

7. SYNTHÈSE DES ÉLÉMENTS DE DOCTRINE ET DES RECOMMANDATIONS	
DU GT3	62
7.1. RÔLE DES ÉVALUATIONS PRÉDICTIVES AU DÉBUT DE LA PHASE DE TRANSITION.....	63
7.1.1. Principes à retenir pour les évaluations prédictives	63
7.1.2. Évaluation des dépôts initiaux à la fin des rejets.....	64
7.1.3. Évaluation de la contamination des denrées agricoles	65
7.1.4. Évaluation des doses prévisionnelles.....	66
7.2. RÔLE DES MESURES – ÉLÉMENTS DE MÉTHODES ET PRÉPARATION DES ACTEURS DE LA MESURE.....	66
7.3. CONNAISSANCE RÉTROSPECTIVE DES DOSES REÇUES PAR LES PERSONNES ET SUIVI DANS LA DURÉE.....	68

1. INTRODUCTION

Dans le cadre de la directive interministérielle du 7 avril 2005 sur l'action des pouvoirs publics en cas d'événement entraînant une situation d'urgence radiologique, le Comité directeur pour la gestion de la phase post-accidentelle d'un accident nucléaire ou d'une situation d'urgence radiologique (CODIR-PA), mis en place par l'ASN, a pour objectif général d'élaborer la doctrine fondant l'organisation et l'action des pouvoirs publics en situation post-accidentelle.

Une situation post-accidentelle (appelée également « post-événementielle ») désigne une situation suspectée ou avérée de contamination radiologique de l'environnement ou de personnes à la suite d'un accident survenu dans le cadre une activité nucléaire ou d'un acte de malveillance. Dans une première étape, le CODIR-PA s'est donné pour mission de travailler autour de scénarios d'accident d'ampleur « moyenne » affectant un réacteur nucléaire électrogène en France.

Six groupes de travail thématiques¹ ont été mis en place fin 2005, dont le groupe n°3 (GT3) consacré à la problématique de l'évaluation des conséquences radiologiques et dosimétriques en situation post-accidentelle, animé par l'IRSN. Au cours de la période 2006-mi 2007, les travaux du GT3 se sont concentrés sur les problèmes d'évaluation des conséquences au cours de la phase post-accidentelle de transition, c'est-à-dire dans les jours et les semaines qui suivent la fin de la phase d'urgence, en s'appuyant sur les deux scénarios accidentels affectant un réacteur à eau sous pression (fusion maîtrisée du cœur et rupture de tubes de générateur de vapeur) retenus par le CODIR-PA. Ces deux scénarios conduisent à des rejets de substances radioactives à l'atmosphère, qui se dispersent et se fixent dans divers milieux de l'environnement (air, sols, végétaux, etc.) et entraînent une exposition temporaire ou permanente des personnes présentes sur les territoires affectés ou consommant des produits issus de ces territoires. Dans ce cadre, le GT3 a étudié les phénomènes en cause dans cette contamination environnementale ainsi que les techniques et les méthodes permettant de les prévoir et de les caractériser, sur un plan radiologique et dosimétrique.

Le GT3 est composé d'acteurs susceptibles d'agir en situation post-accidentelle, en tant que contributeurs à l'évaluation des conséquences radiologiques et dosimétriques ou en tant que bénéficiaires des résultats d'évaluation, ou les deux à la fois. A défaut de rechercher l'exhaustivité de représentation de tous les acteurs potentiellement impliqués sur un tel sujet, le principe retenu a été de former le GT sur une base considérée comme représentative de la diversité des rôles, charge à chaque acteur de proposer, au cours des travaux du GT, d'élargir la participation, occasionnellement selon les ordres du jour ou de façon permanente. Ainsi, les différentes catégories d'acteurs identifiées et sollicitées pour ce GT ont été les suivantes (voir composition détaillée en annexe 1, ainsi que la liste des contributeurs invités) :

¹ Ultérieurement, trois autres groupes de travail ont été mis en place : GT7 (organisation des pouvoirs publics), GT « eau » et GT « Hypothèses ».

Le tableau ci-après fournit une vue d'ensemble des sujets traités au cours des 8 réunions du GT3. Chaque réunion a donné lieu à un compte-rendu détaillé.

Réunion N°	Date	Principaux sujets traités
1	6 avril 2006 - Matin	<ul style="list-style-type: none"> • Installation du GT – Prise de connaissance de la problématique à traiter • Construction du cahier des charges du GT
2	26 juin 2006 - Matin	<ul style="list-style-type: none"> • Validation du cahier des charges • Examen des travaux historiques sur le thème du GT3 (exercice Becquerel) • Prise de connaissance sur les phénomènes impliqués dans la formation des dépôts radioactifs et de la contamination des végétaux
3	9 octobre 2006 - Journée	<ul style="list-style-type: none"> • Outils, techniques, méthodes pour la caractérisation des dépôts radioactifs • Techniques de mesure de la charge corporelle des personnes à l'issue de la phase d'urgence
4	14 décembre 2006 - Journée	<ul style="list-style-type: none"> • Evaluation prédictive et caractérisation de la contamination des productions agricoles végétales et animales • Positionnement des acteurs dans ce domaine
5	29 mars 2007 - Journée	<ul style="list-style-type: none"> • Evaluation des conséquences sur les ressources en eau - Mesures et stratégie de caractérisation (lien avec le GT « Eau ») • Caractérisation et contrôle de la radioactivité des matériaux et des déchets – Cas des portiques
6	26 avril 2007 - Journée	<ul style="list-style-type: none"> • Suivi des populations à l'issue de la phase d'urgence – Principes à retenir pour la caractérisation des doses • Suivi des populations sur le long terme – Surveillance des territoires contaminés
7	31 mai 2007 - Journée	<ul style="list-style-type: none"> • Démarche analytique pour le contrôle de la radioactivité des produits en laboratoire • Organisation des acteurs pour l'évaluation et le contrôle de la radioactivité dans l'environnement
8	8 juin 2007 – Après-midi	<ul style="list-style-type: none"> • Examen et discussion du projet de rapport d'étape du GT3 • Organisation de la suite des travaux

3. OBSERVATIONS GENERALES SUR LA NATURE, LE STATUT ET L'USAGE DES MESURES A CARACTERE RADIOLOGIQUE

Quelles que soient les caractérisations à mener, la réalisation de mesures radiologiques (rayonnement ambiant ou activité des radionucléides présents dans un échantillon) constitue un moyen nécessaire pour étayer une démarche d'expertise et apporter une base objective pour le contrôle et la gestion des situations post-accidentelles. En théorie, tout peut donner lieu à mesure, avec des limites de détection pouvant être très basses. En pratique, cette approche est limitée par la nature et la capacité des techniques disponibles (aspects matériels et humains) et par les contraintes opérationnelles de réalisation dans un espace très étendu et dans un cadre temporel restreint. L'élaboration d'une doctrine de caractérisation des situations post-accidentelles à partir de mesures radiologiques doit donc être fondée sur deux types de considérations : la nature des grandeurs radiologiques accessibles par la mesure, selon les techniques et les moyens humains et matériels disponibles ; et le statut et l'usage de ces mesures, c'est-à-dire leur finalité orientée plutôt vers l'expertise ou plutôt vers le contrôle.

3.1. NATURE DES GRANDEURS RADIOLOGIQUES POUVANT ETRE MESUREES

3.1.1. DANS L'ENVIRONNEMENT

Débit de dose ambiant : cette grandeur est normalement exprimée en $\mu\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}$, ou éventuellement en un sous-multiple ou un multiple de cette unité, directement à partir de l'équipement de mesure ou après conversion de valeurs obtenues dans d'autres unités. La mesure du débit de dose se fait directement sur site, à partir d'équipements portatifs électroniques ou de dispositifs installés sur place, en permanence (ex. balise TELERAY) ou temporairement, ou de manière différée par analyse d'un capteur passif (dosimètre environnement). L'acquisition de la mesure peut être « instantanée » (en réalité sur un pas de temps très court, inférieur à la minute) ou intégrée sur une durée longue (plusieurs jours, voire plusieurs mois). Dans le second cas, le résultat est généralement exprimé en dose cumulée sur la période d'observation (en mSv), mais il peut être facilement converti en débit de dose moyen en divisant le résultat par la période d'observation.

Le débit de dose ambiant est une grandeur facile et rapide à mesurer selon des techniques variées. La mesure fournit une information directe sur l'existence d'une ambiance irradiante et sert à quantifier une des voies d'exposition des personnes (irradiation externe). En revanche, elle n'apporte pas directement d'information sur les caractéristiques de la source à l'origine du rayonnement ambiant (contamination de l'air, dépôt surfacique, source ponctuelle) ni sur les radionucléides en cause (nature et activité).

Activité volumique de l'air : cette grandeur est exprimée en Bq.m^{-3} , pour l'ensemble des radionucléides présents dans l'air ou pour un radionucléide particulier. Les substances radioactives inhalables (aérosols, iodes radioactifs) peuvent être prélevées par aspiration au travers de filtres spéciaux puis analyse en laboratoire. Cette caractérisation de la contamination de l'air se fait uniquement au niveau du sol (de l'ordre de 1 à 2 m de hauteur) ; aucune donnée n'est habituellement acquise sur la composition de l'air en altitude (en 1986, lors de l'accident de Tchernobyl, le SCPRI avait réalisé des prélèvements de poussières sur des avions ayant traversé le panache ; les mesures effectuées sur ces prélèvements ne permettaient pas de connaître l'activité volumique de l'air mais donnaient une information sur la composition isotopique des poussières).

La mesure de l'activité volumique de l'air donne une information précieuse pendant la phase d'urgence, pour caractériser le panache radioactif et évaluer l'exposition des personnes par inhalation ; elle fournit également une information très utile pour l'estimation prédictive des dépôts (voir chapitre 4). Toutefois, la mesure nécessitant un dispositif de prélèvement fixe pré-installé ou installé par une équipe d'intervention lors de l'accident, la densité d'information acquise sur la contamination de l'air pendant la phase d'urgence est relativement faible.

Activité volumique de l'eau de pluie : cette grandeur est exprimée en Bq.l^{-1} , pour l'ensemble des radionucléides présents dans l'eau de pluie ou pour un radionucléide particulier. L'intérêt principal de cette mesure est de fournir une information sur la fraction de la contamination atmosphérique interceptée par les pluies et apportée au sol sous forme de dépôt humide. Ce type de dépôt peut être quantifié dès lors que la mesure de l'activité volumique de l'eau de pluie est associée à une mesure de pluviométrie (en l.m^{-2} , équivalent à mm de hauteur de pluie). En France, les dispositifs de collecte de l'eau de pluie dédiés à la mesure de la radioactivité sont en nombre relativement limité (une indication plus précise à ce sujet sera fournie dans la suite des travaux du GT3). Dans le contexte d'une situation post-accidentelle, le GT3 avait émis l'idée de renforcer le nombre de points de caractérisation en récupérant et en analysant les eaux de pluviomètres, notamment ceux exploités par Météo-France. Toutefois, la mesure des précipitations est aujourd'hui entièrement automatisée dans le réseau de stations de Météo-France, et l'eau des pluviomètres est évacuée au fur et à mesure sans aucun stockage. La récupération des eaux de pluie des pluviomètres automatiques gérés par Météo-France nécessiterait une modification des appareils employés. Par ailleurs, les différents réseaux complémentaires de mesure des précipitations (gérés par EDF, la CNR, la Direction de l'Eau du MEDAD...) s'automatisent de plus en plus compte tenu, d'une part, de la difficulté à recruter des observateurs volontaires, et d'autre part, du besoin de disposer de données en temps réel et à un pas de temps de plus en plus fin.

La mesure de l'activité de l'eau de pluie est pertinente au cours de la phase de rejet et pendant la dispersion du panache radioactif, afin de quantifier le dépôt humide. Toutefois, les dispositifs permettant de collecter l'eau de pluie à des fins d'analyse sont peu nombreux et l'exploitation complémentaire du réseau des pluviomètres pour renforcer la densité d'information sur la contamination de l'eau de pluie en cas d'accident nucléaire n'apparaît pas possible. Il est donc recommandé d'approfondir l'étude de solutions permettant d'améliorer la connaissance de la contamination de l'eau de pluie en situation d'urgence radiologique, afin d'améliorer l'évaluation des dépôts humides.

Activité surfacique (dépôt surfacique) : cette grandeur est exprimée en Bq.m^{-2} , pour l'ensemble des radionucléides déposés ou pour un radionucléide particulier. La mesure de cette grandeur peut être réalisée selon des techniques variées qui, toutes, nécessitent des campagnes sur le terrain : spectrométrie in situ, spectrométrie portative, spectrométrie hélicoptère (HELINUC), sondes alpha, prélèvements par frottis (surface rigide et lisse), prélèvements de sols superficiels avec la végétation sus-jacente, etc. (voir chapitre 4 pour plus de détails). La mise en œuvre de ces techniques nécessite une bonne maîtrise des conditions de réalisation et repose sur des équipes spécialisées. Sous certaines conditions, la mesure du débit de dose ambiant (cf. ci-dessus) peut indirectement fournir une indication sur les caractéristiques des dépôts surfaciques.

La mesure de l'activité surfacique ne fournit pas une information opérationnelle directe pour la gestion des situations post-accidentelles, mais elle permet de classer les territoires suivant l'importance globale des retombées de l'accident (cf. chapitre 4). Il s'agit d'une donnée importante pour l'évaluation prédictive, à l'aide de modèles, des conséquences et des risques associés pour différentes composantes de l'environnement.

Activité massique d'un solide (produit consommable, matériaux) : cette grandeur est exprimée en Bq.kg^{-1} , pour l'ensemble des radionucléides présents dans le produit ou pour un radionucléide particulier. Elle caractérise l'activité présente dans le produit, indifféremment à sa surface ou dans la masse. Les produits considérés peuvent être des productions agricoles solides, des aliments, de la terre, des matériaux, des biens manufacturés, des déchets, etc.. Dans tous les cas, il importe que le résultat de mesure soit exprimé en référence à l'état du produit tel que consommé ou mis en œuvre (poids frais). La mesure de l'activité massique repose toujours sur le même principe : l'analyse en laboratoire (fixe ou mobile) d'une quantité maîtrisée de produit ; en pratique, la réalisation de cette analyse est plus ou moins complexe selon les radionucléides et les limites de détection recherchés (nécessité d'un traitement radiochimique pour la mesure des émetteurs alpha et bêta).

Anthroporadiamétrie : l'anthroporadiamétrie (ou anthropogammamétrie) est une technique de mesure du rayonnement gamma émis par le corps humain et permettant, à partir d'un étalonnage approprié, de quantifier l'activité des radionucléides émetteurs gamma présents dans le corps entier (charge corporelle) ou dans certains organes d'intérêt (thyroïde, poumons). L'évaluation de la dose engagée due aux radionucléides incorporés repose sur des hypothèses (ou des données enregistrées lorsqu'elles existent) concernant les conditions initiales de contamination interne (délai entre l'exposition initiale et le moment de la mesure, exposition aiguë ou chronique, etc.) et tient compte de paramètres sur la biocinétique des radionucléides (période d'élimination biologique, période de décroissance radioactive, etc.). Afin de ne pas fausser l'interprétation dosimétrique des résultats d'anthroporadiamétrie, il convient de s'assurer de l'absence de contamination externe (sur les vêtements ou cutanée) préalablement au contrôle des personnes. Une contamination interne par des radionucléides émetteurs alpha ou bêta pur ne peut être détectée ni quantifiée à l'aide de cette technique.

Analyses radiotoxicologiques (urines ou selles) : les analyses radiotoxicologiques consistent à rechercher et quantifier les radionucléides « excrétés » par le corps humain via l'urine ou les selles. Elles donnent ainsi une information indirecte sur la présence de radionucléides incorporés par inhalation ou ingestion, dès lors que ceux-ci sont mobilisables par le métabolisme. Ces analyses impliquent des techniques de laboratoire plus ou moins lourdes selon la nature des radionucléides et le niveau d'activité. Pour les cas les plus difficiles (émetteurs alpha ou bêta), les résultats ne peuvent être disponibles que plusieurs jours après la prise en charge de l'échantillon, en raison des délais nécessaires aux traitements préalables de l'échantillon (radiochimie) et au comptage. Cette technique est donc délicate à mettre en œuvre dans le contexte d'une gestion d'urgence d'un grand nombre de personnes ; toutefois, elle présente l'avantage de permettre la quantification des radionucléides émetteurs alpha et bêta, non décelables par l'anthroporadiamétrie. Comme pour cette dernière technique, l'interprétation des résultats d'analyse radiotoxicologique en termes de dose engagée est fondée sur des données ou des hypothèses sur les conditions d'exposition et le recours à des modèles biocinétiques. De plus, les prélèvements d'urines et de selles doivent être faits selon des protocoles standardisés (urine cumulée sur 24 heures) afin de permettre une telle interprétation.

Dosimétrie biologique et biophysique : diverses techniques spécialisées sont disponibles pour évaluer *a posteriori* les doses externes individuelles reçues lors de l'accident, en quantifiant des indicateurs biologiques ou biophysiques liés à la personne exposée. Une des techniques les plus éprouvées dans ce domaine est la dosimétrie biologique basée sur le dénombrement des anomalies chromosomiques instables réalisé sur un prélèvement de sang de la personne irradiée, permettant de quantifier l'exposition globale (équivalent corps entier). Les techniques biophysiques reposent sur la mesure d'un paramètre physique représentatif du niveau de dose reçu, effectuée sur certains tissus pertinents (exemple : l'émail dentaire à l'aide de la technique de la résonance para-électronique (RPE)) ou sur des objets portés par les personnes exposées). A part la dosimétrie biologique qui est pleinement opérationnelle et normalisée, les autres techniques sont le plus souvent des techniques de pointe de laboratoire, donnant lieu encore à divers développements pour en améliorer les performances. De plus, ces techniques ne permettent en général de quantifier les doses qu'à partir de 100 mGy environ ; c'est pourquoi, dans le contexte des

scénarios accidentels étudiés par le CODIR-PA, elles n'ont pas été présentées ni détaillées dans le cadre des travaux du GT3.

