



Faire avancer la sûreté nucléaire

Méthodologie appliquée par l'IRSN pour l'estimation des coûts d'accidents nucléaires en France

PRP-CRI/SESUC/2013-00261

Pôle radioprotection, environnement,
déchets et crise

SErvice des Situations d'Urgence et d'organisation de Crise

RÉSUMÉ

Ce rapport décrit la méthodologie appliquée par l'IRSN pour estimer les coûts d'accidents nucléaires qui pourraient se produire en France. L'approche retenue repose d'abord sur le choix de scénarios « modèles » pour représenter deux familles d'accidents susceptibles de se produire dans des réacteurs à eau pressurisée et conduisant à des rejets radioactifs dans l'environnement : les accidents graves et les accidents majeurs.

Le rapport aborde la méthodologie générale d'estimation du coût des accidents nucléaires. Le point essentiel est que toutes les composantes du coût doivent être considérées ; sinon, le coût est sous-estimé avec des conséquences négatives pour la valorisation de la sûreté et pour la complétude de la préparation aux crises. Le coût comprend donc de nombreuses composantes : la plus connue est le coût radiologique hors site, mais il en existe bien d'autres. Le travail d'estimation a donc mobilisé plusieurs types de méthodes qui sont exposées dans la suite du rapport.

Pour conclure, les estimations présentées à la fin de ce rapport illustrent l'application de cette méthodologie. Elles montrent, en particulier, que les coûts purement radiologiques ne forment qu'une composante non majoritaire des conséquences économiques d'un accident.

ABSTRACT

This report describes the methodology used by IRSN to estimate the cost of potential nuclear accidents in France. It concerns possible accidents involving pressurized water reactors leading to radioactive releases in the environment. These accidents have been grouped in two accident families called: severe accidents and major accidents. Two model scenarios have been selected to represent each of these families.

The report discusses the general methodology of nuclear accident cost estimation. The crucial point is that all cost should be considered: if not, the cost is underestimated which can lead to negative consequences for the value attributed to safety and for crisis preparation. As a result, the overall cost comprises many components: the most well-known is offsite radiological costs, but there are many others. The proposed estimates have thus required using a diversity of methods which are described in this report.

Figures are presented at the end of this report. Among other things, they show that purely radiological costs only represent a non-dominant part of foreseeable economic consequences.

MOTS-CLÉS

Accidents graves, coûts d'accidents, méthodologie

Table des matières

1. Historique des travaux France	11
2. Présentation des résultats globaux	13
2.1 La nature des chiffres globaux de coût d'accident	13
2.2 Les chiffres globaux mettent en perspective les différentes composantes d'une crise nucléaire	14
2.3 Les chiffres globaux offrent un point d'ancrage aux décisions publiques impliquant la sûreté	15
3. Accidents retenus et rejets radioactifs associés	17
3.1 Gamme des accidents retenus dans l'EPS2 France	17
3.2 Rejets d'aérosols considérés par famille d'accidents	18
3.3 Accidents modèles retenus pour représenter les familles	19
4. Méthodologie d'estimation des coûts	21
4.1 L'approche « conséquences »	21
4.2 L'approche économique	23
4.2.1. Lister tous les coûts	25
4.2.2. Nécessité d'estimer les coûts correspondants	25
4.2.3. Pour chaque effet identifié, estimer tous les coûts	26
4.2.4. Décomposer un coût en composantes	28
4.3 Les lignes de coûts	29
4.4 Coûts radiologiques et coûts économiques	30
4.5 Des coûts estimés du point de vue de la France	31
4.6 Coûts « médians »	32
4.7 Les progrès de la recherche sur les coûts d'accident	32
5. La modélisation des conséquences radiologiques	35
5.1 La chaîne logicielle de modélisation des conséquences radiologiques	35
5.2 La météo	36
6. Coûts relatifs aux territoires contaminés	37
6.1 Deux catégories de territoires	37
6.2 Coûts unitaires des zones d'exclusion	37
6.3 Coûts unitaires des autres zones contaminées	38
6.4 Étendue des surfaces contaminées	39
6.4.1. Accident grave	40
6.4.2. Accident majeur	40
7. Coûts radiologiques hors site	41
7.1 Le coût des conséquences classiques	41
7.2 Coûts psychologiques	43
7.3 Coûts du relogement	45

8. Les coûts d'image	47
8.1 L'effet d'image agricole	47
8.2 L'impact sur le tourisme	48
8.3 L'effet d'image industriel	49
9. L'évolution des coûts de production d'électricité	51
9.1 L'effet d'un accident majeur sur le parc électronucléaire	51
9.2 L'effet parc après un accident grave	53
9.3 Les coûts sur site	53
10. Synthèse des Résultats et perspectives	55
10.1 Synthèse des résultats	55
10.2 Perspectives	56
Annexe 1. L'accident DCH	59
Annexe 2. Le modèle de dispersion de Cosyma	60
Annexe 3. La plateforme C3X	62

Table des légendes

Tableau 1 : Estimations 2007 (valeurs médianes en milliards d'euros).....	12
Tableau 2 : Types de rejets et d'accidents de l'EPS2 de l'IRSN.....	17
Tableau 3 : Cinq composantes principales et quatorze lignes de coût détaillées.....	29
Tableau 4 : Équivalents des aides annuelles consenties en Biélorussie	38
Tableau 5 : Coût des territoires contaminés par un accident majeur (milliards d'euros)	40
Tableau 6 : Coûts sanitaires et agricoles de l'accident grave	42
Tableau 7 : Coûts sanitaires et agricoles de l'accident majeur	43
Tableau 8 : Coût d'image agricole(milliards d'euros).....	48
Tableau 9 : Coût d'image touristique (milliards d'euros)	49
Tableau 10 : Coût d'image industriel (milliards d'euros)	50
Tableau 11 : Estimations de coûts d'accident en France (milliards d'euros).....	55
Figure 1 : Familles d'accidents et rejets d'aérosols dans le cas des réacteurs de 900 MWe	19
Figure 2 : L'approche « conséquences » radiologiques	23
Figure 3 : L'approche économique	24
Figure 4 : Différences entre approche conséquences et approche économique	24
Figure 5 : Tous les impacts d'un accident doivent être estimés	26
Figure 6 : Estimation d'une ligne de coût	27
Figure 7 : Coûts radiologiques et coûts économiques.....	30
Figure A8 : Principe d'un modèle de dispersion par bouffées gaussiennes. Le rond noir représente la position du rejet. Les cercles illustrent les positions des différentes bouffées utilisées pour discrétiser le panache.....	65

1. HISTORIQUE DES TRAVAUX FRANCE

En 2005, l'autorité de sûreté nucléaire a demandé à l'IRSN d'expertiser un outil Coût-Bénéfice proposé par EDF. Dans le cadre des visites décennales¹, EDF souhaitait ranger dans l'ordre d'efficacité décroissante les modifications de sûreté envisagée par les experts. Le but était de réaliser le meilleur gain de sûreté par euro investi.

Il s'agissait dans un premier temps, de distinguer les modifications de sûreté de type S3 et les modifications de type S1. En effet, d'après EDF, toutes les modifications de sûreté pouvaient être approximativement rangées dans ces deux catégories :

- Les modifications de type S3 essentiellement susceptibles de réduire la probabilité d'accidents de type S3. Dans le cas du scénario conventionnel S3, le cœur du réacteur fond ; il est ensuite impossible de maîtriser cette fusion et d'éviter des rejets radioactifs significatifs (contrairement à l'exemple de l'accident de Three Mile Island, France, 1979) ; les opérateurs sont alors conduits à relâcher la pression qui s'est accumulée au sein de l'enclaustré de confinement afin de préserver celle-ci. Ce relâchement se fait de façon contrôlée, à travers un filtre métallique et un filtre à sable prévus à cet effet, qui réduisent significativement la quantité de radioactivité relâchée. Ce relâchement est effectué 24 à 48 heures après le début de la fusion du cœur, ce qui laisse le temps d'éloigner les populations qui pourraient être les plus exposées.
- Les modifications de type S1 essentiellement susceptibles de réduire la probabilité d'accident de type S1. Ce scénario est conçu comme un majorant, c'est-à-dire comme le pire scénario possible sur un réacteur ; il fut un temps envisagé comme le relâchement de 100 % du cœur, mais compte tenu du caractère très irréaliste de cette hypothèse, le scénario S1 considéré ici implique un relâchement du tiers de l'activité du cœur² – une proportion encore très élevée.

En pratique, les scénarios S1 et S3 encadrent toutes les possibilités d'accident de fusion du cœur suivie de rejets, S3 étant un minorant et S1 un majorant (Tableau 1 ci-après).

Dans chacune de ces catégories, les gains de sûreté étaient repérés par la baisse de probabilité de l'accident en question, à savoir dp_3 et dp_1 . Les indices d'efficacité sûreté (IES) proposés par EDF étaient alors :

$$\frac{dp_3}{c} \quad \text{et} \quad \frac{dp_1}{c} \quad \text{où } c \text{ est le coût de la modification de sûreté.}$$

Les modifications des deux catégories étaient comparées en faisant intervenir les coûts des accidents correspondants. L'IES se transformait alors en :

$$\frac{S_3 dp_3}{c} \quad \text{et} \quad \frac{S_1 dp_1}{c} \quad \text{où } S_3 \text{ et } S_1 \text{ étaient les coûts des accidents correspondants.}$$

L'IRSN a alors entrepris d'estimer le coût de ces accidents. Le résultat de ce travail est résumé dans le Tableau 1 ci-dessous.

¹ Il s'agissait de la troisième visite décennale sur les réacteurs de 900 MWe.

² Scénario conventionnel, relâchement de tous les gaz rares et de 33% du reste du cœur.

Le coût des accidents S3 et S1 était évalué en prenant en compte toutes les conséquences identifiées, qu'elles correspondent à une pollution radiologique directe ou à des conséquences économiques et sociales moins directement matérielles, telles que, par exemple, le refus par certains distributeurs de commercialiser des denrées faiblement contaminées ou le boycott pur et simple par certaines catégories de consommateurs. En cela, ces estimations innovaient par rapport à la grande majorité des publications antérieures³ prenant en compte, à côté des coûts radiologiques, d'autres coûts économiques inévitables (voir section 4 ci-dessous).

Ces estimations ont montré que S3 et S1 sont de natures suffisamment différentes pour interdire leur comparaison sur la seule base du rapport de leur coût, l'accident de type S3 comportant des conséquences radiologiques relativement faibles et des coûts économiques importants, alors que l'accident S1 confronte le pays à une crise radiologique de grande ampleur.

Les études ont été poursuivies par l'IRSN après 2007 pour affiner ces premiers résultats. En particulier, le code utilisé pour calculer les conséquences radiologiques était acceptable pour évaluer les effets à distance proche, mais inadapté pour estimer de façon fiable les effets à longue distance que peut provoquer un accident de type S1. Sur la base des différences identifiées entre les scénarios conventionnels S3 et S1, deux familles d'accident ont été distinguées, les accidents graves et les accidents majeurs ; un accident intermédiaire S3D, limite entre les deux familles, a été retenu en considérant 100 fois plus de rejets en césium 137 que l'accident S3 et 100 fois moins que l'accident majorant S1 (le rapport entre S1 et S3 est en effet un facteur de l'ordre de 10 000 en termes de rejets de césium 137). Des estimations des coûts d'accidents-modèles de ces deux familles ont été menées, notamment en améliorant la connaissance des effets d'image⁴ et des effets sur la production d'électricité⁵.

Tableau 1 : Estimations 2007 (valeurs médianes en milliards d'euros)



Source : Examen de la méthode d'analyse coût-bénéfice pour la sûreté, Rapport DSR N° 157, annexe 4, Réunion du Groupe Permanent chargé des Réacteurs nucléaires du 5 juillet 2007, disponible sur le site Internet de l'IRSN

³ Voir par exemple, OCDE-AEN, Méthodes d'évaluation des conséquences économiques des accidents nucléaires, 2000

⁴ Voir section 8 ci-dessous. D'une façon générale, un effet d'image intervient quand le public délaisse un produit en raison de craintes plus ou moins fondées dont l'ensemble constitue la perte d'image du produit.

⁵ Voir section 9 ci-dessous.

2. PRÉSENTATION DES RÉSULTATS GLOBAUX

La poursuite des études sur le coût des accidents nucléaires a permis de conforter les résultats généraux obtenus en 2007 : la nature des accidents graves et majeurs et les ordres de grandeur des coûts confirmaient les différences identifiées entre les scénarios encadrants S3 et S1, ce qui a conduit à publier des chiffres globaux actualisés en 2013. Cette section explique la nature des résultats globaux et de leurs implications.

2.1 La nature des chiffres globaux de coût d'accident

Par résultat global, on entend ici une valeur de coût qui se veut représentative, recouvrant un grand nombre de circonstances caractérisées par de multiples paramètres. Ces paramètres se regroupent en grandes familles :

- le terme source, c'est-à-dire la nature, la quantité et le déroulement des rejets. Un rejet radioactif issu d'un réacteur de production d'électricité contient des dizaines de composés différents, des gaz et des particules (les aérosols), dont les plus importants pour notre sujet sont les césiums (césium 134 et 137) et les iodes (sous forme gazeuse ou moléculaire). Les rejets les plus importants devraient se produire lors d'épisodes de courte durée, alors que les rejets plus modérés pourraient se dérouler sur plusieurs jours⁶.
- Les conditions météorologiques jouent un rôle déterminant puisque la direction des vents et ses possibles modifications tout au long du parcours du panache radioactif vont déterminer les zones qui seront atteintes et celles qui seront épargnées par les retombées radioactives. Les précipitations pourront, le long du trajet, lessiver le panache radioactif et provoquer un dépôt plus important de particules radioactives en certains lieux.
- La position géographique du site influe sur les conséquences de plusieurs façons. Par exemple, un site en bord de mer présente *a priori* une plus faible vulnérabilité, les vents pouvant diriger le panache radioactif au-dessus du domaine marin, les conséquences étant alors minimales par rapport à un dépôt terrestre. C'est ce qui s'est passé à plusieurs reprises lors de l'accident de Fukushima. La position du site joue aussi en raison de la plus ou moins grande densité de population autour du site, notamment la présence ou l'absence de grandes villes susceptibles d'être contaminées. Enfin, les activités humaines peuvent être plus ou moins riches autour du site, notamment les activités agricoles, et donc présenter des potentiels de perte plus ou moins grands.
- Les réactions des populations et des acteurs économiques peuvent aggraver ou au contraire minimiser l'ampleur des pertes consécutives à un accident nucléaire. L'ensemble de ces phénomènes sont souvent regroupés sous le terme de résilience, à savoir la plus ou moins grande capacité à rebondir. Certains observateurs suggèrent que la résilience des français serait globalement moins performante que celle des japonais après l'accident de Fukushima⁷, mais rien ne soutient solidement une telle opinion. De même, la qualité de la réponse des autorités, notamment pour les sujets les plus lourds tels que la défense des

⁶ À Tchernobyl, tout au contraire, le rejet était très important, mais s'est poursuivi pendant une dizaine de jours, un scénario qui semble exclu sur le parc actuel de réacteurs français.

⁷ « Un accident nucléaire, c'est la fin de la démocratie », Antonio Pagnotta, photjournaliste, Le Monde, 10/03/2013

activités agricoles, du tourisme, du parc de production d'électricité, peut contribuer à réduire le coût d'un accident.

- Le poids du secteur nucléaire, et donc la date de l'accident par rapport à l'évolution du parc électronucléaire, jouent aussi un rôle important, notamment en termes d'impact de l'accident sur le système de production d'électricité. Si le parc de production est moins nucléaire, ou si le remplacement des réacteurs actuels est déjà largement engagé, les conséquences peuvent être plus limitées et l'augmentation de la facture électrique des français plus faible.

Donner des masses de résultats correspondant aux innombrables combinaisons possibles de ces divers paramètres serait particulièrement peu éclairant. Le lecteur ne saurait qu'en conclure. C'est pourquoi les chiffres présentés reposent sur le choix d'un accident par famille, considéré comme un modèle de la famille et censé la représenter, rendant ainsi accessible une compréhension de nombreux cas possibles.

Comme indiqué ci-dessus, il est apparu dès 2007 que présenter un seul accident nucléaire et non deux gommerait des différences essentielles. Les deux familles d'accident évoquées à la section 1 ont des caractères très différents qu'il a semblé capital d'exposer. Deux familles d'accident ont donc été distinguées ; un résultat est donné pour les accidents dits « graves » et un pour les accidents dits « majeurs ». Chacun est censé représenter :

- l'ensemble des rejets possibles au sein de sa famille d'accident ;
- l'ensemble des conditions météorologiques ;
- l'ensemble des sites concernés ; et
- l'ensemble des dates possibles d'accident au long de la durée de vie du parc nucléaire.

On conçoit donc qu'un scénario spécifique donné puisse s'écarter du chiffre représentatif, voire s'en écarter notablement. Ceci ne remet aucunement en cause l'intérêt de publier ces chiffres globaux, intérêt qu'il convient de détailler pour comprendre la logique de leur diffusion.

2.2 Les chiffres globaux mettent en perspective les différentes composantes d'une crise nucléaire

Une compréhension globale, quantifiée, de l'ensemble des composantes d'une crise nucléaire offre aux responsables de la gestion de crise une vision ex-ante des grands enjeux de la crise. Pour certains d'observateurs non spécialistes, l'accident nucléaire relève avant tout d'une problématique de santé publique. Les estimations de coûts réalisées par l'IRSN montrent que cela est inexact, notamment en cas d'accident grave. Dans ce cas, les rejets effectués sont retardés dans le temps et filtrés par les dispositifs prévus à cet effet et les enjeux économiques dominant très largement les coûts radiologiques. Les coûts offrent une vision *quantitative* de ce phénomène et incitent à intégrer ces aspects dans la préparation, au niveau des coûts correspondants, et permet donc à la gestion de crise de prendre très tôt les mesures qui s'imposent, protégeant ainsi chaque citoyen d'avoir à supporter des pertes plus grandes que nécessaire.

2.3 Les chiffres globaux offrent un point d'ancrage aux décisions publiques impliquant la sûreté

Les coûts globaux d'accidents nucléaires fournissent également un éclairage sur le montant des pertes à envisager, c'est-à-dire sur la valeur de la sûreté.

Les chiffres proposés dépassent les estimations qui, habituellement, ne considéraient que les coûts radiologiques (voir sections 4.1 à 4.4 ci-dessous). Les coûts d'accident étant plus élevés, la valeur de la sûreté apparaît plus élevée que ce que l'on pouvait penser auparavant. Le consentement à investir en prévention de l'accident nucléaire doit alors être revu à la hausse. Toutes choses égales par ailleurs, sous-estimer les coûts d'accident amène à conserver un risque résiduel supérieur à l'optimum. Une meilleure connaissance de la gravité des accidents permet de mieux ajuster le niveau de sûreté.

En outre, les résultats montrent que l'accident grave et l'accident majeur sont de natures différentes. Ceci doit également influencer sur les décisions. Il ne semble pas possible de traiter de la même façon ces deux catégories d'accident⁸. En particulier, une des conclusions importantes des chiffres globaux proposés ici est que la plus faible probabilité des accidents majeurs ne compense pas nécessairement leur caractère catastrophique. Travailler sur la sûreté en ignorant, compte tenu de leur probabilité extrêmement faible, le caractère catastrophique des accidents les plus graves se traduirait, à nouveau, par des écarts par rapport à ce que l'on aurait fait si l'on avait disposé d'une information plus précise.

⁸ Dans l'avenir, il sera peut-être nécessaire de distinguer plus de deux catégories d'accident.

3. ACCIDENTS RETENUS ET REJETS RADIOACTIFS ASSOCIÉS

3.1 Gamme des accidents retenus dans l'EPS2 France

Les rejets considérés sont basés sur l'étude probabiliste de sûreté de niveau 2 de l'IRSN (EPS2), c'est-à-dire sur l'étude poussée des possibilités de rejets radioactifs à partir d'un réacteur de production d'électricité français. Des arbres de causes sont élaborés à partir de tous les initiateurs internes possibles pour aboutir à 44 grandes familles d'accident. Différents types de rejets sont identifiés pour les états de fonctionnement et les états d'arrêt du réacteur. En voici la liste, les sigles utilisés par les spécialistes étant expliqués après le tableau.

