRANCE METROPOLITAINE POUVANT RESULTER D'INCENDIES SUR DES ZONES
CONTAMINEES PAR L'ACCIDENT DE TCHERNOBYL**

Rapport IRSN n° 2024-00428

IRSN

Pôle Santé et Environnement
Direction de l'Environnement

E-mail

contact@irsn.fr

N° du rapport

Rapport IRSN 2024-00428

Tous droits réservés IRSN

Juillet 2024

Photo de couverture : Crédit : THIBAUD MORITZ / AFP

Incendie de forêt à Louchats, dans le sud-ouest de la France, le 17 juillet 2022.

Site web RTL

IRSN

INSTITUT DE RADIOPROTECTION
ET DE SÛRETÉ NUCLÉAIRE

31 av. de la division Leclerc
92260 Fontenay-aux-Roses
RCS Nanterre B 440 546 018

COURRIER

B.P 17 - 92262 Fontenay-aux-Roses

TÉLÉPHONE

+33 (0)1 58 35 88 88

SITE INTERNET

www.irsn.fr

MEMBRE DE
ETSON