3.2. STATUT ET USAGE DES MESURES RADIOLOGIQUES

D'une manière générale, pour l'ensemble des types de grandeurs mesurables décrits précédemment, la réalisation de mesures en situation post-accidentelle répond à deux objectifs complémentaires et possiblement antagonistes :

- *d'une part, l'expertise de l'état radiologique de l'environnement et des doses reçues par les personnes exposées ;*
- *d'autre part, le contrôle de la conformité radiologique de produits, matériaux, milieux, etc. au regard de critères définis pour la gestion post-accidentelle.*

Les mesures destinées à l'expertise (le « becquerel scientifique ») : dès le début de la phase post-accidentelle, l'évaluation des conséquences radiologiques et dosimétriques est fondamentale pour la prise de décision des actions de protection des populations, de gestion des territoires et, de manière plus ciblée, comme base de l'évaluation des conséquences sanitaires. Il importe que les décisions fondées sur ce type d'évaluation procèdent de l'anticipation, l'objectif étant de prévenir les expositions à venir des populations potentiellement impactées par les retombées radioactives de l'accident. Dès lors, l'évaluation ne peut se contenter d'établir le diagnostic de la situation, le cas échéant avec une dimension rétrospective (reconstitution des expositions passées), mais doit impérativement avoir une dimension prédictive, faisant intervenir la modélisation. Dans ce but, l'IRSN propose la mise au point d'une démarche d'évaluation itérative « diagnostic/pronostic » des conséquences, mettant en œuvre des outils de modélisation appropriés et interprétant au fur et à mesure les données disponibles, à l'instar de ce qui est fait lors de l'expertise en phase d'urgence. Dans ce contexte, des mesures radiologiques sur des indicateurs environnementaux et en des lieux appropriés sont nécessaires pour conforter le diagnostic et améliorer ainsi la base sur laquelle le pronostic s'appuie.

En pratique, cette démarche d'évaluation devrait couvrir aussi bien les territoires significativement impactés par les retombées de l'accident que ceux qui sont considérés comme épargnés. Sur la base des résultats des évaluations prédictives, des programmes de mesures ciblés seraient à mettre en place rapidement et dans la durée pour alimenter le processus d'expertise et suivre les milieux ou les produits les plus sensibles et l'exposition des personnes.

Les mesures destinées au contrôle (le « becquerel stratégique ») : certaines mesures peuvent servir directement à orienter des choix d'action et à vérifier la conformité d'une situation ou d'un produit en regard de critères prédéfinis ou des résultats recherchés. Ces mesures de contrôle sont d'une importance capitale afin de permettre aux autorités et gestionnaires du risque d'ajuster l'application des actions de prévention déjà engagées et, le moment venu, de décider leur levée. Cette démarche doit conduire in fine à crédibiliser les choix de gestion.

Recommandation et sujets à approfondir :

Les conditions à respecter, le choix des techniques et les contraintes de réalisation ne sont pas les mêmes selon l'objectif des mesures. Ainsi, la mission des équipes chargées de faire des prélèvements et mesures, le choix des moyens techniques, ainsi que les stratégies de mesure associées, devraient être définis selon l'un ou l'autre de ces objectifs. Les organismes et laboratoires susceptibles d'intervenir dans la réalisation de prélèvements et de mesures devraient préciser a priori leur contribution envisageable en regard de ces objectifs.

Les mesures destinées aux expertises devraient être réalisées par des organismes spécialisés, maîtrisant les techniques et protocoles garantissant la qualité des résultats.

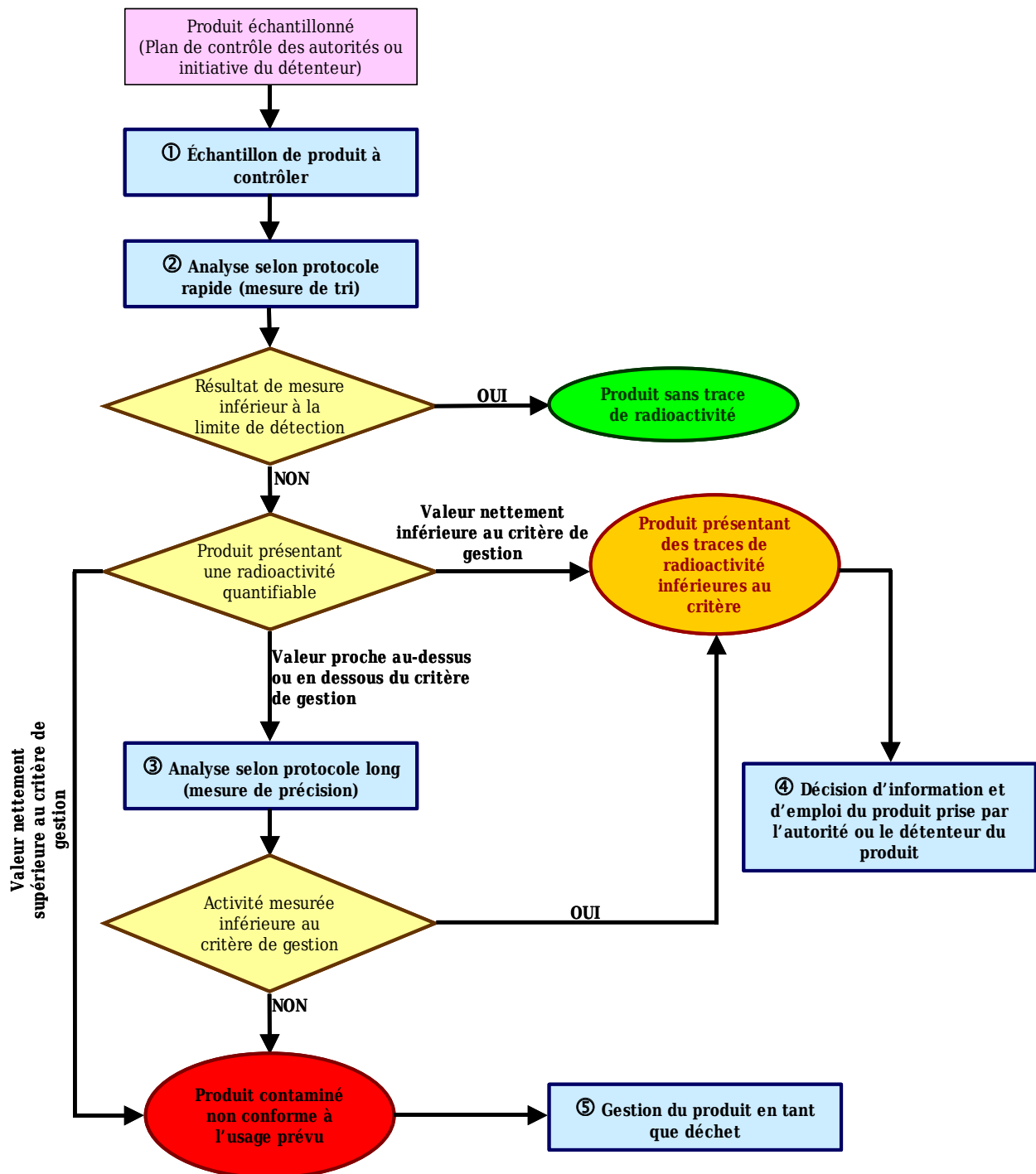
S'agissant des mesures destinées au contrôle, pouvant induire un afflux inflationniste et durable de demandes, qu'elles viennent des pouvoirs publics dans le cadre de leur mission de contrôle ou des entreprises et des particuliers, pour leur propre compte, il convient de définir les conditions économiques de réalisation, entre la part subventionnée par l'État et celle financée par les acteurs économiques.

3.3. DEMARCHE ANALYTIQUE POUR LES MESURES DESTINEES AU CONTROLE ET A LA GESTION DES PRODUITS

Les laboratoires de mesure de radioactivité mobilisés pour la réalisation de mesures de contrôle ont des capacités techniques très diversifiées, certains étant capables de quantifier la contamination radioactive des échantillons à de très bas niveaux d'activité. En l'absence de toute règle spécifique, ces laboratoires auront tendance à appliquer les protocoles analytiques de routine, utilisés en dehors de tout contexte d'urgence, avec pour conséquence des délais de restitution des résultats pouvant être longs et une saturation rapide des capacités des laboratoires, incompatibles avec l'afflux important d'échantillons et le besoin de connaître rapidement les résultats pour statuer sur le sort des produits contrôlés.

A la suite de l'accident de Tchernobyl, les laboratoires du SCPRI ont reçu un flux important et continu de produits à contrôler, nécessitant une forte mobilisation des moyens techniques et humains ; face à cette situation, une démarche analytique optimisée a alors été mise en place. L'examen des pratiques de ces laboratoires conduit à proposer une démarche analytique de principe, applicable au contrôle de la radioactivité des produits en situation post-accidentelle, reposant sur le principe d'une mesure dite « de tri », complétée si nécessaire par une mesure plus fine (voir schéma page suivante). On entend ici par produit, non seulement les denrées alimentaires mais plus généralement tous produits ou matériaux pour lesquels des règles de gestion auront été fixées par les autorités, nécessitant un contrôle de radioactivité pour leur mise en œuvre.

Démarche analytique de principe pour le contrôle de la radioactivité de produits en situation post-accidentelle



La première étape d'analyse de l'échantillon à contrôler repose sur une mesure dite « de tri » qui doit mettre en œuvre une technique simple et rapide afin de prendre en charge un flux important d'échantillons et délivrer des résultats à brève échéance. Si à l'issue de ce premier contrôle, le résultat obtenu est proche (au-dessus ou en dessous) du critère de gestion, il est proposé un contrôle complémentaire selon une technique analytique plus précise mais plus longue, afin de lever le doute quant au respect ou non du critère. La décision de réaliser cette seconde mesure est du ressort du laboratoire d'analyse, en fonction du premier résultat obtenu.

L'application de ce schéma analytique par les laboratoires de mesure suppose le respect de plusieurs conditions :

- **Définition préalable des critères de gestion et des indicateurs associés :**

Pour un usage optimal de la capacité de mesurage à des fins de contrôle radiologique des produits, il importe que soient définis, en amont, les critères de gestion des produits à contrôler, associés à des indicateurs mesurables simples. Sur cette base, il est possible de choisir une technique de mesure « de tri » en fonction du paramètre radiologique à quantifier (par exemple une activité bêta globale ou un radionucléide émetteur gamma représentatif) et de fixer sa limite de détection en fonction de la valeur du critère de gestion. Or, en dehors des NMA servant à la gestion des produits agricoles en vue de leur commercialisation, de tels critères n'existent pas et il est difficile de concevoir qu'ils puissent être fixés dans l'urgence (par exemple, critère pour orienter des matériaux contaminés vers les différentes filières d'utilisation ou d'élimination envisageables).

Recommandation :

Il est recommandé que pour les différentes situations devant faire l'objet de mesures de contrôle, des indicateurs et des critères de gestion associés soient préalablement définis, afin d'orienter efficacement le choix des techniques analytiques et d'obtenir des résultats rapides.

- **Choix d'une limite de détection appropriée :**

La limite de détection associée à la technique employée pour la mesure de tri, c'est-à-dire la plus petite valeur vraie de la grandeur à mesurer pouvant être détectée à l'aide de cette technique, devrait être de l'ordre d'une fraction raisonnable du critère de gestion, ni trop basse afin de limiter la durée de l'analyse (temps de comptage), ni trop haute pour éviter tout risque d'erreur liée à l'imprécision de la technique de mesure. La limite de détection est associée à un seuil de décision³ métrologique qui est la valeur minimale du comptage net (comptage brut auquel on a déduit le mouvement propre du détecteur), obtenu lors de la mesure d'un échantillon, au-dessus de laquelle on peut conclure à la présence de radioactivité dans l'échantillon, avec un risque acceptable de se tromper. A ce titre, on peut admettre que le seuil de décision attaché à la technique analytique employée détermine un critère de « non-contamination » du

³ En général, l'analyse statistique du résultat de comptage du rayonnement émis par l'échantillon analysé conduit à ce que la limite de détection soit deux fois plus élevée que le seuil de décision

de déduire l'activité des autres radionucléides présents dans l'échantillon, en particulier ceux pour lesquels un critère de gestion s'applique (cf. les NMA).

Recommandations :

Les laboratoires qui prévoient de réaliser des mesures de contrôle en situation post-accidentelle doivent préalablement définir et maintenir des conditions logistiques et organisationnelles permettant l'accueil et la gestion d'un flux important d'échantillons susceptibles d'être contaminés sur des gammes larges, de manière à garantir le maintien de la qualité métrologique et la radioprotection des opérateurs ;

Il est également proposé de concevoir, selon des modalités techniques et dans un cadre à définir, des exercices d'interprétation de spectres complexes de radionucléides afin d'entraîner périodiquement les différents laboratoires à intervenir en situation post-accidentelle ;

Enfin, il est proposé d'approfondir la mise au point de règles pratiques de mesure des échantillons contaminés par des émetteurs gamma multiples, afin de faciliter la caractérisation des échantillons vis-à-vis des critères de gestion à vérifier.

S'agissant des accidents entraînant le rejet de radionucléides émetteurs alpha, non encore considérés au stade actuel des travaux du CODIR-PA, on peut d'ores et déjà mentionner le fait que les techniques de mesure de routine de ces radionucléides donnent des résultats dans des délais longs qui devront être pris en compte dans les processus d'expertise et les actions de contrôle en situation post-accidentelle. Il s'agit d'un problème qu'il conviendra d'examiner plus en détail dans la suite des travaux.

3.4. UTILISATION DES RESULTATS DE MESURES DE CONTROLE ET COMMUNICATION ASSOCIEE

Les résultats des mesures de tri peuvent relever de l'un des trois cas suivants :

- valeur inférieure à la limite de détection (aucune mise en évidence de radionucléides imputables à l'accident) ;
- valeur supérieure à la limite de détection et inférieure au critère de gestion auquel on veut comparer le résultat ;
- valeur supérieure au critère de gestion.

Du point de vue de l'utilisation de ces résultats et de la communication associée, ces trois cas peuvent conduire à distinguer trois statuts possibles du produit contrôlé (ainsi qu'à l'ensemble du lot de production homogène dont est issu le produit contrôlé) :

- **produit sans trace de radioactivité attribuable à l'accident (« produit non contaminé »)**, correspondant au cas où le résultat du contrôle est inférieur à la limite de détection, en assimilant ce résultat à une absence de contamination. Ce résultat peut alors étayer la délivrance d'un « certificat de non-contamination » du produit, comme ce fut le cas en France à la suite de

l'accident de Tchernobyl. Ce type de certificat peut se révéler nécessaire au maintien de certaines filières économiques (au regard de la concurrence mondiale), notamment dans les territoires limitrophes de ceux qui ont été touchés par les retombées de l'accident ;

- **produit présentant des traces de radioactivité inférieures au critère de gestion (« produits faiblement contaminés »)**, correspondant au cas intermédiaire où la mesure permet de quantifier des radionucléides imputables à l'accident avec un résultat en dessous du critère de gestion (par exemple les NMA). L'usage normal du produit est en principe possible car conforme au critère de gestion. Il incombe au prescripteur du contrôle (autorité compétente ou détenteur du produit) de décider des suites à donner en tenant compte du comportement des acteurs économiques et des consommateurs ;
- **produit contaminé non conforme au critère de gestion (« produit contaminé »)** : ce statut concerne les produits pour lesquels l'échantillon analysé donne un résultat dépassant le critère de gestion fixé. L'usage initialement prévu de ce produit n'est pas possible ; en fonction des stratégies de gestion définies dans le cadre des GT1, GT2 et GT6, le produit est susceptible d'être réorienté vers un autre usage ou d'être considéré comme un déchet ; dans ce dernier cas, l'interprétation du résultat du contrôle en regard de critères spécifiques à la gestion des déchets devrait permettre d'orienter le choix de la filière pouvant prendre en charge le produit.

Plusieurs difficultés de communication autour des résultats de contrôle ont été mises en avant par le GT3. En premier lieu, s'agissant des produits « non contaminés » au vu des résultats de mesures de contrôle et bénéficiant à ce titre de certificats de non-contamination, des techniques analytiques plus fines, c'est-à-dire avec une limite de détection plus basse, sont susceptibles de déceler des traces de radionucléides imputables à l'accident alors même que la mesure de tri utilisée lors du contrôle conclut à l'absence de contamination. Il peut en résulter une confusion évidente aux yeux des différents acteurs (autorités, consommateurs, autres publics), voire des polémiques sévères. Par ailleurs, la gestion des produits « faiblement contaminés » peut se révéler délicate pour des questions d'image et d'acceptation ; toutefois, il ne paraît pas souhaitable d'occulter la présence de ces traces d'activité (principe de transparence) et il convient de construire une information appropriée à ce sujet, de manière à ne pas induire de doute dans l'opinion sur le sérieux des contrôles de contamination mis en œuvre, dans un contexte qui ne manquerait pas d'être polémique.

radioactives). Une partie des radionucléides (sous formes d'aérosols ou de gaz solubles dans l'eau) se dépose au sol tant qu'une contamination de l'air subsiste, selon deux processus complémentaires : le dépôt sec et le dépôt humide (uniquement si des précipitations ont lieu).

Définition :

Le dépôt total s'exprime en $Bq.m^{-2}$ (activité surfacique) : il s'agit du rapport entre l'activité totale déposée sur les objets et matériaux présents sur une surface donnée et l'aire de cette surface. Ainsi, toutes choses égales par ailleurs, on conçoit que l'activité surfacique du dépôt formé sur une surface plane (par exemple une toiture) soit plus faible que celle du dépôt formé sur un support complexe (par exemple une surface enherbée), présentant une plus grande surface d'échange. Il s'agit d'un premier facteur de variabilité locale du dépôt.

4.1.1. LE DEPOT SEC

Le dépôt sec se forme en tout lieu où l'air ambiant à proximité des surfaces de dépôt contient des aérosols radioactifs, quelle que soit l'orientation (horizontale, verticale ou inversée) de ces surfaces. Il peut donc se former aussi bien à l'extérieur des bâtiments qu'à l'intérieur, dès lors que l'air intérieur est contaminé (cas des rejets prolongés).

L'importance du dépôt sec (D_{sec} , en $Bq.m^{-2}$) dépend de plusieurs facteurs :

- 1) la concentration en aérosols radioactifs dans l'air au niveau du sol (C_a , exprimée en $Bq.m^{-3}$ et mesurée à partir de prélèvements sur filtre) ;
- 2) la durée de la présence de produits radioactifs dans l'air au contact du sol (d , en s, dépendant des conditions de l'accident et de dispersion atmosphérique) ;
- 3) la vitesse de dépôt au sol (V , en $m.s^{-1}$), elle-même liée à l'état de turbulence de l'air, à la taille des aérosols et à l'état de la surface du sol. Plus les particules sont grosses, plus elles sédimentent rapidement, principalement par effet gravitaire ; pour d'autres raisons (phénomènes de diffusion), les particules de très faible diamètre ($0,01 \mu m$) se déposent assez facilement ; finalement, ce sont les particules de taille micrométrique qui ont les vitesses de dépôt sec les plus faibles, entre 5.10^{-4} et $5.10^{-3} m.s^{-1}$. Par ailleurs, plus grande est la surface réellement exposée à l'air, plus forte est l'interception des aérosols, et donc plus importante est l'activité déposée. Par exemple, sur un sol couvert par de la végétation, l'interception sera d'autant plus efficace que cette végétation sera haute et couvrante : la canopée d'une forêt intercepte 3 à 5 fois plus les aérosols qu'une prairie. De même, les activités déposées sur une prairie peuvent être jusqu'à deux fois plus élevées en moyenne que celles d'un sol cultivé nu situé à proximité ; les activités déposées dans les forêts de résineux sont souvent supérieures à celle des forêts de feuillus, en raison de la plus forte propension qu'ont les aiguilles à intercepter les polluants.