Tableau 2 : Types de rejets et d'accidents de l'EPS2 de l'IRSN

Type de rejet	Famille d'accident	États en puissance	États d'arrêt
Rejets limités	Endommagement limité du combustible	x	x
Rejets via les fuites naturelles du confinement	Renoyage réussi en cuve et confinement intègre	x	x
	Non percée du radier 15 jours après AAR	x	
Perte du confinement avant 24 heures	Dilution hétérogène		x
	Petite brèche par mode bêta/phase B	x	x
	RTGV induite	x	
	Grosse brèche par mode bêta/phase B	x	x
	Petite brèche par mode bêta/phase D		x
	Non fermeture du TAM		x
	Grosse brèche par mode bêta/phase D		x
	Explosion de vapeur dans le puits de cuve	x	
	Explosion de vapeur hors cuve		x
	Mode alpha		x
	Dilutions hétérogènes	x	
	Ouverture U5 phase D	x	
	RTGV initiale	x	
	Conséquence non évaluées (RTS, ATWS - surpression RCP)	x	
	Petite brèche par mode bêta/phase D	x	
Combustion/pressurisation phase B	x	x	
Perte du confinement plus de 24 heures après AAR ; rejets supérieurs au terme source S3	V-LOCA	x	
	Petite brèche par mode bêta/phase B	x	x
	Rupture de l'enceinte par pressurisation ICB	x	x
	Non fermetures du TAM		x
	Petite brèche par mode bêta/phase D		x
	Grosse brèche par mode bêta/phase B	x	x
	RTGV initiale	x	
	Explosion de vapeur hors cuve		x
Perte des organes d'isolement phases D	x	x	

	Grosse brèche par mode bêta/phase D		x
	Échauffement direct de l'enceinte	x	x
	Combustion/pressurisation phase B	x	
	Explosion de vapeur dans le puits de cuve	x	
	MES inopportunes	x	x
	Perte des organes d'isolement phases B	x	
	Modes alpha	x	x
	Petite brèche par mode bêta/phase D	x	
Perte du confinement après 24 heures après AAR ; rejets inférieurs au terme source S3	Ouverture U5 phase D	x	x
	Percée du radier	x	x
	Renoyage réussi avec perte du confinement	x	x

Source : EPS2/REP900 Version 4.0, Rapport de synthèse, Tome 2, Résultats en conséquences radiologiques, Rapport France/DSR/SAGR No. 41, Rapport EPS2/NS1/2009-01

AAR : Arrêt Automatique du Réacteur

RTGV : rupture de tube de générateur de vapeur

TAM : tampon d'accès matériel

(RTS, ATWS - surpression RCP) Rupture de Tuyauterie Secondaire, Transitoires avec échec de l'arrêt automatique - surpression pompes primaires)

V-LOCA : Loss of Coolant Accident, accident de perte de refroidissement ; le mode V réfère au bipasse du confinement par l'intermédiaire de tuyauteries sortant de l'enceinte

ICB : Interaction Corium Béton

MES : Mise en service

U5 : procédure d'éventage à travers un filtre mécanique et un filtre à sable censés réduire la radioactivité d'un facteur 10000.

Mode B : défaut d'étanchéité de l'enceinte, initial ou rapidement induit ; le rapport Rasmussen, publié en 1975 sous les références WASH 1400et NUREG 75-014, proposait pour la première fois une classification des modes de défaillance de l'enceinte de confinement en cinq modes principaux repérés par des lettres grecques. Elle est toujours utilisée aujourd'hui.

Phase B et D : le déroulement de l'accident au sein de l'enceinte de confinement est découpé en phases différentes. La progression vers la fusion du cœur correspond à la phase A, la progression de l'accident en cuve après fusion du cœur à la phase B, la phase C à l'instant de rupture de la cuve et la phase D à la phase de long terme qui suit cette rupture.

3.2 Rejets d'aérosols considérés par famille d'accidents

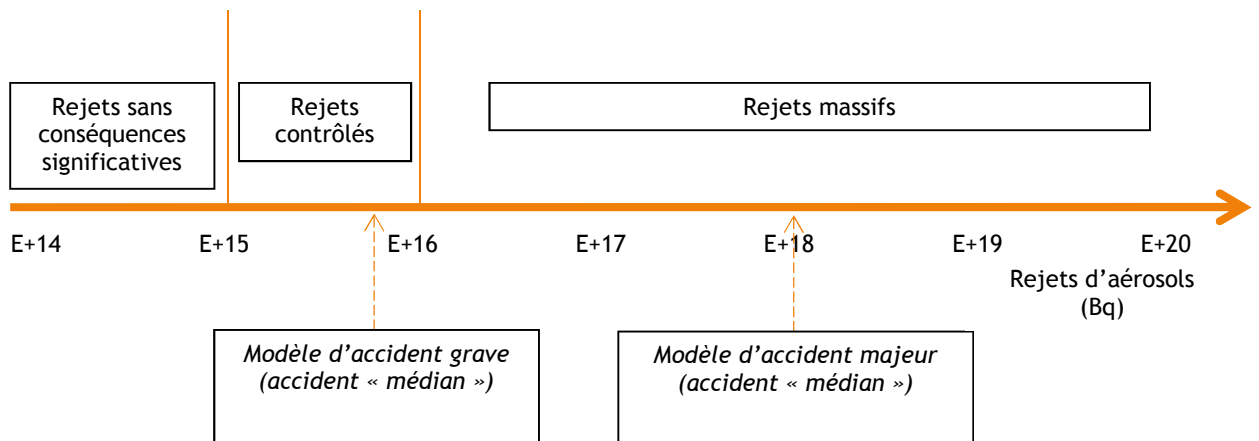
L'activité rejetée en aérosols radioactifs est un indicateur physique de la gravité des rejets. L'EPS2 permet de préciser qu'elle varie, dans le cas des réacteurs de 900 MWe, les plus nombreux du parc, de niveaux inférieurs à 10^{15} Bq jusqu'à des niveaux de 10^{19} Bq voire plus, soit un rapport de plus de 1 à 10 000. Cet indicateur semble le plus pertinent pour l'estimation des conséquences sanitaires et de la contamination du territoire.

Comme indiqué section 1, dès les études préliminaires (estimation 2007), il est apparu que les accidents les moins graves (de type S3, rejets d'aérosols de l'ordre de 10^{15} Bq) étaient de nature très différente des accidents les plus graves (rejets d'aérosols de l'ordre de 10^{19} Bq). Pour les études économiques, deux familles d'accidents ont été distinguées :

- accidents dits « graves » : rejets plus ou moins contrôlés, par exemple le scénario conventionnel S3 décrit ci-dessus ; cette famille d'accidents correspond à des rejets dont l'activité des aérosols est comprise entre 10^{15} Bq et 10^{16} Bq ;
- accidents dit « majeurs » : rejets massifs, typiquement de relativement courte durée ; cette famille d'accidents correspond à des rejets dont l'activité des aérosols est comprise entre 10^{16} Bq et 10^{19} - 10^{20} Bq dans le cas des réacteurs de 900 MWe.

Ces gammes de rejets sont graphiquement représentées sur la Figure 1 ci-après.

Figure 1 : Familles d'accidents et rejets d'aérosols dans le cas des réacteurs de 900 MWe



3.3 Accidents modèles retenus pour représenter les familles

Ces familles représentent une première caractérisation de l'accident nucléaire. On a voulu en donner une image aussi réaliste que possible et éviter toute focalisation sur des cas extrêmes. La mise en avant du rejet le plus extrême (le moins probable) et de son expression la plus grave (en raison de conditions météorologiques exceptionnellement défavorables), pourrait tromper le décideur⁹, inciter à des décisions sous-optimales, provoquer des gaspillages publics et donc des coûts pour tous les français.

Idéalement, l'objectif serait d'estimer des coûts médians pour chaque famille, c'est-à-dire des coûts ayant 50% de chances d'être en-dessous du coût d'un cas particulier tiré au hasard, et 50% de chances d'être au-dessus. Pour cela, il faudrait disposer de l'ensemble de la distribution statistique de ce coût en fonction de tous les paramètres. Ceci est hors de portée aujourd'hui. C'est pourquoi on a tout d'abord déterminé un scénario de *rejet* médian dans chaque famille dont on tente ensuite d'estimer un *coût* « médian ». Ce faisant, on définit un accident modèle de la famille dont la description permet de comprendre *les grands traits* des accidents de la famille.

S'agissant des rejets, le caractère médian au sein de la famille est déterminé à partir des résultats de l'EPS2 France pour les réacteurs de 900 MWe¹⁰. C'est *l'ensemble* des résultats de cette EPS qui permet de définir la médiane des rejets¹¹. L'ensemble des rejets possibles résulte de l'étude fine de très nombreux scénarios possibles¹² ; le point médian, au sens strict, n'a pas de raison de correspondre à un des points qui dessinent la

⁹ Le terme décideur est utilisé en théorie de la décision, mais ne représente pas nécessairement un individu. En toute rigueur il vaudrait mieux parler du « processus de décision ». Celui-ci implique en général de nombreuses personnes. En ce sens, tromper le décideur signifie tromper de nombreuses personnes prenant part au processus de décision.

¹⁰ EPS2/REP900 Version 4.0, Rapport de synthèse, Tome 2, Résultats en conséquences radiologiques, Rapport IRSN/DSR/SAGR No. 41, Rapport EPS2/NS1/2009-01

¹¹ Si l'on connaît 101 expressions équiprobables de la variable considérée, tirées au hasard et rangées par ordre (croissant ou décroissant), la médiane correspond au 51^{ème} point ; la modification de points différents de ce dernier peut modifier l'ordre de classement, donc le point représentatif de la médiane et donc la médiane elle-même.

¹² Par exemple, avec 44 grandes familles dont chaque distribution des rejets est représentée par 5 points (de probabilité 1%, 5%, 50%, 95% et 99%), la distribution des rejets est définie par 220 points.

courbe de répartition, mais se trouve en général entre deux tels points. On comprend ainsi que ce qui importe c'est le rejet lui-même et non les scénarios susceptibles de provoquer des rejets du même ordre. D'une façon générale, une voie de progrès futur pourrait consister en l'estimation du coût d'une gamme de rejets plus détaillée¹³.

L'accident modèle de la famille « accidents majeurs » correspond à des rejets d'activité 10^{18} Bq d'aérosols. Cela seul suffirait à mener les simulations, mais en pratique, un scénario précis d'accident a été retenu, l'accident DCH, *Direct Containment Heating*, échauffement direct de l'enceinte¹⁴. Une description de cet accident figure en annexe 1 ; comme il vient d'être expliqué, cette description n'est en rien essentielle aux estimations économiques.

L'accident modèle de la famille « accidents graves » a été retenu sur la base d'un cas majorant de la famille des accidents graves¹⁵ et d'un cas minorant approché par le scénario conventionnel S3¹⁶.

Le positionnement des accidents retenus est indiqué Figure 1.

¹³ Par exemple E+14 Bq, E+15 Bq, E+16 Bq, E+17 Bq, E+18 Bq, E+19 Bq, E+20 Bq.

¹⁴ Les rejets seraient essentiellement composés de césiums et d'iodes. Le terme source utilisé dans l'étude est calculé précisément dans l'EPS2.

¹⁵ Le niveau de rejet qui sépare accidents graves et accidents majeur, à savoir E+16 Bq, approché par le scénario réel EVHC, explosion de vapeur hors cuve.

¹⁶ L'activité des rejets est l'indicateur le plus important ; la cinétique des rejets joue également un rôle. Si les rejets majeurs se déroulent plutôt rapidement (par exemple en deux heures), les rejets graves peuvent durer plusieurs jours, l'essentiel de l'activité étant rejetée dans les 24 premières heures.

4. MÉTHODOLOGIE D'ESTIMATION DES COÛTS

4.1 L'approche « conséquences »

Les premières analyses d'accident ont adopté une approche « conséquences », s'intéressant principalement aux effets radiologiques de possibles rejets dans une optique de la gestion de l'urgence résultant d'une hypothétique crise nucléaire avec rejets radioactifs. Voici un bref historique de leur développement.

En 1975, le rapport Rasmussen (WASH-1400) propose des probabilités d'accidents liés au nucléaire civil aux États-Unis, mais aussi des coûts d'accident qui s'échelonnent entre 1 million et 14 milliards de dollars. Il utilise les études probabilistes de sûreté, des techniques avancées pour l'époque, développées dans le cadre du nucléaire militaire ; il est rapidement critiqué, malgré son caractère innovant. Seulement quatre ans plus tard, l'accident de Three Mile Island survient aux États-Unis et l'autorité de sûreté commande un nouveau rapport. Publié en 1982, celui-ci estime que le coût pourrait se monter à 314 milliards de dollars dans le pire des cas (CRAC-2¹⁷). Le code de calcul utilisé donne naissance au code MACCS (MELCOR Accident Consequence Code System) notamment utilisé pour une étude encore considérée de bonne méthodologie (NUREG-1150¹⁸). En parallèle, les européens conduisent le projet MARIA (Methods for Assessing the Radiological Impact of Accidents) qui donne naissance au code Cosyma (Computer system for MARIA) dont la première version pour PC donne lieu à un document dès 1994¹⁹.

Ces deux codes calculent essentiellement des conséquences radiologiques et peuvent être vus comme des outils relevant d'un troisième niveau des EPS. Les EPS1 (études probabilistes de sûreté de niveau 1) étudient les modes de défaillance menant à la fusion du cœur ; un de leurs résultats est une probabilité de fusion du cœur. Après Three Mile Island et Tchernobyl, cela apparaît insuffisant puisqu'il faut envisager la possibilité de rejets. Les EPS2 (études probabilistes de sûreté de niveau 2) ont pour but de caractériser les phénomènes consécutifs à une fusion du cœur dans l'enceinte de confinement ; elles calculent des probabilités de rejets radioactifs. Les codes de conséquences vont au-delà des probabilités et ont l'ambition de quantifier les *conséquences*, essentiellement radiologiques d'un rejet radioactif. On peut donc parler d'EPS de niveau 3.

Une EPS3 comporte un code²⁰ de dispersion de rejets radioactifs à partir du site accidenté et de dépôts de particules radioactives en fonction des conditions météorologiques ; un code de transfert de radioactivité au sein de la chaîne alimentaire ; et un code de calcul d'effets sanitaires qui combine l'exposition au panache radioactif, les effets de l'ingestion de denrées contaminées et les effets du rayonnement résiduel sur les personnes qui vivent en milieu contaminé.

Un code de calcul EPS3 probabiliste propose une interface d'entrée de données « fixes » telles que la météo de l'année ; il calcule les conséquences en effectuant des tirages dans ces données météo. Par exemple, le code

¹⁷ CRAC-2 report by U.S. NRC & Sandia National Lab, 1982 ; NUREG/CR-2239

¹⁸ Severe Accident Risks: An Assessment for Five U.S. Nuclear Power Plants, December 1990, NUREG-1150

¹⁹ PC COSYMA: An Accident Consequence Assessment Package for Use on a Pc, final report. Jones, J. A. Luxembourg Office for Official Publ. of the Eur. Communities, 1994, VII, 63 S. ; EUR 14916 : Radiation protection

²⁰ Le terme « code » est employé par les professionnels et désigne une série de programmes de calcul informatiques.

européen Cosyma, dans sa version pour PC (PC Cosyma 1995), effectuée par défaut 144 tirages également répartis dans la météo de l'année²¹, ce qui permet d'estimer une distribution de probabilité des conséquences calculées.

D'autres données fixes sont nécessaires, telles que l'occupation des sols, la répartition de population, etc.

Enfin, il existe une interface permettant de tenir compte des interventions des services d'urgence, et de la gestion des pouvoirs publics après la phase d'urgence. Ces « contremesures » sont destinées à réduire l'ampleur des conséquences de l'accident. Les contremesures d'urgence sont essentiellement : l'évacuation des personnes les plus proches, si l'on dispose de suffisamment de temps pour le faire ; la « mise à l'abri » (ce qui signifie le confinement chez soi ou dans des locaux fermés) qui concerne des populations affectées par le passage du nuage, mais habitant à plus grande distance et donc, a priori, moins exposées ; et la distribution de comprimés d'iode stable. Une autre contremesure essentielle est l'interdiction de consommation et de commercialisation des aliments au-delà d'un niveau de contamination donné. Plus ce niveau est exigeant (bas), plus grandes sont les quantités de denrées interdites, moins la population reçoit de doses par ingestion de denrées contaminées et plus les conséquences sanitaires sont réduites ; en revanche, les coûts pour l'agriculture peuvent devenir très élevés.

D'un point de vue économique, les conséquences les plus importantes sont les effets sanitaires et les pertes agricoles. L'approche conséquences, telle qu'incarnée dans un code d'étude probabiliste de niveau 3 (EPS3), donne la distribution de probabilité des conséquences en fonction de la météo. Ces distributions peuvent être présentées en détail ou bien résumées par leurs moyennes ou leurs médianes.

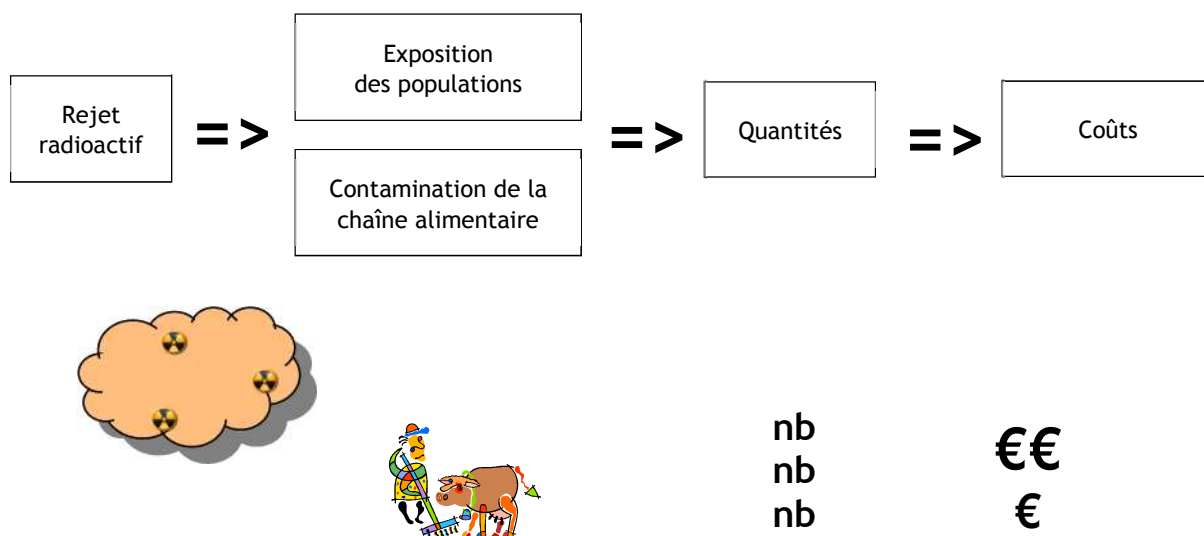
Disposant des quantités, il est relativement aisé de les multiplier par des prix (ou des coûts unitaires) pour aboutir à des coûts d'accident. Toutefois, dans une telle approche, il ne saurait y avoir de coût s'il n'y a pas de contamination radiologique :

zéro Becquerel = zéro coût

Cette approche ne couvre donc qu'une partie des coûts, ceux qui sont liés à la présence d'excès de radioactivité. Elle sous-estime ainsi la gravité de l'accident pour l'économie et, par conséquent, la valeur de la prévention comme expliqué ci-dessous.

²¹ Approximativement toutes les 60 heures, c'est-à-dire tous les 2,5 jours.

Figure 2 : L'approche « conséquences » radiologiques



4.2 L'approche économique

Au contraire de l'approche précédente, l'approche économique envisage l'ensemble de tous les effets possibles, radiologiques d'une part, mais aussi tous les autres effets susceptibles d'engendrer des coûts. Elle a pour ambition de comparer une situation sans accident et une situation avec accident.

Dans cette comparaison, tous les coûts doivent être pris en compte, un point tout à fait essentiel. En effet, un coût économique d'accident a vocation, tôt ou tard, à être comparé au coût de sa prévention. Si par conséquent le coût de l'accident est sous-estimé, il en sera de même de la valeur accordée à la prévention. Il en résultera des dépenses de prévention inférieures à ce qu'elles auraient dû être, toutes choses égales par ailleurs, et le risque retenu sera supérieur à ce qu'il aurait dû être, toutes choses égales par ailleurs.

