

PNGMDR 2022-26

ACTION ENV.2

Méthodologie d'appréciation de la nocivité des matières et des déchets radioactifs

Présentation des orientations méthodologiques envisagées

Identification
SFIRPASFP.23.0008

Avril 2023

Page : 1/32

SOMMAIRE

Sommaire	3
1. Préambule	4
2. Rappel du contexte	4
2.1 <i>La demande de l’Autorité Environnementale de 2016</i>	4
2.2 <i>Les méthodologies développées à partir de 2018 en France</i>	5
2.3 <i>Enjeux du PNGMDR 2022-2026</i>	5
2.4 <i>Objectif et contenu du rapport</i>	6
3. Comparaison et limites des deux méthodologies d’évaluation de la nocivité développées jusqu’ici	7
3.1 <i>Les limites de la méthodologie proposée par l’IRSN</i>	7
3.2 <i>Les limites de la méthodologie développée par l’Andra</i>	8
3.3 <i>Analyse de l’applicabilité des méthodologies proposées par l’IRSN et l’Andra</i>	8
4. Feuille de route pour la définition d’un indicateur de la nocivité intrinsèque des matières et déchets radioactifs	10
4.1 <i>Volet d’actions n°1 : « Evaluer la complémentarité éventuelle de l’approche exploratoire relative à l’indicateur de dangerosité exprimé en DALY avec l’approche présentée par l’IRSN »</i>	10
4.2 <i>Volet d’actions n°2 : « Harmoniser les données d’entrée (inventaires radiologiques et chimique notamment) en lien avec les producteurs, pour déployer la méthode sur l’ensemble des catégories de matières et familles de déchets »</i>	12
4.3 <i>Volet d’actions n°3 : « Poursuivre le développement technique de la méthodologie IRSN avec des experts pluralistes »</i>	12
5. Conclusion et perspectives	14
6. Références	15
7. Annexe 1 : Synthèse de la méthodologie proposée par l’IRSN	16
7.1 <i>Les grands principes de la méthodologie développée</i>	16
7.2 <i>Exemple d’application</i>	20
7.3 <i>Références</i>	20
8. Annexe 2 : Synthèse de la méthodologie exploratoire développée par l’Andra	21
8.1 <i>L’objectif de l’approche Andra</i>	21
8.2 <i>Qu’est-ce que le DALY ?</i>	21
8.3 <i>L’usage du DALY dans le domaine de la radioprotection</i>	22
8.4 <i>La méthodologie exploratoire retenue</i>	23
8.5 <i>Références</i>	31

1. Préambule

Le présent rapport s'inscrit dans le cadre de l'action ENV. 2 de la V^{ème} édition du Plan National de Gestion des Matières et Déchets Radioactifs (PNGMDR). Plus précisément, il vise à répondre à l'article 51 de l'arrêté du 9 décembre 2022 [1] demandant à l'Andra de remettre, en lien avec l'Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire (IRSN) et des experts pluralistes « *un rapport visant à définir la méthodologie d'appréciation de la nocivité des matières et des déchets radioactifs, avec un premier déploiement de la méthode sur les déchets de très faible activité, de moyenne activité à vie longue et de haute activité selon plusieurs échéances temporelles caractéristiques de ces types de déchets.* »

Comme démontré dans la suite de ce rapport, il apparaît que les méthodologies d'évaluation de la nocivité envisagées aujourd'hui sont complexes et peu consensuelles. Par conséquent, elles ne permettent pas de proposer une démarche d'appréciation de la nocivité des matières et déchets radioactifs qui soit applicable en l'état. Malgré cette conclusion, ce rapport analyse les atouts des deux méthodologies étudiées au regard des objectifs visés par l'Autorité environnementale (Ae) en matière d'information sur la nocivité des déchets. Ce document détaille également la feuille de route envisagée pour aboutir *in fine* à un indicateur robuste et partagé par tous.

Enfin, il est à noter que le terme « nocivité » employé tout au long de ce rapport renvoie à la définition proposée par l'IRSN dans son rapport publié en 2018 [2] et présentant la nocivité comme une « *caractéristique intrinsèque* » désignant « *le potentiel à altérer la santé de l'homme ou l'environnement* ». Appliquée aux matières et déchets radioactifs, l'évaluation de la nocivité cherche donc à déterminer les altérations qu'ils peuvent potentiellement causer sur la santé humaine et des écosystèmes.

2. Rappel du contexte

2.1 La demande de l'Autorité Environnementale de 2016

La IV^{ème} édition du PNGMDR a fait l'objet, pour la première fois en 2016, d'une évaluation environnementale produite par l'Autorité de Sûreté Nucléaire (ASN) et la Direction Générale de l'Energie et du Climat (DGEC). Cette évaluation a été examinée par l'Ae, qui, dans son avis du 20 juillet 2016 [3], interpelle sur certains éléments qui gagneraient à être davantage précisés. En particulier, l'Ae met en avant la question de la « nocivité » des matières et déchets radioactifs en soulevant le fait que :

- « *Les informations fournies par le PNGMDR (caractéristiques des déchets, volumes) ne permettent pas à un lecteur non averti d'apprécier la nocivité de chaque matière et déchet et son évolution à court, moyen et longs termes.* » ;
- « *Le concept de nocivité ne peut se réduire au seul potentiel de danger lié à la radioactivité des matières et des déchets radioactifs et devrait pleinement prendre en compte leurs impacts chimiques et écotoxicologiques, ainsi que les modalités d'exposition de la population, tenant compte, dans le temps, de leur mode de gestion et de la diffusion des substances dans l'environnement.* ».