En résumé, le dépôt sec se déduit de la relation :

$$D_{sec} = V \times C_a \times d$$

CODIR-PA **Évaluation des conséquences radiologiques et dosimétriques en situation post-**
GT 3 **accidentelle**

Le tableau ci-dessous donne une estimation du dépôt sec en fonction de l'importance de l'activité volumique de l'air et de la durée de la contamination de l'air. Ce tableau montre qu'un même ordre de grandeur de dépôt (quelques milliers de Bq.m⁻²) peut être observé avec des conditions de dépôt très variables.

Activité volumique moyenne de l'air (Bq/m ³)	Durée de la contamination de l'air		
	1 heures	24 heures	5 jours
10	36 à 180 Bq/m ²	864 à 4 320 Bq/m ²	4 320 à 21 600 Bq/m ²
100	360 à 1 800 Bq/m ²	8 640 à 43 200 Bq/m ²	43 200 à 216 000 Bq/m ²
1000	3 600 à 18 000 Bq/m ²	86 400 à 432 000 Bq/m ²	432 000 à 2 160 000 Bq/m ²

4.1.2. LE DEPOT HUMIDE

Par temps de pluie (ou de neige), les gouttes d'eau précipitent au sol les particules radioactives ou les gaz solubles (cas de l'iode) dont elles se sont chargées dans l'air : c'est le « dépôt humide ».

Contrairement au dépôt sec qui dépend directement de l'activité volumique de l'air au niveau du sol, le dépôt humide est fonction des caractéristiques de l'air sur tout le parcours des gouttes d'eau, c'est-à-dire en altitude ; à la limite, un dépôt radioactif humide peut se produire alors même que l'activité des radionucléides dans l'air au niveau du sol est nulle.

L'effet de lessivage des substances radioactives par la pluie peut être exprimé globalement sous forme d'un rapport de lessivage (W_r , en m³.l⁻¹) représentant le rapport entre l'activité volumique de l'eau de pluie (en Bq.l⁻¹) collectée sur une période donnée, et l'activité volumique moyenne des radionucléides dans l'air ambiant prélevé au niveau du sol (en Bq.m⁻³) sur la même période. L'efficacité du lessivage des aérosols par la pluie peut être très variable d'un moment à l'autre ou d'un lieu à l'autre, pouvant entraîner une variation du rapport de lessivage dans une gamme large (entre quelques centaines et quelques milliers de m³.l⁻¹). A titre d'illustration, en prenant une valeur de 1000 m³.l⁻¹, l'activité du ¹³⁷Cs dans l'eau d'une pluie traversant une atmosphère contenant 0,5 Bq.m⁻³ de ¹³⁷Cs, est de 500 Bq.l⁻¹.

L'autre facteur déterminant dans la formation du dépôt humide est l'intensité des précipitations pluvieuses, c'est-à-dire la quantité d'eau tombée sur un mètre carré de surface au sol (exprimée en l.m⁻² ou plus couramment en mm de hauteur d'eau (H_p)).

Le dépôt humide est toujours plus intense que le dépôt sec et cette intensité est très variable en fonction de l'efficacité du lessivage (globalement plus faible à proximité du point de rejet qu'à distance éloignée) et la hauteur des précipitations, ce qui explique la forte hétérogénéité des dépôts et la formation de « taches » de contamination, même à grande distance du point de rejet, correspondant à de fortes précipitations locales.

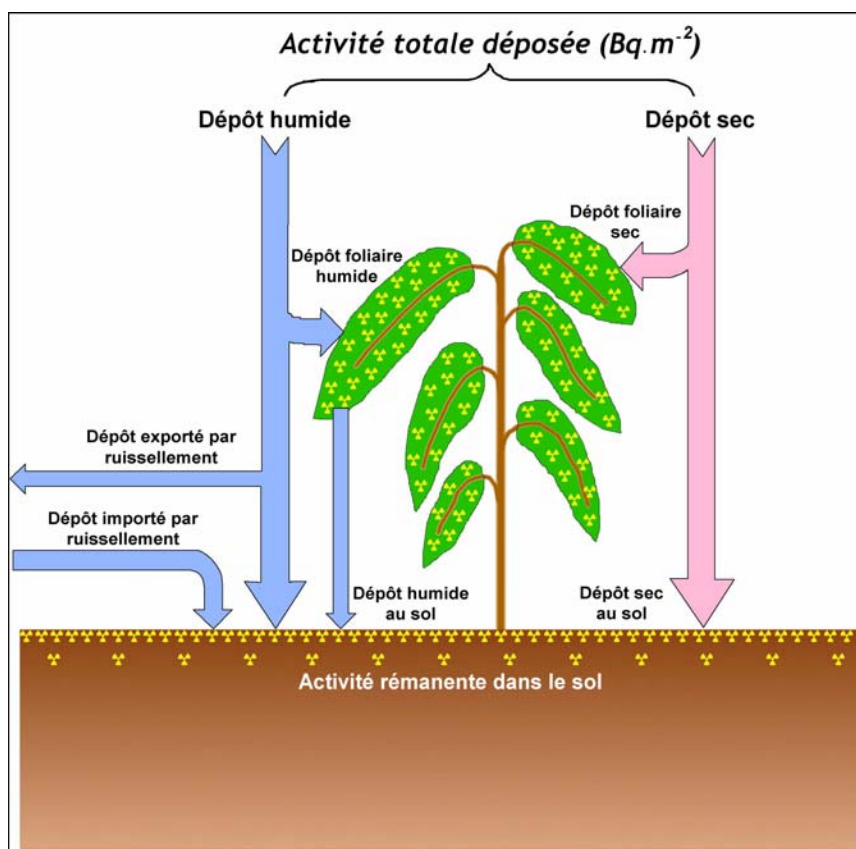
En résumé, le dépôt humide (D_{hum}) se déduit de la relation :

Avec C_a : activité volumique de l'air au niveau du sol ($Bq.m^{-3}$) et C_p : activité volumique de l'eau de pluie ($Bq.l^{-1}$).

Constat :

Au niveau du sol, le dépôt humide a un comportement très différent du dépôt sec : selon l'importance des pluies, il ne reste pas nécessairement sur les surfaces touchées par l'eau de pluie, mais tend à se redistribuer en fonction de l'écoulement de l'eau, par exemple en ruisselant des surfaces végétales ou bâties, en s'infiltrant partiellement dans la terre, en étant évacué par le réseau hydrographique, ou en se concentrant vers des impluviums recueillant l'eau tombée sur les parcelles adjacentes. Le résultat d'un tel phénomène de redistribution est difficile à prévoir tant les facteurs qui l'influencent sont nombreux et complexes. Par ailleurs, contrairement au dépôt sec, le dépôt humide n'affecte pas les lieux couverts, tels que l'intérieur des bâtiments.

Le schéma suivant illustre, de façon qualitative, les principaux phénomènes déterminant la formation d'un dépôt sur un sol et son couvert végétal.



4.1.3. CONSEQUENCES ET DEVENIR DU DEPOT RADIOACTIF INITIAL

Le dépôt radioactif initial entraîne plusieurs conséquences :

- sur les lieux de vie : le dépôt est à l'origine d'un débit de dose ambiant (exprimé en $\mu Sv/h$) permanent, variable selon l'intensité du dépôt, la nature des radionucléides et la géométrie plus

ou moins complexe des lieux. Le dépôt entraîne également la contamination surfacique fixée ou labile des objets et matériaux ; la contamination labile peut être une source de contamination interne des occupants des lieux, par remise en suspension (risque d'inhalation) ou par ingestion involontaire après contact des surfaces contaminées ; la contamination fixée induit un risque persistant d'exposition des personnes par irradiation externe ;

- sur les milieux naturels et agricoles : le dépôt entraîne la contamination directe des végétaux, puis des animaux qui les consomment, donc, plus globalement, de la chaîne alimentaire (voir chapitre 5). Le dépôt provoque également la contamination de la terre, d'abord en surface, puis en profondeur par diffusion, formant un stock plus ou moins durable de substances radioactives mobilisables par les processus biologiques (transfert par les racines) et physiques (érosion, migration vers les nappes phréatiques) ;
- sur les ressources en eau : le dépôt direct sur les surfaces aquatiques à l'air libre (rivière, lacs, citernes, piscines) entraîne la contamination volumique de l'eau, ne fut-ce que de façon transitoire. D'autres phénomènes résultant du dépôt peuvent entraîner la contamination indirecte et plus ou moins différée de l'eau : ruissellement de l'eau de pluie contaminée (lors du dépôt humide) vers les plans d'eau et les rivières, érosion du sol contaminé par le dépôt et transport par le réseau hydrographique, migration souterraine des radionucléides du sol vers les nappes phréatiques (voir GT « Eau ») ;
- sur les biens de consommation : le dépôt direct sur des biens de consommation (produits manufacturés, matériaux, objets de la vie courante) entraîne leur contamination (fixe ou labile) qui peut les rendre impropres à l'emploi, en raison soit du risque radiologique pour les utilisateurs (optimisation de la radioprotection), soit de l'image marketing des produits (exigence de « propreté » radiologique). Le non-emploi de ces biens conduit à leur donner le statut de déchet, qu'il convient de caractériser et de gérer de façon spécifique (voir travaux du GT6).

Le devenir du dépôt initial au cours de la première année qui suit l'accident dépend de trois facteurs principaux :

- la décroissance radioactive des radionucléides à vie courte (de quelques heures à quelques jours) ;
- la migration, naturelle ou provoquée par l'homme, de la fraction mobile (ou labile) du dépôt ;
- la redistribution et la dilution par les processus biologiques (croissance végétale, consommation animale, etc.).

D'une façon générale, ces facteurs tendent à provoquer la diminution de l'activité initialement déposée, souvent rapidement au début, puis plus lentement par la suite.

Recommandation :

Outre la nécessité de satisfaire les besoins urgents liés à la gestion des territoires contaminés par les retombées de l'accident, la caractérisation des dépôts doit être réalisée

rapidement dans les jours qui suivent leur formation, car ceux-ci se transforment rapidement. Pour cela, il est important de réaliser un nombre suffisamment représentatif de prélèvements pour quantifier le dépôt (cf. techniques au § 4.2), même si ceux-ci ne sont mesurés qu'ultérieurement. Par la suite, les mesures périodiques des dépôts persistants s'inscrivent dans une logique de surveillance.

4.2. LES METHODES DE CARACTERISATION DES DEPOTS INITIAUX

4.2.1. LES GRANDEURS INTERESSANTES POUR LA CARACTERISATION DES DEPOTS ET TECHNIQUES ASSOCIEES

La grandeur caractéristique des dépôts radioactifs est l'activité surfacique, en Bq.m⁻² (voir § 3.1.1). Il convient de souligner à ce stade une confusion possible autour de cette grandeur, entre :

- l'activité initiale déposée (ou retombées atmosphériques) : il s'agit de la quantité de radionucléides déposés au sol par unité de surface selon les différents processus de dépôt décrit précédemment. Ce paramètre est important pour la modélisation des conséquences sur les productions agricoles (exemple du modèle ASTRAL de l'IRSN), déduit de la connaissance des conditions de dispersion atmosphérique des substances radioactives. En revanche, ce paramètre n'a pas d'usage opérationnel direct et d'ailleurs, n'est généralement pas directement accessible par la mesure ;
- l'activité initiale retenue sur les surfaces au sol (végétation, terre, bâtiments, matériaux, etc.) : il s'agit de la part de l'activité déposée qui a été retenue sur les différents éléments de surface. Ce paramètre peut être identique au précédent si l'interception des radionucléides déposés a été parfaite ; en revanche, notamment en cas de dépôt humide, on peut observer des écarts importants entre ces deux paramètres, le plus souvent à la baisse (l'activité effectivement retenue au sol est plus faible que celle déposée) mais parfois à la hausse (phénomènes de concentration sous l'effet de la redistribution de l'eau de pluie ; cf. § 4.1.2).

Constat :

En pratique, c'est le dépôt effectivement retenu au sol qui déterminera l'essentiel des conséquences post-accidentelles (contamination des produits, débit de dose ambiant) et sera accessible à la mesure. C'est donc ce paramètre qui devrait être utilisé pour cartographier le territoire et définir ainsi les différentes zones plus ou moins fortement atteintes par les retombées radioactives de l'accident. Toutefois, il convient de souligner que la cartographie des dépôts issue d'une démarche de modélisation (principalement à partir des données de contamination de l'air) ne pourra représenter que l'activité initiale déposée et pourra ainsi comporter des écarts par rapport au dépôt rémanent caractérisé par des mesures ; le plus souvent, ces écarts iront plutôt dans le sens d'une surestimation initiale (non prise en compte dans les modèles de la part du dépôt qui ne se fixe pas et est évacuée par les eaux de ruissellement), mais pas toujours (cas des taches de concentration du dépôt). Ce problème est également à mettre en perspective de l'échelle d'intérêt pour la représentation cartographique des dépôts (voir discussion plus loin).

Le dépôt peut également être caractérisé indirectement par d'autres grandeurs ayant un intérêt opérationnel :

- **le débit de dose ambiant** : cette grandeur dépend de l'activité des radionucléides émetteurs gamma présents sur les différentes surfaces et de la géométrie de ces surfaces. C'est une grandeur d'intérêt majeur pour caractériser les risques d'exposition des personnes dans les différents lieux de vie. Du point de vue de la mesure, il est recommandé de mesurer ce paramètre dans les lieux bâtis, plutôt que de chercher à mesurer l'activité surfacique qui a un intérêt opérationnel limité ;
- **l'activité surfacique labile** : il s'agit de la fraction du dépôt non fixée en surface et pouvant être ainsi remobilisée spontanément (remise en suspension par le vent) ou par le contact des personnes présentes (risque de contamination cutanée et d'ingestion involontaire de substances radioactives). L'activité surfacique labile peut être mesurée en réalisant des frottis sur des surfaces lisses et sèches, mesurés ensuite. L'acquisition de ce paramètre est particulièrement indiquée dans les lieux de vie des personnes (milieu bâti) ;
- **l'activité massique des végétaux (ou d'autres produits)** : cette grandeur est directement associée au dépôt foliaire. Sa mesure présente un double intérêt lorsque le végétal est un produit agricole destiné à être consommé : elle permet de savoir directement si le produit est apte à être consommé et elle donne une information indirecte (exploitable en expertise) sur les caractéristiques du dépôt.

Recommandation :

Les mesures radiologiques de contrôle pour vérifier l'importance des dépôts radioactifs devraient prioritairement porter sur les grandeurs opérationnelles que sont le débit de dose ambiant, l'activité surfacique labile, et l'activité massique des produits.

En revanche, les mesures de l'activité surfacique totale (en Bq.m⁻²) devraient principalement servir au processus d'expertise, afin de consolider et d'améliorer la reconstitution cartographique des dépôts réalisée à l'aide de modèles (voir plus loin).

4.2.2. OUTILS ET METHODES DE CARACTERISATION DES DEPOTS FONDES SUR LA MODELISATION

4.2.2.1. Estimation du dépôt à partir d'un modèle de dispersion atmosphérique (courte ou longue distance) appliqué au terme source

Il est possible de réaliser une estimation prédictive du dépôt radioactif par modélisation directe du transfert atmosphérique à partir du terme source (rejets de l'installation). Cette modélisation de la dispersion de polluants dans l'atmosphère et les dépôts qui en résultent, quatre ensembles de données sont nécessaires :

- **les données concernant la source de rejet**, mesurées ou évaluées par ailleurs : le type d'installation concerné, le type d'accident qui l'affecte, la liste des radionucléides en jeu, l'état du confinement (en fonction du temps), la sur-hauteur dynamique ou thermique éventuelle, permettent de mettre en forme la dynamique de rejet, c'est-à-dire, les débits d'activité rejetée en fonction du temps pour chaque radionucléide. Dans le cadre de l'expertise de crise menée par l'IRSN en cas d'accident nucléaire, ces données sur les rejets radioactifs sont estimées au cours de la phase d'urgence lors de pronostics périodiquement actualisés ;
- **les données météorologiques**, mesurées ou évaluées par ailleurs, au cours du rejet : la dynamique du vent moyen, de la stabilité atmosphérique (turbulence, effets thermiques), des précipitations, de la couche limite atmosphérique, de la nébulosité, de l'humidité, etc., permettent de former le champ météorologique en charge du transport de la pollution ;
- **les données géographiques** : la topographie et l'occupation des sols régissent les interactions entre le sol et les écoulements dans l'atmosphère, donc l'importance du dépôt susceptible de se former (cf. § 4.1) ;
- **les données physico-chimiques sur l'ensemble des polluants rejetés** : leur état (gaz, particules solides ou liquides), leur granulométrie, leur forme chimique, régissent leur comportement au cours de leur transport dans l'atmosphère et leur interaction avec la surface terrestre.

Une partie des données nécessaires à la modélisation peut être fixée *a priori* (par exemple, propriétés physico-chimiques des radionucléides), en dehors de tout contexte accidentel particulier, et éventuellement être ajustées lors de l'accident si de nouvelles données sont accessibles. D'autres données doivent impérativement être acquises au cours de l'accident, typiquement les données météorologiques.

Des outils de dispersion atmosphérique des polluants sont actuellement disponibles ou en développement, notamment à l'IRSN et Météo-France, afin de traiter des échelles multiples : locale (quelques dizaines de km), régionales/continentales (plusieurs centaines/milliers de km) ou globale. L'échelle locale est pertinente pour évaluer l'exposition directe des personnes au panache radioactif (irradiation externe, inhalation) au cours de la phase d'urgence ; pour l'estimation des dépôts radioactifs, l'échelle d'intérêt est à la fois locale et régionale.

L'intérêt principal de l'estimation des dépôts à partir d'une modélisation directe est sa rapidité : dès lors que les principales données nécessaires à sa mise en œuvre (terme source et météorologie) sont disponibles, les résultats d'estimation peuvent être disponibles en quelques minutes ou dizaines de minutes. Toutefois, ces résultats sont entachés de nombreuses sources d'incertitude, pouvant partiellement être résorbées au fil du temps, principalement le terme source, la contribution des pluies (appauvrissement du panache par lessivage et formation du dépôt humide) et les interactions au sol. En situation de crise, dans une démarche d'expertise devant fonder des décisions visant la protection des personnes, la tendance sera de recueillir des hypothèses raisonnablement pessimistes pour l'estimation de la contamination de l'air et des dépôts radioactifs.

Par la suite, des données plus fiables sur les rejets (caractérisation par des mesures dans l'installation accidentée ou dans son voisinage) et sur la météorologie devraient permettre une évaluation plus réaliste des dépôts (reconstitution *a posteriori*), plus particulièrement dans le champ proche de l'installation (quelques dizaines de km) ; dans le champ lointain (échelle régionale), l'estimation de la contamination de l'air par modélisation directe peut donner des résultats avec une précision acceptable (la comparaison des résultats de mesure de la contamination de l'air (césium 137) et ceux issus de la modélisation à l'échelle de l'Europe du panache radioactif produit par l'accident de Tchernobyl montre un accord à un facteur 2 près), mais l'estimation des dépôts par modélisation directe reste affectée par une forte imprécision, notamment liée à la complexité de l'interaction des polluants radioactifs avec les pluies (le même type de comparaison sur les dépôts montre des écarts d'au moins un facteur 10). Cette difficulté peut poser problème dans le cas d'un rejet radioactif important, dont le dépôt à distance est susceptible d'entraîner, au moins provisoirement, un dépassement des NMA dans les denrées agricoles venant de territoires situés à plus de 100 km du point de rejet.