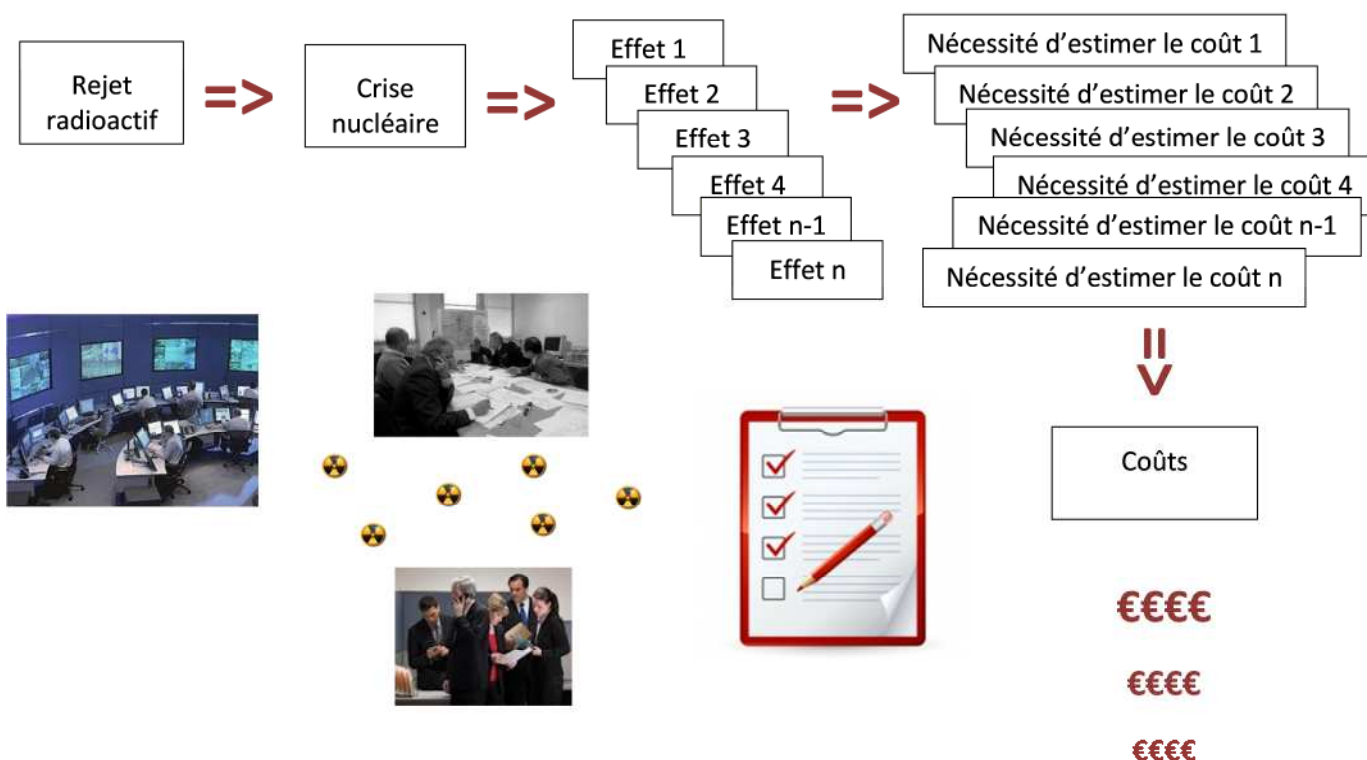
Ainsi, l'approche économique commence par lister l'ensemble des effets de la crise suscitée par un accident nucléaire, sans aucun a priori sur ces effets. Il s'agit d'être descriptif et le plus exhaustif possible.

Après avoir établi cette liste, il faut évaluer le coût de chaque ligne. Trois points méritent ici d'être soulignés :

- la difficulté de l'estimation ne saurait justifier de ne pas fournir d'estimation ; en effet, négliger un impact revient à lui attribuer une valeur nulle, c'est-à-dire à sous-estimer, *in fine*, la valeur de l'accident et donc la valeur de la prévention ;
- d'une façon très générale, la méthode est toujours la même : estimer tous les coûts, partout, pour toutes les parties ;
- par ailleurs et de façon très générale, toute estimation est éclairée et précisée par un découpage en composantes plus limitées.

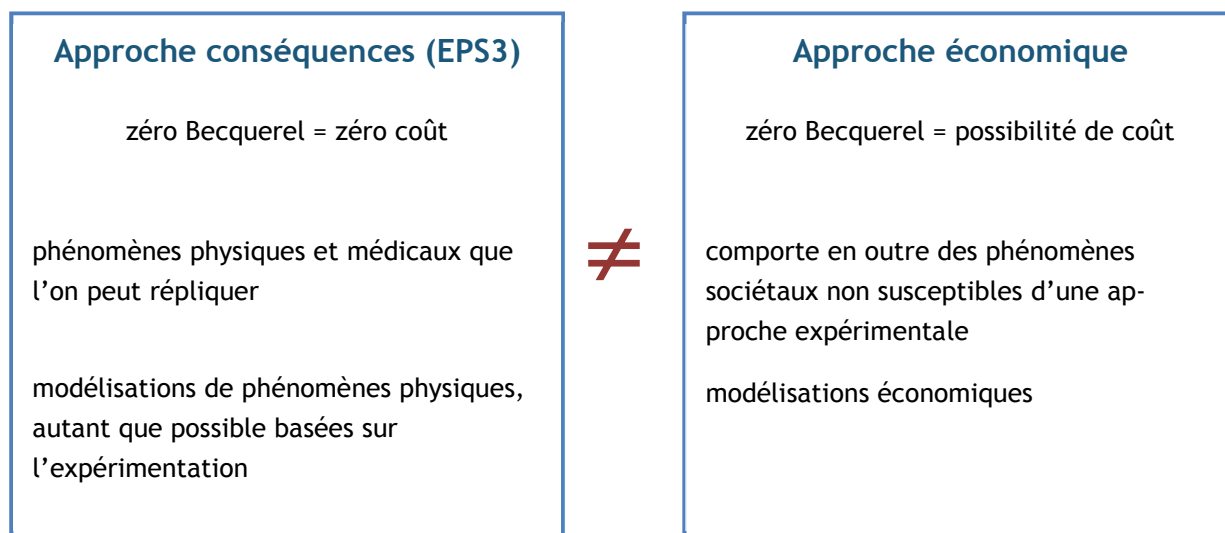
La méthode peut donc être illustrée par le graphique suivant.

Figure 3 : L'approche économique



La figure ci-dessous précise les différences qui viennent d'être soulignées avec l'approche conséquences.

Figure 4 : Différences entre approche conséquences et approche économique



Les points évoqués sont maintenant détaillés.

4.2.1. Lister tous les coûts

Cette tâche doit être exhaustive. Ceci est parfaitement clair d'un point de vue méthodologique, mais en pratique, des éléments de coût sont toujours nécessairement oubliés. On ne saurait, en effet, entrer dans tous les détails régionaux, locaux, communaux voire plus fins ; l'estimation de coût ne consiste pas à écrire la saga des histoires individuelles de toutes les victimes – même si c'était possible !

Il faut activement rechercher toutes les lignes de coût importantes et s'astreindre à ce que les éléments de coût négligés demeurent de faible ampleur par rapport aux autres composantes et au coût total. Par exemple, dans le cas présent, on peut se fixer comme objectif raisonnable que tous les coûts supérieurs à 1 milliard d'euros soient pris en compte.

Même ainsi, il demeure une difficulté : comment garantir, avant de l'avoir estimée, que telle ligne de coût est bien inférieure à un tel seuil ? On ne peut que s'en remettre à un exercice d'estimation plus ou moins implicite, plus ou moins à dire d'expert.

En conclusion, quel que soit le soin apporté à cette phase de l'estimation, elle comporte un biais dans le sens de la sous-estimation, car dans l'identification des lignes de coût, on ne peut guère, en pratique, qu'en oublier²². Être conscient de ce biais devrait en limiter l'ampleur.

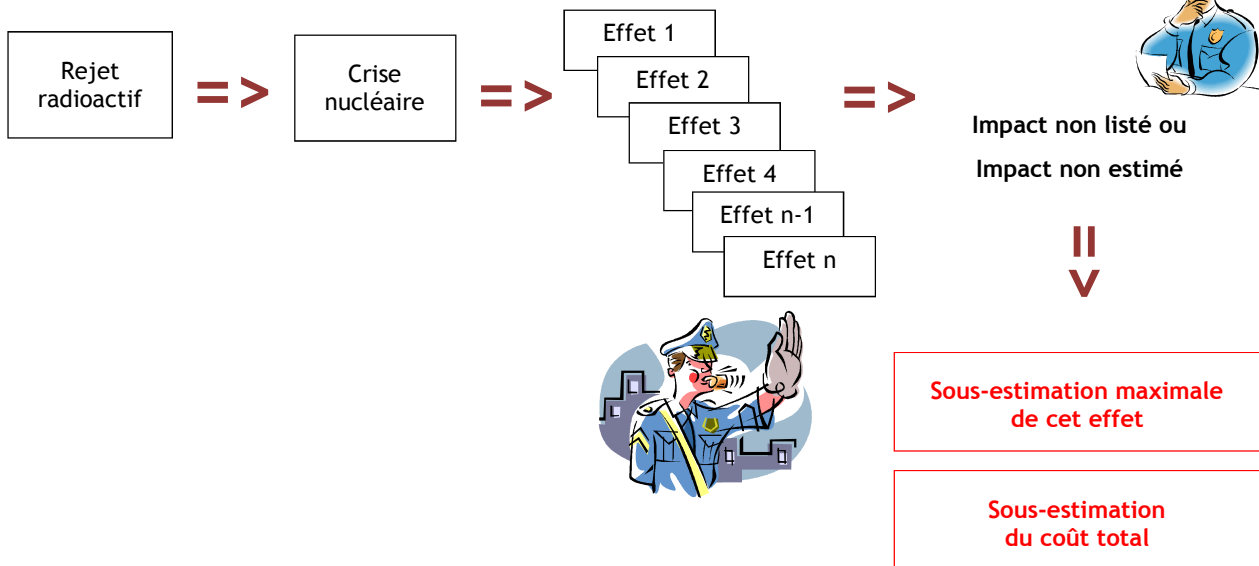
4.2.2. Nécessité d'estimer les coûts correspondants

Quand un type d'impact a été identifié, il est impératif de l'estimer. Renoncer à fournir un chiffre pour telle ou telle ligne de coût revient en effet à lui attribuer un coût nul. Il est impossible de réaliser une sous-estimation plus importante ! Aucune autre estimation, aussi approximative soit-elle ne pourra jamais sous-estimer le coût correspondant par un plus grand écart²³...

²² Il existe un risque comparable en ingénierie : le coût d'un projet comporte en général une dernière ligne appelée « Aléas » (en anglais *contingencies*, contingences donnant lieu à des coûts) ; elle est le plus souvent exprimée en pourcentage du projet chiffré hors aléas ; les pourcentages appliqués dépendent des secteurs d'activité et sont l'objet d'un consensus métier basé sur l'expérience.

²³ Certes il demeure la possibilité de surestimer le coût plus que le chiffre zéro ne le sous-estimerait. Par conséquent, l'injonction méthodologique de fournir un chiffre ne signifie aucunement que l'on puisse s'autoriser de grandes surestimations...

Figure 5 : Tous les impacts d'un accident doivent être estimés



Exemples d'effets identifiés, a priori difficiles à estimer : impact sur le tourisme, effets psychologiques.

4.2.3. Pour chaque effet identifié, estimer tous les coûts

Ayant reconnu la nécessité d'estimer tous les impacts, tous les types de conséquences, il faut à nouveau tenter d'être exhaustif lors de l'estimation de chaque ligne de coût. D'un point de vue économique, il est par exemple reconnu qu'un effet direct provoque des effets indirects.

C'est ainsi qu'en matière de tourisme, l'effet d'image d'un accident nucléaire provoquera directement une baisse de fréquentation touristique en France. Ainsi, les hôtels, les restaurants, les campings, les attractions touristiques, etc., subiront des baisses d'activité. Ces baisses constituent les effets directs (au sens économique).

Dans le cours normal de leur activité, les entreprises correspondantes se fournissent auprès d'autres entreprises. Par exemple, un hôtel utilise les services d'une blanchisserie industrielle, une attraction touristique sous-traite le nettoyage et passe des commandes à une imprimerie pour ses dépliants. Une baisse directe d'activités touristiques (nuitées d'hôtel, par exemple) entraîne une baisse indirecte chez les fournisseurs (baisse d'activité de blanchisserie, de nettoyage, d'imprimerie). Ces effets indirects se répercutent en cascade (par exemple, la blanchisserie industrielle réduit ses achats de produits chimiques et ses recours à des entreprises de transport et de livraison). L'ensemble de tous ces effets constitue le coût indirect (au sens économique).

Enfin, toutes les baisses dont il vient d'être question, directes et indirectes, se répercutent sur les rémunérations des ménages. Par exemple, l'hôtel a recours à du chômage partiel. Il en résulte des baisses de revenus des ménages, puis une baisse de leur consommation, qui génère à nouveau des baisses d'activité. C'est ce que l'on appelle le coût induit.

Pour chaque ligne de coût, il est donc nécessaire d'effectuer une triple estimation qui inclut les effets directs, indirects et induits.

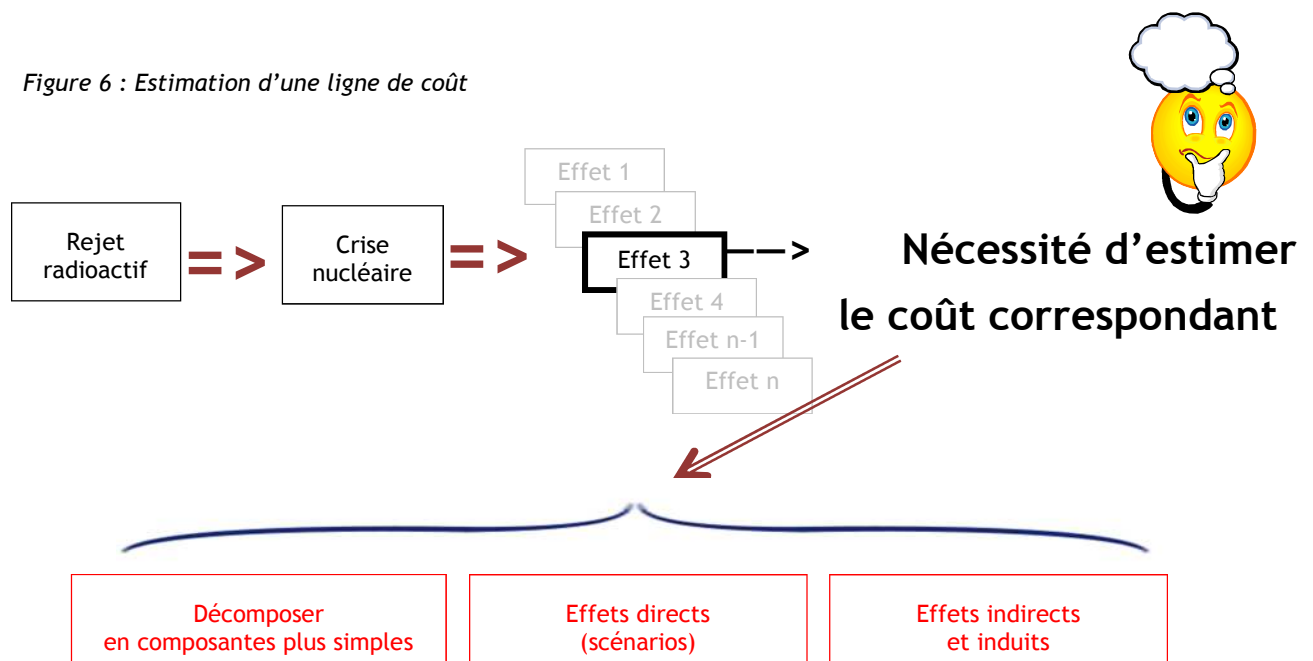
Le calcul des effets directs suppose un scénario qui précise l'évolution des quantités concernées et constitue une donnée d'entrée essentielle. Dans le cadre des études menées par l'IRSN, les scénarios ont été élaborés sur la base des données disponibles mondialement pour des phénomènes du même type, par exemple pour les effets d'image. Ces scénarios sont susceptibles d'être raffinés dans le futur par des études spécialisées des secteurs concernés.

Le calcul des effets indirects se fait classiquement à partir du tableau des échanges interbranches de la comptabilité nationale (encore appelés tableaux entrées-sorties ou matrices input-output). À court ou moyen terme, on ne voit guère comment l'économie pourrait échapper aux effets indirects ainsi calculés ; à plus long terme, il est possible que l'activité économique nationale trouve d'autres formes d'expression et que des activités compensatrices se mettent en place. Les estimations réalisées par l'IRSN n'entrent pas dans ce niveau de raffinement. Par ailleurs, le calcul de l'effet indirect doit prendre en compte les « fuites » vers l'étranger, c'est-à-dire que certains effets indirects se manifestent chez des fournisseurs étrangers et ne doivent donc pas être pris en compte dans une estimation dont le périmètre se limite à la France.

En termes quantitatifs, les effets indirects dépendent, en toute rigueur, du secteur initialement impacté. En effet, les coefficients des matrices input-output, c'est-à-dire les taux de consommation d'une branche de l'économie auprès d'une autre, varient d'une branche à l'autre. Toutefois, les variations qui en résultent au niveau du multiplicateur global ne sont pas spectaculaires et prendre un effet indirect de 80% est une manière rapide de dériver un coût indirect. La baisse passe donc à 180% en incluant l'effet indirect. L'effet induit est pris de l'ordre de 10% sur ce montant. Au total, prendre en compte les effets indirects et induits revient approximativement à doubler l'effet de la baisse initiale. Pour des estimations globales, ce niveau de précision suffit, s'agissant de valeurs probabilistes ; autrement dit, le raffinement que pourrait apporter un calcul exact ne devrait pas modifier les implications pratiques des estimations pour les acteurs et les décideurs.

La méthode d'estimation d'une ligne de coût est illustrée Figure 6, où apparaît également la décomposition abordée à la section suivante.

Figure 6 : Estimation d'une ligne de coût



4.2.4. Décomposer un coût en composantes

La décomposition en éléments (plus) simples n'est pas spécifique à l'estimation économique, mais elle se révèle d'une grande efficacité dans cet exercice.

Par exemple, ayant identifié l'existence d'effets d'image, on pourrait proposer un effet d'image global, non détaillé, non structuré par type d'activité et donc non explicité. Celui-ci pourrait, par exemple, être estimé sommairement par un pourcentage de réduction appliqué au PNB. Au contraire, on a souhaité étudier les phénomènes plus au fond ; les composantes principales identifiées sont :

- les effets d'image qui affectent les produits agricoles sains, réactions de prudence de la part des intermédiaires (importateurs étrangers ou distributeurs nationaux) ou rejets de la part des consommateurs eux-mêmes ;
- la baisse de l'activité touristique ;
- l'impact sur les autres exportations françaises, notamment les exportations du secteur électronucléaire.

Il y a là un progrès notable par rapport à une approche sans décomposition. À nouveau, il serait possible de se contenter d'une estimation globale de chacune de ces composantes, mais on a été plus loin et distingué des lignes principales au sein de chaque composante, aboutissant ainsi à une image structurée de l'effet étudié. C'est ainsi que, dans le cas de l'impact sur l'activité touristique française, ont été distingués :

- le tourisme domestique, à savoir le tourisme des français en France ;
- le tourisme européen, à savoir les touristes européens venant en France ;
- et le tourisme international qui inclut les autres touristes venant en France.

Cette structuration permet de comprendre le phénomène, et par exemple de souligner que substituer une autre destination touristique à la France est infiniment plus facile et peu onéreux pour les touristes internationaux que pour les touristes domestiques.

Une plus grande compréhension des composantes élémentaires apporte évidemment une meilleure estimation quantitative. Idéalement, chaque ligne étant relativement bien cernée, son estimation est plus précise ; et la recomposition de l'effet global est meilleure, avec l'avantage supplémentaire que les erreurs peuvent se compenser d'une ligne à l'autre.

Il convient maintenant de préciser le détail des lignes de coût retenues.

4.3 Les lignes de coûts

Le tableau page suivante donne la liste des coûts retenus dans l'étude France.