Bien que les déchets radioactifs fassent aujourd'hui l'objet d'une classification en cinq catégories selon leur activité radiologique et leur durée de vie notamment, l'avis de l'Ae propose d'aller au-delà. En effet, l'Ae met en avant le besoin de fournir une **information compréhensible** par l'ensemble des parties prenantes, y compris le grand public, sur la nocivité des matières et déchets radioactifs et son évolution temporelle, en rendant compte à la fois des **impacts radiologiques, chimiques** vis-à-vis de la **santé humaine** et de la **faune et la flore sauvages**. Cette demande implique également d'autres enjeux tels que la prise en compte de la diffusion des substances dans l'environnement, ainsi que la considération des modes de gestion des matières et déchets radioactifs.

A la suite de cet avis, l'ASN et la DGEC ont finalisé l'édition du PNGMDR 2016-2018 [4] en l'accompagnant de prescriptions listées au sein de l'arrêté du 23 février 2017 [5]. L'article 1 de cet arrêté est consacré à la question de la nocivité et demande à l'IRSN d'élaborer une méthodologie d'évaluation de la nocivité actuelle et future des matières et déchets radioactifs.

2.2 Les méthodologies développées à partir de 2018 en France

En réponse à l'article du PNGMDR 2016-2018 cité précédemment, début 2018, l'IRSN a publié un rapport [2] proposant une méthodologie pour apprécier la nocivité des matières et des colis de déchets radioactifs à court, moyen et longs termes. Un indicateur de la nocivité destiné au grand public est ainsi proposé dans l'objectif d'être apposé sur chaque fiche descriptive associée aux familles de déchets de l'inventaire national publié par l'Andra. Cet indicateur de nocivité prend la forme d'un indicateur de Kiviat divisé en 4 axes correspondants aux différents scénarios d'exposition choisis pour évaluer la nocivité à différents pas de temps fixés à 0, 100 et 1 000 ans. Un complément de rapport a été publié par l'IRSN fin 2021 et détaille les modalités de prise en compte des substances chimiques pour un scénario d'exposition accidentelle par inhalation [6]. Une synthèse de l'ensemble de la méthodologie développée par l'IRSN est proposée en Annexe 1 de ce rapport.

De son côté, l'Andra a lancé sa propre réflexion sur l'évaluation de la nocivité dans l'objectif de fournir un indicateur agrégeant les risques chimique et radiologique. En parallèle de la demande de l'Ae, cette réflexion a été lancée en interne de l'agence, de manière indépendante et à titre prospectif, pour examiner si le développement de solutions de gestion des déchets pouvait être éclairé suivant un indicateur de nocivité. Dans ce cadre, de 2018 à 2019, une collaboration avec le Centre d'études sur l'évaluation de la Protection dans le domaine Nucléaire (CEPN) a envisagé l'utilisation de l'indicateur DALY (*Disability Adjusted Life Year*), développé par l'Organisation Mondiale de la Santé dans les années 1990 et correspondant aux années de vie perdues en bonne santé d'une population étudiée. De plus en plus présent dans le domaine de la radioprotection, le DALY est un indicateur de choix dont l'utilisation se justifie d'autant plus par la volonté d'agrèger des risques chimique et radiologique ou a minima, de pouvoir exprimer ces deux types de risque en une seule et même unité. Cependant, l'état des connaissances scientifiques limite encore l'application de l'indicateur DALY pour les usages souhaités dans l'approche exploratoire de l'Andra. L'Annexe 2 de ce rapport présente une synthèse de cette approche.

2.3 Enjeux du PNGMDR 2022-2026

Pour faire suite à l'initiative lancée par le plan précédent et continuer les travaux engagés sur l'évaluation de la nocivité des matières et déchets radioactifs, le PNGMDR 2022-2026 [7] dédie une de ses actions (*i.e.*, ENV-2) à ce sujet. Plus précisément, il s'appuie sur l'approche développée par l'IRSN dans le cadre du plan précédent pour identifier plusieurs volets d'action visant à compléter les travaux déjà effectués par l'IRSN et l'Andra :

- « 1. *Evaluer la complémentarité éventuelle de l'approche exploratoire relative à l'indicateur de dangerosité exprimé en DALY avec l'approche présentée par l'IRSN ;*
- 2. *Harmoniser les données d'entrée (inventaires radiologique et chimique notamment) en lien avec les producteurs, pour déployer la méthode sur l'ensemble des catégories de matières et familles de déchets ;*
- 3. *Poursuivre le développement technique de la méthodologie IRSN avec des experts pluralistes :*
 - a. *questionner la représentation actuelle sous forme de cadrans à destination du public non averti ;*
 - b. *intégrer la possibilité de prendre en compte les caractéristiques du conditionnement par des facteurs d'abattement de la nocivité, dans l'objectif de proposer une représentation de la nocivité de la matière ou du déchet avec et sans conditionnement ;*
 - c. *finaliser la prise en compte des substances chimiques dans le scénario de dispersion accidentelle, en lien avec l'INERIS. »*

Il est à noter que l'Ae, dans son avis n°2021-96 sur le PNGMDR 2022-2026 [8], réitère ses recommandations sur la mise en place d'un indicateur de nocivité des matières et déchets radioactifs et demande notamment « *que le concept de nocivité soit explicitement défini, en cohérence avec les principes des directives Euratom 2011/70 et 2013/59, en prenant tout particulièrement en compte les impacts potentiels pour la population quelles que soient les générations concernées* ».

Pour l'ensemble de ces recommandations, l'Andra est nommée pilote et est invitée à travailler conjointement avec l'IRSN et des experts pluralistes. Sur cette base, l'action ENV.2 prévoit plusieurs échéances dont :

- La remise d'un rapport présentant la méthodologie retenue pour évaluer la nocivité des matières et déchets radioactifs à fin 2022¹ ;
- L'ajout sur les éditions de l'inventaire national (à partir de 2028) d'indications de nocivité pour certaines familles de déchets, en fonction de l'avancement du déploiement de la méthodologie.