Dans tous les cas, la modélisation directe ne permet pas de fournir un résultat précis à l'échelle d'une parcelle ou d'un environnement bâti et les résultats ainsi obtenus restent indicatifs, pour fonder les décisions d'actions de protection prises à la fin de la phase d'urgence et pour orienter les plans de mesure sur le terrain.

En conclusion, le tableau ci-dessous résume les principaux atouts et limites de la modélisation directe pour l'estimation des dépôts.

Méthode de reconstitution des dépôts radioactifs à partir de la modélisation directe de la dispersion atmosphérique	
Atouts et intérêts de la méthode	Limites et contraintes de la méthode
<p><u>Atouts :</u></p> <p>Rapidité de mise en œuvre (dès la phase d'urgence) avec un nombre relativement réduit de données en temps réel (terme source et météorologie).</p> <p>Estimation prévisionnelle des conséquences, permettant une anticipation de l'action.</p> <p>Mise en œuvre itérative en intégrant des données actualisées pour affiner l'estimation, y compris dans une démarche de reconstitution rétrospective après la fin des rejets.</p> <p><u>Intérêts :</u></p> <p>Aider les autorités à décider rapidement et par anticipation des premières actions de protection, au cours de la phase d'urgence et au début de la phase post-accidentelle (identification des territoires).</p> <p>Fournir des valeurs de retombées atmosphériques indispensables aux modèles radioécologiques (estimation de la contamination des produits agricoles ou naturels).</p> <p>Orienter les plans de mesure sur le terrain.</p> <p>Fournir les premiers supports cartographiques utiles à l'information des parties prenantes.</p>	<p><u>Limites :</u></p> <p>Nombreux facteurs d'imprécision sur les résultats, conduisant à retenir des hypothèses conservatives pour une estimation enveloppe.</p> <p>Méthode donnant des résultats satisfaisants à l'échelle locale et régionale pour la contamination de l'air, mais uniquement dans le champ proche de l'installation accidentée pour les dépôts.</p> <p>Approche donnant une estimation de l'activité initiale déposée, qui peut être différente du dépôt réellement retenu au niveau du sol.</p> <p>Méthode ne permettant pas une estimation précise du dépôt rémanent à l'échelle locale.</p> <p><u>Contraintes :</u></p> <p>Méthode assujettie aux données disponibles, au choix des hypothèses et au jugement d'expert.</p> <p>Nécessité d'explicitier les principales hypothèses attachées aux estimations.</p>

Recommandations :

Pour l'évaluation prédictive⁴ des dépôts radioactifs servant aux prises de décision à la fin de la phase d'urgence, il est recommandé de recourir à une modélisation directe à partir du terme source estimé et des prévisions météorologiques.

La qualité de l'évaluation prédictive des dépôts dépend en particulier de la précision du diagnostic de la situation pendant la phase d'urgence (rejets, mesures de radioactivité, données météorologiques) mais aussi des hypothèses nécessaires aux projections temporelles. Dans un but de protection, il est recommandé de retenir des hypothèses raisonnablement prudentes. Il convient enfin de noter que les calculs prédictifs de dépôt à longue distance (au-delà de quelques dizaines de kilomètres du point de rejet) sont entachés d'une grande incertitude.

⁴ c'est-à-dire l'estimation des dépôts futurs avant la fin des rejets

simples fournies aux paragraphes 4.1.1 et 4.1.2, une estimation des composantes sèches et humides du dépôt radioactif peut être obtenue facilement. On peut considérer que les premières cartes de dépôt fondées sur cette méthode seraient disponibles en moins de 12 heures après la fin des rejets. Des versions plus précises (au sens de mieux ajustées aux valeurs observées) pourraient être obtenues au cours des jours suivants, une fois que les filtres de prélèvement des aérosols et les échantillons d'eau de pluie auront été acheminés vers les laboratoires d'analyse et les mesures effectuées. Enfin, une version consolidée de cette cartographie pourrait être obtenue à la suite de campagnes de caractérisation des dépôts (spectrométrie in situ ou héliportée et prélèvements « sols + végétation » ; cf. ci-après), permettant une meilleure corrélation empirique entre les données atmosphériques (contamination de l'air, hauteur de pluie) et les données de contamination des surfaces au sol.

En conclusion, le tableau ci-dessous résume les principaux atouts et limites de la modélisation empirique à partir de données environnementales.

Méthode de reconstitution des dépôts radioactifs à partir des données de contamination de l'air et des données sur les pluies	
Atouts et intérêts de la méthode	Limites et contraintes de la méthode
<p><u>Atouts :</u></p> <p>Méthodes ne nécessitant pas une connaissance du terme source et s'appuyant directement sur des données sur la radioactivité de l'air.</p> <p>Estimation rapide (dès que les données sur l'air et les pluies sont disponibles) des conséquences <i>a posteriori</i> sur un vaste territoire, permettant une première vision d'ensemble des zones plus ou moins touchées.</p> <p>Mise en œuvre itérative en intégrant des données actualisées pour affiner l'estimation (analyses radiologiques sur des prélèvements d'air, d'eau de pluie ou de sols).</p> <p><u>Intérêts :</u></p> <p>Fournir une estimation globale des dépôts à l'échelle de la France entière.</p> <p>Fournir des valeurs de retombées atmosphériques indispensables aux modèles radioécologiques (estimation de la contamination des produits agricoles ou naturels).</p> <p>Orienter les plans de mesure sur le terrain.</p> <p>Fournir les premiers supports cartographiques utiles à l'information des parties prenantes.</p>	<p><u>Limites :</u></p> <p>Densité territoriale des données généralement insuffisante, nécessitant le recours à l'interpolation par des outils mathématiques (statistiques) ou des modèles physiques.</p> <p>Fortes incertitudes à l'échelle locale liées à la variabilité des phénomènes et des paramètres associés (rapport de lessivage humide, vitesse de dépôt sec, etc.) = méthode inappropriée pour réaliser une cartographie à proximité (<30 km) du site ou à l'échelle infra-départementale.</p> <p>Approche donnant une estimation de l'activité initiale déposée, qui peut être différente du dépôt réellement retenu au niveau du sol.</p> <p>Méthode ne permettant pas une estimation précise du dépôt rémanent à l'échelle locale.</p> <p><u>Contraintes :</u></p> <p>Méthode assujettie aux données disponibles, au choix des paramètres sur la physique du dépôt et au jugement d'expert.</p>

Recommandations :

Afin d'améliorer la connaissance des dépôts à moyenne et grande distance du lieu de l'accident (au-delà de quelques dizaines de kilomètres) sans attendre les résultats des campagnes de mesures, il est recommandé de réaliser, dès le début de la phase de transition, une cartographie des dépôts par modélisation empirique à partir des données disponibles sur la radioactivité de l'air et sur localisation et la quantité de précipitations pluvieuses pendant l'accident.

Il est recommandé de mettre à jour périodiquement la cartographie obtenue par cette méthode, en exploitant les résultats de mesures de radioactivité (filtres de prélèvement d'aérosols, prélèvements d'eau de pluie, mesures de dépôt) disponibles.

4.2.2.3. Synthèse comparative des deux approches de modélisation des dépôts

Les constats qui précèdent conduisent à proposer une synthèse comparative des deux méthodes de modélisation des dépôts, permettant de mieux situer le cadre et les conditions de leur emploi dans le contexte d'une expertise rapide en situation post-accidentelle. Il est considéré que la restitution des résultats de modélisation prend la forme d'une carte de dépôts pour les radionucléides d'intérêt retenus, pour la somme de l'activité déposée et pour le débit de dose ambiant.

A nouveau, il est important de souligner que ces méthodes, même employées de façon réaliste, donnent des résultats entachés d'imprécision, liée à l'insuffisante représentativité des données utilisées au regard de la variabilité des phénomènes en cause dans la formation des dépôts, et compte tenu du fait que ces méthodes estiment les retombées atmosphériques alors que les mesures sur le terrain quantifient le dépôt rémanent. On peut considérer que la précision est acceptable si on s'intéresse au dépôt moyen à l'échelle d'une commune (par la méthode de modélisation directe) ou d'un canton (par la méthode de la modélisation empirique) ; en revanche, des écarts importants (de l'ordre d'un facteur 10) peuvent être observés à l'échelle locale entre le résultat de modélisation et les valeurs observées par des mesures.

	Méthode par modélisation directe à partir du terme source	Méthode par modélisation empirique à l'aide de données environnementales
Données initiales nécessaires ou utiles	<ul style="list-style-type: none"> - Terme source (estimé ou caractérisé) - Conditions météorologiques - Topographie / géographie - Données physico-chimiques sur les radionucléides 	<ul style="list-style-type: none"> - Contamination de l'air au sol (mesurée ou obtenue par modélisation directe) - Hauteurs de pluie (mesures directes ou relevés radar) - Contamination de l'eau de pluie - Mesures de dépôts surfaciques (étalonnage des corrélations empiriques)
Domaine géographique recommandé	Champ proche (moins de 30 km du point de rejet)	Champ lointain (échelle régionale ou nationale, voire au-delà)
Délai de mise en oeuvre	<ul style="list-style-type: none"> - de l'ordre d'une heure en mode « prédictif », à partir de prévision de terme source et de conditions météorologiques à venir, au cours de la phase d'urgence - de l'ordre de quelques heures en mode « rétrospectif », à partir de mesures caractérisant le terme source et des conditions météorologiques réellement observées, après la phase d'urgence 	<ul style="list-style-type: none"> - aucune mise en oeuvre possible pendant la phase d'urgence - de l'ordre de 12 heures pour une première cartographie basée sur des données (calculées) sur la contamination de l'air et les mesures de pluviométrie - quelques jours pour une cartographie ajustée à l'aide des mesures acquises sur la contamination de l'air et de l'eau de pluie - de l'ordre d'une semaine pour une cartographie consolidée à partir des résultats de campagnes de caractérisation des dépôts
Réalisme / Conservatisme	<ul style="list-style-type: none"> - en mode « prédictif » : hypothèses majorantes, tendant à surestimer les dépôts - en mode rétrospectif : tendance à une estimation réaliste en se calant sur des données « vraies » - variabilité des dépôts humides mal maîtrisée (hypothèse d'uniformité spatiale) 	<ul style="list-style-type: none"> - première estimation : hypothèses majorantes sur les paramètres du dépôt (vitesse de dépôt, rapport de lessivage humide) et réalistes sur les données environnementales (contamination de l'air ; hauteurs de pluie) - estimations suivantes : tendance au réalisme en ajustant avec le plus grand nombre de données mesurées

(2 à 3 heures), de préparer le vol (1 heure). Ainsi, avant le début de réalisation de la première campagne de mesure, il convient de prévoir un délai allant de 7 à 29 heures selon le lieu de l'accident.

L'engagement de la campagne de mesure est elle-même conditionnée par :

- l'absence de contamination radioactive de l'air, à la fois pour des raisons de radioprotection de l'équipage à bord de l'hélicoptère et de qualité métrologique ;
- l'absence d'un fort débit de dose ambiant dû aux dépôts, également pour des raisons de radioprotection de l'équipage ;
- des conditions météorologiques favorables au vol et une bonne visibilité, ce qui exclut une intervention de nuit ou en cas de brouillard.

Une campagne de mesure dure de 1 à 2 heures et, selon la précision de caractérisation recherchée, permet de couvrir une surface de 5 à 10 km². Après chaque campagne, un traitement préliminaire des données, prenant 2 heures, permet une première restitution cartographique des résultats, sous forme d'un fichier numérique pouvant être transmis aux différents PC.

D'un point de vue métrologique, le dispositif permet de quantifier des activités surfaciques supérieures à quelques milliers à quelques dizaines de milliers de Bq.m⁻² selon le radionucléide émetteur gamma recherché, ce qui est tout à fait pertinent du point de vue de la caractérisation de la contamination des territoires en situation post-accidentelle (les activités surfaciques déposées pouvant alors dépasser le million de Bq.m⁻²). Bien entendu, HELINUC ne permet pas de détecter et de quantifier la contamination due aux émetteurs alpha et bêta.

Enfin, par convention, HELINUC peut être mobilisé, dans le contexte d'une situation d'urgence radiologique, soit par le PCD national de l'exploitant nucléaire, soit par le ministère de l'intérieur (COGIC). Il est à noter qu'aucune règle ne permet de fixer la priorité ni la stratégie d'emploi d'HELINUC dans ce contexte, ce qui peut conduire à un conflit de ressource. A noter également qu'HELINUC est susceptible d'être mobilisé par la société KHG de Karlsruhe de laquelle GIE-Intra est partenaire.

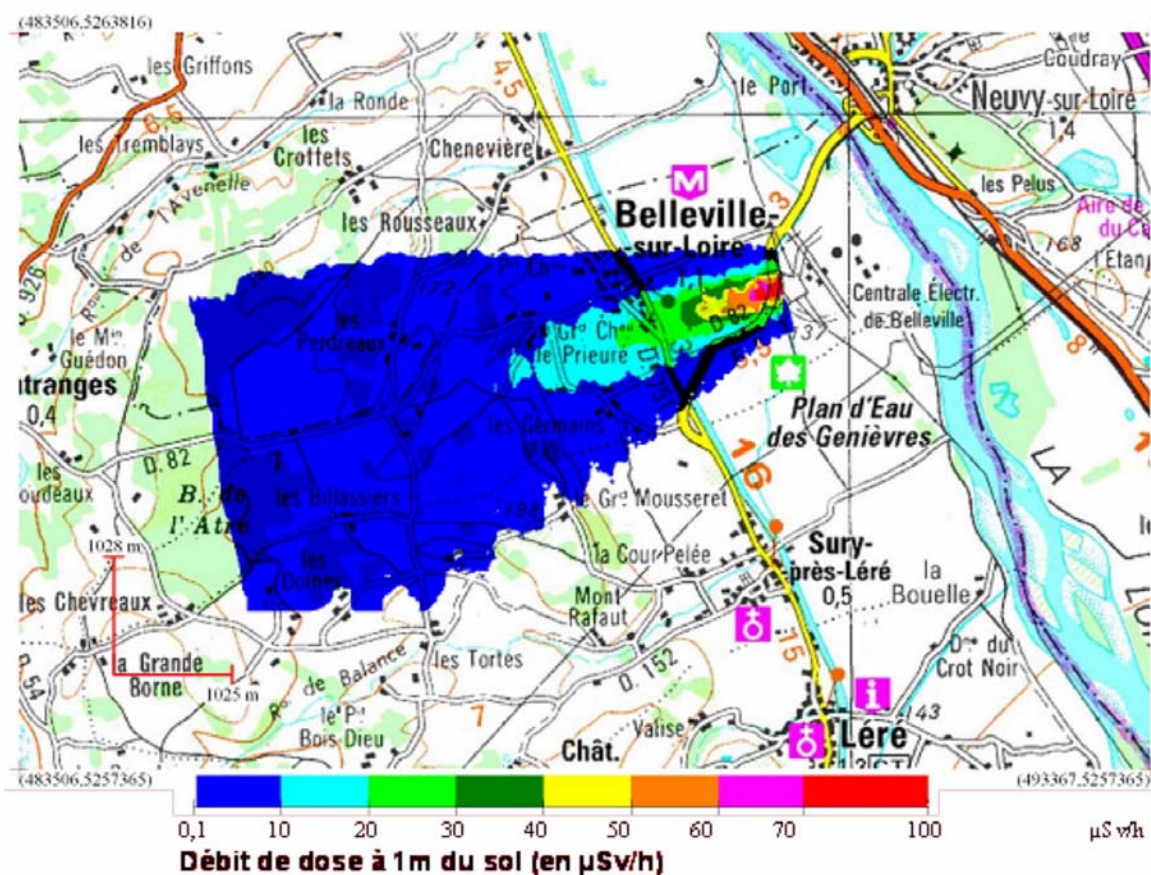


Figure 1 - Exemple de cartographie du débit de dose restituée à partir d'une campagne HELINUC menée lors de l'exercice de Belleville (2005 – valeurs numériques corrigées à partir d'une simulation scénarisée)

Il ressort des discussions au sein du GT3 et de l'analyse qui en découle, plusieurs observations et pistes de travail autour d'HELINUC :

- HELINUC est le seul moyen opérationnel permettant de faire rapidement une cartographie des dépôts fondée sur la mesure sur un territoire de taille significative et il conviendrait, dans ces conditions, qu'HELINUC puisse engager les premières campagnes de mesure dès le début de la phase post-accidentelle, une fois que les rejets radioactifs sont maîtrisés et que le panache radioactif est dissipé. Compte tenu des délais de mobilisation, d'acheminement et de préparation du dispositif, pouvant aller jusqu'à une trentaine d'heures, il convient de définir une procédure et des critères de mobilisation d'HELINUC dès la phase d'urgence ; en d'autres termes, il est souhaitable de mieux intégrer HELINUC dans l'organisation nationale de crise ;
- HELINUC peut apporter une information utile au processus d'expertise et pour la gestion opérationnelle des territoires à l'issue de la phase d'urgence. Compte tenu des enjeux immédiats de protection et des stratégies de gestion des populations immédiatement après la phase d'urgence (cf. GT1), il est recommandé de faire intervenir HELINUC en priorité au-dessus des zones bâties, à condition que la topographie des lieux n'altère pas à l'excès la qualité des résultats de mesure. Cette orientation est d'autant plus justifiée que l'estimation de la contamination des zones urbaines à l'aide de modèles prédictifs est peu précise (voir § 4.2.2). Dans ce contexte, et face à la diversité de restitution offerte par le dispositif, il est recommandé

de limiter les paramètres cartographiés afin d'en faciliter l'appropriation et l'exploitation par les autres acteurs : en priorité le débit de dose ambiant et, éventuellement l'activité surfacique pour une radionucléide caractéristique choisi en fonction du type d'accident ;

- les résultats d'HELINUC fournissent également une information pertinente permettant d'ajuster les prévisions issues de modélisation (processus d'expertise). Dans ce cadre, d'autres formes de restitution des résultats de campagnes de mesure devraient être envisagées, pas nécessairement sous forme cartographique et préférentiellement sous forme tabulée, afin de disposer des données numériques représentatives de tous les radionucléides caractérisés au cours des campagnes. Un échange technique entre les spécialistes concernés de l'IRSN et le GIE INTRA devrait se poursuivre pour préciser le cadre d'échange ;
- Compte tenu de l'emprise d'une campagne HELINUC (5 à 10 km²), et considérant que les problèmes de radioprotection sont limités dans un hélicoptère par rapport à ceux des équipes au sol, il est recommandé de faire intervenir HELINUC dans les zones les plus touchées par les retombées radioactives, à proximité du site accidenté. Par la suite, des campagnes sur des territoires plus lointains peuvent être envisagées, notamment pour conforter l'évaluation prédictive des dépôts issue du processus d'expertise de l'IRSN, étant entendu qu'il paraît peu réaliste de couvrir un département entier, voire plus, par de telles campagnes. Par ailleurs, HELINUC est un des moyens appropriés pour surveiller l'évolution de la situation radiologique dans la durée, du fait de la décroissance radioactive ou des actions de réhabilitation, et, à ce titre, il serait pertinent de refaire des campagnes successives sur un même territoire, par exemple pour vérifier l'efficacité des opérations de nettoyage des toitures et de la voirie en milieu urbain.