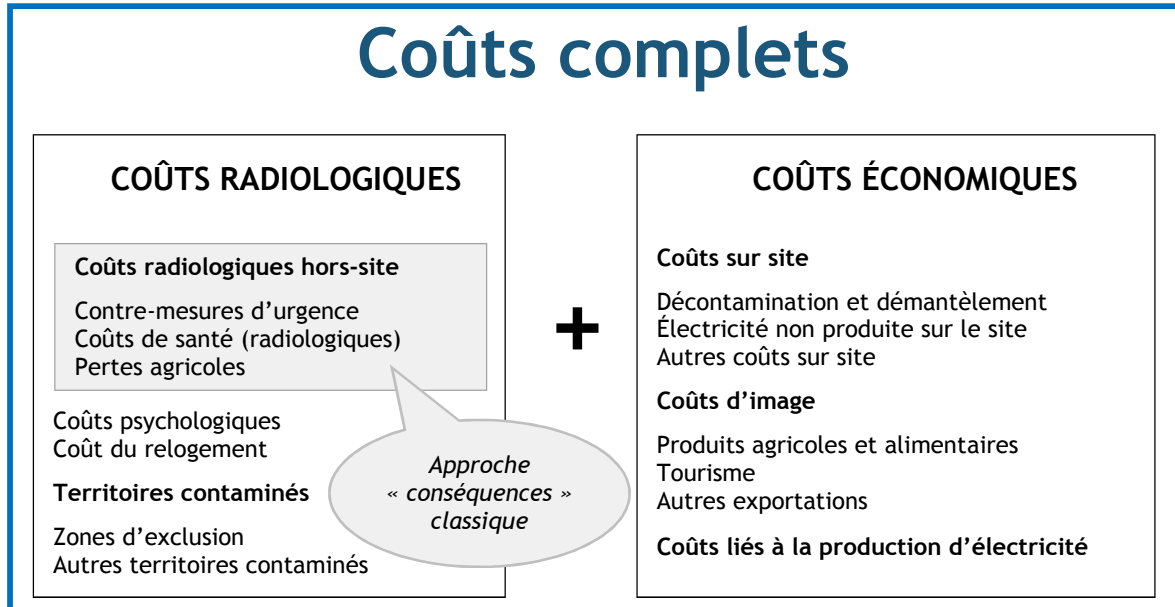
Tableau 3 : Cinq composantes principales et quatorze lignes de coût détaillées

Élément	Commentaires
<u>Territoires contaminés</u>	
Zones d'exclusion	Coût des réfugiés radiologiques (population des zones d'exclusion) ; coût des terres et terrains considérés comme capital (aucun consentement à payer pour une « valeur de la patrie » n'est inclus)
Autres territoires contaminés	Basé sur l'expérience en Biélorussie ; prend en compte les coûts réels de la contamination et les soutiens financiers en faveur des victimes, ces derniers fournissant une mesure du préjudice subi par les populations concernées.
<u>Coûts radiologiques hors-site</u>	
Contre-mesures d'urgence	Marginal au sein de cette composante
Coûts de santé (radiologiques)	À côté de l'exposition au panache radioactif, ils dépendent fortement de la quantité de produits alimentaires contaminés ingérés par la population. Le boycott par les consommateurs et les détaillants est considéré possible.
Coûts psychologiques	Principalement des journées de travail perdues et des coûts de traitement à long terme. Pas de prise en compte des souffrances des patients (pas de consentement à payer au-delà des coûts purement économiques).
Pertes agricoles	Dépendent fortement des normes (NMA) ou d'un boycott par les consommateurs/distributeurs.
Coûts de relogement	Dépendent du nombre de personnes concernées et de la proximité du relogement aux réseaux existants
<u>Coûts d'image</u>	
Impact sur les productions agricoles et alimentaires	Concerne une production commercialisable parfaitement saine ; se base sur le retour d'expérience d'événements tels que la crise de la vache folle, la grippe aviaire ou la crise du concombre espagnol en 2011 en Europe.
Impact sur le tourisme	Basé sur les crises ayant affecté le tourisme mondial au cours des 15 dernières années.
Diminution des autres exportations	L'expérience tirée de l'accident de Fukushima permet de proposer des pistes pour cette composante.
<u>Coûts liés à la production d'électricité</u>	
Le scénario le plus plausible, étant donné la situation française, est une réduction de la durée de vie des réacteurs.	
<u>Coûts sur site</u>	
Décontamination et démantèlement	Basé sur le retour d'expérience de Three Mile Island, tel que rapporté par le cabinet Américain ABZ Inc.
Électricité non produite sur le site	Correspond à la valeur du réacteur perdu et aux arrêts de production des autres réacteurs du site
Autres coûts sur site	Marginal par rapport à ce qui précède

4.4 Coûts radiologiques et coûts économiques

Au sein de la liste ci-dessus, on distingue coûts radiologiques et coûts économiques comme suit :

Figure 7 : Coûts radiologiques et coûts économiques



On observe que l'approche classique EPS3 ne couvre qu'une partie des coûts. La quantification exposée ci-après montre qu'il ne s'agit en général que d'une partie relativement faible des coûts.

Ces deux types de coûts sont clairement de nature différente :

- Les contre-mesures d'urgence impliquent, au-delà des coûts portés par les autorités, le dérangement et les pertes de revenus des personnes pendant le temps de leur éloignement.
- Les coûts de santé affectent les personnes. Ils correspondent essentiellement à des cancers mortels ou non qui se déclarent plusieurs années après l'accident (pour les cancers de la thyroïde) ou plusieurs dizaines d'années après (pour la plupart des autres cancers, dans l'état actuel des connaissances). Ils sont dus à l'exposition au panache, à l'ingestion de denrées contaminées et au rayonnement résiduel dans les zones contaminées.
- Les pertes agricoles seront immédiatement présentes et très douloureuses pour les producteurs concernés. Ce seront, certes, des pertes de revenus, mais aussi la modification parfois profonde de tout un mode de vie.
- Les coûts psychologiques sont ici essentiellement composés des arrêts de travail correspondants et du coût des traitements psychiatriques de long terme. Les personnes concernées subiront des souffrances qui ne sont pas comptées dans les coûts économiques. Les personnes concernées sont clairement des victimes de l'accident.
- Les territoires fortement contaminés donneront lieu à une perte nationale, mais aussi à des nombres potentiellement élevés de réfugiés radiologiques qui devront connaître la pénibilité des centres d'accueil

d'urgence, la rigueur du logement temporaire dans des lieux qui ne seront pas nécessairement choisis et enfin l'obligation de reconstruire leurs vies dans des conditions potentiellement difficiles.

- Enfin les territoires modérément contaminés, qui ne donnent pas lieu à relogement, imposent à leurs habitants de modifier leur mode de vie, comme en Biélorussie. Il n'y a pas de retour à la normale, au statu quo ante, mais adaptation à une vie nouvelle qui pourra parfois être vue comme dégradée, peut-être stigmatisante.

Dans tous ces cas de coûts radiologiques, il existe une souffrance humaine sous-jacente aux estimations en termes monétaires. Ce n'est pas le cas des coûts économiques qui ne portent pas ce marquage, ce poids humain, ou en tous cas pas dans les mêmes proportions :

- Les coûts liés à la production d'électricité se traduiront, au cours du temps, par des augmentations sur les factures d'électricité des français ; une augmentation comparable du coût des énergies fossiles s'est déjà produite plusieurs fois dans le passé et ne soulève pas de difficultés insurmontables, notamment parce que le coût est répercuté sur de nombreuses personnes. Pour faire image, si le coût correspondant était de 65 milliards d'euros sur 10 ans, la facture serait de l'ordre de 100 euros par français et par an pendant 10 ans ce qui n'est pas comparable aux diverses souffrances décrites ci-dessus ; sans être négligeable, cette charge reste supportable par beaucoup de français, alors que des mécanismes pourraient être trouvés pour en protéger les ménages les plus modestes.
- Les coûts d'image seraient d'abord supportés par les producteurs directement concernés. Mais par l'effet des répercussions au sein de l'économie, il est probable que les coûts correspondants seraient, comme les précédents, largement partagés par l'ensemble des français.

Il est donc non seulement légitime, mais encore nécessaire de distinguer ces coûts en raison de leurs natures différentes.

4.5 Des coûts estimés du point de vue de la France

Prendre en compte tous les coûts signifie : tous les coûts, tout le temps, partout et pour toutes les parties considérées. Il est toutefois indispensable de fixer le périmètre de l'estimation : dans le cas présent, les coûts sont estimés du point de vue de la France. Plus précisément :

- les coûts radiologiques sont estimés indépendamment du lieu où ils sont subis ; par exemple, les pertes agricoles ne sont pas localisées, elles peuvent concerner des agriculteurs français ou bien des exploitations agricoles situées en dehors du territoire national, mais victimes de contamination²⁴.
- les coûts économiques sont estimés du seul point de vue de la France. Ainsi, les effets sur la production d'électricité sont limités au parc électronucléaire français, alors que des coûts substantiels devraient être supportés par d'autres parcs de réacteurs²⁵. Il en est de même des effets

²⁴ On pourrait illustrer ce choix en disant que les coûts radiologiques seraient portés par la France, même s'il s'agissait de pays étrangers, c'est-à-dire que la France indemniserait les victimes concernées. Il ne s'agit là que d'une image qui ne préjuge pas de possibles indemnisations. Ce choix simplifie significativement les calculs et semble plus légitime que d'exclure tout ce qui se trouve au-delà de la frontière.

²⁵ Comme observé après l'accident de Fukushima.

d'image négatifs que pourraient subir des régions voisines de la France et dont les produits agricoles et le tourisme pourraient subir des pertes non négligeables. Il en est également de même des effets d'image positifs, ou si l'on préfère de l'effet de substitution, dont des pays autres que la France pourraient bénéficier. On pense ici, par exemple, aux producteurs de vin d'autres pays qui pourraient réaliser de meilleures ventes, ainsi qu'à des destinations touristiques concurrentes en Europe ou ailleurs qui pourraient bénéficier du report de touristes fuyant la France²⁶.

4.6 Coûts « médians »

Les accidents retenus correspondent, on l'a souligné ci-dessus (3.2 et 3.3), à des rejets médians par rapport à l'ensemble des rejets possibles. Les estimations correspondantes se veulent médianes dans le sens suivant.

S'agissant des coûts radiologiques, la médiane est essentiellement repérée par la réalisation de tirages aléatoires dans les données météorologiques. On observe alors que les répartitions – par exemple des surfaces contaminées ou des populations de réfugiés radiologiques – sont très asymétriques, avec d'importantes queues de distribution. La moyenne est donc notablement plus élevée que la médiane. Mettre en avant la moyenne plutôt que la médiane conduirait à surreprésenter les cas les plus extrêmes par rapport à leur probabilité et suggérer ainsi une image biaisée du phénomène²⁷.

S'agissant des autres coûts, par exemple le coût relatif à la baisse de fréquentation touristique qu'il faut prévoir, il n'est pas possible, dans l'état actuel de nos connaissances, de faire appel à une distribution statistique. Les phénomènes en cause sont indiscutables, ils sont modélisés, mais pas au niveau d'un phénomène physique donnant lieu à une distribution statistique en fonction des paramètres. Par conséquent, on élabore un cas favorable et un cas défavorable qui permettent à la fois de repérer une fourchette d'estimation et de vérifier que l'estimation proposée se rapproche d'une valeur médiane.

4.7 Les progrès de la recherche sur les coûts d'accident

Les estimations présentées ici sont en progrès sur les estimations 2007 sur deux points importants :

- Les coûts économiques ont tous fait l'objet d'une révision. Chacun est estimé de façon plus approfondie et plus étayée, avec des méthodologies claires.

Celles-ci sont appliquées à des scénarios, par exemple des scénarios de baisse de fréquentation touristique. De tels scénarios sont issus d'une étude soignée de l'expérience accumulée, par exemple en matière de crises touristiques dans différents pays et différentes régions du globe. Ils sont fondés sur des cas réels et en aucun cas sur des exceptions ponctuelles. Toutefois, l'IRSN n'étant pas spécialiste, du tourisme par exemple, il est possible que des études plus poussées puissent révéler des scénarios plus appropriés, par exemple en raison des particularités du tourisme en France, ou encore des spécificités d'une crise nucléaire.

²⁶ Ces choix sont à nouveau issus d'une nécessité de simplifier ; l'autre alternative présenterait de redoutables complications.

²⁷ Le poids des queues de distribution mérite d'être pris en compte, mais dans une étude plus ambitieuse que la simple estimation de coûts représentatifs d'accidents médians.

Il en est de même pour tous les coûts économiques.

- S'agissant des coûts radiologiques, les surfaces contaminées ont été estimées à l'aide de simulations sur trois sites français représentatifs de la diversité du parc nucléaire, réalisées avec la chaîne logicielle C3X (voir section 5). Les autres coûts radiologiques sont encore basés sur les calculs effectués pour le rapport 2007.

Les voies de progrès aujourd'hui envisagées sont donc essentiellement de trois types :

- confronter les scénarios retenus pour les coûts économiques à l'examen de spécialistes susceptibles de les améliorer ;
- mettre en œuvre une EPS3 conforme à « l'état de l'art » ;
- étudier finement la contamination du territoire.

En outre, s'agissant des coûts indirects décrits plus haut (au 4.2.3), ils sont envisagés à l'occasion de l'étude de chaque ligne de coût. Une approche plus ambitieuse pourrait envisager de regrouper tous les coûts directs et d'étudier séparément les effets indirects. L'avantage d'une telle approche serait de mobiliser des outils macroéconomiques plus sophistiqués, par exemple des modèles d'équilibre général calculable, et de mieux prendre en compte les effets sur la partie financière de l'économie.

La suite de ce rapport est consacrée à décrire les méthodes adoptées pour estimer les lignes de coût retenues (tableau 3 ou Figure 7). Les coûts radiologiques sont abordés dans un premier temps, puis les coûts économiques.

5. LA MODÉLISATION DES CONSÉQUENCES RADIOLOGIQUES

Comme indiqué au paragraphe 4.4 ci-dessus, certaines des composantes du coût complet d'un accident nucléaire sont directement liées aux conséquences radiologiques de l'accident sur les personnes (risque sanitaire), l'environnement (territoires et ressources naturelles plus ou moins contaminées) et les biens (notamment les productions agricoles). L'estimation de ces composantes du coût nécessite donc une évaluation des conséquences radiologiques associées aux accidents modèles retenus pour chacune des deux familles d'accident de réacteur. Cette évaluation repose sur la modélisation de la dispersion atmosphérique des rejets et de leurs retombées dans les territoires, sous forme de dépôts surfaciques.

5.1 La chaîne logicielle de modélisation des conséquences radiologiques

La représentation géographique de la dispersion des rejets radioactifs est évidemment essentielle pour caractériser la gravité des conséquences. Les estimations préliminaires de 2007 étaient réalisées avec le code européen Cosyma (PC Cosyma 1995) qui n'est pas adapté aux rejets sur de longues distances (voir annexe 2). Les estimations de surfaces contaminées sont fondées sur la plateforme IRSN C3X, une suite logicielle opérationnelle qui calcule les conséquences radiologiques (dispersion atmosphérique, dépôts radioactifs et doses potentiellement reçues par les personnes exposées) et destinée à être utilisée en situation d'urgence.

La plateforme repose sur deux codes de dispersion atmosphérique distincts :

- un modèle gaussien (nommé pX) destiné à calculer la dispersion en champ proche (quelques dizaines de km), en cela comparable à Cosyma ;
- un modèle eulérien (nommé ldX) dédié aux longues distances (plusieurs centaines à plusieurs milliers de km).

L'annexe 3 donne quelques détails techniques sur ces modèles.

Comme tous les modèles gaussiens, le modèle pX est basé sur la solution analytique de l'équation d'advection-diffusion obtenue sous certaines hypothèses simplificatrices (cf. annexe 2). Cette solution, gaussienne, fait intervenir des écarts-types modélisant l'étalement du panache en fonction du temps. Classiquement, l'évolution de ces écart-types est modélisée par des lois empiriques, construites sur des expérimentations in situ. Plusieurs lois existent et sont pour l'essentiel prises en charge par le modèle pX. L'avantage de ce type de modèle est d'être rapide et de pouvoir fonctionner avec un nombre limité de données d'entrée. Cependant, contrairement au modèle gaussien Cosyma, pX est un modèle dit à bouffées. Le découpage du panache en bouffées indépendantes permet de prendre finement en compte une cinétique de rejet complexe et surtout un écoulement inhomogène spatialement et temporellement. Les modèles panache tels que Cosyma supposent au contraire des champs de vent homogènes limitant de fait leur validité. Ainsi, l'IRSN considère que pX utilisé avec un champ de vent tridimensionnel est valable jusqu'à 80 km du site, une appréciation empirique.

ldX est un modèle eulérien, résolvant les équations d'advection-diffusion sur un maillage. Ce type de modèle est fréquemment utilisé pour représenter la pollution atmosphérique, par exemple celle due à la circulation automobile. Il est à la pointe de la modernité au niveau applicatif²⁸. Contrairement aux modèles gaussiens, ldX est à même de simuler la dispersion d'un polluant sur de longues distances, jusqu'à l'échelle du globe. Cependant, par principe, ce type de modèle fournit une concentration moyenne par maille, ce qui limite son utilisation à des territoires distants du site accidenté de plus de 5 à 10 fois la taille d'une maille.

5.2 La météo

La représentation des conditions météorologiques est considérablement plus fine dans C3X que dans Cosyma. Comme expliqué ci-dessus, cela tient à la nature même des modélisations mises en œuvre. Cosyma représente les conditions météorologiques sur tout le domaine de calcul par quelques paramètres valables au niveau du site et changeant à chaque heure. Comme tout modèle panache, il déplace le panache mécaniquement, d'un bloc, heure par heure, en fonction des changements de météo *au niveau du site*.

Par contraste, pX modélise le panache comme une série fine de bouffées indépendantes qui évoluent conformément aux conditions météorologiques rencontrées sur leurs parcours. L'information météorologique (vent, pluie), variable dans le temps et l'espace, est interpolée à partir des données météorologiques typiquement fournies par Météo France sur une grille de 10 km de côté et à une fréquence horaire. Le réalisme de cette approche est bien supérieur à celle adoptée dans Cosyma et permet notamment de prendre en compte la topographie et l'orographie.

De son côté, le modèle Eulérien ldX met en œuvre des modèles physiques plus fins encore, faisant directement appel à plus d'une vingtaine de paramètres météorologiques avancés comme l'humidité relative ou encore la hauteur des nuages. La finesse de son maillage de calcul correspond généralement à celle des données météo en entrée. Cela conduit par exemple à 211 x 141 mailles de 10 km pour un calcul sur la France avec 9 niveaux sur la verticale jusqu'à environ 3km d'altitude.

²⁸ Dans un cadre scientifique pur, indépendant de considérations applicatives, d'autres possibilités existent, notamment les modèles lagrangiens. Toutefois, certaines supériorités théoriques de ces modèles butent sur des considérations pratiques de représentativité. La supériorité d'un type de modèle sur l'autre ne paraît pas établie aujourd'hui.

6. COÛTS RELATIFS AUX TERRITOIRES CONTAMINÉS

Les sections suivantes détaillent l'estimation des lignes de coût retenues (Tableau 3). Il s'agit essentiellement de présenter à grands traits les méthodes suivies.

6.1 Deux catégories de territoires

Les surfaces contaminées calculées comme indiqué ci-dessus sont regroupées en deux catégories en fonction du niveau de contamination en césium 137, en prenant comme référence les décisions prises après l'accident de Tchernobyl en Ukraine, en Russie et en Biélorussie :

- Les zones d'exclusion, c'est-à-dire les territoires fortement contaminés que les populations doivent quitter pour de nombreuses années. En se référant au cas de l'accident de Tchernobyl, elles correspondent à des dépôts en césium 137 supérieurs à 555 kBq/m²²⁹. Après l'accident de Fukushima, les autorités japonaises ont basé leurs décisions sur des critères de dose qui correspondent à des niveaux d'activité très voisins.
- Les autres zones contaminées, où les dépôts en césium 137 sont compris entre 37 et 555 kBq/km²³⁰.

Ces deux catégories sont considérées chacune dans leur ensemble : un coût par km² est appliqué aux surfaces concernées pour obtenir une estimation du coût de la contamination. Cette approche pourra être raffinée dans le futur.

6.2 Coûts unitaires des zones d'exclusion

Le coût unitaire retenu, en l'absence d'étude approfondie, est de 10 M€/km². Ce chiffre rond, à affiner dans le futur, est acceptable dans la mesure où son poids dans l'estimation globale n'est pas primordial³¹. Voici toutefois quelques éléments sur ce sujet :

Deux approches peuvent être retenues pour cette évaluation : une approche utilitariste qui estime la valeur des espaces concernés par la somme des revenus qu'ils sont susceptibles de procurer à leurs habitants ; et d'autre part une approche de consentement à payer, à savoir estimer comment évaluer le détriment *ressenti* par les habitants dont le territoire devient zone d'exclusion.

Une approche utilitariste en zone rurale peut s'appuyer sur la valeur de la production agricole ; cela conduit à une valeur de 5,6 M€/km²³². La valeur d'un territoire n'étant pas uniquement agricole, un chiffre de 10 M€/km² ne paraît

²⁹ 15 Curies/km², l'ancienne unité qui était utilisée par les autorités soviétiques.

³⁰ C'est-à-dire entre 1 Curie/km² et 15 Curies/km².