2.4 Objectif et contenu du rapport

En réponse à l'action ENV.2 du PNGMDR 2022-2026, le présent rapport propose une analyse comparée des méthodologies d'évaluation de la nocivité des matières² et déchets³ radioactifs développées (i) par l'IRSN dans le cadre du PNGMDR précédent, et (ii) par l'Andra à titre exploratoire et prospectif. Plus précisément, la complémentarité et les limites associées à chacune de ces deux méthodologies sont explicitées en troisième partie de ce rapport. Cette analyse découle des premiers tests effectués sur les méthodologies IRSN et Andra depuis 2018, ainsi que des échanges engagés auprès de l'IRSN et de différents experts pluralistes (*e.g.*, Commission Nationale d'Evaluation, Groupe Permanent Déchets, représentants des producteurs, *etc.*). Il en ressort qu'actuellement, aucune méthodologie ne répond à l'ensemble des enjeux soulevés initialement par l'Ae et donc, ne peut être appliquée en l'état. Dans un tel contexte, la quatrième partie de ce rapport détaille la feuille de route faisant un état des lieux des questionnements encore en suspens et des actions à mener pour permettre la mise en place d'un outil d'évaluation de la nocivité qui fasse sens pour tous.

Ainsi, contrairement à la prescription faite à l'article 52 de l'arrêté du 9 décembre 2022, le présent rapport ne fixe pas une méthodologie établie et pouvant être directement déployée mais détaille la feuille de route envisagée pour y parvenir. Dans la mesure où l'indicateur de nocivité doit *in fine* informer le grand public, il semble en effet important d'intégrer et tester la compréhension de l'ensemble des parties prenantes avant de figer les choix méthodologiques et obtenir un indicateur de nocivité robuste, partagé et compréhensible par un lecteur non averti. Les actions principales de la feuille de route seront donc examinées dans un cadre pluraliste à partir de 2024.

A noter que les développements actuels se sont davantage portés sur le cas des déchets radioactifs. Il n'est donc pas étonnant que la suite du rapport expose principalement les avancées sur l'évaluation de la nocivité des déchets plus que celles des matières. Pour autant, cela ne signifie pas que les méthodologies ne soient pas applicables à un tel objet et la feuille de route établie veille bien à intégrer le cas des matières dans les applications à venir.

¹ En accord avec la DGEC, l'échéance a été reportée au 30 avril 2023.

² Une matière radioactive est définie dans l'article L. 542-1-1 du code de l'environnement comme « une substance radioactive pour laquelle une utilisation ultérieure est prévue ou envisagée, le cas échéant après traitement ».

³ Un déchet radioactif est une substance radioactive pour laquelle aucune utilisation ultérieure n'est prévue ou envisagée.

3. Comparaison et limites des deux méthodologies d'évaluation de la nocivité développées jusqu'ici

Les synthèses des méthodologies proposées par l'IRSN et l'Andra sont respectivement présentées en Annexe 1 et Annexe 2 de ce rapport. A noter que depuis 2018, ces méthodologies ont été partagées auprès d'experts pluralistes (*e.g.*, Groupe Permanent Déchet, Commission Nationale d'Evaluation, Groupe de Travail PNGMDR, Conseil Scientifique de l'Andra, *etc.*) qui ont identifié plusieurs axes d'amélioration. Les paragraphes qui suivent comparent les deux méthodologies existantes et résumant leurs limites majeures, justifiant aujourd'hui la poursuite des réflexions sur la démarche même d'évaluation de la nocivité, avant toute application.

3.1 Les limites de la méthodologie proposée par l'IRSN

Pour conclure son rapport PSE-ENV/2018-00048 [2], l'IRSN détaille plusieurs axes d'amélioration destinés à affiner la démarche. Parmi ces axes, on retrouve le besoin de disposer d'inventaires radiologique et chimique détaillés pour permettre une évaluation exhaustive de la nocivité. Pour ce faire, l'IRSN a proposé de transférer la méthode aux équipes de l'Andra qui disposent d'inventaires suffisamment détaillés et fournis directement par les producteurs. La question de la toxicité chimique a aussi été soulevée puisque les substances évaluées pour déterminer la nocivité ciblent essentiellement les métaux, alors que les substances organiques n'ont pas été intégrées pour le moment. En outre, le conditionnement des colis fait l'objet de réflexions particulières. Dans l'approche développée, même si la nocivité du colis de déchets est évaluée en incluant celle des déchets et du conditionnement, le rôle joué par les matrices et enveloppes de conditionnement sur la diminution de la nocivité n'est pas considéré et reste à intégrer dans la méthode. Ainsi, dans les scénarios mettant en jeu la dispersion des substances contenues dans un colis (*cf.* Annexe 1), aucun facteur n'est encore pris en compte pour refléter la capacité de confinement du conditionnement qui influe de fait sur la dispersion des substances et l'indice de nocivité. Le cas d'un colis de déchets vitrifiés en est la parfaite illustration : certains scénarios considèrent en effet l'ensemble du contenu du colis comme étant instantanément dispersé ou dilué dans l'environnement, alors que la matrice de verre rend impossible une telle dispersion. Des paramètres spécifiques, tels que des facteurs d'abattement, permettant de refléter la capacité du colis à limiter ou prévenir le relâchement de son contenu, seraient donc à intégrer. Aussi, la prise en compte des composants des enveloppes et matrices de conditionnement peut parfois conduire à obtenir une nocivité chimique prééminente par rapport à celle du déchet en lui-même, alors que les toxiques en jeu ne sont pas forcément biodisponibles. Dans son complément de rapport [6], l'IRSN présente ainsi le cas d'une nocivité chimique majorante sur la nocivité radiologique, du fait de la présence de chrome et nickel issus de l'acier inox de l'enveloppe de conditionnement. L'évaluation des composants associés aux conditionnements pose donc question et doit être affinée pour tenir compte des critères de biodisponibilité. Il peut également être intéressant d'étudier comment contre balancer l'effet éventuel de ces composants par les propriétés de confinement qu'ils confèrent au colis.