Synthèse des recommandations concernant HELINUC :

- *Afin de permettre à HELINUC de réaliser les premières campagnes de mesures de dépôt dès la fin des rejets, il est recommandé de définir une procédure et des critères de mobilisation d'HELINUC dès la phase d'urgence et de mieux intégrer HELINUC dans l'organisation nationale de crise.*
- *En raison des enjeux spécifiques de gestion des populations mises à l'abri lors de la phase d'urgence et des populations limitrophes, il est recommandé de réaliser en priorité des campagnes HELINUC sur les zones habitées, en vérifiant au préalable que la topographie de ces zones n'altèrent pas significativement la qualité des mesures. Ces campagnes devraient d'abord concerner les territoires les plus touchés par les retombées, en prenant les précautions nécessaires pour assurer la radioprotection du personnel de bord. Par la suite, il serait pertinent de renouveler de telles campagnes dans un but de suivi périodique de l'évolution de la situation en un lieu donné.*
- *Les paramètres à cartographier en priorité à partir des résultats de campagnes HELINUC devraient être le débit de dose ambiant et l'activité surfacique d'un radionucléide « référent » à définir en fonction des caractéristiques de l'accident et des contraintes météorologiques.*
- *Le cadre d'échange et les modalités pratiques de fourniture et d'exploitation à des fins d'expertise des données recueillies au cours des campagnes HELINUC doivent être mises au point entre l'IRSN et le GIE INTRA.*

4.2.3.2. Cartographie par des mesures spectrométriques in situ

Divers dispositifs transportables sur le terrain permettent de réaliser une cartographie (à l'échelle d'une petite parcelle) par spectrométrie gamma. Typiquement, la technique consiste à disposer un détecteur de précision (germanium) en hauteur sur un support stable (trépied) et à mesurer le rayonnement gamma émis par les radionucléides présents sur une parcelle circulaire d'une dizaine de mètres de rayon. L'intérêt de ce dispositif est de fournir une estimation précise de l'activité surfacique moyenne d'une surface représentative, ce qui est un atout important par rapport aux autres techniques de mesure ponctuelle qui seront vues dans les paragraphes suivants. En déplaçant l'équipement sur la zone étudiée, il est possible de dresser une cartographie locale de l'activité surfacique ou du débit de dose ambiant. D'un point de vue météorologique, cette technique permet d'accéder à des niveaux de contamination surfacique très bas (quelques Bq.m⁻²), ce qui est peu utile dans le contexte d'une situation post-accidentelle, mais aussi à des niveaux beaucoup plus importants, de l'ordre de 1 MBq.m⁻² ou de quelques dizaines de µSv/h.

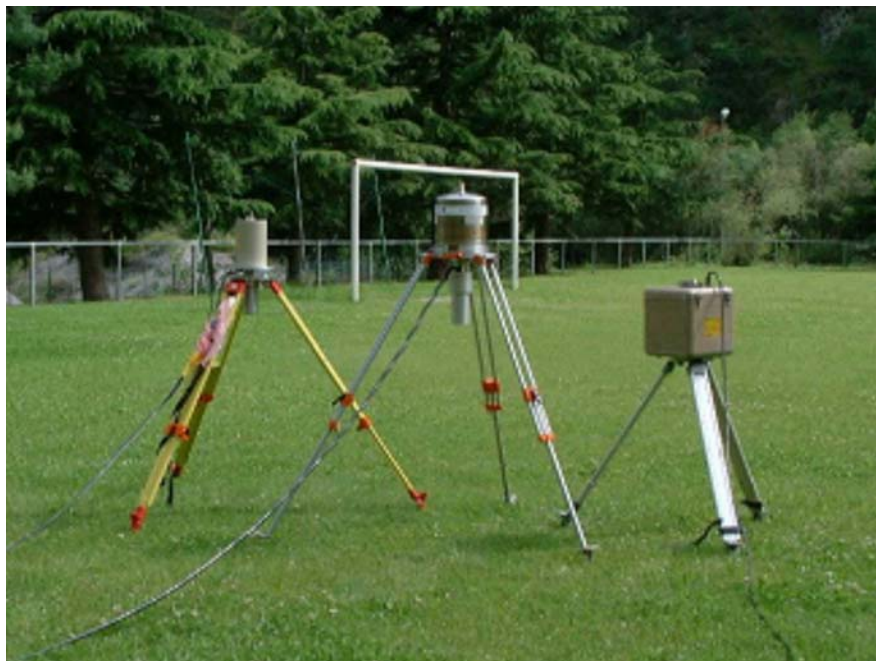


Figure 2 - Dispositifs de spectrométrie gamma in situ déployés sur le terrain

L'obtention d'un résultat de mesure à l'aide de cet équipement est relativement rapide (30 minutes comprenant 15 minutes d'acquisition et 15 minutes d'analyse du spectre), mais en revanche, le dispositif est relativement fragile et nécessite une quinzaine de minutes d'installation pour chaque point à mesurer. Finalement, le principal facteur limitant est le déplacement du dispositif d'un point à un autre, surtout s'il est projeté de couvrir une vaste surface. Dans ces conditions, il semble difficile d'acquérir des résultats sur plus d'une dizaine de points par jour, ce qui constitue une limite importante de cette technique.

En termes de conditions d'utilisation, ce dispositif doit être déployé sur des surfaces planes et dégagées (absence d'arbres ou de murs dans le voisinage de l'équipement).

Compte-tenu des possibilités mais aussi des contraintes de cette technique, les observations suivantes peuvent être faites :

- l'atout principal de cette technique est de fournir une caractérisation représentative du niveau de contamination d'une parcelle, en intégrant les éventuels facteurs de variabilité locale. Cette technique est donc à privilégier dans les zones où une telle variabilité est susceptible d'apparaître, notamment à la suite de dépôts humide, ou pour préciser la caractérisation de zones particulières mises en évidence lors d'une campagne HELINUC ;
- la faible capacité et les contraintes logistiques associées incite à recourir à cette technique principalement pour conforter le processus d'expertise des conséquences radiologiques dans l'environnement. A l'inverse, cette technique paraît trop sophistiquée pour participer efficacement à des contrôles de routine ;

La technique du frottis, réalisée sur des surfaces adéquates, permet de concentrer l'activité présente sur le support. L'échantillon ainsi prélevé peut ensuite être analysé en laboratoire. Pour rester exploitable, un frottis doit se conformer à un protocole de prélèvement strict (type de surface frottée, aire frottée,...). Le frottis permet en outre de caractériser la partie labile du dépôt.

L'intervention d'équipes dotées de tels instruments portatifs et secondées par des laboratoires mobiles ne permet pas la caractérisation rapide de vastes de territoire mais est particulièrement indiquée pour les zones complexes ou sensibles que constituent les milieux bâtis. En particulier, du fait de la capacité d'investigation qu'elles offrent, ces techniques permettent la recherche de « points chauds » qui pourraient se révéler problématiques du point de vue de la radioprotection, alors même que les autres techniques de caractérisation des dépôts présentées jusqu'à présent ne permettent pas une telle découverte. De part leur nature, les mesures acquises selon ces techniques s'inscrivent préférentiellement dans un objectif de contrôle et sont d'une exploitation plus difficile dans un processus d'expertise global. De plus, une difficulté essentielle liée à l'usage des instruments portatifs tient à la multitude de résultats fournis par une multitude d'intervenants en des lieux variés, rendant complexe la consolidation et la transmission des données vers l'ensemble des parties prenantes, en prenant soin de conserver la traçabilité des données pour éviter toute confusion. Les mesures effectuées in situ doivent donc être rigoureusement planifiées et justifiées dans le but de mettre les ressources au service de relevés pertinents et de qualité.

Recommandations :

La caractérisation des dépôts par des instruments portatifs est recommandée à des fins de contrôle, en priorité des milieux bâtis ou dans des chantiers de décontamination.

L'attention est attirée sur la difficulté d'organiser une bonne traçabilité des résultats de mesures obtenus par cette instrumentation, en raison de la multitude de valeurs acquises mais aussi de la diversité potentielle des acteurs et des équipes d'intervention.

4.2.3.4. Caractérisation des dépôts à partir de mesures sur des prélèvements

Deux types principaux de prélèvements peuvent concourir à la caractérisation directe des dépôts :

- **des frottis sur surfaces lisses et sèches**, permettent de collecter la part labile de l'activité déposée. Pour être exploitables du point de vue de la quantification de l'activité surfacique, ils doivent être réalisés selon un protocole strict (type de surface, aire frottée). La mesure du frottis se fait en laboratoire (fixe ou mobile pour la spectrométrie gamma). Du fait des caractéristiques des surfaces pouvant être frottées et du type d'information fournie par cette mesure, la technique du frottis doit être privilégiée pour les contrôles en milieu urbain et est généralement mise en œuvre par les mêmes équipes d'intervention dotées de moyens portatifs, telles que présentées au paragraphe précédent ;

- **des prélèvements de sol superficiel et de la végétation** qu'il supporte, puis l'analyse de ces deux fractions en laboratoire fixe ou mobile (spectrométrie gamma). Ces prélèvements doivent également être réalisés selon un protocole strict afin d'être exploitables en termes d'activité surfacique totale déposée. Ils ont plutôt vocation à être réalisés en milieu agricole (sol cultivé) ou naturel (zones de concentration). Ce type de prélèvement et de mesure complète utilement les indications obtenues par spectrométrie gamma hélicoptérée ou in situ et repose sur une logistique relativement légère, le principal facteur limitant étant le délai de déplacement d'un point à l'autre. En revanche, la principale limite de cette technique concerne la représentativité de la mesure, qui se limite à l'échantillon prélevé ; aussi, pour compenser cette limite de représentativité, il est recommandé de procéder à 3 prélèvements par point d'observation. Par sa nature, ce type de prélèvement est peu utile pour un objectif de contrôle et doit être réservé à la consolidation de l'évaluation globale des dépôts par modélisation à partir de données environnementales (cf. § 4.2.2.2), en complément de la spectrométrie gamma in situ.

Comme dans le cas précédent, la principale difficulté liée aux techniques de caractérisation par prélèvements tient à la multitude des échantillons fournis par une multitude d'intervenants en des lieux variés, et mesurés dans des laboratoires divers. Une organisation rigoureuse de la traçabilité s'impose dans ses conditions, sous peine de rendre les résultats d'analyse inexploitables.

Recommandations :

La caractérisation des dépôts labiles à l'aide de frottis est recommandée à des fins de contrôle en milieu bâti, et doit être réalisée en complément des mesures par des instruments portatifs, normalement mis en œuvre par les mêmes équipes d'intervention.

La réalisation de prélèvements de sol superficiel et de la végétation qui le recouvre est recommandée en milieu agricole ou naturel, principalement à des fins d'expertise en complément des mesures spectrométriques gamma in situ.

Dans tous les cas, une traçabilité rigoureuse des échantillons et des informations associées doit être assurée du prélèvement jusqu'au laboratoire d'analyse.

Il est recommandé de conserver les prélèvements utilisés pour d'éventuelles analyses supplémentaires à des fins d'expertise, une fois la mesure initiale réalisée. La question de la conservation des échantillons recueillis lors de contrôles reste ouverte à ce stade.

4.2.3.5. Synthèse comparative des techniques de caractérisation des dépôts par la mesure

Toutes les techniques présentées précédemment ont des atouts mais aussi des limites intrinsèques qui orientent leur recours en fonction des objectifs poursuivis. Ainsi le tableau qui suit dresse la synthèse des indications et des limites des différentes catégories de techniques, dans le contexte de la caractérisation initiale des dépôts.

	Utilisation recommandée	Limites et contraintes de mise en oeuvre
HELINUC (spectrométrie gamma hélicoptée)	<ul style="list-style-type: none"> - pour une cartographie générale des dépôts et du débit de dose ambiant sur des surfaces de taille intermédiaire (plusieurs dizaines de km²) - en priorité sur les territoires les plus proches du site accidenté et en particulier les zone bâties dans le périmètre du PPI - adaptable à la fois à un objectif de contrôle opérationnel de la radioactivité et à la consolidation de l'expertise des dépôts en complément de la modélisation directe 	<ul style="list-style-type: none"> - délais de mobilisation, d'acheminement et de préparation justifiant une activation dès la phase d'urgence, selon des critères à définir - règles de priorité d'emploi à fixer en fonction des différents « ayants droits » - mise en œuvre limitée par les conditions de visibilité - règles de restitution des résultats à préciser selon les objectifs (choix des radionucléides, modes de représentation, etc.)
Spectrométrie gamma in situ	<ul style="list-style-type: none"> - pour une cartographie représentative à l'échelle d'une parcelle - en priorité sur des terrains dégagés et plans, de type surfaces agricoles - à privilégier pour alimenter le processus de cartographie générale fondée sur la modélisation, dans le champ proche ou lointain 	<ul style="list-style-type: none"> - logistique de déplacement du dispositif d'un point à l'autre, limitant l'acquisition à 10 points par jours - à éviter dans l'optique de contrôles de radioprotection opérationnelle
Equipements portatifs et frottis	<ul style="list-style-type: none"> - pour des contrôles opérationnels en priorité en milieux bâtis - investigations pour la recherche de points chauds - résultats sous forme de débit de dose ambiant ou d'activité surfacique labile - utilisable pour une quantification globale des émetteurs alpha et bêta 	<ul style="list-style-type: none"> - valeurs de dépôts totaux non accessibles directement et sujettes à interprétation - pour les frottis : nécessité d'un laboratoire de mesure (laboratoire mobile à privilégier) - mesures peu exploitables dans le cadre de la cartographie générale des dépôts - gestion complexe de la multitude de résultats et d'intervenants
Prélèvements « Sol + Végétation	<ul style="list-style-type: none"> - pour une quantification précise de tous les radionucléides (émetteurs alpha, bêta, gamma) déposés - à réaliser sur des sols agricoles (terre nue ou couverture herbacée) - à privilégier pour alimenter le processus de cartographie générale fondée sur la modélisation, dans le champ proche ou lointain 	<ul style="list-style-type: none"> - nécessité de mesure en laboratoire (fixe ou mobile) impliquant des résultats différés - mesures sans intérêt opérationnel direct - limite de représentativité spatiale des mesures nécessitant la multiplication de prélèvements pour un secteur donné - gestion complexe de la multitude de résultats et d'intervenants

En facteur commun à toutes ces techniques, il est important de préciser que leur mise en œuvre pour la caractérisation des dépôts initiaux en début de phase post-accidentelle n'a de sens qu'après la fin de la dispersion du panache radioactif et la stabilisation du dépôt. Il est donc inutile d'engager ces techniques pendant la phase d'urgence, sauf, pour certaines d'entre elles (équipements portatifs), pour d'autres objectifs que la caractérisation des dépôts (mesures d'ambiance dans le panache, caractérisation du spectre de radionucléides, etc.). Cette indication, valable pour les 2 scénarios actuellement étudiés par le

dépend du radionucléide et de sa forme chimique. L'activité ainsi incorporée par transfert foliaire se répartit plus ou moins uniformément dans la biomasse du végétal.

La part des radionucléides déposés qui se fixe dans les sols migre progressivement en profondeur, principalement sous l'action de percolation de l'eau de pluie ; le dépôt initial surfacique (exprimé en $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$; cf. chapitre 4) évolue en contamination massique des sols, exprimée en $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ de terre. Ainsi, des radionucléides présents dans le sol se retrouvent en contact du système racinaire des plantes (ou du mycélium des champignons) et peuvent ainsi être absorbés par la plante : il s'agit du transfert racinaire.

Définition :

*On appelle « **transfert racinaire** » le phénomène d'absorption par les racines des plantes des radionucléides présents en solution dans l'eau interstitielle du sol. Les radionucléides ainsi absorbés sont ensuite transportés, par voie systémique, dans l'ensemble de la plante, entraînant une contamination massique de celle-ci.*

Contrairement au cas du transfert foliaire, la contamination des végétaux par transfert racinaire intervient en différé, en fonction de la diffusion des radionucléides dans le sol et de leur solubilité. Il s'agit d'un processus de contamination moins intense que le transfert foliaire mais qui peut agir durablement sur la contamination des produits végétaux poussant sur des terres contaminées par des radionucléides de période suffisamment longue (typiquement le césium 137).

La contamination des végétaux résultant des deux processus décrits précédemment se traduit en activité massique qui s'exprime en $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$. En l'absence d'indication contraire, l'activité massique des produits végétaux se réfère à l'état frais (non déshydraté) et avant toute transformation agroalimentaire.

L'importance de la contamination initiale des végétaux au début de la phase post-accidentelle dépend de nombreux facteurs. Parmi ceux-ci, deux méritent une attention particulière :

- **Les caractéristiques des retombées radioactives :**

Selon que le dépôt radioactif se fait sous forme sèche ou humide (par les pluies), le résultat en termes de contamination initiale des végétaux est très différent. Ainsi, pour une activité surfacique déposée donnée, le transfert foliaire du dépôt sec est très efficace et conduit à une contamination élevée des végétaux, alors que ce transfert est moindre pour un dépôt sous forme humide, du fait du ruissellement sur les feuilles d'une partie de l'eau de pluie contaminée. Plus précisément, dans le cas d'un dépôt sec, la contamination des feuilles augmente proportionnellement à l'importance du dépôt, alors que dans le cas d'un dépôt humide, la contamination des feuilles augmente d'abord rapidement puis, à partir de 5 à 10 mm d'eau de pluie tombée pendant le dépôt, cette contamination foliaire atteint un plafond, comme l'illustre la figure 3 ci-dessous dans le cas de l'herbe.