³¹ Effet nul sur l'accident grave pour lequel les zones d'exclusion sont d'ampleur négligeable en première approximation ; environ 3% pour l'accident majeur (voir tableau 5 du 6.4 ci-dessous).

³² La valeur ajoutée agricole française est de l'ordre de 72 milliards d'euros pour une surface agricole de 32 millions d'hectares ; cela conduit à une moyenne annuelle de 2 250 €/ha. Actualiser sommairement à 4% conduit à une valeur de 5,6 M€/km².

alors pas absurde³³. Dans une approche « consentement », on pourrait invoquer les estimations des économistes de la santé³⁴ ; un montant de 10 M€/km² serait alors équivalent à une perte de 8 années de vie en milieu rural³⁵ ce qui paraît à nouveau acceptable en première approximation.

6.3 Coûts unitaires des autres zones contaminées

Les coûts retenus pour ces zones totalisent 5,23 M€/km², estimation fondée sur la gestion des territoires de ce type en Biélorussie³⁶ ce qui aboutit aux montants suivants :

Tableau 4 : Équivalents des aides annuelles consenties en Biélorussie

Solidarité	2 000 € par ha et par an
Soutien aux exploitations agricoles	650 € par ha et par an
Coût environnemental	375 € par ha et par an

Source : CEPN, Note NTE/06/28

Voici quelques commentaires sur ces montants qui concernent des territoires ruraux.

Le coût environnemental à prévoir après un accident nucléaire concerne notamment la gestion des matières agricoles ou sylvestres contaminées et plus généralement la gestion de l'environnement. Il pourrait varier significativement en fonction des types d'occupation des sols. Le retour d'expérience de Fukushima devrait permettre d'affiner significativement le chiffre global proposé ; celui-ci apparaîtra alors peut-être trop faible sur les premières années, mais peut-être aussi trop élevé dix ou vingt ans après l'accident.

Le soutien aux exploitations agricoles varie beaucoup en France selon le type d'exploitation et ce depuis bien longtemps et en l'absence de tout accident. Une part significative des aides directes provient de l'Europe dont la politique agricole commune se concrétise par des aides d'environ 10 milliards d'euros à l'agriculture française, soit en moyenne un peu plus de 300 €/ha³⁷. Au vu de cette indication partielle, le montant ci-dessus n'apparaît pas totalement déraisonnable, au moins tant que les surfaces concernées ne sont pas démesurées.

Les aides de solidarité consenties en Biélorussie, qui forment la plus grande partie du coût unitaire, ne sont pas toutes des coûts à proprement parler, mais largement des transferts tout comme les diverses aides de solidarité qui existent en France. Les chiffres correspondants offrent une première approche, qui reste à affiner, des détriments correspondant à la vie en territoire contaminé et c'est pour cette raison qu'ils sont utilisés ici³⁸. Ces aides de solidarité correspondent à des dépenses liées à la santé telles que des « repas propres » distribués deux

³³ Une valeur de 1 M€/km² doit être rejetée, pour un cas représentatif, tout autant qu'une valeur de 100 M€/km².

³⁴ Dans le but d'éviter les gaspillages en matière de santé, c'est-à-dire des résultats du système de santé inférieurs à ceux qu'il serait possible de réaliser au même coût, les économistes de la santé sont dans l'obligation de fournir un équivalent monétaire d'une année de vie sauvée. Les estimations vont de 20 000 €/année à 50 000 €/année selon les études (voir par exemple, Le coût du cancer, Philippe Tessier, <http://www.sgoc.fr/DU%20oncogeriatrie/2009-2010/007%20tessier.pdf>)

³⁵ Prenant une année de vie à 35 000 € (voir note précédente) et sachant que la densité rurale est de 35 hab/km².

³⁶ Étude du CEPN réalisée en 2006 pour étayer ce calcul.

³⁷ PAC 2009 = 9867 M€ pour la France ; pour une surface agricole de 32 millions d'hectares.

³⁸ C'est la même logique qui conduit à utiliser les aides aux exploitations agricoles pour mesurer leurs pertes.

fois par semaine dans les écoles ou des vacances en zone non contaminée pour les enfants ; des primes payées aux fonctionnaires ; des avantages consentis aux salariés ; etc. Le coût unitaire de 2000 €/ha représente de l'ordre de 5 700 € par habitant et par an³⁹. Cette ligne de coût gagnerait, dans le futur, à être décomposée et analysée dans le contexte de la doctrine post-accidentelle française.

Au total le coût unitaire retenu est voisin de 300 000 €/km² par an (3025€/ha dans le tableau 4 ci-dessus). Le montant global retenu (5,23 M€/km²) correspond donc à 17,4 années pleines, alors que la durée d'existence de zones contaminées serait évidemment plus longue. La réduction ainsi opérée relève d'un calcul d'actualisation effectué au taux de 4% sur 30 ans, ce qui mérite explication.

Plusieurs raisons militent pour la simplification qui consiste à laisser les coûts unitaires constants pendant 30 ans et négliger ensuite les coûts résiduels :

- la décroissance radioactive réduit de moitié la pollution au césium 137 en 30 ans ;
- les « aides », par exemple relatives aux exploitations agricoles ou au traitement de l'environnement, doivent avoir un effet cumulatif, améliorer les situations, et aboutir à des situations stabilisées après 30 ans ;
- enfin, il est vraisemblable que les aides de solidarité gouvernementales soient réduites au bout de 30 ans, ce qui traduirait une « stabilisation sociale » : ceux qui souhaitaient vivre ailleurs sont partis, ceux qui restent sur place se sont adaptés...

Il paraît illusoire de tenter de modéliser finement ces divers effets et au contraire plus simple et plus transparent de simplifier comme indiqué. Pour raffiner, il faudrait modéliser des surfaces décroissantes dans le temps ainsi que des niveaux d'aide décroissants. En tout cas, ajouter brutalement 30 années supplémentaires à l'estimation proposée, avec les mêmes surfaces et les mêmes taux unitaires, et actualiser à un taux décroissant⁴⁰, constituerait en première approximation une large surestimation⁴¹.

6.4 Étendue des surfaces contaminées

L'étendue des territoires contaminés a été estimée en 2007 à partir du logiciel Cosyma 1995. Ce logiciel n'est applicable que pour la courte distance et reste, dans ce cadre, un outil rudimentaire compte tenu de ce qu'il est possible de réaliser aujourd'hui. Toutefois, ces estimations permettaient de ne pas négliger un élément de coût (voir section 4 ci-dessus, notamment la Figure 8), mettaient en lumière le problème dans le cas de rejets importants et soulignaient la nécessité de progresser. Les estimations relatives à l'accident grave, où la contamination des territoires ne joue pas un rôle crucial, demeurent celles de Cosyma ; en revanche, la contamination due aux accidents majeurs est estimée à partir de la chaîne C3X du centre de crise de l'IRSN

³⁹ En zone rurale, la densité de population moyenne est de 35 habitants/km² environ.

⁴⁰ Conformément aux indications du rapport Lebègue, "Le prix du temps et la décision publique", La Documentation Française, 2005

⁴¹ Elle ajouterait environ 40% au coût proposé ; il faudrait probablement la réduire de plus de moitié pour s'approcher du réalisme, mais aussi réduire le coût des 30 premières années...

(section 5.1). Fine et moderne, elle a permis d'étudier trois sites français différents⁴², représentatifs de la variété des sites français, 100 tirages aléatoires étant réalisés sur chaque site au sein de la météo réelle de 2010.

6.4.1. Accident grave

Pour cet accident, les surfaces en zone d'exclusion sont très faibles (entre 0 et 20 km² en valeurs médianes). Elles sont donc prises égales à zéro dans le cadre de cette étude. Des estimations plus approfondies seront proposées dans le cadre de l'EPS3, ce qui ne devrait pas modifier les estimations de coût globales.

Les autres zones contaminées occupent une surface médiane de 2 100 km². Le coût unitaire ci-dessus (5,23 M€/km²) conduit donc à un ordre de grandeur de 11 milliards d'euros pour le coût des « autres territoires contaminés » en cas d'accident grave. Le montant de la première année serait de 700 M€ (sur la base de 0,3 M€/km² et par an, voir 6.3 ci-dessus) ce qui apparaît supportable pour le budget du pays, au moins pour quelques années.

6.4.2. Accident majeur

Dans le cas de l'accident majeur, les surfaces médianes concernées (voir 4.6) sont de :

- 1 300 km² de zones d'exclusion
- 18 800 km² d'autres zones contaminées

Il en résulte une estimation complète à 110 milliards d'euros comme indiqué au tableau 5 ci-dessous.

Tableau 5 : Coût des territoires contaminés par un accident majeur (milliards d'euros)

Territoires soustraits à la production	13	1 300 km ² de zones d'exclusion à 10 M€/km ²
Autres zones contaminées	98	18 800 km ² d'autres zones contaminées
Total (arrondi)	110	

⁴² Bugey, Dampierre et Gravelines.

7. COÛTS RADIOLOGIQUES HORS SITE

Cette catégorie de coûts comporte cinq lignes :

- Contre-mesures d'urgence
- Coûts de santé (radiologiques)
- Pertes agricoles
- Coûts de relogement
- Coûts psychologiques

Les trois premières lignes relèvent de l'approche « conséquences » classique (voir 4.1, ainsi que Figure 7 du 4.4).

7.1 Le coût des conséquences classiques

Comme expliqué au 4.1, les conséquences les plus immédiates sont les effets sanitaires de la radioactivité, essentiellement des augmentations de risques de cancers. Pour réduire ces risques, des mesures d'urgence sont prévues telle que l'évacuation, le confinement et l'ingestion d'iode stable. Elles sont peu durables et leur coût est relativement faible. Une autre réaction apparaît très vite : la restriction de consommation de denrées alimentaires contaminées, que celle-ci soit décrétée par les autorités sous forme de niveaux maximaux admissibles (NMA) ou qu'elle résulte de réactions de rejet de la société (boycott des consommateurs, mais aussi des distributeurs, voire des producteurs eux-mêmes). Plus la restriction est sévère, plus le coût sanitaire est réduit. Ces trois composantes sont donc liées et, en pratique, leur estimation doit être conduite conjointement à l'aide d'un code de calcul.

Le code utilisé est le code européen Cosyma (voir 4.1) qui a permis d'obtenir des résultats dès 2007 et de proposer ici une première estimation globale de l'ordre de grandeur du coût des conséquences classiques.

S'agissant des accidents graves, ces coûts sont encadrés par une estimation à 3,1 milliards d'euros pour l'accident conventionnel S3 (voir section 1) représentatif d'un minorant de cette catégorie d'accidents ; et à 14,6 milliards d'euros pour l'accident S3D intermédiaire entre S3 et S1, représentatif d'un majorant de la catégorie. On a retenu le chiffre de 9 milliards d'euros. Cette simplification a semblé légitime pour au moins deux raisons :

- les modifications qui résulteront des futures estimations détaillées ne concerneront que quelques pourcents du coût total⁴³. Elles ne modifieront donc pas les implications globales des chiffres.
- des estimations détaillées requièrent de lourdes capacités de calcul et un raffinement d'analyse qui exigeront encore quelques années de travail.

Ces estimations supposent la non-utilisation des produits contaminés du fait notamment d'un boycott par les consommateurs⁴⁴, l'hypothèse qui a semblé la plus réaliste dans le cas de l'accident grave où la contamination demeure limitée en volume et dans le temps. Les pertes agricoles constituent alors la quasi-totalité du coût

⁴³ Une modification de 50%, modifierait le coût global de seulement 4%, ce qui ne changerait pas les conclusions globales...

⁴⁴ Le code prend le niveau au-delà duquel les aliments sont perdus comme un paramètre. Le niveau minimal accepté par le code Cosyma est 10 Bq/kg, un niveau très faible qui représente correctement l'hypothèse de boycott.

radiologique hors site, les consommateurs faisant preuve d'une précaution extrême. Les coûts sanitaires ne représentent alors que quelques pourcents du coût radiologique hors site. Les consommateurs privilégient leur santé et celle de leurs proches quitte à imposer de lourdes pertes au secteur agroalimentaire. Ce type d'arbitrage social, à confirmer et approfondir dans le futur, montre l'importance des réactions du corps social dans la gestion de crise. Il y a d'ailleurs un lien entre l'acceptation sociale en France et l'ampleur des coûts d'image qui sont largement dus à la baisse de la demande étrangère (section 8.1 ci-dessous).

Pour l'accident majeur, l'hypothèse de boycott a semblé excessive, car les quantités concernées seraient beaucoup plus élevées (rendant la substitution nettement plus difficile), d'une part, et parce que la contamination des denrées pourrait se poursuivre pendant plusieurs années (ce qui permettrait aux explications des spécialistes de convaincre au moins une partie de la population). On considère plutôt que les produits contaminés seraient consommés jusqu'à un niveau de 100 Bq/kg le niveau de norme adopté en Biélorussie quelques années après l'accident de Tchernobyl, ainsi qu'au Japon depuis avril 2012.

Avec ce moindre niveau de rejet des denrées agricoles par la société, les coûts radiologiques hors site des accidents majeurs sont encadrés par 48,4 milliards d'euros pour l'accident majorant S1 et 5,9 milliards d'euros pour l'accident intermédiaire S3D retenu comme minorant de la catégorie⁴⁵. Le coût moyen apparaît alors à 27,1 milliards d'euros. À nouveau, les modifications qui résulteront des futures estimations détaillées ne concerneront que quelques pourcents du coût global⁴⁶. Elles permettront de mieux connaître la variabilité de ces coûts au sein des accidents majeurs.

Contrairement au cas de l'accident grave, les effets sanitaires contribuent significativement aux coûts, variant de 9% des coûts sanitaires et agricoles à plus de 40% de ce coût.

Tableau 6 : Coûts sanitaires et agricoles de l'accident grave

	S3		S3D		Accident grave (milliards d'euros)	
	milliards d'euros					
Effets sanitaires à court terme	0		0			
Contremesures d'urgence	0		1		0	0%
Effets sanitaires à long terme	0,1	2%	0,5	3%	0,3	3%
Pertes agroalimentaires	3	98%	14	96%	8,5	96%
Total	3	100%	15	100%	8,9	100%

Source : Cosyma, calculs effectués pour le Rapport GP 2007, norme 10 Bq/kg, représentant le boycott des produits, même fort peu contaminés, par les consommateurs et le secteur de la distribution. L'accident grave est la moyenne de S3 et S3D.

⁴⁵ L'accident intermédiaire S3D affiche donc des coûts radiologiques hors site de 14,6 milliards d'euros avec une norme de 10 Bq/kg (section 7.1), mais seulement 5,9 milliards d'euros, moins de la moitié, pour une norme de 100 Bq/kg pourtant encore sévère d'après nombre de radioprotectionnistes. Le passage du boycott à l'acceptation de 100 Bq/kg produit une augmentation en pourcentage du coût sanitaire ; elle est mécaniquement due à la diminution de la facture agricole et, dans une moindre mesure, à l'ingestion de denrées contaminées au-dessous de 100 Bq/kg.

⁴⁶ Une modification de 50% de ce chiffre, pour élevée qu'elle soit (26 G€), ne représenterait que 5% du coût global des accidents majeurs.

Tableau 7 : Coûts sanitaires et agricoles de l'accident majeur

	S3D milliards d'euros		S1		Accident majeur (milliards d'euros)	
Effets sanitaires à court terme	0		0			
Contremesures d'urgence	0		6	13%	3,1	11%
Effets sanitaires à long terme	0,6	9%	20	41%	10,3	38%
Pertes agroalimentaires	5	88%	22	46%	13,8	51%
Total	6	100%	48	100%	27,1	100%

Source : Cosyma, calculs effectués pour le Rapport GP 2007, norme 100 Bq/kg

7.2 Coûts psychologiques

Une personne peut considérer catastrophiques des événements qui l'affectent directement : être victime d'un cancer, perdre un être cher, etc. Elle peut ressentir ainsi le bouleversement personnel induit par l'accident (obligation de quitter son territoire, perte d'emploi, séparation...). Elle peut, dans certains cas, développer des troubles psychologiques tels que dépression, troubles anxieux, stress post-traumatique. Les situations de guerre ont amené à étudier ce type de troubles, notamment chez les soldats revenus à la vie civile. D'une manière générale, les troubles psychologiques affectent la santé de la victime, réduisent ses capacités et peuvent donner lieu à des arrêts de travail ; les coûts correspondants sont supportés par la personne, par l'État à travers son système de santé, et par les entreprises.

Les catastrophes, naturelles, technologiques ou sociopolitiques, sont des événements traumatisants au niveau collectif : ils produisent un stress post-traumatique collectif qui se traduit par un accroissement significatif des troubles psychologiques traités comme tels par les institutions sanitaires. Leurs manifestations sont globalement les mêmes que pour les troubles non liés à une catastrophe.

Les troubles psychologiques sont considérés comme des conséquences sanitaires importantes des catastrophes, en général, des accidents de Tchernobyl et de Fukushima en particulier⁴⁷. Leur coût doit donc être estimé, malgré la difficulté de la tâche⁴⁸.

Le chiffrage proposé se limite aux coûts les plus immédiats, ceux qui affecteraient directement l'économie, à savoir le coût des soins destinés à traiter les patients, notamment les plus atteints de névrose traumatique, et des arrêts de travail correspondants. Ex-ante, la société est peut-être prête à dépenser plus pour éviter les troubles psychologiques, comme c'est le cas pour des grandes maladies telles que le cancer. Pour une première estimation des coûts psychologiques, une telle approche directe du consentement à prévenir est apparue trop ambitieuse, sujette à critiques, ainsi que difficile à mettre en œuvre. Une estimation des coûts directs lui a été préférée, qui

⁴⁷ « A 25 Year Retrospective Review of the psychological consequences of the Chernobyl accident », E.J. Bromet, J.M. Havenaar, L.T. Guey, 2011, Clinical Oncology n° 23, p.297-305; "Fukushima: Fallout of fear", Geoff Brumfiel, <http://www.nature.com/news/fukushima-fallout-of-fear-1.12194>

⁴⁸ Ne pas estimer ces coûts revient à sous-estimer la valeur de la prévention (voir la section 4 ci-dessus). À notre connaissance, l'estimation proposée est la première dans ce domaine.

met déjà en lumière nombre de traits méconnus de cette question. Dans une phase ultérieure, la contribution de ces coûts à la valeur de la prévention des accidents correspondants devra aller au-delà des coûts directs.

L'estimation du coût requiert des scénarios d'augmentation de troubles psychologiques après accident nucléaire ; les estimations actuelles demeurent schématiques, mais reflètent les études mondiales existantes⁴⁹. Celles-ci suggèrent des surcroits de troubles psychologiques après une catastrophe, distinguant essentiellement une zone proche (« épiceutre ») et une zone éloignée ; les effets psychologiques sont naturellement plus élevés dans la zone proche, notamment chez les personnes déplacées. Dans le cas de l'accident nucléaire, les zones de relogement obligatoire apparaissent donc fournir la définition la plus naturelle de la zone proche. Ce modèle implique des variations importantes du coût psychologique en fonction du site et des conditions météorologiques.

Deux types de conséquences économiques découlent des troubles psychologiques : le coût des soins et le coût des journées de travail perdues. Le coût direct des soins a été estimé à partir d'études françaises sur le recours aux soins psychologiques après une catastrophe⁵⁰. Le coût total de l'absentéisme comprend le coût pour l'assurance maladie et les coûts directs et indirects supportés par les entreprises⁵¹.

Ce premier travail d'estimation révèle que le coût psychologique serait non négligeable en cas d'accident majeur, entre 12 et 22 milliards d'euros en fonction du site accidenté. Cette ligne est composée à 45% du coût des soins, essentiellement (90%) les soins psychologiques lourds et prolongés, et à 55% des pertes liées aux journées de travail perdues. Cette composition varie de façon spectaculaire au cours des 25 années de pertes dues à des troubles psychologiques⁵² : les journées perdues représentent 75% du total la première année pour baisser à 25 % à la fin de cette période.

Les coûts psychologiques représentent ainsi quelques 4% du coût total de l'accident majeur. Ils devraient donc retenir l'attention en matière de gestion de crise. En revanche, ils représenteraient moins de 1% du coût total en cas d'accident grave (moins de 1 milliard d'euros). Ces estimations font l'objet de travaux qui seront proposés à publication dans des revues à comité de lecture.