Au-delà de ces aspects calculatoires, cette méthodologie a été présentée à diverses instances dont le Groupe de Travail PNGMDR (62^{ème} réunion du GT PNGMDR, 21 septembre 2018) ou encore le Groupe Permanent d'experts pour les déchets (29 septembre 2020). Dans ces échanges, plusieurs limites ont été soulevées, à commencer par la complexité générale de la méthodologie, qui à ce stade, est jugée difficilement compréhensible pour un public non averti. Plus particulièrement, le choix du diagramme de Kiviat comme représentation de la nocivité a été critiqué, dans la mesure où il ne permet pas d'apprécier de manière intuitive la nocivité. En conséquence, les experts consultés encouragent la recherche d'une représentation plus claire et simplifiée. En outre, le choix des scénarios permettant d'évaluer la nocivité a également été questionné. En effet, ceux-ci sont jugés peu réalistes. Par exemple, les scénarios supposant la dilution instantanée d'un colis de déchet dans un lac ou dans une parcelle de sol cultivée sont considérés invraisemblables. Une révision des scénarios d'exposition, impliquant des situations plus simples et plus réalistes et permettant d'apprécier les risques potentiellement encourus par le grand public apparaît donc nécessaires aux yeux des experts interrogés (*i.e.*, GT PNGMDR, GPD). Enfin, plusieurs remarques soulignent le besoin d'élargir les temporalités choisies (0, 100 et 1000 ans), de manière à refléter davantage les enjeux de long-termes associés à la gestion des déchets à vie longue.

3.2 Les limites de la méthodologie développée par l'Andra

L'approche exploratoire développée par l'Andra a fait l'objet de nombreux partages notamment auprès d'instances telles que la Commission Nationale d'Evaluation (audition du 10 décembre 2020) ou le Conseil Scientifique de l'Andra (réunion du 4 octobre 2022). Il est aussi à noter que la méthodologie associée à cette démarche fait l'objet d'un article scientifique dédié (*Proposal of a quantitative approach integrating radioactive and chemical risks*), accepté par la revue Radioprotection⁴. Enfin, il convient de préciser que l'approche visant à exprimer un indice de nocivité en DALY n'est valable que pour le cas des expositions humaines. Pour l'atteinte à la faune et à la flore, sauvages, un autre indicateur doit être élaboré, ce qui marque une limite importante à la méthode exploratoire de l'Andra.

D'une manière générale, l'intérêt de l'approche proposée par l'Andra est confirmé par les experts sollicités (i.e., CNE, Conseil scientifique de l'Andra), au réalisme des scénarios près. En effet, à l'instar des scénarios développés par l'IRSN, ceux proposés dans le cadre de l'approche Andra sont également jugés irréalistes, et plus particulièrement celui mettant en jeu l'ingestion directe de déchet (cf. Annexe 2). Il est néanmoins apprécié qu'un indicateur de nocivité en DALY permette une expression du risque pouvant aisément être comparée à d'autres risques sanitaires sortant du domaine nucléaire. En ce sens, le DALY représente un véritable atout. Son usage doit cependant se faire dans un cadre bien délimité. Il n'a pas vocation à remplacer les unités utilisées dans le domaine de la radioprotection (sievert, gray, becquerel). Il conviendrait aussi d'accompagner la valeur en DALY pour bien préciser que cet indicateur reflète un risque potentiel moyen pour une population exposée suivant les scénarios retenus et les modèles utilisés. Il vise à exprimer différents risques dans une même unité, pour permettre *de facto* une comparaison de ces risques entre eux.

La démarche aujourd'hui développée reste cependant exploratoire, et plusieurs limites importantes n'autorisent pas son application dans l'immédiat. Sur le plan radiologique d'abord, la question du coefficient de conversion $1 \text{ Sv} \approx 1 \text{ DALY}$ doit être affinée davantage pour intégrer l'apparition des réactions tissulaires (effets déterministes) au-delà de 100 mSv. Sur le volet chimique, les pathologies associées à chaque toxique reposent sur une première analyse des Valeurs Toxicologiques de Référence (VTR) et des effets critiques correspondants. De manière à affiner l'évaluation de la toxicité de ces substances, il pourrait être intéressant de reconsidérer le choix de ces pathologies avec l'aide de toxicologues de l'INERIS par exemple. Actuellement basées sur des données issues de la littérature et datant de 2005, les valeurs de DALY doivent aussi être réévaluées pour l'ensemble des pathologies identifiées dans l'évaluation des risques chimique et radiologique. L'actualisation de ces données peut passer par la prise en compte des valeurs publiées périodiquement par l'OMS et dont la dernière mise à jour date de 2020.

Par conséquent, la possible agrégation/expression dans une même unité des risques chimique et radiologique au moyen de l'indicateur DALY est jugée pertinente même si de nombreuses hypothèses demandent encore à être confirmées pour s'assurer de la cohérence des deux approches (cf. Annexe 2). Dans un tel contexte, la méthodologie développée par l'Agence ne peut à ce jour être retenue dans la poursuite des réflexions sur l'évaluation de la nocivité des matières et déchets radioactifs. L'usage de l'indicateur DALY continuera cependant d'être exploré dans le cadre des travaux internes à l'Andra.