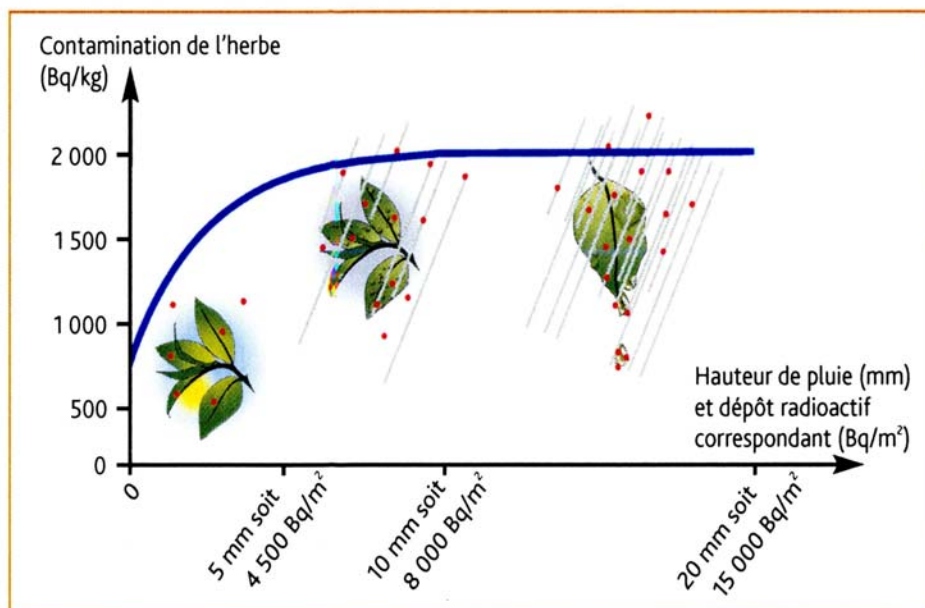


Figure 3 – Evolution de l'activité massique de l'herbe en fonction de la hauteur de pluie à l'origine du dépôt humide.

Recommandation :

Pour l'évaluation prédictive des niveaux de contamination des produits végétaux au début de la phase post-accidentelle, il ne suffit pas de connaître le dépôt total, mais il faut également déterminer la part sèche et la part humide de ce dépôt. Il convient donc que les méthodes et outils d'expertise de crise intègrent ces caractéristiques et que les informations météorologiques pertinentes (localisation et intensité des pluies) soient disponibles rapidement.

- **L'état de développement des végétaux au moment de la formation du dépôt :**

La contamination des végétaux par transfert foliaire est d'autant plus importante que le développement des feuilles, donc la surface d'interception, est élevée au moment de l'accident. Ainsi, dans le cas d'une surface cultivée ou d'une prairie, le dépôt surfacique intercepté par les plantes dépend directement de la densité végétale de la parcelle :

- dans le cas de l'herbe, la contamination initiale de l'herbe par les dépôts est d'autant plus élevée que le rendement de croissance est important ;
- dans le cas d'un légume à feuilles (par exemple une salade), la contamination initiale est maximale si la salade est à maturité, donc prête à être cueillie, au moment de l'accident ; par contre, si la salade n'est qu'à un stade de développement intermédiaire lors du dépôt, la quantité de radionucléides interceptée par les feuilles est moins importante et la poursuite de la croissance de la plante après l'accident entraîne la dilution de la contamination initiale, par

augmentation de la biomasse. Ainsi, l'activité massique de la salade au moment de sa récolte s'en trouve amoindrie. A fortiori, des jeunes plants de salade contaminés lors de l'accident donnent des salades à maturité très faiblement contaminées. La figure 4 ci-dessous résume, en fournissant des indications chiffrées, l'influence très sensible du stade de développement sur la contamination du produit au moment de sa récolte. Elle montre également que les salades plantées après la formation du dépôt, donc contaminées uniquement par transfert racinaire, atteignent des niveaux de contamination encore plus faibles.

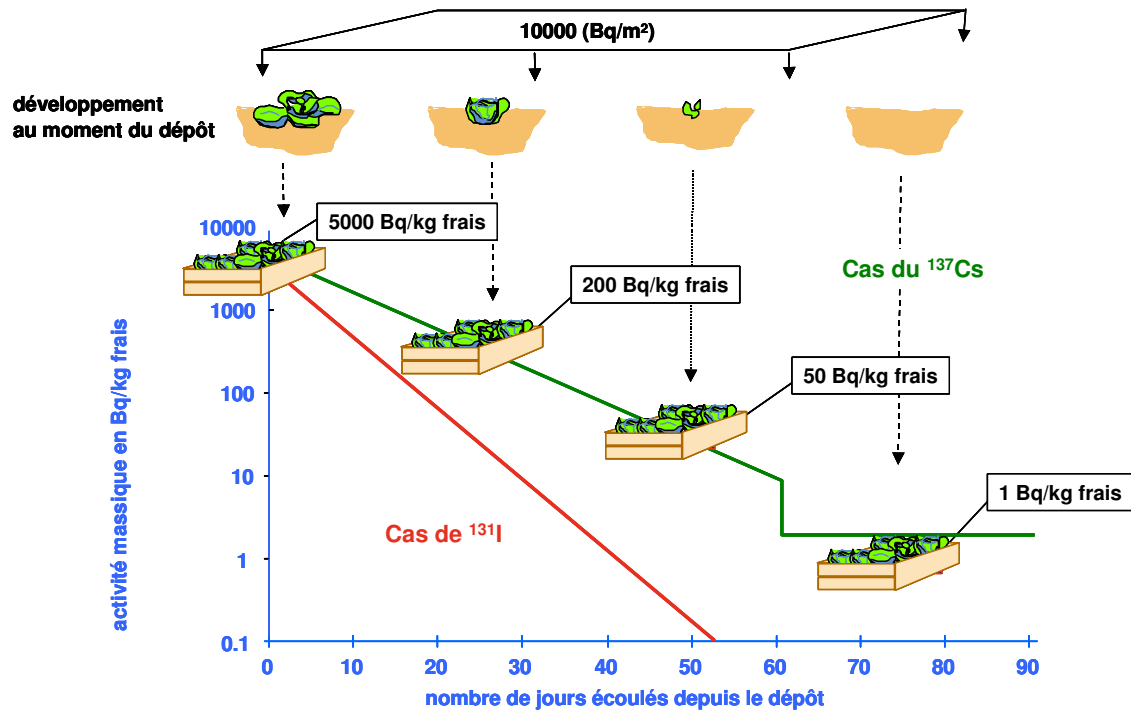


Figure 4 – Influence du stade de développement des salades au moment du dépôt radioactif accidentel sur l'activité massique des salades au moment de leur récolte. De gauche à droite : stade mature au moment du dépôt ; stade intermédiaire ; stade de jeune plant ; salade semée après le dépôt.

L'influence du stade de développement végétal et de la dilution par croissance de la biomasse existe quel que soit le radionucléide, même de longue période comme le césium 137 illustré ci-dessus. L'effet est encore plus important dans le cas des radionucléides à vie courte tels que l'iode 131 également illustré dans cette figure.

Les autres productions végétales telles que les grains (céréales), les fruits, les racines et les tubercules comestibles sont également concernées par ce phénomène mais leur contamination implique plus largement les phénomènes de translocation et d'absorption racinaire.

Le cas des grains est particulièrement critique vis-à-vis du stade de développement au moment de la formation du dépôt. En effet, la sensibilité du produit comestible est très élevée dans le cas où l'épisode de contamination se produit entre la date de fécondation des fleurs et la récolte des céréales. C'est ainsi qu'en 1986, à la suite de l'accident de Tchernobyl, les mesures d'activité massique du césium 137 des céréales produites en France ont généralement donné des valeurs en dessous des limites de détection, sauf dans 4 départements du sud de la France (Ardèche, Drôme, Vaucluse et Bouches-du-Rhône) où

quelques valeurs significatives ont été mesurées, en rapport avec un stade de développement des plantes plus avancé dans ces départements que dans le reste de la France, au moment de l'accident.

Recommandation :

Les niveaux de contamination des produits végétaux au moment de leur récolte dans l'année qui suit l'accident dépend fortement de leur stade de développement lors de l'accident. Il est donc important d'en tenir compte lors des évaluations et d'établir, en amont de toute situation de crise, une connaissance de la répartition spatiale et temporelle des rendements de croissance et des données de développement des cultures pour les différentes catégories végétales consommées par l'homme ou le bétail. Cette connaissance a priori devrait dans la mesure du possible être complétée et précisée en situation de crise, à l'aide de données actualisées observées sur le terrain.

5.1.2. CONTAMINATION DES ANIMAUX ET DES DENREES D'ORIGINE ANIMALE

La contamination des animaux se fait essentiellement par l'ingestion de végétaux contaminés. L'incorporation des radionucléides et les processus métaboliques de l'animal aboutit à la contamination des parties comestibles (viandes, abats, lait, œufs...). Le niveau de contamination atteint dans ces produits est le résultat de deux processus inverses : un processus d'accumulation progressive par l'apport quotidien de radionucléides via la ration alimentaire ; un processus d'élimination par les voies naturelles (excrétion). L'équilibre entre ces deux processus détermine la valeur de contamination observée et peut évoluer au cours du temps selon leur poids respectif. Ainsi, typiquement, on observe une période de croissance de la contamination dans les denrées animales dans les jours qui suivent l'accident, puis un palier plus ou moins long suivi d'une période de décroissance due à la réduction de l'apport quotidien de radionucléides.

En dehors des processus métaboliques, propres à l'animal et aux radionucléides considérés, l'état de contamination des denrées d'origine animale dépend fortement des caractéristiques de l'alimentation de l'animal, celles-ci étant principalement contrôlées ;

- d'une part par les pratiques d'alimentation mises en place par l'éleveur (fourrage, ensilage, mise en pâture...), elles-mêmes influencées par la saison ;
- d'autre part les processus naturels de réduction de la contamination des végétaux (décroissance radioactive, croissance de la biomasse non contaminée), tels que décrits précédemment au § 5.1.1.

Les deux exemples suivants, observés après l'accident de Tchernobyl, illustrent cette influence.

Le premier exemple présenté dans la figure 5 ci-dessous montre l'évolution de la contamination du lait de vache par le césium 137, en Autriche au cours de l'été 1986 [Mück, 1997].

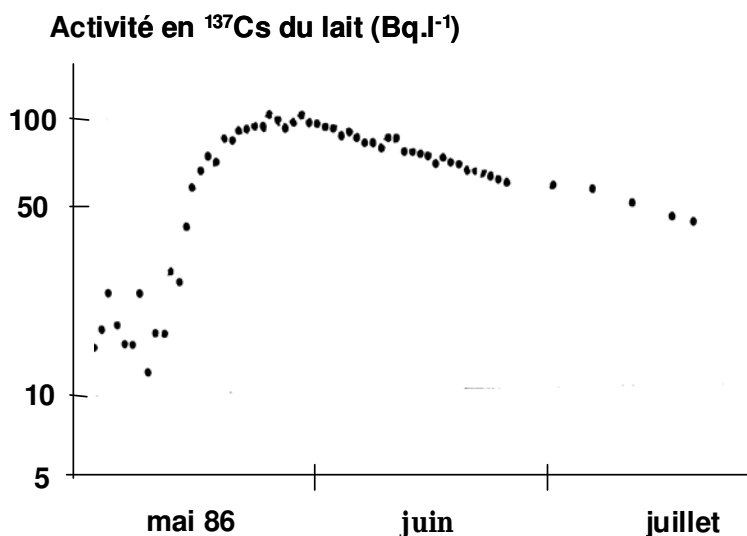


Figure 5 – Evolution de l'activité volumique du césium 137 dans le lait de vache, observée en Autriche après l'accident de Tchernobyl [Mück, 1997]

On observe que ce n'est qu'à partir de mi-mai 1986 que débute l'augmentation forte de l'activité volumique du césium dans le lait. Ce décalage d'une quinzaine de jours par rapport à la formation des dépôts (début mai 1986) s'explique par le fait qu'en Autriche, où les pâtures sont en altitude, les vaches étaient d'abord nourries principalement par du foin récolté l'année antérieure et n'ont été mises en pâture qu'à partir de la mi-mai, lorsque le rendement de croissance de l'herbe était suffisant pour permettre l'alimentation du bétail. Les activités de césium 137 dans le lait ont été maximum fin mai et début juin et ont régulièrement décroché par la suite, du fait de la croissance de l'herbe non contaminée par le transfert foliaire initial.

Le second exemple présenté dans la figure 6 montre également l'évolution de l'activité du césium 137 dans le lait de vache dans plusieurs départements du sud-est de la France, sur une période plus longue.

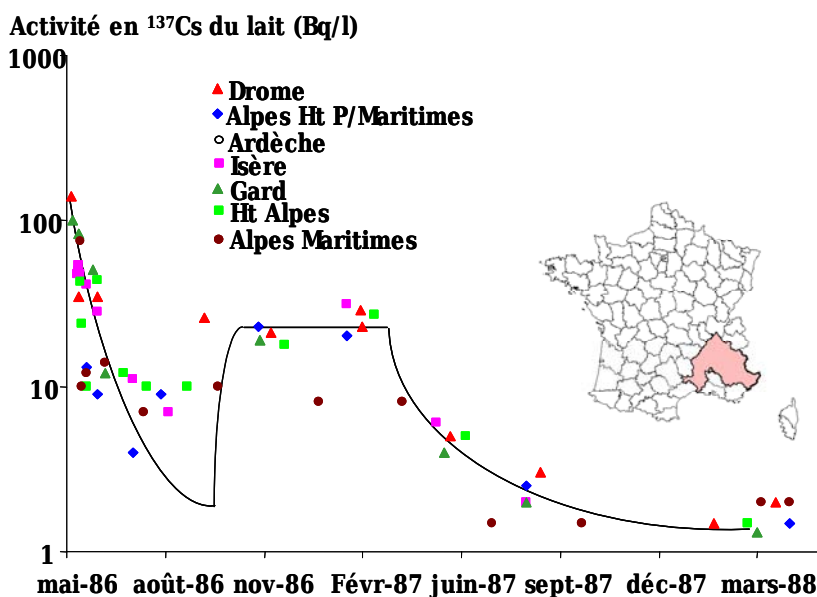


Figure 6 – Evolution de l'activité volumique du césium 137 dans le lait de vache dans le sud-est de la France après l'accident de Tchernobyl [IRSN].

Contrairement à l'exemple précédent, les niveaux de contamination maximale ont été observés dès le début mai 1986 (les vaches étaient déjà en pâture). On retrouve ensuite la même influence de la décroissance de la contamination de l'herbe sur celle du lait, jusqu'en septembre 1986. A l'automne 1986, on observe une nouvelle augmentation de l'activité du lait, qui se stabilise sur toute la période hivernale 1986-1987 : il s'agit d'une période où le bétail a été nourri par du foin récolté en juin 1986, donc avec une contamination en césium 137 plus importante que l'herbe fraîche de septembre. Enfin, dès le retour en pâture à partir du printemps 1987, l'activité du lait décroît à nouveau fortement car l'herbe fraîche consommée par le bétail n'est que faiblement contaminée par transfert racinaire.

Dans le cas de l'iode 131, la courte période radioactive (8 jours) devient le facteur dominant qui explique la forte baisse de son activité dans le lait dans les semaines qui ont suivi l'accident. Le foin récolté en juin 1986 n'avait pratiquement plus aucune trace d'iode au moment où il a été consommé par le bétail en hiver 1986.

La figure 7 montre le profil type d'évolution de la contamination par le césium 137 des légumes à feuilles, de la viande et du lait dans l'est de la France entre mai et juillet 1986, reconstitué par l'IRSN à l'aide du modèle ASTRAL et calé sur les mesures disponibles sur cette période. On voit en particulier que la contamination de la viande n'atteint son maximum qu'un mois après la formation du dépôt et décroît lentement ensuite, pour des raisons liées au métabolisme de l'animal.

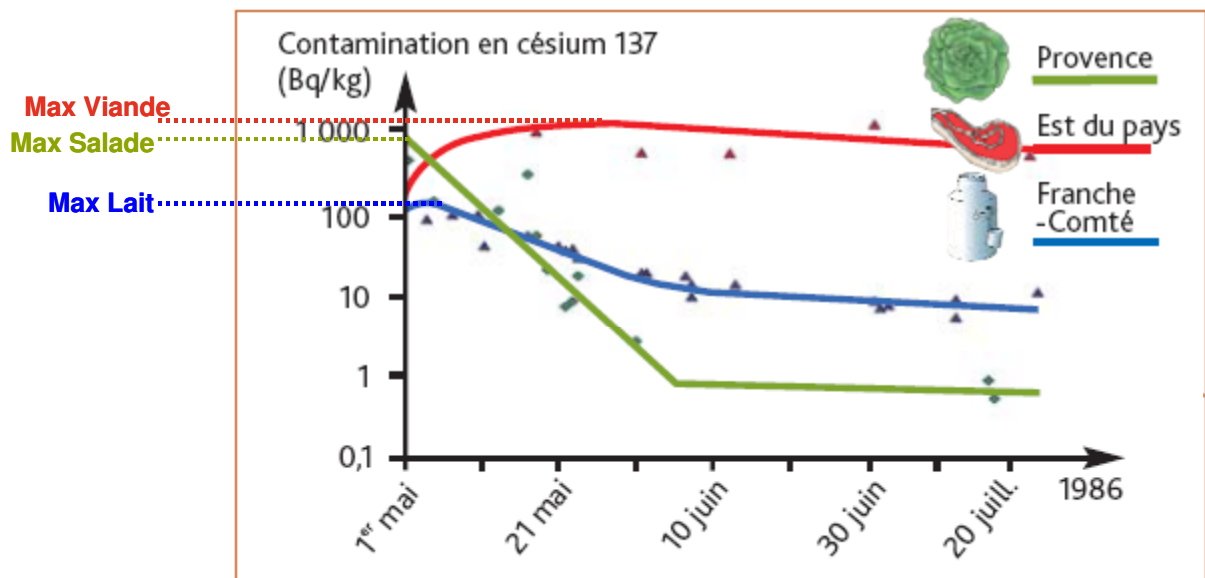


Figure 7 – Evolution de la contamination de différentes denrées agricoles de l'est de la France après l'accident de Tchernobyl. Les courbes sont obtenues à l'aide du code ASTRAL de l'IRSN, après ajustement sur les mesures disponibles sur cette période.

Recommandation :

S'agissant des denrées d'origine animale, les processus métaboliques mais aussi les pratiques d'alimentation des animaux mises en place par l'éleveur font que la contamination maximale de ces denrées n'est pas nécessairement observée immédiatement après la formation des dépôts radioactifs et peut apparaître plusieurs jours à plusieurs semaines après l'accident. Par conséquent, les mesures de contamination dans ces denrées réalisées immédiatement après l'accident ne permettent pas à elles seules d'établir ces valeurs maximales qui peuvent apparaître ultérieurement ; il est donc nécessaire de recourir à une évaluation prédictive, mettant en œuvre une modélisation et s'appuyant sur les données environnementales et les mesures disponibles.

5.2. L'ÉVALUATION PREDICTIVE DE LA CONTAMINATION DES PRODUCTIONS AGRICOLES

L'évaluation de la contamination des productions agricoles est un point clé de la gestion précoce d'une situation post-accidentelle, à la fois pour des raisons de réduction des doses par ingestion reçues par les personnes qui vivent sur les territoires contaminés et pour l'organisation du contrôle des filières de commercialisation de ces produits. On a vu précédemment que la contamination de la plupart des productions agricoles est maximale dans les jours qui suivent l'accident.