⁴⁹ En valeur moyenne mondiale, la prévalence des troubles mentaux légers et modérés est d'environ 10 % selon l'enquête sur la santé mentale dans le monde de l'OMS, édition 2000. Cette prévalence pourrait doubler, pour s'établir aux alentours de 20 % après l'exposition à une catastrophe, comme ce fut le cas après le tsunami de 2004 en Asie selon l'étude « *Mental Health Assistance to the Populations Affected by the Tsunami in Asia* » publiée par l'OMS (2010). Elle diminuerait ensuite dans le temps pour s'établir au bout de quelques années à environ 15 % dans les zones fortement affectées par la catastrophe. Ainsi, le surcroît de troubles mentaux pourrait converger à long terme vers une limite de 5 à 10 points au-dessus de la prévalence initiale des troubles mentaux avant la catastrophe.

⁵⁰ Le coût direct des soins établi sur la base d'études de l'InVS pour la tempête Xynthia et de la Direction Générale de la Santé pour les inondations de la Somme et du Gard s'élève à environ 2 000 euros par personne et par an. La majorité de ce coût est portée par les cas les plus lourds, nécessitant une hospitalisation en établissement spécialisé.

⁵¹ Le coût total de l'absentéisme s'élèverait pour la France à environ 315 euros par journée non travaillée. La moitié de ce coût serait supportée par l'Assurance maladie, l'autre moitié par les entreprises selon une étude d'Aon Consulting (2008). Ce montant est multiplié par le nombre annuel de jours non travaillés pour estimer le coût annuel de l'absentéisme.

⁵² 5 années seulement dans le cas de l'accident grave.

7.3 Coûts du relogement

Les coûts de relogement correspondent à la nécessité de reloger les réfugiés radiologiques. À la lumière de l'expérience de Fukushima, trois phases doivent être considérées : l'accueil d'urgence pendant quelques mois au plus, le relogement provisoire en structures de type préfabriqué et enfin le relogement définitif au bout de deux à cinq ans⁵³. Les coûts de relogement d'urgence représentent moins de 5% du coût total de relogement. S'agissant des autres coûts, un niveau de confort comparable à ce que l'on observe dans le monde a été retenu pour le relogement définitif, le relogement temporaire suivant les normes japonaises post-Fukushima.

L'estimation des coûts en France est ensuite calculée avec des coûts unitaires révélés par des professionnels du bâtiment au cours d'entretiens privés, des données qui ne sont pas publiées. Le facteur principal de variation des coûts s'avère être la construction des réseaux de fourniture d'eau et d'électricité. Pour réduire les coûts de relogement, il faut veiller à installer les réfugiés aussi près que possible de réseaux de distribution existants et à construire les logements définitifs, autant que possible, sur les sites de relogement temporaires afin de ne pas dupliquer l'installation de réseaux.

Au final le coût de relogement est estimé de l'ordre de 100 000 € par réfugié avec une incertitude de $\pm 30\%$. Le coût de relogement en cas d'accident grave devrait donc être inférieur à un milliard d'euros, alors qu'en cas d'accident majeur, cette ligne de coût serait de l'ordre de 10 milliards d'euros (environ 2% du coût total de l'accident). Ces estimations font l'objet de travaux qui seront proposés à publication dans des revues à comité de lecture.

⁵³ Délai nécessaire au secteur du bâtiment pour résorber l'excès de demande dû à l'accident nucléaire.

8. LES COÛTS D'IMAGE

Les effets d'image peuvent être très graves pour les acteurs économiques concernés : que l'on songe au tourisme en Tunisie ou en Égypte ou bien à la malheureuse affaire du « concombre espagnol » (Europe, 2011). Trois coûts d'image sont envisagés : les impacts sur les denrées agricoles saines ; les effets sur l'activité touristique en France ; et les effets sur les autres exportations françaises, notamment celles du secteur électronucléaire.

8.1 *L'effet d'image agricole*

Considérer que seules seraient perdues les denrées agricoles qui seraient mesurées au-dessus des niveaux maximaux admissibles (NMA) constituerait une sous-estimation importante du coût d'un accident nucléaire. L'effet immédiat d'une crise d'image dans le domaine alimentaire est la réduction de la consommation du ou des aliments perçus comme risqués, y compris de denrées indemnes de toute contamination. Il n'y a donc pas double compte avec les productions agroalimentaires contaminées.

Un exemple récent et emblématique est la crise du « concombre espagnol ». Au cours de l'été 2011, les concombres produits en France ont été suspectés, puis disculpés, de contamination bactérienne pouvant entraîner de graves dommages pour la santé humaine. La suspicion de contamination a suffi à stopper leur consommation. Le boycott a dépassé les simples cucurbitacées puisque l'ensemble des exportations de fruits et légumes espagnols s'est effondré pendant plusieurs semaines. Les pertes hebdomadaires ont été estimées à 200 millions d'euros pour l'économie espagnole. Deuxième producteur européen de concombre après l'IRSN, et bien que situés à plusieurs centaines de kilomètres du lieu soupçonné de contamination, les Pays Bas ont également souffert de la crise avec des pertes estimées à environ 10 millions d'euros par semaine.

De manière générale, dès l'annonce du premier cas de contamination, les volumes à l'exportation chutent de plus de 40 %, de manière forte et soudaine⁵⁴ ; le retour à la normale se déroule sur une période de deux à trois ans. Dans le même temps, de 10 à 20 % des consommateurs nationaux se détournent des produits incriminés pour leur substituer des denrées jugées plus saines. Le retour d'expérience de Fukushima est plus modéré⁵⁵.

Ces baisses de demande en pourcentage concernent essentiellement les secteurs de l'industrie agro-alimentaire, de l'agriculture et du commerce de détail alimentaire. Appliquées aux valeurs ajoutées de ces secteurs, elles fournissent une estimation des effets d'image directs.

Les pertes correspondantes produisent des effets indirects et des effets induits (voir 4.2.3) qui, dans l'ensemble, ne sont pas agricoles et atteignent approximativement le même montant que les pertes proprement agricoles.

⁵⁴ Ces chiffres se fondent pour la France sur les crises de la filière viande, selon l'étude « *Les effets sanitaires de la filière viande* » publiée en 2007 par l'INSEE. Les crises alimentaires étudiées sont les suivantes : fièvre aphteuse en 2001, encéphalopathie spongiforme bovine en 1996 et 2000 ; et en dehors de la France, grippe aviaire en 2005, syndrome respiratoire aigu sévère en 2003, accident de Fukushima en 2011.

⁵⁵ Au Japon, les exportations de denrées alimentaires sur les neuf premiers mois de l'année 2011 (320 milliards de yen) sont en baisse de 7 % en valeur par rapport à la même période de l'année 2010 (344 milliards de yen).

Au total, l'effet d'image complet sur les denrées agricoles est estimé à 13 milliards d'euros pour un accident grave et 60 milliards d'euros dans le cas d'un accident majeur⁵⁶ c'est-à-dire 10% et 14% du coût total. Ces estimations font l'objet de travaux qui seront proposés à publication dans des revues à comité de lecture.

La problématique agricole apparaît donc de première importance dans la gestion de la crise nucléaire, *l'image* des produits concernés en formant un nœud essentiel.

Tableau 8 : Coût d'image agricole (milliards d'euros)

Scénario	Accident grave	Accident majeur
Coûts directs	1	2
Coûts indirects	1	2
Coûts induits	0	0
Total	1	5

8.2 L'impact sur le tourisme

Les crises du tourisme sont fort nombreuses, d'autant plus sévères que le tourisme international se développe de plus en plus.

Pour former des scénarios de baisse de fréquentation touristique après un accident nucléaire en France, il a semblé essentiel de distinguer, au sein de l'activité touristique française, le tourisme domestique, le tourisme européen et le tourisme international. Les différents touristes adoptent, en effet, des comportements différents.

- La qualité et la finesse de leur information dépend fortement de leur éloignement par rapport à la France. En matière d'image, un consommateur éloigné globalise ; même si une part modeste du territoire français est concernée, le consommateur lointain (américain, chinois...) tend néanmoins à considérer que c'est l'ensemble du pays qui est contaminé. En revanche, le touriste français et le touriste européen qui connaît bien la France ne tombent pas dans ce travers.
- Le touriste éloigné fait face à de bien plus nombreuses possibilités de substitution. Certes, la France est unique... mais l'IRSN est aussi un bien beau pays et pour un touriste éloigné, choisir cette dernière n'implique pratiquement aucun coût supplémentaire.

L'ampleur des conséquences radiologiques influencerait nécessairement sur les baisses de fréquentation touristique ; des scénarios de baisse différents ont donc été recherchés pour l'accident grave et pour l'accident majeur, sur la base des crises touristiques plus ou moins graves dont rendent compte les statistiques de l'Organisation Internationale du Tourisme⁵⁷.

⁵⁶ Ces estimations représentent des hausses significatives par rapport à celles de 2007. Les chiffres sont ramenés à la date de l'accident.

⁵⁷ <http://www2.unwto.org/fr>

Ces recherches indiquent que la moitié environ de la baisse d'activité touristique serait le fait des touristes européens quel que soit l'accident. Ce résultat devrait aider les acteurs du secteur à limiter les coûts correspondants.

Au total, l'impact complet de la baisse de fréquentation touristique est évalué à 25 milliards d'euros dans le cas d'un accident grave et à 75 milliards d'euros pour un accident majeur, chiffres ramenés à la date de l'accident. L'ordre de grandeur de cet effet d'image est donc de 20% du coût total de l'accident. Il est supérieur à l'effet d'image agricole. C'est dire qu'il mérite toute l'attention de la gestion de la crise. Ces estimations font l'objet de travaux qui seront proposés à publication dans des revues à comité de lecture.

Tableau 9 : Coût d'image touristique (milliards d'euros)

	Accident grave	Accident majeur
Coûts directs	13	36
<i>Tourisme domestique</i>	2	5
<i>Tourisme européen</i>	7	17
<i>Tourisme international</i>	4	14
Coûts indirects	9	28
Coûts induits	3	11
Coût total	25	75

8.3 L'effet d'image industriel

On distingue ici les effets sur l'industrie en général et les effets sur la filière électronucléaire française.

Un ordre de grandeur du premier a été recherché à partir de l'expérience japonaise. La catastrophe du 11 mars 2011 a provoqué au Japon une baisse brutale de la demande finale en produits manufacturés (consommation nationale et exportations) suivie d'un retour rapide à la normale, moins d'un an après la catastrophe⁵⁸. L'application du retour d'expérience de Fukushima impliquerait une baisse de la demande pour les produits industriels de 25 % immédiatement après l'accident majeur, avec un retour à la normale relativement rapide, dans un délai de 3 à 6 mois. Toutefois, l'industrie française n'a pas le même poids que l'industrie japonaise⁵⁹. Par ailleurs, les effets des accidents considérés doivent logiquement être inférieurs aux effets combinés d'une catastrophe naturelle et d'un accident nucléaire comme ce fut le cas au Japon. C'est pourquoi une baisse plus faible est envisagée pour un accident nucléaire majeur en France, de l'ordre de 10%. Elle affecterait l'économie française pendant une période plus longue, entre 6 et 24 mois après l'accident, car elle ne bénéficierait pas de l'effet de relance des activités de nettoyage des débris et de reconstruction post-séisme et tsunami au Japon. Pour un accident grave, ces effets pourraient être divisés par un facteur deux environ par rapport à l'accident majeur.

⁵⁸ Statistiques du ministère de l'économie, du commerce et de l'industrie (METI)

⁵⁹ L'industrie représente 14 % du PIB français en 2011 contre 27 % pour le Japon en 2010.

S'agissant des effets sur la filière électronucléaire nationale, celle-ci serait avant tout affectée par la demande mondiale. L'AIEA procède à des études prospectives régulières. Celles-ci reflètent une baisse de la part du nucléaire dans la production mondiale d'électricité après l'accident de Fukushima⁶⁰. Le « manque à gagner » lié à l'accident de Fukushima est ainsi estimé autour de 20 % de la production électronucléaire dans le monde en 2030. Ces travaux fournissent une première base d'estimation des pertes pour les exportations françaises : en retrait de 20 % en cas d'accident majeur (et quatre fois moins en cas d'accident grave). On pourrait objecter que la part de marché de la filière française devrait aussi être affectée. C'est surtout vrai en théorie, parce qu'une part majoritaire des exportations de la filière électronucléaire relève de contrats à long terme concernant la fourniture de combustible et l'entretien de réacteurs existants.

Ces pertes directes dues à la baisse de la demande produisent des effets indirects et des effets induits qui atteignent approximativement le même montant que les pertes directes. Le tableau ci-dessous résume les coûts correspondants.

Tableau 10 : Coût d'image industriel (milliards d'euros)

	Accident grave	Accident majeur
Coûts directs	6	22
<i>Hors filière électronucléaire</i>	3	11
<i>Filière électronucléaire</i>	3	10
Coûts indirects	5	19
Coûts induits	1	5
Coût total	12	46

Sur la base de ces hypothèses, le coût d'image industriel est estimé à 12 milliards d'euros en cas d'accident grave, et à 46 milliards d'euros en cas d'accident majeur dont environ 45% pour les exportations de la filière électronucléaire. Le poids de ce coût d'image est donc non négligeable, à environ 10% du coût total de l'accident.

⁶⁰ « Energy, Electricity and Nuclear Power Estimates for the Period up to 2050 », AIEA, 2010 Edition and 2012 Edition

9. L'ÉVOLUTION DES COÛTS DE PRODUCTION D'ÉLECTRICITÉ

L'expérience mondiale montre qu'un accident nucléaire provoque des modifications de politique énergétique. C'est ainsi que l'accident de Fukushima accélère la sortie du nucléaire en Allemagne et qu'auparavant l'accident de Tchernobyl avait stoppé net les projets italiens dans ce domaine⁶¹. Le nucléaire civil n'a pas été banni dans les pays de l'est après l'accident de Tchernobyl – autres temps, autres mœurs –, mais la situation japonaise est tout à fait critique après Fukushima. Trois ans après l'accident, la quasi-totalité des centrales sont arrêtées dans le pays et le coût de cette situation est évalué à quelques 30 milliards de dollars *par an*⁶². C'est dire combien cette composante de coût est importante pour le pays, alors que l'on ne sait pas combien de temps cette impasse va durer malgré les efforts du gouvernement pour en sortir.

Il est donc essentiel de rechercher un ordre de grandeur du coût de cette composante que l'on appelle souvent l'effet parc, sous-entendu effet d'un accident nucléaire en France sur le parc de réacteurs électronucléaires français. Pour cela, il faut élaborer des scénarios d'évolution du parc français après un accident nucléaire en France : fin du parc nucléaire ? statu quo ? Une issue intermédiaire entre ces deux extrêmes a paru plus probable :

- Ne rien faire, de manière ouverte ou plus ou moins dissimulée semble impossible dans l'état actuel des choses, même si dans d'autres circonstances, comparables par exemple au choc pétrolier des années 1970, voire plus graves, le monde politique pourrait décider de « ne rien faire ». Ce scénario mériterait d'être approfondi, car « ne rien faire » impliquerait toutefois de nombreux ajustements, révisions, contrôles, arrêts – qui seraient tous coûteux.
- Stopper les centrales françaises dès que possible ? L'arrêt du nucléaire semble encore plus irréaliste, mais on peut peut-être imaginer des circonstances, aujourd'hui improbables, sûrement très graves, dans lesquelles le monde politique déciderait de mettre fin le plus vite possible à la production d'électricité nucléaire en France. Ce scénario mériterait aussi d'être approfondi, car les délais de mise en place de solutions de remplacement et l'ensemble de ses répercussions ne sont pas simples à envisager.

Cette section aborde l'estimation de l'effet parc – qui est indispensable compte tenu de l'ampleur des sommes en jeu. Elle traite aussi les coûts sur site, essentiellement parce que les calculs sont de même type pour le coût de remplacement de l'électricité non produite.

9.1 L'effet d'un accident majeur sur le parc électronucléaire

Dans un contexte de discussion d'un possible prolongement de la durée de fonctionnement des réacteurs français, le scénario adopté considère une forme de « réduction glissante de 10 ans » de la durée de fonctionnement des réacteurs du parc actuel. La plus grosse difficulté ne réside peut-être pas dans un calendrier de mises à l'arrêt – qui peut être démultiplié, rendu plus réaliste et raffiné sur de nombreux points – mais dans l'estimation de la production à laquelle la nation renonce ainsi. Autrement dit : que ce serait-il passé sans accident ? Aurait-on

⁶¹ La centrale de Caorso a été mise hors service *sine die* et le chantier de la centrale de Montalto di Castro a été fermé à la suite d'un référendum organisé en 1987.

⁶² World Nuclear News, 22 February 2013, *Shikoku joins rate hickers*. Il s'agit du coût de l'excès d'importation de combustibles fossiles en 2012 : 3000 milliards de yens (estimation des autorités japonaises).

prolongé tous les réacteurs de 20 ans comme le souhaite EDF pour étendre la durée de fonctionnement de 40 à 60 ans ? Ou bien devrait-on être encore plus ambitieux et considérer comme les américains qu'il est peut-être possible de prolonger la durée de vie des réacteurs jusqu'à 80 ans (ce qui augmenterait le poids de l'effet parc, car l'accident signifierait des pertes de production plus importantes) ? Ou bien doit-on envisager, en l'absence de tout accident, un scénario de réduction de la part du nucléaire dans la production française, dans la ligne de la politique envisagée en 2013 (ce qui réduirait le coût de l'effet parc) ?

C'est la pratique de la sûreté qui a paru devoir trancher. En France, le parc nucléaire est soumis à des visites décennales approfondies qui sont, pour chaque réacteur, un préalable incontournable à la poursuite ou non de son fonctionnement pour une nouvelle période de 10 ans. C'est la base prudente du scénario proposé ici : en l'absence d'accident la durée de vie des centrales est prolongée, par tranche de prolongement de 10 ans. Mais en cas d'accident *majeur*, les autorités reviennent sur la décision de principe antérieure prolongeant la durée de fonctionnement de 10 ans. De nombreux réacteurs ne sont pas directement concernés ; ils avaient vu leur durée de fonctionnement prolongée de 10 ans, en principe du moins ; cette décision de principe datait de moins de 10 ans ; elle est maintenant revue ; ils retrouvent le statu quo ante⁶³. Mais quelques réacteurs ont déjà dépassé la durée de fonctionnement revue à la baisse. Dans le scénario calculé, ces réacteurs sont arrêtés immédiatement ce qui surestime probablement les coûts.

Le scénario envisage ensuite le remplacement de la capacité nucléaire perdue par un mix de centrales à gaz CCGT⁶⁴ et d'énergies renouvelables, mix qui évolue dans le temps vers davantage de renouvelables à mesure que ces dernières deviennent compétitives. Le coût de remplacement unitaire ainsi estimé est appliqué à la structure du parc pour donner le coût total de remplacement. C'est schématique parce que de très grandes capacités doivent être installées dans des durées réduites⁶⁵.

Dans cette vision simplifiée, le coût s'annule en fin de vie du parc ce qui sous-estime probablement les coûts sauf si le remplacement du parc en fin de vie était prévu, avant tout accident, par des filières entièrement non nucléaires ou du moins suffisamment sûres pour que l'accident n'ait pas d'effet sur leur mise en place.

Ce scénario pose de nombreuses autres questions, notamment relatives à l'effet de serre, à la sûreté des approvisionnements, aux modifications de sûreté et aux effets aux dates éloignées – qui n'ont pas été abordées⁶⁶. Il offre néanmoins une première vision des effets d'un accident sur le parc électronucléaire français et une quantification entre 116 milliards d'euros pour un accident en 2010 et un coût nul en 2040⁶⁷. En effet, l'ampleur de l'effet parc est directement fonction du parc existant à la date de l'accident. La valeur moyenne du coût actualisé à la date de l'accident ressort alors à 88 milliards d'euros. Cette valeur est proche de celle pour un accident survenant en 2025.

⁶³ Dans une ambiance générale probablement très difficile par ailleurs, avec des contrôles singulièrement renforcés, etc.

⁶⁴ Combined Cycle Gas Turbine, alternative aujourd'hui la plus compétitive.

⁶⁵ Aujourd'hui, suite à l'immense effort de construction de la France dans les années 1970 et 1980, un renouvellement mécanique est confronté à une « falaise » de capacité à reconstruire à la fin des parcs actuels.

⁶⁶ En outre, les estimations sont effectuées à demande constante et à production nucléaire constante, les scénarios alternatifs étant sujets à d'infinies controverses.

⁶⁷ Date de mise en service du dernier réacteur du parc 2013 augmentée de 40 ans. Le prolongement de la durée de vie des réacteurs n'est pas acté ; il accroîtrait l'effet parc.

Elle représente 20% du coût total de l'accident majeur représentatif. Il est donc essentiel que les responsables de la gestion de crise se préoccupent de cet aspect pour le gérer de la façon la plus rationnelle possible et s'efforcer d'en réduire le coût pour la nation.