3.3 Analyse de l'applicabilité des méthodologies proposées par l'IRSN et l'Andra

Les méthodologies proposées par l'IRSN et l'Andra reposent toutes deux sur la mise en place de scénarios d'exposition génériques, dans l'objectif d'évaluer la variabilité des effets délétères pouvant s'exprimer au travers des voies d'expositions principales (i.e., irradiation externe, exposition interne par ingestion et inhalation) suivant les déchets considérés. Les premiers tests effectués à partir des deux méthodologies, bien qu'elles se basent sur des scénarios sensiblement différents, révèlent des résultats cohérents, dont les niveaux de nocivité suivent des tendances similaires. Les différences observées s'expliquent par la variation des paramètres choisis par l'IRSN et l'Andra (i.e., taux d'empoussièrement, temps d'exposition, etc.), d'une part, et la prise en compte de paramètres spécifiques associés à la dispersion dans l'environnement pour les scénarios IRSN (i.e., Kd, facteurs de transfert racinaires, etc.), d'autre part. Cependant, et comme évoqué au sein des paragraphes précédents, il ressort que les

⁴ <https://www.radioprotection.org/fr/>

scénarios développés dans les deux approches sont jugés peu réalistes et peu représentatifs des situations réelles d'exposition. Ils demandent donc à être revus.

Sur ce sujet, la demande initiale de l'Ae présente un caractère ambivalent dans la mesure où elle recommande de traiter des impacts radiologiques, chimiques et écotoxicologiques en tenant compte d'un risque de diffusion dans l'environnement, tout en considérant les modes de gestion, alors que ceux-ci sont justement conçus pour exclure la diffusion dans l'environnement et les expositions significatives. Dès lors, éclairer la nocivité des déchets au-delà de l'impact maîtrisé au sein des installations dédiées à leur gestion, impose d'étudier des situations improbables et ainsi définir des scénarios peu réalistes. Ces enjeux ont fait l'objet de plusieurs réflexions détaillées au sein du paragraphe 4.1.2.

Il convient aussi de souligner que les méthodes de l'IRSN et de l'Andra évaluent la nocivité du colis de déchet, sans cibler directement la nocivité intrinsèque du déchet en lui-même. Aussi, se pose la question d'explorer la possibilité de mieux évaluer la nocivité intrinsèque du déchet, ainsi que de refléter le rôle joué par les matrices et enveloppes de conditionnement.

Enfin, les deux méthodologies proposées révèlent une réelle difficulté associée à la représentation de l'indicateur de nocivité en lui-même. La représentation choisie par l'IRSN à partir du diagramme de Kiviat est complexe et cherche à refléter de nombreuses informations à la fois. L'expression en DALY nécessiterait quant à elle d'être accompagnée pour être communiquée auprès du grand public en évitant toute interprétation inexacte. En ce sens, un travail sur l'amélioration de la représentation de la nocivité nécessite d'être réalisé pour faciliter l'accès et la compréhension des informations à transmettre.

En conclusion, les approches jusqu'ici développées par l'IRSN et l'Andra présentent plusieurs limites qui ne permettent pas de répondre à l'ensemble des enjeux fixés par la demande initiale de l'Ae (*e.g.*, scénarios non réalistes, indicateur de nocivité et représentation peu compréhensibles). Un déploiement direct sur l'ensemble des catégories de matières et familles de déchets radioactifs n'est donc pas envisageable actuellement. Il convient de poursuivre les réflexions sur les principes mêmes d'évaluation de la nocivité des matières et déchets radioactifs de manière à proposer une nouvelle méthodologie faisant consensus auprès de tous. Dans cette perspective, la partie qui suit propose une feuille de route visant à étudier les questionnements soulevés par l'analyse des méthodologies existantes et *in fine* répondre à l'action ENV.2 du PNGMDR 2022-2026.

4. Feuille de route pour la définition d'un indicateur de la nocivité intrinsèque des matières et déchets radioactifs

Partant des différentes limites constatées sur les méthodes proposées par l'IRSN et l'Andra, il convient d'ouvrir un nouvel axe de réflexion sur la définition d'un outil d'appréciation de la nocivité répondant à l'ensemble des objectifs fixés par l'Ae et étant partagé par tous. Pour ce faire, la feuille de route déclinée ci-après dresse un état des lieux des questionnements actuels et propose plusieurs axes de travail selon les trois volets d'actions listés par la demande ENV.2.

4.1 Volet d'actions n°1 : « Evaluer la complémentarité éventuelle de l'approche exploratoire relative à l'indicateur de dangerosité exprimé en DALY avec l'approche présentée par l'IRSN »

4.1.1 Différents questionnements structurant l'évaluation de la nocivité intrinsèque des matières et déchets radioactifs

Comme précisé en préambule, l'évaluation de la nocivité des matières et déchets radioactifs cherche à déterminer les altérations qu'ils peuvent potentiellement causer sur la santé humaine et des écosystèmes. Dans la mesure où il s'agit d'évaluer des caractéristiques intrinsèques propres aux matières et déchets radioactifs, la démarche même d'évaluation peut être interrogée. En effet, les méthodologies développées jusqu'ici ont fait le choix d'évaluer la nocivité intrinsèque à partir de situations standardisées impliquant des scénarios génériques, certes peu réalistes (*e.g.*, dilution instantanée d'un colis de déchet dans un lac, ingestion directe de déchet, *etc.*), mais visant à exprimer la variabilité des effets délétères associés à une gamme de matières ou de déchets radioactifs. Ces scénarios stylisés et génériques aboutissent à une nocivité que l'on peut qualifier de « relative » puisque le changement des paramètres associés au scénario défini implique *de facto* un changement du niveau de nocivité. La nocivité de la matière ou du déchet n'est évaluée que par rapport à un scénario d'exposition et n'est donc pas strictement intrinsèque. De là, toute la question est de savoir comment obtenir des valeurs de nocivité indépendantes de toute hypothèse d'exposition et se soustrayant à tout scénario. De prime abord, il semble difficile de s'extraire d'hypothèse d'exposition pour évaluer la nocivité, le paragraphe 4.1.2 comporte néanmoins plusieurs pistes de travail à ce sujet.