Le GT2 propose un dispositif de prévention des expositions dues à l'ingestion des denrées contaminées, en instaurant une zone d'interdiction alimentaire (ZIA) dès le début de la phase de transition. L'étendue de la ZIA serait fixée en fonction des doses prévisionnelles reçues par les populations résidant sur les territoires impactés, en prenant en compte toutes les voies d'exposition, notamment une part de consommation de denrées locales.

La gestion de la commercialisation des produits agricoles repose sur des niveaux maximaux admissibles (NMA) fixés par un règlement européen qui serait pris rapidement après l'accident, en application du règlement Euratom du 22 décembre 1987 modifié. Dans la pratique, le GT2 propose la définition de zones d'interdiction puis de surveillance de la commercialisation des denrées agricoles (ZS), définies par catégories de denrées en fonction du risque prévisible de dépassement des NMA.

Dans les deux cas, la prévention du risque alimentaire repose sur une cartographie des niveaux de contamination susceptibles d'être observés dans les denrées végétales et animales et, dans le cas de la ZIA, d'estimer l'évolution temporelle de cette contamination en un lieu donné. Une telle cartographie ne peut être obtenue rapidement que par modélisation (par exemple à l'aide du code ASTRAL développé par l'IRSN) à partir de la connaissance des dépôts radioactifs (obtenue par une modélisation prédictive ou à l'aide de résultats de mesure) et de l'état des pratiques agricoles autour du site accidenté. Les résultats de mesure de la contamination des produits agricoles ne seraient disponibles que progressivement, à l'issue de campagnes de caractérisation destinées à alimenter le processus d'expertise ou dans le cadre des programmes de surveillance mis en place par les autorités.

Recommandation

Afin de disposer, dès le début de la phase de transition post-accidentelle, des bases techniques permettant de fixer l'emprise des différentes zones de gestion du risque alimentaire (ZIA et ZS), il est nécessaire de recourir à une modélisation prédictive de la contamination des denrées agricoles (ou d'origine naturelle) donnant à la fois une information géographique (cartes) et une information sur l'évolution temporelle de la contamination. Cette modélisation nécessite de connaître au départ les caractéristiques des retombées radioactives au sol dues à l'accident (cf. chapitre 4). Dans ce contexte, les mesures de la contamination des denrées ne seront pas disponibles pour une première évaluation prédictive mais seraient utilisées par la suite pour consolider le diagnostic de l'état de contamination et réévaluer le pronostic de son évolution.

En principe, l'IRSN dispose des outils d'évaluation permettant d'établir rapidement les niveaux de contamination susceptibles d'être atteints dans la plupart des productions agricoles. Toutefois, la mise en œuvre de ces outils en situation de crise n'est pas sans soulever plusieurs difficultés :

- elle repose sur la connaissance des dépôts initiaux, avec leurs composantes sèche et humide ; or on a vu précédemment que cette connaissance est fort imprécise au début de la phase post-accidentelle, quelle que soit l'approche retenue, *a fortiori* si on s'intéresse à la situation à l'échelle d'une parcelle agricole ;
- indépendamment des conditions initiales des dépôts, de nombreux facteurs environnementaux ont une influence très sensible sur le niveau de contamination finale des productions destinées à être consommées, tels que le stade de développement des végétaux, les modes de culture, le mode d'alimentation des animaux d'élevage, etc. ;
- enfin, la diversité des produits concernés par cette évaluation et l'évolution temporelle, parfois très rapide, de la contamination maximale atteinte par chaque catégorie de produits rendent complexe la restitution des résultats d'évaluation et leur prise en charge par les autorités devant interdire la consommation de denrées locales, réglementer leur commercialisation ou organiser l'information des consommateurs (découpage du territoire en zones multiples et évolutives dans le temps).

Actuellement, l'identification des zones où les NMA peuvent être dépassés est fondée sur une approche déterministe, sans prise en compte des incertitudes ou des facteurs variables sensibles. Le résultat en est donc une cartographie binaire, distinguant une zone « avec dépassement » d'une zone « sans dépassement ». Par ailleurs, sur une partie du territoire où les NMA ne sont pas dépassés, un marquage radioactif des produits agricoles au-dessus des limites de détection propres aux techniques de mesure employées est susceptible d'être observé (voir § 3.4). La façon de traiter ces « zones grises » en termes d'information du public, d'image des produits et de stratégie de surveillance reste un sujet à débattre.

Recommandations :

Dans le contexte d'une situation de crise, il est impossible de connaître la valeur réelle des paramètres influençant la contamination de l'environnement et des denrées. Il est donc proposé de choisir dans un premier temps des valeurs raisonnablement pénalisantes pour ces paramètres, afin de s'affranchir des incertitudes à la variabilité naturelle des facteurs sensibles sur la contamination et de prévenir les risques de « réévaluation à la hausse » ultérieures. Par la suite, les évaluations pourront être actualisées à l'aide de données plus réalistes venant des observations de terrain.

L'évaluation prédictive des niveaux maximaux de contamination des denrées agricoles est fondée sur une modélisation déterministe des processus de contamination environnementale, qui conduit à une représentation binaire de l'état de contamination des denrées, au-dessus ou en dessous des NMA par exemple ; cette représentation sera nécessairement mise en défaut par les résultats de mesure sur le terrain, compte tenu de la grande variabilité des phénomènes en cause dans la contamination environnementale.

Dans les développements futurs, il serait pertinent d'introduire une approche graduelle fondée sur des hypothèses plus réalistes et décrivant la probabilité de dépassement d'un niveau de contamination donné. Une telle démarche permettrait de mieux orienter les stratégies de surveillance et nécessiterait une réflexion sur la manière de communiquer les résultats. De plus, elle n'est envisageable qu'à l'aide d'outils novateurs de classification des territoires en fonction des facteurs de sensibilité radioécologique, actuellement à l'étude à l'IRSN mais non encore opérationnels.

Comme cela a été indiqué plus haut (§ 5.1), la qualité et la pertinence des évaluations prédictives des denrées agricoles dépendent largement de l'accès aux données agricoles et agronomiques (nature et localisation des cultures et élevages, rendements agricoles, calendrier de développements des cultures végétales, etc.). Une partie de ces informations existe auprès des services déconcentrés de l'État, parfois consolidées au niveau national, certaines ayant un caractère administratif, d'autres un caractère statistique.

Les données administratives sont les données relatives à la gestion des aides et à la traçabilité des productions. Ce sont des données disponibles dans les DDAF, DDSV ou DRIRE.

La filière bovine est celle bénéficiant de la plus grande quantité de données (DDAF ou DDSV). Cependant, seule l'adresse postale des exploitations est connue, ce qui nuit à la localisation précise du bétail, notamment en période de pâturage. Les données sur les autres filières (ovine, avicole) sont moins exhaustives. En tant qu'ICPE, les exploitations abritant plus de 50 bovins sont connues de la DDSV qui en assure le contrôle.

Les cultures aidées à l'îlot (blé, orge, colza) sont consignées dans le Registre Parcellaire Graphique (RPG), qui devrait être mis en ligne sur le Géoportail de l'IGN en 2007. La mise à jour des données suit une fréquence annuelle et concerne les îlots (ensemble des parcelles contiguës exploitées par un même agriculteur). Si un accident survient quelques mois avant la mise à jour des données, le RPG peut fournir

des informations erronées. Cependant, le jugement de la DDAF doit permettre d'inférer l'occupation probable de l'îlot (cultures pérennes, roulements classiques).

Les DRIRE et les DDAF disposent également de données sur les établissements de l'industrie agroalimentaire. Il s'agit toutefois pour le moment d'informations non structurées.

Les données statistiques sont exhaustives mais leur mise à jour s'effectue à l'issue de recensements peu fréquents (le dernier recensement a eu lieu en 2000, le prochain est prévu en 2010). Dans les périodes intermédiaires, des recensements partiels sont néanmoins menés : ils couvrent une filière particulière ou sont issus d'un échantillonnage permettant de dégager les tendances.

Des données établies par le Service Central des Enquêtes et Études Statistiques sont disponibles sur Internet, notamment dans les thématiques *Conjoncture* ou *Enquêtes* (Informations et Suivi Objectif des Prairies, inventaire du cheptel bovin, productions de salades, etc.). Généralement, les données consultables sont de niveau national, quelques données simples, par département ou par commune, sont accessibles.

Recommandations :

Les données agricoles disponibles dans les enquêtes et bases de données identifiées ont un statut qui ne permet pas leur mise à disposition élargie. Ainsi, la diffusion de données suffisamment fines pour identifier nominativement l'exploitant est proscrite. Les informations du niveau de l'îlot ne sont pas diffusables, celles du niveau communal le sont rarement car l'agrégation des données doit être réalisée au minimum sur 3 exploitations : cela peut couvrir une ou plusieurs communes.

Pour la transmission de données de niveau îlot ou de niveau communal à des fins d'évaluation des conséquences des retombées radioactives consécutives à un accident nucléaire, il est proposé d'élaborer un protocole entre l'IRSN et les DDAF ; ce protocole devrait être soumis à la CNIL et être justifié par le bénéfice retiré par la population d'une évaluation adaptée.

6. LA CONNAISSANCE DES DOSES REÇUES PAR LES PERSONNES

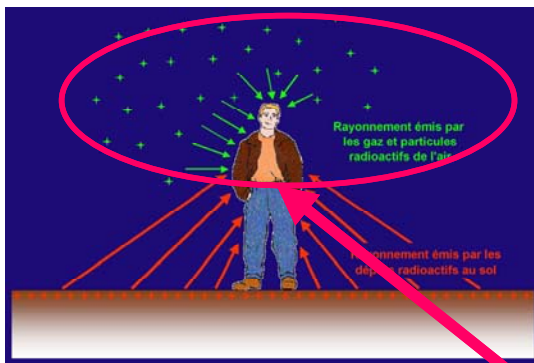
6.1. QUELQUES RAPPELS SUR LES VOIES D'EXPOSITION DES PERSONNES

Dans le contexte d'un accident nucléaire, pendant la dispersion des radionucléides dans l'air et après la formation des dépôts radioactifs, les populations à proximité de l'installation accidentée sont susceptibles d'être exposées voies multiples, dont l'importance varie en fonction des phases de l'accident.

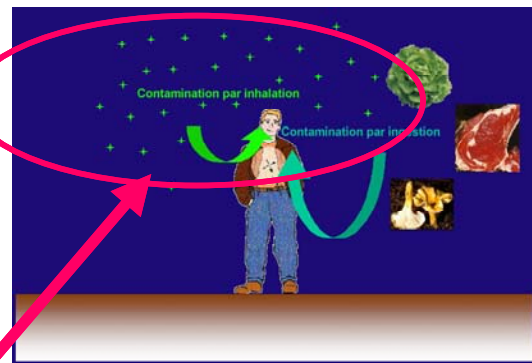
Pendant la phase d'urgence, la source d'exposition principale est constituée par le panache de radionucléides dans l'air, déterminant deux voies d'exposition dominantes : l'irradiation externe par le panache et la contamination interne par inhalation. Les autres voies d'exposition (irradiation du dépôt et

ingestion de denrées contaminées) sont très faibles et sont généralement négligées dans les estimations réalisées en situation de crise.

Irradiation externe (émetteurs γ , n)



Contamination interne (émetteurs α , β , γ)

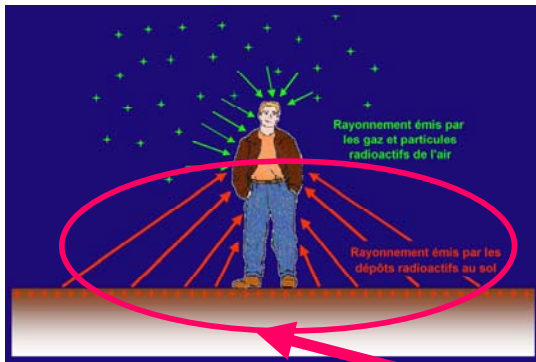


Pendant la phase d'urgence (rejets à l'atmosphère), les personnes sont exposées à deux voies dominantes :

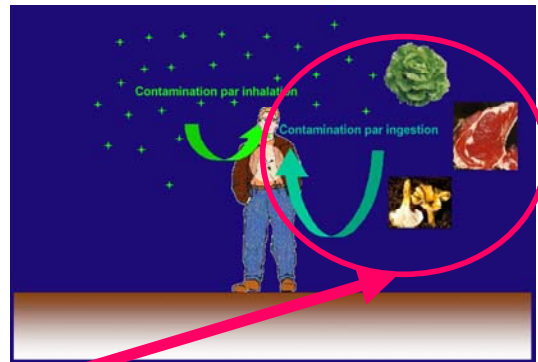
- ➔ ***Irradiation externe par le panache radioactif***
- ➔ ***Contamination interne par inhalation des particules radioactives de l'air (aérosols)***

Pendant la phase post-accidentelle de transition et de long terme, le panache radioactif ayant disparu et les dépôts radioactifs étant durablement constitués, les sources principales d'exposition sont le dépôt proprement dit, source d'irradiation externe (en cas de présence d'émetteurs gamma) et de contamination interne occasionnelle par ingestion involontaire, et l'ingestion de denrées alimentaires contaminées. L'inhalation des poussières radioactives remises en suspension est généralement une source marginale d'exposition. Toutefois, elle doit être prise en compte à l'occasion de travaux particuliers sur les territoires ou dans des locaux contaminés, ou si l'accident a provoqué une contamination par des radionucléides transuraniens.

Irradiation externe (émetteurs γ , n)



Contamination interne (émetteurs α , β , γ)



Pendant la phase post-accidentelle, les personnes sont exposées à deux autres voies dominantes :

- ➔ ***Irradiation externe par le dépôt radioactif***
- ➔ ***Contamination interne par ingestion de radionucléides par l'alimentation (+ éventuellement l'ingestion involontaire de contamination superficielle labile)***

6.2. OBJECTIFS LIES A LA CARACTERISATION DES DOSES ET RECOMMANDATIONS GENERALES

La connaissance des doses reçues par les personnes est évidemment essentielle en termes de protection des différentes catégories de population mais aussi comme base objective du suivi sanitaire post-accidentel. Les populations considérées sont multiples et peuvent être schématiquement réparties en deux ensembles :

- les personnes exposées au moment de l'accident : on trouve dans cet ensemble, bien sûr les personnes concernées par les actions de protection décidées par le préfet dans le cadre du PPI, mais aussi les populations des territoires adjacents n'ayant pas bénéficié d'une telle protection, les intervenants autour du site nucléaire pendant la phase d'urgence (réalisation de mesures, actions de secours et de maintien de l'ordre, etc.), les personnes sur le site accidenté, etc.. Pour ce premier ensemble, les doses reçues proviennent majoritairement du panache radioactif entraînant une irradiation externe et une contamination interne par inhalation. Sauf cas particulier (intervenants équipés), aucune mesure individuelle de l'exposition n'est possible à ce stade de l'accident ;
- les personnes exposées après l'accident, soit parce qu'elles résident sur des territoires ayant une contamination résiduelle, soit parce qu'elles consomment des produits issus de ces territoires, soit parce qu'elles y interviennent dans le cadre de programmes de réhabilitation. Pour ce second ensemble, les doses reçues proviennent majoritairement soit de l'irradiation externe due au dépôt, soit de la contamination interne due à l'alimentation, ces deux voies d'atteinte pouvant être combinées.

Le GT3 a surtout étudié la question de l'évaluation des doses pour le premier ensemble de personnes mais a également abordé le cas des populations en situation d'exposition chronique post-accidentelle, en s'appuyant sur les résultats des programmes d'étude dans les territoires contaminés après l'accident de Tchernobyl (ETHOS, CORE).

Plusieurs observations d'ordre général sont ressorties des premières réflexions du groupe de travail :

- il existe deux approches complémentaires pour évaluer les doses : une approche par scénario, utilisant des modèles de transfert et d'exposition, des hypothèses, des données calculées ou mesurées dans l'environnement des personnes ; une approche par la mesure individuelle d'indicateurs d'exposition, notamment de contamination interne. Si la première approche est nécessaire pour orienter les actions de protection ou de prévention ou pour combler les manques de données directes sur les personnes, il apparaît indispensable de recourir rapidement à la seconde approche pour des raisons « psychosociales ». En effet, l'expérience des crises radiologiques médico-sanitaires passées montre que les personnes ont besoin de connaître leur dose personnelle et ne peuvent se contenter d'une estimation indirecte ou collective ;
- parmi les différentes voies d'exposition dans l'environnement pendant ou après un accident, c'est la contamination interne qui suscite le plus d'inquiétude et devrait donc être principalement contrôlée, si possible de façon systématique ;
- à l'issue de la phase d'urgence, le contrôle de la contamination interne par anthroporadiométrie ou analyses radiotoxicologiques devrait être assuré en priorité pour les populations les plus affectées par les rejets mais aussi pour les catégories de personnes les plus sensibles (enfants), compte tenu des capacités opérationnelles mobilisables ;
- les mesures de la contamination interne en début de phase post-accidentelle sont menées dans une optique de contrôle. Dans ce contexte, il convient de privilégier la rapidité du processus de mesure en se limitant à quelques indicateurs de contamination pertinents (iode-131, césium-137) sans chercher l'exhaustivité. Par ailleurs, les campagnes de mesures doivent être menées de façon à permettre le dépistage des radionucléides à vie courte ;
- en complément, des mesures d'expertise peuvent être envisagées pour une caractérisation plus complète de la contamination interne, sur des personnes volontaires. De telles mesures, qui peuvent se répéter dans le temps, peuvent s'avérer utiles pour les personnes ayant une contamination interne particulièrement élevée mais aussi pour consolider l'évaluation des doses par une approche scénarisée ;
- certaines situations accidentelles affectant des usines du cycle du combustible peuvent entraîner une contamination interne par des radionucléides émetteur alpha, difficile à détecter et à quantifier rapidement. Il s'agit d'un problème souligné mais non résolu à ce jour, qui devrait donner lieu à des développements sur les techniques analytiques.

Recommandations :

La connaissance des doses en situation post-accidentelle s'inscrit dans deux objectifs complémentaires :

- *l'évaluation des doses prévisionnelles sur une période à venir, dans un but de prévention des expositions futures. Une telle évaluation ne peut être menée que selon une approche scénarisée utilisant des modèles de transfert et d'exposition, tels que vus dans les chapitres précédents, et tenant compte d'hypothèses appropriées ;*
- *la reconstitution des doses reçues lors d'expositions passées (ou évaluation rétrospective des doses), répondant à la fois à un besoin d'organisation du suivi sanitaire mais aussi de traitement d'une crise psychosociale. Pour une telle reconstitution, il est recommandé de privilégier au maximum de mesures et données contextuelles au niveau individuel, les personnes ayant généralement du mal à s'identifier à un groupe de référence « générique ».*

Le GT3 souligne également l'intérêt qu'il y aurait à mettre en place un dispositif de recueil et de conservation centralisée des mesures d'exposition réalisées sur les personnes à l'issue de la phase d'urgence, à l'instar de ce que ferait l'IRSN pour les mesures de radioactivité de l'environnement, afin de ne pas voir perdre cette information et de pouvoir notamment l'exploiter dans le cadre du suivi sanitaire des populations. Compte tenu du contexte d'urgence propre aux circonstances d'un accident, il serait souhaitable que la conception et le développement d'un tel dispositif soient réalisés en amont de toute situation de crise.