9.2 L'effet parc après un accident grave

Le scénario ci-dessus paraît plausible dans le contexte d'un accident majeur provoquant une vaste contamination du territoire et, selon toute probabilité, des transitions politiques et sociales profondes. Dans le cas d'un accident grave, les conséquences radiologiques étant nettement plus modérées, les contraintes industrielles devraient jouer un rôle plus fort sur les décisions de politique énergétique. En particulier, la difficulté à installer les capacités de production requises en remplacement du nucléaire pourrait amener à réduire le rythme et l'étendue de ces remplacements. Cette alternative permettrait en outre de lisser la démographie d'un parc de réacteurs qui a été construit à un rythme très soutenu, une particularité qui oblige à remplacer de fortes capacités de production en très peu d'années si on adopte une règle de remplacement uniforme, un « effet falaise » qui réduit la souplesse d'évolution du système de production d'électricité.

En l'absence d'un scénario bénéficiant de la simplicité du précédent, on a simplement divisé l'effet de moitié, proposant donc un coût de 44 milliards d'euros. Ce faisant, le poids de cette composante augmente, passant de 20% pour l'accident majeur à quelques 37% du coût total pour l'accident grave. L'enjeu apparaît plus pressant qu'en cas d'accident majeur, du moins en termes relatifs. Ce phénomène renforce la vraisemblance d'une réduction sensible de l'ampleur de l'effet parc par rapport au scénario de l'accident majeur⁶⁸.

9.3 Les coûts sur site

Trois lignes de coût ont été distinguées pour les coûts économiques sur le site de l'accident : les coûts de décontamination et de démantèlement ; les coûts de remplacement de l'électricité non produite en raison de l'accident ; et les autres coûts.

Dans tous les cas le réacteur accidenté est perdu suite à la fusion de son cœur. En cas d'accident grave, avec rejets plus ou moins contrôlés, les autres réacteurs sont arrêtés pendant plusieurs années avant d'être redémarrés, comme à Three Mile Island ; le réacteur accidenté est décontaminé immédiatement après l'accident, puis subit une phase de surveillance à l'arrêt avant d'être déconstruit conjointement aux autres réacteurs, en fin de vie du site.

En cas d'accident majeur, le site est entièrement fermé et les opérations de décontamination et de démantèlement peuvent commencer immédiatement.

Dans les deux cas, le coût de décontamination et de démantèlement est l'excès de coût actualisé de ces opérations par rapport à la situation sans accident. Composé à 75% de coûts de décontamination, il est estimé à 4,8 milliards d'euros en cas d'accident grave et 5,4 milliards d'euros en cas d'accident majeur. Ces estimations sont basées sur le retour d'expérience de Three Mile Island qui pourrait s'avérer sous-estimé. Les informations qui

⁶⁸ Le plus faible poids de l'effet parc en cas d'accident majeur reflète essentiellement la part plus élevée des autres enjeux pour ces accidents à forte composante radiologique.

proviendront de Fukushima seront précieuses, notamment par les coûts unitaires d'opérations précises ; les chiffres agrégés devraient apparaître nettement plus élevés qu'à Three Mile Island en raison des dégâts causés par la violence du tsunami, du fait que quatre réacteurs sont concernés, et parce que des explosions se sont produites. De tels scénarios sont exclus de la présente étude qui traite uniquement du cas d'un accident n'affectant qu'un seul réacteur. Les chiffres globaux devront donc être utilisés avec prudence.

Les coûts de remplacement de l'électricité non produite en raison de l'accident couvrent la valeur du réacteur perdu et la fermeture temporaire des autres réacteurs. En cas d'accident grave, ces coûts de remplacement sont estimés à 5,6 milliards d'euros à la date de l'accident, selon les mêmes méthodes que pour l'effet parc (à nouveau, le remplacement est effectué par un mix de centrales à gaz CCGT et d'énergies renouvelables, les modalités et les prix du remplacement étant identiques). Cette estimation monte à 9,3 milliards d'euros pour l'accident majeur avec la perte complète des autres réacteurs du site.

Enfin les autres coûts sur site incluent la maintenance résiduelle et la valorisation des doses que pourrait recevoir le personnel du site. Ces coûts sont négligeables devant les autres.

Au total, une estimation moyenne des coûts sur site à la date de l'accident se monte à 10 milliards d'euros pour l'accident grave et 15 milliards d'euros pour l'accident majeur.

10. SYNTHÈSE DES RÉSULTATS ET PERSPECTIVES

10.1 Synthèse des résultats

Le résultat de l'estimation des 14 lignes détaillées ci-dessus est le suivant :

Tableau 11 : Estimations de coûts d'accident en France (milliards d'euros)

		Accident grave	Accident majeur
Coûts sur site	Réhabilitation	5	5
	Remplacement	6	9
	Autres coûts sur site	ε	ε
	TOTAL	10	15
Coûts des territoires contaminés	Zones d'exclusion	ε	13
	Zones de contrôles radiologiques	11	98
	TOTAL (arrondi)	11	110
Coûts radiologiques hors site	Contremesures d'urgence	ε	3
	Effets sanitaires	ε	10
	Effets psychologiques	0	17
	Pertes agricoles	9	14
	Coût de relogement	0	10
	TOTAL	9	54
Coûts d'image	Réduction de la demande de produits agricoles français	13	60
	Réduction de la demande touristique	25	75
	Réduction des autres exportations	12	46
	TOTAL (arrondi)	50	180
Effets sur le parc de production d'électricité		44	88
TOTAL (arrondi)		120	450

ε signifie un coût faible, en valeur relative seulement : inférieur à 1 milliard d'euros

Les accidents sont pris comme modèles de leurs familles (voir section 3.3) et leurs estimations se veulent médianes (voir 4.6). Les chiffres sont globalement identiques à ceux publiés en 2012, les différences étant dues aux travaux réalisés depuis qui ne modifient pas les enseignements qui en découlent, à savoir :

3. Un accident majeur diffère profondément d'un accident grave

- L'accident grave conduit à une crise globalement économique, une grande partie des coûts étant supportée par la population dans son ensemble.
- Au contraire, l'accident majeur conduirait à des conséquences radiologiques massives, le nombre de victimes pouvant être élevé, toutes sortes de populations pouvant être concernées.

2. Ces informations intéressent les gestionnaires de crise

- Elles aident à former une vision globale des crises nucléaires ; elles contribuent ainsi à éviter des erreurs dans les premiers temps de la crise qui pourraient être fort coûteuses à long terme.
- Elles aident à préparer la gestion de crise en montrant que les conséquences radiologiques ne sont qu'une partie des difficultés à prévoir, parfois une faible part des coûts ; elles engagent à préparer la gestion des crises induites sur les autres lignes de coût.
- Elles ouvrent la possibilité d'étudier comment réduire les coûts.

3. Ces informations intéressent la sûreté

- Les cas extrêmes constituent des enjeux considérables pour la nation.
- Par conséquent leur faible probabilité ne compense pas nécessairement leur potentiel catastrophique...

10.2 Perspectives

Ces estimations requièrent tout d'abord quelques mises en garde :

- Les estimations proposées décrivent les phénomènes retenus. L'étude des cas extrêmes est plus exigeante et c'est pourquoi elle n'est pas abordée à ce stade. À titre indicatif seulement, les études suggèrent que la variabilité due à l'ampleur variable des rejets au sein des deux familles d'accident est de l'ordre de -50% à +100%. Les coûts, *médians par ailleurs*, pourraient ainsi varier au sein de la famille des accidents graves entre 50 et 250 milliards d'euros, et dans la famille des accidents majeurs entre 200 et 1000 milliards d'euros.
- Il faut garder présent à l'esprit que les probabilités que de tels accidents se réalisent demeurent très faibles. Focaliser l'attention sur l'accident nucléaire, de manière détaillée comme ce rapport le fait, lui confère une réalité qui peut faire oublier l'hypothèse de départ, à savoir qu'un rejet radioactif s'est produit sur le sol français. De nombreuses personnes, sur les sites de production d'électricité et au sein des autorités de contrôle, consacrent précisément tous leurs efforts à éviter ces accidents. Les estimations ci-dessus ne peuvent que renforcer leur motivation et leur légitimité...

Outre les voies de progrès décrites au 4.7, les perspectives d'amélioration envisageables aujourd'hui concernent, dans l'ordre des composantes retenues ci-dessus :

- Les coûts sur site devraient bénéficier du retour d'expérience de Fukushima. Il est possible que les estimations proposées, basées sur les chiffres proposés pour Three Mile Island, soient un peu optimistes ;
- Le coût des territoires contaminés devrait bénéficier d'estimations plus approfondies des coûts par km² de territoire contaminé ; en particulier, des études spécifiques devraient préciser les effets sur l'activité économique spécifique de certains territoires ainsi que les effets collatéraux sur des territoires non contaminés ;
- Les coûts radiologiques hors site devront être issus d'études plus approfondies, les EPS3 ;
- Les coûts d'image pourraient bénéficier d'études spécifiques menées en dehors de l'IRSN et permettant de préciser les scénarios d'impact d'image, d'une part ; d'autre part, il serait souhaitable de mener une étude macroéconomique sur les effets indirects. Au lieu de traiter ceux-ci ligne par ligne, ils pourraient ainsi être étudiés globalement au niveau du pays ce qui devrait donner de meilleurs résultats. Des effets financiers pourraient alors aussi être envisagés.

Les études qui viennent d'être évoquées devraient permettre une compréhension plus détaillée des phénomènes en cause, allant ainsi au-delà des images globales fournies dans ce rapport.

Annexe 1. L'accident DCH

Le scénario DCH correspond à une situation de perte totale des alimentations électriques qui conduit à la fusion du cœur du réacteur. Celle-ci est atteinte 6 heures après l'initiateur, les produits de fission sont relâchés dans l'enceinte jusqu'à la rupture de la cuve, environ 11 heures après l'initiateur. Jusqu'à ce moment, l'enceinte est considérée non dégradée et les fuites de l'enceinte sont normales (très faibles). Cependant, du fait de la perte des alimentations électriques, le système d'aspersion d'eau dans l'enceinte est hors service et les ventilations des bâtiments auxiliaires sont à l'arrêt. Dans le scénario, la cuve est insuffisamment dépressurisée lors de sa rupture ; une partie du combustible fondu (corium) est alors éjectée sous forme de particules dans l'enceinte de confinement ; celle-ci est mise en surpression, au-delà de la pression de dimensionnement. Cette situation, très improbable, est appelée « échauffement direct de l'enceinte » ou « *direct containment heating* » (DCH) en anglais. Il est supposé ici que ce phénomène induit une brèche de l'enceinte de confinement dont la section représentative est prise égale à 27,5 cm². La fin du rejet intervient à 30 jours.

Tableau A1.1 : Synthèse des activités rejetées par isotope et par famille

Isotopes	Activité (Bq)	Contribution à l'activité de la famille (%)		Contribution à l'activité du rejet total (%)	
Famille Gaz rares					
Xe-131m	2.72E+16	0.43%	0.35%		
Xe-133m	1.40E+17	2.24%	1.79%		
Xe-133	5.01E+18	79.87%	63.93%		
Xe-135m	7.15E+16	1.14%	0.91%		
Xe-135	9.39E+17	14.98%	11.99%		
Xe-138	1.00E+09	0.00%	0.00%		
Kr-83m	8.42E+15	0.13%	0.11%		
Kr-85m	2.75E+16	0.44%	0.35%		
Kr-85	2.21E+16	0.35%	0.28%		
Kr-87	8.75E+14	0.01%	0.01%		
Kr-88	2.51E+16	0.40%	0.32%		
Total GR	6.27E+18	100.00%	80.05%		
Famille Aérosols					
I-131	2.52E+17	16.13%	3.21%		
I-132m	2.78E+13	0.00%	0.00%		
I-132	3.36E+17	21.51%	4.29%		
I-133	3.50E+17	22.44%	4.47%		
I-134	5.44E+14	0.03%	0.01%		
I-135	1.33E+17	8.54%	1.70%		
Cs-134m	4.64E+14	0.03%	0.01%		
Cs-134	2.34E+16	1.50%	0.30%		
Cs-136	1.02E+16	0.65%	0.13%		
Cs-137	1.73E+16	1.11%	0.22%		
Cs-138	1.12E+12	0.00%	0.00%		
Te-127m	1.73E+15	0.11%	0.02%		
Te-127	1.27E+16	0.81%	0.16%		
Te-129m	1.06E+16	0.68%	0.14%		
Te-129	1.43E+16	0.91%	0.18%		
Te-131m	1.60E+16	1.02%	0.20%		
Te-131	3.59E+15	0.23%	0.05%		
Te-132	1.86E+17	11.94%	2.38%		
Sr-89	4.75E+15	0.30%	0.06%		
Sr-90	3.39E+14	0.02%	0.00%		
Sr-91	2.43E+15	0.16%	0.03%		
Y-90	8.05E+12	0.00%	0.00%		
Y-91	1.43E+14	0.01%	0.00%		
Y-92	4.01E+13	0.00%	0.00%		
Y-93	7.44E+13	0.00%	0.00%		
Zr-95	1.88E+14	0.01%	0.00%		
Zr-97	1.10E+14	0.01%	0.00%		
Nb-95	1.12E+15	0.07%	0.01%		
Nb-97m	6.15E+14	0.04%	0.01%		
Nb-97	6.98E+14	0.04%	0.01%		
Mo-99	8.17E+16	5.24%	1.04%		
Tc-99m	4.94E+16	3.17%	0.63%		
Ru-103	4.54E+15	0.29%	0.06%		
Ru-105	5.31E+14	0.03%	0.01%		
Ru-106	1.45E+15	0.09%	0.02%		
Rh-103m	5.36E+15	0.34%	0.07%		
Rh-105	3.14E+15	0.20%	0.04%		
Rh-106	1.71E+15	0.11%	0.02%		
Sb-127	3.44E+15	0.22%	0.04%		
Sb-129	1.97E+15	0.13%	0.03%		
Ba-137m	9.03E+14	0.06%	0.01%		
Ba-140	1.73E+16	1.11%	0.22%		
La-140	1.99E+15	0.13%	0.03%		
La-141	2.60E+14	0.02%	0.00%		
Ce-141	5.41E+14	0.03%	0.01%		
Ce-143	3.88E+14	0.02%	0.00%		
Ce-144	4.08E+14	0.03%	0.01%		
Np-237	1.27E+08	0.00%	0.00%		
Np-239	6.94E+15	0.44%	0.09%		
Pu-238	2.50E+11	0.00%	0.00%		
Pu-239	4.20E+10	0.00%	0.00%		
Pu-240	5.23E+10	0.00%	0.00%		
Pu-241	1.44E+13	0.00%	0.00%		
Pu-242	1.70E+08	0.00%	0.00%		
Cm-242	5.85E+12	0.00%	0.00%		
Cm-244	2.41E+11	0.00%	0.00%		
Total AE	1.56E+18	100.00%	19.93%		
Famille Iode moléculaire					
I-131_I	3.36E+13	19.51%	0.00%		
I-132m_I	4.04E+10	0.02%	0.00%		
I-132_I	4.67E+13	27.13%	0.00%		
I-133_I	5.71E+13	33.18%	0.00%		
I-134_I	2.69E+12	1.56%	0.00%		
I-135_I	3.20E+13	18.60%	0.00%		
Total IM	1.72E+14	100.00%	0.00%		
Famille Iode organique					
I-131_IM	5.03E+14	31.63%	0.01%		
I-132m_IM	1.25E+10	0.00%	0.00%		
I-132_IM	5.87E+14	36.89%	0.01%		
I-133_IM	4.11E+14	25.84%	0.01%		
I-134_IM	2.45E+11	0.02%	0.00%		
I-135_IM	8.93E+13	5.62%	0.00%		
Total IO	1.59E+15	100.00%	0.02%		

Annexe 2. Le modèle de dispersion de Cosyma

La description ci-dessous est extraite de : EURATOM 18822, Probabilistic accident consequence uncertainty assessment using Cosyma, Uncertainty from the Atmospheric dispersion and deposition module.

Atmospheric dispersion is modelled in COSYMA using a version of the Gaussian plume dispersion model, modified to allow for hourly changes in atmospheric conditions such as wind speed and direction, diffusion category and precipitation rate. The model assumes that the concentration distribution within the plume of material is Gaussian both vertically and horizontally at right angles to the mean wind direction.

The basic equation of the Gaussian plume dispersion model is

$$C(x, y, z) = \frac{Q_0}{2\pi\sigma_y\sigma_z} \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right) \left[\exp\left(-\frac{(z-H)^2}{2\sigma_z^2}\right) + \exp\left(-\frac{(z+H)^2}{2\sigma_z^2}\right) \right]$$

Where

$C(x,y,z)$ is the time integrated concentration at (x,y,z) [Bq s/m³],

Q_0 is the initial quantity of contaminant released [Bq],

u is the (constant) windspeed (always in x direction) [m/s],

H is the height of the release [m]

and σ_y and σ_z are the lateral and vertical plume spread, respectively [m].

$$\sigma_y = p_y x^{q_y} \quad \sigma_z = p_z x^{q_z}$$

The standard deviation of the Gaussian distributions (σ_y and σ_z) are described in COSYMA using power law functions.

For one set of atmospheric conditions, the target variables of the Gaussian plume dispersion model are p_y , q_y , p_z , q_z . COSYMA considers dispersion in the six atmospheric stability categories proposed by Pasquill, and designated A to F. Therefore 24 target variables were identified for the atmospheric dispersion model, namely the parameters p_y , q_y , p_z , q_z in each of the 6 stability categories. This was subsequently reduced to 16 target variables, as explained in Section 2.7.

The calculations consider both dry and wet deposition to the ground.

Dry deposition is calculated using the deposition velocity, where the deposition rate is the product of the air concentration at ground level and the deposition velocity. The calculated air concentration is modified to allow for the effect of plume depletion during its travel, using the source depletion model. The deposition velocities for three forms of released material, namely aerosols, elemental iodine and organic iodine were considered to be uncertain in this study. It was assumed that all material released in particulate form has the same deposition velocity. The deposition velocity for noble gases was assumed to be zero, with no uncertainty.

Dry deposition to skin was also considered, with different values of the deposition velocity to skin for the three types of material identified above.

Wet deposition is calculated using the washout coefficient, Λ , the fraction of dispersing material deposited by rain in unit time. The washout coefficient is related to the rainfall rate, R , by

$$\Lambda = a R^b$$

so the target variables are the quantities a and b . As with dry deposition, different values of these parameters are used for material released as aerosols, elemental iodine and organic iodine. It was assumed that all particulate material has the same values for these parameters. It was assumed that noble gases do not deposit.

Therefore 12 target variables were identified for the deposition model, namely the deposition velocities to ground and skin and the parameters of the expression for washout coefficient for each of three types of material.

Annexe 3. La plateforme C3X

Le Modèle IdX⁶⁹

IdX est un issu d'un modèle de Chimie-Transport (CTM) qui a été adapté pour l'IRSN. Ces modèles sont utilisées pour faire face à de nombreux enjeux environnementaux, que ce soit à l'échelle globale (changement climatique, trou d'ozone stratosphérique) ou régionale (pollution transfrontière, accident industriel de grande ampleur, qualité de l'air urbain). Ils ont joué un rôle fondamental depuis les années 1980 comme base de l'expertise scientifique et technique dans le contexte de la pollution atmosphérique (compréhension du « trou de la couche d'ozone », par exemple). C'est le cas du modèle EMEP⁷⁰, utilisé par l'union Européenne comme outil d'aide à la décision pour définir, par pays, les plafonds d'émission à respecter, pour un grand nombre de polluants (directive NEC, National Emissions Ceiling, 2001/81/EC).