Par ailleurs, la demande initiale de l'Ae vise un objectif d'information du grand public. Il a donc été proposé, dès 2018 dans le rapport IRSN PSE-ENV/2018-00048 [2], d'apposer un indicateur de nocivité sur chaque famille de l'inventaire national de manière à éclairer les enjeux associés aux différentes catégories de matières et déchets radioactifs. Atteindre cet objectif impose alors plusieurs contraintes sur l'objet d'évaluation. En effet, dans la mesure où les familles de l'inventaire national concernent des colis de déchets d'ores et déjà conditionnés ou prenant en compte des hypothèses de conditionnement, l'indicateur de nocivité se doit de refléter cette caractéristique. L'objet d'évaluation sera donc le colis de déchets et non le déchet seul. En conséquence, l'étude de l'objet « colis de déchets » ne permet pas de répondre directement à l'objectif d'évaluation de la nocivité visant au maximum les caractéristiques intrinsèques des déchets radioactifs puisqu'il inclut les enveloppe et matrice de conditionnement jouant un rôle dans la réduction de la nocivité initiale. De là, une approche consisterait à rendre compte du bénéfice du conditionnement au moyen de facteurs d'abattement. L'établissement de ces facteurs reste cependant en suspens et fait l'objet des discussions du paragraphe 4.3.2.

4.1.2 Retours sur les scénarios d'évaluation de la nocivité

Comme présenté aux paragraphes 3.1 et 3.2, les méthodologies développées par l'IRSN et l'Andra reposent sur des scénarios qui ont été jugés peu réalistes et peu représentatifs des situations courantes de gestion des matières ou déchets radioactifs.

Aussi, et comme évoqué précédemment, il convient de s'interroger sur les alternatives éventuelles aux scénarios d'exposition déjà proposés. Des suggestions ont été faites et reposent sur le choix d'indicateurs génériques faisant appel à des scénarios très simples, comme le Débit d'équivalent de Dose

(DeD)⁵ ou encore la radiotoxicité potentielle⁶. Il est donc proposé d'explorer le possible usage de tels indicateurs en notant qu'ils ne visent que l'évaluation de l'impact radiologique sur la santé humaine. Il conviendra de mener une réflexion pour étudier la manière dont ces indicateurs (radiotoxicité potentielle particulièrement) pourront être adaptés au cas des substances chimiques et de l'exposition à la faune et à la flore sauvages. Pour cela, des échanges avec des toxicologues et écotoxicologues de l'INERIS ont été initiés.

Dans la mesure où le choix d'indicateurs génériques tels que le DeD ou la radiotoxicité potentielle pourrait ne pas aboutir, mais restent à tester, il est important de poursuivre en parallèle les discussions sur le choix de scénarios d'exposition qui fassent consensus. Aujourd'hui, plusieurs options sont à débattre :

- un besoin de réalisme dans les scénarios pour permettre une interprétation plausible des niveaux d'exposition, mais qui exclut *de facto* la dimension générique et standardisée permettant de s'extraire de toute donnée de site et d'évaluer l'ensemble des effets délétères possibles ;
- la possibilité de définir des scénarios très génériques et irréalistes dans lesquels l'impact évalué n'a qu'une valeur relative et pourrait être interprété à tort par le grand public comme étant le reflet d'une réalité.

Sur cette base, l'Andra va poursuivre les réflexions et étudier différentes alternatives. A noter qu'il pourrait également être étudié la possibilité de mettre en perspective des évaluations de la nocivité au regard des étapes du « cycle de vie » du déchet et plus particulièrement de ses dispositions d'entreposage et de stockage dont l'objectif est justement de limiter l'exposition sur l'homme et l'environnement.

Pour ce qui concerne la question de l'exposition de la faune et de la flore, seule la méthodologie IRSN propose un scénario faisant intervenir la dilution instantanée d'un colis dans un lac. Outre les enjeux de réalisme, certaines remarques des experts interrogés (cf. partie 3) ont souligné le fait que d'autres écosystèmes gagneraient à être considérés, en plus du cas aquatique. A ce stade, il est proposé de réviser le scénario de dilution proposé par l'IRSN en mettant en jeu une situation plus réaliste mais faisant toutefois intervenir la diffusion dans l'environnement des substances contenues dans un colis de déchet. L'atteinte aux autres milieux pourra être étudiée ultérieurement.

4.1.3 Les temporalités d'évaluation de la nocivité

Pour sa méthodologie, l'IRSN propose d'apprécier l'évolution temporelle de la nocivité sur la base de trois pas de temps : 0 puis 500 et 1 000 ans. Dans son approche, l'Andra cherche quant à elle à tenir compte des enjeux de long-terme et a donc ajouté deux temporalités supplémentaires : 10 000 et 100 000 ans.

Dans ce contexte, pour faire évoluer l'outil d'évaluation de la nocivité, il a été décidé de retenir les 5 temporalités proposées par l'Andra. Ces pas de temps permettent en effet d'apporter un éclairage sur les différentes catégories de déchets radioactifs en intégrant plus particulièrement les caractéristiques des radionucléides contenus dans les colis, dont les périodes radioactives vont de l'ordre de l'année à la dizaine de milliards d'années.

A noter que pour les déchets à vie courte, une évaluation de la nocivité radiologique pour l'ensemble des temporalités envisagées ne sera pas forcément pertinente. Les horizons T0, 500 et 1 000 ans pourront uniquement être conservés pour simplifier l'information à diffuser. Une réflexion sur l'évaluation de la nocivité chimique et de son évolution sur le temps long devra cependant être conduite.

⁵ Le DeD correspond au débit auquel une dose est reçue. Il mesure l'intensité de la dose de rayonnement et reçue lors d'une exposition externe.