En ce qui concerne les populations ayant une exposition chronique après l'accident, sur une durée potentiellement longue, l'expérience de l'accident de Tchernobyl montre qu'un questionnement scientifique peut perdurer sur les effets sanitaires, même à faible niveau d'exposition. On peut supposer qu'un tel questionnement rejaillirait en cas d'accident nouveau, a fortiori s'il survenait en France. Dans ce contexte, il est probable que des programmes d'études biologiques et médicales seraient engagés par différents organismes de recherche, au plan national et international ; il conviendrait alors d'anticiper les résultats obtenus à terme par ces programmes en recueillant et en exploitant un maximum de données directes ou indirectes, aussi détaillées que possible, sur les caractéristiques de l'exposition des personnes concernées (suivi de cohorte). A ce sujet, un débat subsiste au sein du GT3 sur les critères d'intégration des personnes à cette cohorte et bien sûr, sur les modalités de réalisation d'une telle étude de suivi.

6.3. CAPACITE DE MESURE DE LA CONTAMINATION INTERNE DES PERSONNES

Les personnes exposées à des sources de contamination interne (par inhalation ou ingestion) au cours de la phase d'urgence ou par la suite, présentent une charge corporelle en radionucléides qui peut être quantifiée directement par des mesures anthroporadiométriques (pour les radionucléides émetteurs

gamma ou X) ou indirectement à partir de mesures radiotoxicologiques dans les urines (technique appropriée pour les radionucléides émetteurs bêta ou alpha purs).

6.3.1. ORDRE DE GRANDEUR DES NIVEAUX DE CHARGE CORPORELLE AU DEBUT DE LA PHASE DE TRANSITION

Au cours de la phase d'urgence, les personnes situées à proximité de l'installation accidentée sont susceptibles d'inhaler des aérosols radioactifs qui se fixent plus ou moins durablement dans les différents organes et provoquent ainsi une charge corporelle mesurable après l'exposition par l'une ou l'autre des techniques évoquées ci-dessus. Dans les zones concernées par des actions de protection d'urgence (mise à l'abri, ingestion d'iode stable), la charge corporelle à l'issue de la phase d'urgence devrait être plus faible mais pas nulle, car ces actions n'assurent pas une protection totale. De plus, il n'est pas certain que toutes les personnes concernées suivent rigoureusement les recommandations de protection. Dans ces conditions, il est intéressant de connaître *a priori* l'ordre de grandeur de la charge corporelle à l'issue de la phase d'urgence, selon le lieu où on se trouve et selon l'application totale, partielle ou nulle des actions de protection d'urgence. Le tableau illustre le résultat attendu dans le cas de l'accident RTGV étudié par le CODIRPA.

Charge thyroïde en ¹³¹I
 Charge corps entier en ¹³⁴Cs
 Charge corps entier en ¹³⁷Cs

Charge corporelle d'un adulte à la fin des rejets exprimée en becquerels

Mise à l'abri sur 2 km	Ingestion KI sur 2 km	1 km	2 km	5 km	10 km (limite PPI)	20 km
Oui 100% du temps	Oui	1 450	430	1 380	290	50
		12 960	3 820	1 240	260	40
	Non	10 730	3 160	1 020	210	30
		14 520	4 280	1 380	290	50
Partielle 50% du temps	Oui	12 960	3 820	1 240	260	40
		16 090	4 740	1 020	210	30
	Non	21 780	6 420	1 380	290	50
		19 440	5 730	1 240	260	40
Non	Non	16 090	4 740	1 020	210	30
		29 040	8 560	1 380	290	50
		25 920	7 640	1 240	260	40
		21 460	6 320	1 020	210	30

On constate que l'application de l'ensemble des actions de protection (mise à l'abri et ingestion d'iode stable) dans la zone la plus proche (moins de 2 km) conduit à une charge corporelle du même ordre de grandeur (de 3000 à 11000 Bq pour le césium 137) que celle des personnes situées dans le panache entre 2 km et 5 km et non protégées (de 1000 à 6300 Bq pour le césium 137). Cette charge est même sensiblement plus faible dans le cas de l'iode 131 (de 400 à 1500 Bq dans la zone des 2 km contre 1300

l'accident, permettrait de mettre en évidence une charge corporelle en césium 137 jusqu'à 5 km sous le vent du réacteur accident. Actuellement, l'IRSN dispose de 70 fauteuils embarqués dans ses différents véhicules laboratoires, ce qui représente une capacité théorique de contrôle d'environ 2800 personnes par jour. En réalité, cette capacité serait limitée par le nombre de personnels de l'IRSN spécialisés et disponibles pour mettre en oeuvre simultanément l'ensemble de ces moyens et par l'usage d'une partie de ces moyens pour faire des contrôles d'échantillons de l'environnement.

D'autres moyens mobiles plus spécialisés, permettant des mesures avec des limites de détections plus basses, existent à l'IRSN et au SPRA et pourraient apporter une capacité additionnelle d'appoint pour le contrôle de proximité. Ces moyens supplémentaires sont qualitativement importants (limite de détection plus basse) mais, sur le plan quantitatif, n'apportent pas une capacité de mesure significativement plus élevée.

Points à approfondir dans la suite des travaux :

Il conviendrait par la suite de définir les modalités d'un inventaire des laboratoires fixes ou mobiles capables de faire des mesures anthroporadiométriques ou radiotoxicologiques, ainsi que les performances et capacité quantitative de ces moyens. Il importe également de définir les modalités de maintien à jour d'un tel inventaire ainsi que les conventions permettant de solliciter les équipes et matériels concernés, en situation de crise nucléaire.

7. SYNTHÈSE DES ÉLÉMENTS DE DOCTRINE ET DES RECOMMANDATIONS DU GT3

Les sujets traités au sein du GT3 lors des séances de travail tenues entre le 6 avril 2006 et le 8 juin 2007 ont été partiellement consolidés dans le rapport d'étape soumis en juin 2007 au CODIR-PA. Après confrontation avec les travaux menés par les autres groupes et recueil des observations des membres du CODIR-PA, des premiers éléments de doctrine et des recommandations concernant les questions étudiées par le GT3 ont pu être dégagés, principalement sur les aspects suivants :

- rôle des évaluations prédictives des conséquences radiologiques et dosimétriques au début de la phase de transition ;
- rôle des mesures de radioactivité dans l'environnement, schéma analytique de principe et contraintes sur les acteurs pour la réalisation des mesures de contrôle ;
- évaluation a posteriori des doses reçues par les personnes exposées au cours de la phase d'urgence ou demeurant par la suite sur les territoires contaminés et suivi dosimétrique dans la durée.

7.1. ROLE DES EVALUATIONS PREDICTIVES AU DEBUT DE LA PHASE DE TRANSITION

7.1.1. PRINCIPES A RETENIR POUR LES EVALUATIONS PREDICTIVES

Afin de prévenir les doses à venir dues aux retombées au sol des substances radioactives rejetées lors de l'accident, les autorités devraient décider d'actions de protection telles que l'éloignement de populations résidant sur certains territoires, l'interdiction de la consommation des produits locaux et de la commercialisation des denrées agricoles. Les premières actions de protection devraient être mises en place dès le début de la phase de transition, sans concertation possible avec les populations et acteurs économiques concernés (contrairement à ce qui devrait être fait pour les actions engagées ultérieurement), sur des territoires définis en fonction de l'étendue présumée des retombées radioactives et des critères de protection retenus, à ce moment, par les pouvoirs publics.

La mise en place de ces actions de protection nécessite l'évaluation, en principe avant la fin des rejets radioactifs, de paramètres qui serviront à la prise de décision et qui ont tous en commun le fait de reposer sur une projection temporelle nécessitant de recourir à une modélisation :

- les doses efficaces et les doses à la thyroïde qui seraient engagées par les populations susceptibles de résider sur les territoires au cours de différentes périodes à venir, en considérant tout ou partie des voies d'atteinte selon la nature des actions à engager et, le cas échéant, en tenant compte des actions de protection ou d'amélioration de l'état radiologique de l'environnement ;
- les activités massiques ou volumiques susceptibles d'être observées dans les denrées agricoles locales, à leur stade de contamination maximale et au cours des mois qui suivent l'accident.

Ainsi, les évaluations nécessaires à la mise en place des premières actions de protection au début de la phase de transition ne peuvent être fondées que sur un pronostic établi par modélisation et tenant compte du diagnostic de la situation ; ce diagnostic peut lui-même être consolidé ou actualisé à l'aide des résultats de mesures disponibles dans l'environnement. En revanche, aucune mesure ne sera capable d'étayer directement le pronostic ni les décisions qui en découlent.

Les calculs prédictifs de doses et de contamination des composants de l'environnement impliquent :

- d'évaluer l'importance et les caractéristiques (dépôt sec et humide) des retombées radioactives au sol, dans les zones bâties et les milieux agricoles en tous points du territoire concerné, en termes d'activité surfacique ($Bq.m^{-2}$) et de débit de dose ambiant ($\mu Sv.h^{-1}$), ainsi que leur évolution au cours du mois à venir (effet de la décroissance radioactive) ;
- de connaître les caractéristiques des productions agricoles ou d'origine naturelle, affectées par ces retombées radioactives, afin d'en déduire les niveaux de contamination susceptibles d'être observés dans ces produits en fonction du lieu et du temps après l'accident ;

- s'agissant des méthodes par modélisation rétrospective⁶ des dépôts, les délais et les conditions opérationnelles de mise en œuvre doivent être testés afin d'en vérifier la faisabilité ; il convient pour cela de concevoir un exercice de mise en pratique, qui pourrait être mené entre acteurs spécialisés dans ce domaine (IRSN, Météo-France, exploitants...);
- les équipes et matériels susceptibles d'être mobilisés pour réaliser des mesures de dépôt dès la fin des rejets nécessitent un délai d'acheminement sur le terrain qui dans certains cas peut être long (par exemple, entre 7 et 29 heures pour le dispositif HELINUC) et des méthodes assurant la traçabilité et la restitution adéquate des résultats de mesure ; il faut pour cela définir les conventions de mobilisation par anticipation (donc au cours de la phase d'urgence) des acteurs qui seraient chargés de réaliser des mesures de dépôt dès le début de la phase de transition, et de définir l'organisation et les méthodes opérationnelles associées à leur intervention.

7.1.3. ÉVALUATION DE LA CONTAMINATION DES DENREES AGRICOLES

L'évaluation prédictive de la contamination des denrées agricoles découle de la connaissance des dépôts et elle comporte ainsi le même degré de contraintes. De surcroît, de nombreux facteurs environnementaux ont une influence très sensible sur le niveau de contamination finale des productions destinées à être consommées, tels que l'état de croissance végétal, le mode de culture ou le mode de vie des animaux élevés. **Dans le contexte d'une crise nucléaire, il est pratiquement impossible de connaître les valeurs réelles des paramètres influençant la contamination de l'environnement et des denrées. Comme dans le cas de l'estimation des dépôts, il est proposé de choisir, au stade de l'évaluation initiale, des valeurs raisonnablement pénalisantes (du point de vue de l'importance de l'impact) pour se prémunir des incertitudes et prévenir les risques de « réévaluation à la hausse » ultérieures.**

Une piste actuellement explorée par l'IRSN vise à mieux prendre en compte les facteurs de sensibilité dans les outils d'expertise de crise et à mieux quantifier les incertitudes, afin de tendre vers une démarche d'évaluation plus réaliste.

Les outils actuellement disponibles à l'IRSN permettent d'estimer l'évolution prévisible de la contamination pour diverses catégories de denrées agricoles et pour de nombreux radionucléides. **Afin de ne pas être submergé par une trop grande masse de calculs à réaliser en urgence et d'organiser une restitution acceptable pour les autorités et les parties prenantes, il convient d'évaluer plus en profondeur la faisabilité de l'expertise de crise nécessaire à la détermination des zones de d'interdiction et de surveillance alimentaire, pour ce qui concerne les denrées agricoles.** De plus, dans le cas de rejets de longue durée (plusieurs jours), non encore étudié par le

⁶ Les méthodes rétrospectives sont celles qui ne peuvent être utilisées qu'après formation du dépôt, par opposition aux méthodes prédictives utilisées lors de la phase d'urgence pour pronostiquer les dépôts avant la fin des rejets.

- **privilégier des techniques de mesure dites « de tri » permettant de disposer de résultats dans un délai court**, et ne recourir à des techniques plus longues que s'il y a nécessité de disposer d'un résultat plus précis pour caractériser une situation ou un produit en regard du critère de gestion pertinent ;
- **fixer dans la mesure du possible une limite de détection ayant le même ordre de grandeur d'un laboratoire à l'autre**, représentant une fraction raisonnable du critère de gestion auquel le résultat de mesure sera confronté, de manière à tirer des conclusions homogènes quel que soit le laboratoire impliqué.

La communication autour des résultats de contrôle peut soulever des problèmes d'image pour les produits qui présenteraient des traces mesurables de radioactivité imputables à l'accident (donc contrôlés au-dessus de la limite de détection) tout en étant conforme au critère de gestion du produit (par exemple valeurs inférieures aux NMA dans le cas d'une denrée alimentaire commercialisée). **Il est recommandé d'assurer la transparence de ce type de résultat, afin de prévenir toute polémique qui discréditerait l'action des pouvoirs publics, et de réfléchir aux modes de communication appropriés afin de maintenir la confiance des acteurs économiques et des consommateurs.** Un travail spécifique sur ce sujet devrait se poursuivre dans le cadre du GT2.

Enfin, plusieurs limitations techniques ou logistiques affectant les laboratoires de mesure ont été mises en évidence, qui risquent de compromettre les performances des démarches analytiques engagées en situation post-accidentelle :

- la plupart des laboratoires n'ont actuellement pas la capacité de mettre en place une logistique d'accueil et de vérification d'un flux important d'échantillons destinés au contrôle et, en particulier, pour s'assurer que l'activité de ces échantillons est bien compatible avec leur gamme analytique et la radioprotection du personnel ;
- les laboratoires de mesure actuellement impliqués dans des contrôles de routine ont pris l'habitude d'analyser des échantillons presque toujours dépourvus de radionucléides artificiels, et auraient ainsi des difficultés à interpréter les spectres complexes de radionucléides qui seraient mesurés dans les échantillons contaminés par les rejets accidentels d'un réacteur nucléaire ;
- les techniques de mesure de routine des radionucléides émetteurs alpha ou bêta donnent des résultats dans délais longs qui doivent être pris en compte dans les processus d'expertise et les actions de contrôle en situation post-accidentelle.

Face à ces constats, des travaux à visée pratique et opérationnelle doivent se poursuivre. D'ores et déjà, il paraît nécessaire de développer des guides techniques spécifiques et des actions de formation et d'entraînement des acteurs de la mesure (interprétation de spectres complexes, tests logistiques...).

ANNEXE 1

Liste des membres et contributeurs du GT3

Membres permanents conviés aux réunions du GT :

NOM Prénom	Organisme
CHAMPION Didier	IRSN/DEI - Pilote du GT3
QUENTRIC Emmanuel	IRSN/DEI/SESUC - Secrétaire du GT3
AUTREY Jean-Claude	ACRO
JANIN Françoise	AFSSA
DIXSAUT Gilles	AFSSET
WILCZYNSKI Zénon	Agence de l'eau Seine-Normandie
BORIES Jacques	Agence de l'eau Seine-Normandie
THELLIER Yvette	ANCLI
DEVIN Patrick	AREVA/D3S
SIDANER Jean-François	AREVA/D3S
LEVELUT Marie-Noëlle	ASN/DEU
MEHL-AUGET Isabelle	ASN/DIS
PERRIN Marie-Line	ASN/DIS
MAISON Dominique	ASN/DIS
MATOUK Florent	ASN/DIS
DRESER Olivier	CEA - Pôle Maîtrise des risques
ROMBEAU Jean-Pierre	CLI de Gravelines
GRISOT Michel	CLI de Saint-Laurent-des-Eaux
LECORDIER Yves	CLI de Saint-Laurent-des-Eaux
DUTHEIL David	DDAF de l'Aube
DUFILS Joël	DDASS de la Manche
GENEAU Christian	DDSC/SGDR/BRM/MARN
GRASTILLEUR Charlotte	DGAL
DILLMANN Patricia	DGCCRF
DACLIN Jean-Paul	DGCCRF Inspection générale des services
DELMONT Didier	DSND
GODINO Olivier	EDF/DPN
COUDERT Guy	EDF/DPN
DELAMARE Véronique	EDF/DPN
PIRARD Philippe	InVS
DUFER Bruno	IRSN/DEI
REBIERE François	IRSN/DRPH/SDI
MARTIN Véronique	Météo France
VALBONETTI Paul	Météo France
DURAND François	Ministère de l'Agriculture - Conseil général vétérinaire
VANELLE Anne-Marie	Ministère de l'Agriculture - Conseil général vétérinaire
VOLANT Philippe	SGDN/DPE
GERASIMO Patrick	SPRA

Personnes chargées d'une présentation en GT3 et participants invités :

NOM Prénom	Organisme
JANIN Françoise	AFSSA
THELLIER Yvette	ANCLI
DEVIN Patrick	AREVA/D3S
MERLE-SZEREMETA Aurélie	ASN/DRD
AMMERICH Marc	CEA/DPSN/SSR
LOCHARD Jacques	CEPN
DUTHEIL David	DDAF de l'Aube
GENEAU Christian	DDSC/SGDR/BRM/MARN
GRASTILLEUR Charlotte	DGAL
COUDERT Guy	EDF/DPN
COCHARD André	GIE-INTRA
PIRARD Philippe	InVS
CHAMPION Didier	IRSN/DEI
DUFER Bruno	IRSN/DEI
REALES Nicolas	IRSN/DEI/SARG
CALMON Philippe	IRSN/DEI/SECRE
QUENTRIC Emmanuel	IRSN/DEI/SESUC
ISNARD Olivier	IRSN/DEI/SESUC
MATHIEU Anne	IRSN/DEI/SESUC
RENAUD Philippe	IRSN/DEI/SESURE
MERCAT-ROMMENS Catherine	IRSN/DEI/SESURE
MAIGNE Jean-Pierre	IRSN/DEI/SIAR
PIERRE Jean-Philippe	IRSN/DEI/SIAR
GURRIARAN Rodolfo	IRSN/DEI/STEME
PICCOLO Jean-Louis	IRSN/DEI/STEME
GOURMELON Patrick	IRSN/DRPH
AIGUEPERSE Jocelyne	IRSN/DRPH
BERNIERE James	IRSN/DRPH/SDI
BICHRON Geneviève	IRSN/DSU/SERAC/CTHIR
VALBONETTI Paul	Météo France
VOLANT Philippe	SGDN/DPE
GERASIMO Patrick	SPRA