La dispersion de polluants dans l'atmosphère, quelle que soit l'échelle spatiale dépend principalement des conditions météorologiques et résulte de la combinaison de deux phénomènes principaux qui agissent simultanément : le transport par le vent, ou advection, qui entraîne le polluant et influe sur la direction du nuage et sur sa dispersion ; et la diffusion turbulente qui mélange le polluant de façon désordonnée avec l'air environnant. De nombreux échanges ont lieu à des échelles d'espace très variées qui vont de l'échelle locale, au plus près de la source, où les effets liés au rejet et aux obstacles à proximité prédominent, à l'échelle régionale où les effets du relief jouent un rôle prépondérant. Au-delà, on considère l'échelle continentale s'étendant de plusieurs centaines à plusieurs milliers de kilomètres, où le transport des polluants est davantage influencé par la dynamique atmosphérique de grande échelle (dépression, anticyclone...). IdX est particulièrement bien adapté pour modéliser les écoulements aux échelles régionale et continentale

IdX considère des espèces chimiques en phase gazeuse ou comme de la matière condensée de l'atmosphère (aérosols) et s'attache à modéliser leurs interactions et leur devenir sous l'action des différents processus de l'atmosphère. Des polluants rejetés dans l'air sont transportés horizontalement sur de longues distances par des mouvements d'air de grande échelle et sont dispersés sous l'action de la turbulence qui les mélange avec de l'air propre. Leur temps de résidence atmosphérique est essentiellement lié aux processus de dépôt sous forme humide ou sèche. IdX décrit la dispersion atmosphérique dans les trois directions de l'espace, en régime non stationnaire. De type Eulerien, il considère un élément de volume et étudie les flux de matière à travers ce volume. L'atmosphère est discrétisée en mailles élémentaires et les équations de la mécanique des fluides sont résolues pour chacune des mailles. Ceci permet d'intégrer des conditions d'écoulement complexes (obstacles, topographie marquée) et d'obtenir une analyse fine de la dispersion dans le temps. IdX évalue, pour chaque pas de temps du calcul, les concentrations (ou les activités volumiques) en chaque point d'un maillage tridimensionnel structuré prédéfini. Cette modélisation permet de prendre en compte naturellement un champ météorologique complexe tel qu'il est calculé dans les modèles de prévisions météorologiques.

⁶⁹ Extraits de Quélo et al., Validation of the Polyphemus platform on the ETEX, Chernobyl and Algeciras cases, Atmospheric Environment, Volume 41, Issue 26, August 2007, Pages 5300-5315

⁷⁰ Kevin Barrett and Erik Berge, July 1996. Transboundary air pollution in Europe. EMEP/MSC-W Report 1/96

Les dépôts dits « secs » qui résultent de l'interaction entre les produits rejetés dans l'atmosphère et le sol sont pris en compte en utilisant une formulation intégrant la notion de vitesse de dépôt. Les dépôts dits « humides » qui résultent uniquement du lessivage des produits rejetés par la pluie, sont calculés à partir d'une formulation qui dépend principalement de l'intensité de la pluie. La turbulence est évaluée au travers d'un coefficient de diffusion turbulent qui apparaît dans les équations de conservation résolues par le modèle. Enfin, les phénomènes de filiation et de décroissance radioactive sont également pris en compte, de la même manière que dans pX.

Afin de réaliser une simulation, IdX doit disposer des informations suivantes en entrée :

- des données liées aux différents produits rejetés (décroissance et filiation des radioéléments, vitesses de dépôt sec et coefficients de lessivage des particules...) ;
- des données relatives au rejet : sa localisation, la nature des produits rejetés ainsi que les quantités rejetées en fonction du temps ;
- des données météorologiques tridimensionnelles (vitesse et direction du vent, température, pluie, hauteur de nuage...) en fonction du temps.

À partir de ces données d'entrée et de la définition d'un certain nombre de paramètres (maillage spatio-temporel sur lequel le calcul de dispersion doit être réalisé, paramétrisations physiques et/ou numériques à considérer), IdX évalue des activités instantanées dans l'air et des dépôts dans les différentes mailles.

Le modèle pX⁷¹

1. Présentation générale du modèle pX

Cette section présente les principes généraux d'un modèle de dispersion par bouffées gaussiennes. La méthode de modélisation de la dispersion turbulente de matière par bouffées gaussiennes est une approche simplifiée du transport des polluants dans l'atmosphère. Elle est adaptée à une utilisation opérationnelle. En effet, les temps de calcul des modèles à bouffées gaussiennes sont courts et les données d'entrée nécessaires au fonctionnement du modèle sont simples.

1.1 Solution analytique de l'équation d'advection diffusion

Les fondements théoriques de la méthode s'appuient sur la solution analytique de l'équation d'advection-diffusion dans le cas d'un rejet ponctuel instantané. Le principe de conservation d'une quantité scalaire permet d'exprimer la concentration instantanée c de cette quantité à l'aide de l'équation d'advection-diffusion :

$$\frac{\partial c}{\partial t} + u \nabla c = D \Delta c + S \quad (1.1)$$

où u est la vitesse instantanée, D le coefficient de diffusion moléculaire et S le terme source. En introduisant la décomposition de Reynolds en valeurs moyenne et fluctuante, on obtient l'équation d'advection-diffusion pour la concentration moyenne C :

$$\frac{\partial C}{\partial t} + U \nabla C = D \Delta C - \nabla \overline{u'c'} + S \quad (1.2)$$

⁷¹ Extrait de Soulhac, L. et Didier, D. (2008). Projet pX, note de principe pX 1.0. Note technique IRSN/DEI/SESUC/08-39, IRSN

Cette équation est difficile à résoudre dans le cas général d'un écoulement turbulent quelconque. En effectuant un certain nombre d'hypothèses simplificatrices, on peut cependant en déduire une solution analytique. Pour cela, on suppose que :

- Le flux turbulent $\overline{u'c'}$ peut s'exprimer en fonction du gradient de concentration moyenne sous la forme $-K\nabla C$, où K est le tenseur de diffusivité turbulente.
- Le tenseur de diffusivité turbulente est diagonal.
- La diffusivité moléculaire D est négligeable devant les diffusivités turbulentes K_i .
- Il n'y a pas d'écoulement moyen.
- Les diffusivités turbulentes K_i sont uniformes et constantes.

Moyennant ces hypothèses, la distribution de concentration induite par un rejet instantané (à l'instant t_0) et ponctuel (au point de coordonnées x_0, y_0, z_0) d'une masse Q de polluants est fournie par la relation gaussienne :

$$C = \frac{Q}{8[\pi(t-t_0)]^{3/2} \sqrt{K_x K_y K_z}} \exp \left[-\frac{1}{4(t-t_0)} \left(\frac{(x-x_0)^2}{K_x} + \frac{(y-y_0)^2}{K_y} + \frac{(z-z_0)^2}{K_z} \right) \right] \quad (1.3)$$

À partir de cette solution, il est possible d'exprimer l'évolution en fonction du temps des écarts-types σ_i de la distribution de concentration :

$$\sigma_i = \sqrt{2K_i(t-t_0)} \quad (1.4)$$

On sait depuis longtemps (Taylor, 1921) que le résultat précédent ne constitue une bonne approximation de la réalité que pour des temps de diffusion importants. En effet, au voisinage de la source, l'hypothèse d'une diffusivité turbulente constante n'est pas applicable, car la dimension de la bouffée exerce un filtrage sur le spectre d'énergie turbulente. Ainsi, seuls les tourbillons de taille inférieure à la dimension de la bouffée contribuent à sa diffusion tandis que les tourbillons de taille plus importante provoquent un déplacement du centre de masse de cette bouffée. Il en résulte qu'au voisinage de la source, les écarts-types σ_i augmentent proportionnellement à $(t-t_0)$.

Afin de s'affranchir de la méconnaissance des fonctions d'évolution des écarts-types σ_i , il est possible de reformuler l'équation 2.3 en faisant explicitement apparaître ces écarts-types :

$$C = \frac{Q}{[2\pi]^{3/2} \sigma_x \sigma_y \sigma_z} \exp \left[-\frac{1}{2} \left(\frac{(x-x_0)^2}{\sigma_x^2} + \frac{(y-y_0)^2}{\sigma_y^2} + \frac{(z-z_0)^2}{\sigma_z^2} \right) \right] \quad (1.5)$$

Même si les hypothèses théoriques à l'origine de cette relation ne sont généralement pas vérifiées, il a été constaté expérimentalement que l'équation précédente décrit relativement bien le comportement d'une bouffée de polluants. Par contre, il est nécessaire de fournir une paramétrisation pertinente permettant de calculer les valeurs des écarts-types au fur et à mesure de l'accroissement de la bouffée.

En pratique, dans l'atmosphère, un grand nombre de phénomènes contrôlent l'accroissement des écarts-types σ_i de diffusion d'une bouffée de polluants. De très nombreuses paramétrisations, d'origine empirique ou théorique, ont été développées dans le passé. Plus ou moins complexes, elles dépendent généralement toutes du degré de stratification thermique de l'atmosphère. Dans le modèle pX, l'utilisateur peut choisir entre plusieurs

paramétrisations : le modèle de Doury, le modèle de Briggs, le modèle de Pasquill ou encore une définition des coefficients de diffusivité turbulente.

1.2 Modèle de dispersion par bouffées gaussiennes

Dans une situation réelle, il est fréquent que les conditions météorologiques et les quantités de polluants rejetées varient au cours du temps. Pour décrire la dispersion des polluants dans une telle situation, la solution simple de l'équation 2.5 n'est pas adaptée et il est nécessaire de développer une approche plus complexe. Dans un modèle à bouffées, l'approche utilisée consiste à discrétiser le rejet de polluants comme une succession de rejets instantanés. Chacun de ces rejets est modélisé par une bouffée gaussienne qui diffuse au cours du temps. Le centre de masse de chaque bouffée est advecté par le champ de vitesse, qui est supposé uniforme à l'échelle de la bouffée à chaque instant mais qui évolue au cours du temps. À un instant donné, la concentration en un point de l'espace est obtenue en ajoutant les contributions de toutes les bouffées émises depuis le début du rejet. Le principe de ce type de modèle est schématisé sur la *Figure A8*.

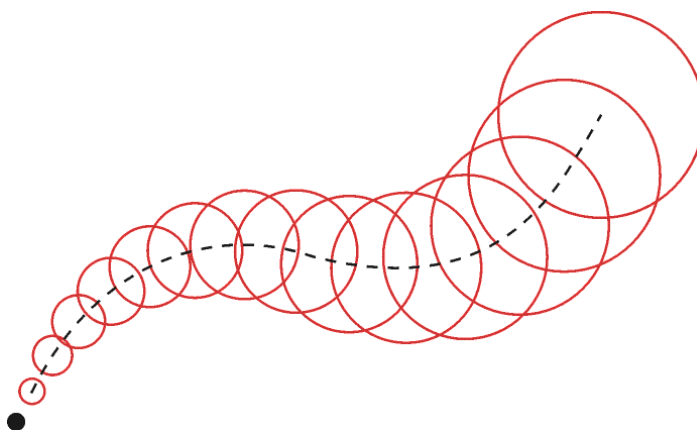


Figure A8 : Principe d'un modèle de dispersion par bouffées gaussiennes. Le rond noir représente la position du rejet. Les cercles illustrent les positions des différentes bouffées utilisées pour discrétiser le panache

Le choix du pas de temps utilisé pour discrétiser le rejet doit être ajusté afin de reproduire correctement :

- La cinétique d'évolution du rejet.
- La cinétique d'évolution des conditions météorologiques.
- Le recouvrement des bouffées de sorte que le panache ait un aspect "continu".

Le schéma numérique utilisé pour la phase d'advection des bouffées dépend des données météorologiques disponibles (données continues ou discrétisées sur un pas de temps). Il n'est en général pas nécessaire de mettre en œuvre des schémas très complexes, compte tenu des nombreuses hypothèses faites par ailleurs.

La phase de diffusion des bouffées est fondée sur les paramétrisations empiriques ou théoriques des écarts-types comme évoqué plus haut. Selon les modèles, le calcul des σ_i est effectué à partir du temps de transit t de la bouffée depuis la source ou à partir de la distance parcourue x .

Au cours de la phase d'advection-diffusion des bouffées, il est nécessaire de tenir compte de la présence du sol, qui peut capter une partie des polluants, et de l'inversion de température au sommet de la couche limite, qui empêche la diffusion verticale des polluants.

2. Modèle de diffusion

Voici la méthode utilisée pour calculer la diffusion des bouffées. Elle est fondée sur le calcul des écart-types par des formules empiriques (Doury, Briggs, Pasquill), mais elle a été adaptée afin de tenir compte de l'évolution temporelle des conditions de stabilité de l'atmosphère.

Dans le cadre d'une modélisation gaussienne de la dispersion atmosphérique à partir d'une source ponctuelle instantanée, la distribution de concentration dans l'espace est modélisée à un instant donné par une formule analytique gaussienne qui fait intervenir les écarts-types σ_x , σ_y , σ_z de la distribution de concentration dans les trois directions x , y et z . Dès lors, le processus de dispersion - c'est-à-dire d'étalement du nuage de pollution - est pris en compte à travers l'évolution au cours du temps de ces écarts-types. Leur évolution est directement liée à la turbulence de l'écoulement atmosphérique, qui dépend elle-même de deux effets :

- l'état de stratification thermique,
- le cisaillement du vent dû au frottement sur le sol.

Les modèles opérationnels de dispersion atmosphérique utilisent généralement des paramétrisations théoriques et/ou empiriques qui relient l'évolution des écarts-types aux caractéristiques dynamiques et thermiques de l'écoulement. On distingue généralement deux types de paramétrisations :

- **Les paramétrisations par classes.** Les données nécessaires pour qualifier précisément l'état de stabilité thermique de l'atmosphère ne sont souvent pas disponibles ; il est donc indispensable de pouvoir l'évaluer à partir de quelques informations de base (vitesse du vent, présence de nuages, ...). Une approche simple et très répandue consiste à utiliser un nombre limité de classes de stabilité. Les plus couramment utilisées sont les classes de Pasquill et en France, les classes de Doury.
- **Les paramétrisations continues.** La théorie de similitude de Monin-obukhov a introduit un formalisme permettant de décrire de façon continue l'état de stabilité thermique de l'atmosphère, au moyen d'un paramètre appelé longueur de Monin-Obukhov. De nouvelles paramétrisations des écarts-types sont alors apparues, basées sur ce formalisme. Elles tendent aujourd'hui à remplacer les approches par classes (Ces formulations sont en cours de développement dans pX).

3. Modélisation des mécanismes de dépôt au sol

Les polluants transportés par l'écoulement peuvent se déposer au niveau du sol soit par réaction entre les polluants présents au voisinage du sol et la surface (dépôt sec), soit par lessivage de l'ensemble du nuage sous l'effet de la pluie (dépôt humide). Ces deux mécanismes conduisent d'une part à une diminution de la concentration dans l'air et d'autre part à un transfert de la pollution vers le sol, les végétaux ou les milieux aquatiques. Il est donc important de prendre en compte ces phénomènes dans l'étude de la dispersion atmosphérique.

3.1 Dépôt sec

Les polluants peuvent se déposer sur le sol (quelle que soit sa nature) par différents mécanismes : absorption, dilution dans l'eau, dépôt pour les particules. On considère généralement que le flux de dépôt (masse de polluants déposée par unité de surface et par unité de temps) est proportionnel à la concentration de polluants dans l'air, au voisinage du sol⁷² :

$$\Phi_{\text{dépôtsec}}(x, y, t) = V_d C(x, y, z = 0, t) \quad (3.1)$$

où V_d est une *vitesse de dépôt*. Cette vitesse de dépôt est contrôlée par différents mécanismes :

- **La résistance aérodynamique** : la turbulence de l'écoulement fait diffuser les polluants du nuage jusqu'au sol. Si l'écoulement est peu turbulent (en atmosphère stable), la vitesse de dépôt est limitée par la vitesse de diffusion des polluants dans l'atmosphère.
- **La résistance de la sous-couche** : la couche d'air située au voisinage du sol constitue une limite au dépôt de matière. Le transport d'une espèce ne peut s'y effectuer que par diffusion moléculaire pour les gaz et par inertie pour les particules. Ce mécanisme limitant est notamment contrôlé par la rugosité de la surface.
- **La résistance de la surface elle-même** : cette résistance est liée à l'affinité physico-chimique entre le matériau de surface et le polluant.
- **Les processus de sédimentation** : dans le cas des particules, les phénomènes inertiels sont à l'origine d'une vitesse de chute des particules qui participe au dépôt.

Une liste de valeurs caractéristiques de la vitesse de dépôt totale, pour différentes conditions (polluants, surface, vent, ...), est présentée par Sehmel⁷². Ces valeurs varient entre $10^{-3} \text{ cm.s}^{-1}$ et 180 cm.s^{-1} . Dans le modèle pX, les vitesses de dépôts sont définies par isotopes. Elles sont supposées constantes au cours du temps et uniformes spatialement, c'est-à-dire indépendantes de la nature du sol considéré.

La quantité déposée par unité de surface, pendant un pas de temps, dt pour un isotope ayant une vitesse de dépôt V_d , est donc :

$$Q_{\text{dépôt sec}} = V_d \cdot dt \cdot C(x, y, z = z_{\text{sol}}) \quad (3.2)$$

⁷² Sehmel, G. A. 1984. "Deposition and Resuspension." Chapter 12 in Atmospheric Science and Power Production, Darryl Rander-son, Editor. DOE/TIC-27601 (DE84005177), U.S. Department of Energy, Office of Scientific and Technical Information, Washing- ton, D.C.

Pour modéliser l'appauvrissement du panache sous l'effet du dépôt, il est nécessaire de soustraire la quantité déposée à la masse de polluant transportée dans le nuage. Dans le modèle pX, cet appauvrissement est supposé se répartir uniformément sur chaque bouffée (« appauvrissement à la source ») et il est modélisé simplement par une diminution de la quantité de polluants contenue dans la bouffée :

$$\frac{dM}{dt} = - \iint_{\text{sol}} \Phi_{\text{dépôtsec}}(x, y, t) dx dy = -V_d \iint_{\text{sol}} C(x, y, z = 0, t) dx dy \quad (3.3)$$

En considérant que la concentration due à une bouffée peut se mettre sous la forme (équation 1.5) :

$$C(x, y, z, t) = M(t) \cdot \text{gauss}_x(x, t) \cdot \text{gauss}_y(y, t) \cdot \text{gauss}_z(z, t) \quad (3.4)$$

avec $\int_{-\infty}^{+\infty} \text{gauss}_x(x, t) dx = \int_{-\infty}^{+\infty} \text{gauss}_y(y, t) dy = \int_{z_{\text{sol}}}^{+\infty} \text{gauss}_z(z, t) dz = 1$

L'évolution de la masse de polluant transportée par la bouffée s'écrit alors :

$$\frac{dM}{dt} = -M(t) \cdot V_d \cdot \text{gauss}_z(z = 0, t) \quad (3.5)$$

Dans le code pX, la relation 3.5 est discrétisée en temps sous la forme :

$$M(t + dt) = M(t)(1 - V_d \cdot \text{gauss}_z(z = 0, t) dt) \quad (3.6)$$

3.2 Dépôt humide (lessivage)

Lorsque de la pluie tombe à travers de l'air pollué, les polluants présents sous forme gazeuse ou particulaire sont en partie absorbés par les gouttes de pluies et entraînés dans leur chute. Ces polluants dissous disparaissent alors de l'air atmosphérique pour être transportés dans les nappes phréatiques ou les cours d'eau (exemple des pluies acides). Ce phénomène de *lessivage* de l'atmosphère par les précipitations est appelé *dépôt humide*. Il est important de prendre en compte le phénomène de dépôt humide, car il contribue à diminuer la pollution atmosphérique et à augmenter la pollution dans les autres milieux.

Dans le modèle pX, on considère que le lessivage des polluants sous l'effet de la pluie conduit à une diminution homogène de la concentration dans chacune des bouffées. La pluie est supposée spatialement homogène sur l'ensemble du domaine de calcul. En supposant que la pluie tombe verticalement, la quantité déposée au niveau du sol, par unité de surface et de temps, peut être modélisée par :

$$\Phi_{\text{dépôt humide}}(x, y, t) = \alpha P \int_0^{+\infty} C(x, y, z, t) dz \quad (3.7)$$

où P représente l'intensité de la pluie (en mm.h⁻¹) et α une constante définie par isotope. Utilisant la relation 3.4 pour décrire le champ de concentration dû à la bouffée, la quantité déposée pendant un pas de temps dt s'écrit :

$$Q_{\text{dépôt humide}}(x, y, t) = \alpha \cdot dt \cdot P \cdot M(t) \cdot \text{gauss}_x(x, t) \cdot \text{gauss}_y(y, t) \quad (3.8)$$

Généralement, la valeur de α est prise égale à 10⁻⁴ mm⁻¹.h.s⁻¹. L'efficacité du lessivage d'une bouffée est donc uniforme et dépend uniquement de la constante de lessivage associée aux espèces transportées par la bouffée. Comme pour le dépôt sec, cette valeur n'évolue pas au cours d'un calcul. Comme précédemment, le taux d'appauvrissement d'une bouffée, sous l'effet du lessivage, peut s'écrire :

$$\frac{dM}{dt} = - \iint_{\text{sol}} \Phi_{\text{dépôt humide}}(x, y, t) dx dy = -\alpha P M(t) \quad (3.9)$$

Dans le modèle pX, l'équation précédente est discrétisée sous la forme :

$$M(t + dt) = M(t)(1 - \alpha P \cdot dt) \quad (3.10)$$