⁶ Cet indicateur concerne l'exposition interne. Plus précisément, il évalue le danger potentiel d'un radionucléide en cas d'ingestion en pondérant l'activité du radionucléide étudié par son coefficient de dose.

4.1.4 Cas particulier de l'évaluation des matières radioactives

Comme évoqué en introduction, les approches développées jusqu'ici n'ont pas été appliquées au cas des matières radioactives. Pour pallier cet écueil, les évolutions qui seront progressivement mises en place veilleront à être testées sur le cas des matières. Ces travaux seront par ailleurs partagés entre l'Andra, les producteurs et l'IRSN pour s'assurer que la démarche d'évaluation est aussi bien adaptée au cas des matières radioactives que des déchets.

4.2 Volet d'actions n°2 : « Harmoniser les données d'entrée (inventaires radiologiques et chimique notamment) en lien avec les producteurs, pour déployer la méthode sur l'ensemble des catégories de matières et familles de déchets »

Les premiers exercices d'évaluation de la nocivité effectués *via* les approches IRSN et Andra ont porté sur les données d'inventaires radiologique et chimique fournis par les producteurs. Plus précisément, 144 radionucléides et 13 substances chimiques (essentiellement des éléments métalliques) sont évalués. Les données d'inventaires déclarées par les producteurs ont une visée enveloppe dans le cadre des analyses de sûreté. Dans une démarche plus informative, les inventaires de données nécessaires à l'évaluation de la nocivité devraient être complétés, notamment en ce qui concerne les substances chimiques contenues dans les déchets ainsi que dans les enveloppes et matrices de conditionnement, de manière à réaliser une évaluation cohérente sur l'ensemble des catégories de déchets. Plus précisément, des travaux vont s'engager avec les producteurs et veilleront à définir, si possible, des hypothèses permettant d'affiner les inventaires chimiques⁷, ainsi que ceux associés au conditionnement.

En plus des données d'inventaires, des valeurs de référence en toxicité et écotoxicité sont aussi nécessaires à la bonne évaluation de la nocivité chimique. Or, en fonction des substances, des voies d'exposition voire de la cible de protection (santé humaine et écosystèmes), ces données sont plus ou moins disponibles et peuvent empêcher la réalisation d'une évaluation exhaustive. Pour tenter de pallier cet écueil, des réflexions conjointes avec l'INERIS seront lancées. Ces réflexions se feront dans la continuité des échanges initiés entre l'IRSN et l'INERIS dans le cadre du rapport IRSN 2021-00827 [6] où une démarche avait été proposée pour pallier le manque de valeurs de référence dans l'évaluation des substances chimiques en situation accidentelle.

4.3 Volet d'actions n°3 : « Poursuivre le développement technique de la méthodologie IRSN avec des experts pluralistes »

4.3.1 Questionner la représentation actuelle sous forme de cadrans

L'objectif premier de l'indicateur de nocivité est d'informer le grand public sur la nocivité des familles de l'inventaire national et de son évolution dans le temps. La question de la représentation de cet indicateur est donc primordiale. Comme souligné en section 3, l'indicateur sous forme de diagramme de Kiviati proposé par l'IRSN est complexe et l'action ENV.2 du PNGMDR 2022-2026 demande clairement à ce qu'il soit simplifié.

Dans un tel contexte, un travail sur la représentation de l'indicateur de nocivité doit être engagé et implique de s'accorder sur plusieurs éléments sous-jacents :

- Quelle information précise doit être retranscrite au moyen de l'indicateur ?
- Comment exprimer la nocivité (e.g. en sievert ou QD/ERI, en indice de risque, sans unité) ?
- Quelle échelle de nocivité développer et quelles limites y apposer ?

Pour tenter de répondre à l'ensemble de ces questionnements, une collaboration a été lancée avec un designer graphiste ayant déjà travaillé sur une possible signalétique de la nocivité des déchets radioactifs à l'échelle plurimillénaire. Le travail va d'abord consister à co-scénariser un message didactique clair à

⁷ Sur ce point, les données jugées nécessaires pour une analyse fine de la nocivité des déchets peuvent aller au-delà des informations nécessaires pour garantir la sûreté des sites de stockage. En effet, les spécifications d'acceptation prévoient une déclaration des substances par les producteurs uniquement s'ils excèdent des valeurs seuils prédéfinies à partir des évaluations de sûreté.

faire porter par les différents indicateurs envisagés avant d'identifier plusieurs possibilités de représentations qui pourront *in fine* être partagées et discutées auprès du groupe pluraliste. A l'occasion de ces réflexions, la question de la transposabilité de cette représentation à tout type de déchet pourra être soulevée.

4.3.2 Intégrer la possibilité de prendre en compte les caractéristiques du conditionnement

Comme évoqué à la section 4.1, l'objet d'évaluation de la nocivité est le colis de déchets. Cela implique que les matrices et enveloppes de conditionnement soient intégrées aux calculs et appliqués à une évaluation de la nocivité intrinsèque. Dans les méthodologies jusqu'ici développées, l'évaluation était artificiellement portée sur la base d'une dégradation du colis dans son ensemble, sans tenir compte du rôle joué par les matrices et enveloppes de conditionnement. Cependant, les opérations de conditionnement mises en place concourent à assurer le confinement des substances radioactives et chimiques du déchet, et ainsi d'en limiter la dispersion, que ce soit en situations normale ou accidentelle. En fonction des caractéristiques des matrices et enveloppes de conditionnement, le contenu du colis sera donc plus ou moins dispersable et les niveaux de nocivité effectifs plus ou moins élevés. Pour mieux refléter ces aspects, il convient donc d'exprimer une évaluation d'impact en rendant compte du rôle joué par les matrices et enveloppes de conditionnement. Il est à noter que dans son rapport PSE-ENV/2018-00048 [2] l'IRSN avait identifié le problème et envisageait d'y répondre *via* des facteurs d'abattements.

Dans ce cadre, un travail va s'engager avec les représentants des producteurs pour valoriser les différents conditionnements existants, leurs natures et propriétés respectives et d'en rendre compte dans l'évaluation de nocivité (*i.e.*, scénario réaliste de dispersion, biodisponibilité des substances, *etc.*).

4.3.3 Finaliser la prise en compte des substances chimiques dans le scénario de dispersion accidentelle, en lien avec l'INERIS

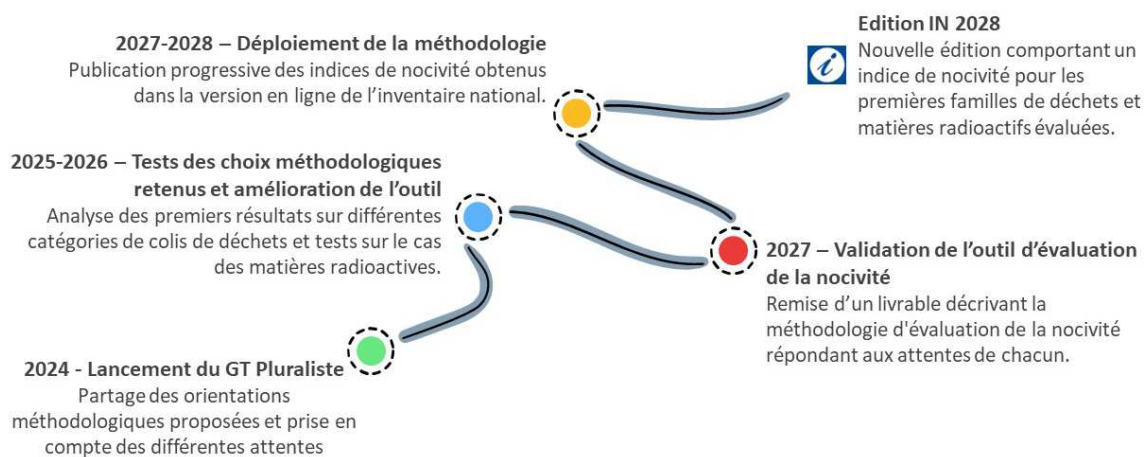
Les conclusions du rapport IRSN PSE-ENV/2018-00048 [2] ont souligné le besoin de compléter la méthode pour le cas particulier de l'axe 2 visant à évaluer la nocivité chimique d'une matière ou d'un déchet du fait d'une dispersion brutale dans un local. Dans ce cadre, des réflexions associant l'INERIS ont été initiées pour notamment compléter le jeu de données de toxicité et s'accorder sur les choix et hypothèses à prendre en compte pour apprécier la composante chimique de la nocivité lorsque certaines valeurs de référence sont manquantes. Le complément de rapport IRSN n°2021-00827 [6] propose ainsi, avec l'appui de l'INERIS, une méthode conservative pour attribuer des valeurs de « référence » à des substances chimiques lorsque l'INERIS ou la littérature internationale n'en fournit pas. Le rapport présente également un exemple d'application de la méthode pour trois familles de colis. Les résultats révèlent alors, pour l'axe 2, une nocivité chimique plus importante que celle associée à la composante radiologique (cf. Annexe 1). Cela s'explique essentiellement par la présence de nickel et de chrome dans l'enveloppe en inox. Ce constat conduit à s'interroger sur la manière de prendre en compte la composante chimique des enveloppes et matrices de conditionnement et s'inscrit dans la continuité des réflexions précédentes (cf. paragraphe 4.3.2). En effet, le chrome et le nickel de l'acier inox peuvent ne pas être biodisponibles pour l'organisme ou les écosystèmes, ne présentant alors pas de danger particulier. La nocivité chimique exprimée actuellement doit donc être affinée. Dans ce contexte, il est proposé de faire évoluer l'outil d'évaluation de la nocivité pour intégrer des précisions sur les formes chimiques des substances à l'étude et ainsi mieux faire ressortir leur nocivité potentielle en fonction de leur caractère mobilisable et biodisponible. Ces réflexions veilleront à intégrer des experts de l'INERIS sur le sujet.

5. Conclusion et perspectives

Le présent rapport fait un état des lieux des limites associées aux méthodologies d'évaluation de la nocivité existantes et des questionnements qui en découlent. Sur cette base, une feuille de route propose plusieurs axes de travail selon les trois volets d'actions listés par la demande ENV.2. Comme évoqué en introduction, les différentes orientations présentées dans ce rapport ne sont pas figées et sont amenées à évoluer. A partir de 2024, et comme suggéré par l'action ENV. 2 du PNGMDR 2022-2026, un groupe pluraliste pourra être lancé et permettra de s'assurer que l'indicateur de nocivité répond aux attentes des futurs utilisateurs.

En parallèle des échanges avec le groupe pluraliste, un groupe de travail restreint piloté par l'Andra et composé des représentants des producteurs et de l'IRSN veillera à l'avancement technique de la méthode d'évaluation de la nocivité.

En termes d'échéances, l'action ENV.2 prévoit que les prochaines éditions de l'inventaire national (à compter de 2028) comportent des indications sur la nocivité pour certaines familles de déchets et catégories de matières, en fonction de l'avancement du déploiement de la méthodologie. Pour cela, il est proposé de jalonner les cinq prochaines années par plusieurs étapes intermédiaires listées au sein de la Figure 1. A noter que ces échéances seront partagées avec le groupe pluraliste et que certaines étapes pourront évoluer.



6. Références

- [1] Arrêté du 9 décembre 2022 pris en application du décret no 2022-1547 du 9 décembre 2022 prévu par l'article L. 542-1-2 du code de l'environnement et établissant les prescriptions du plan national de gestion des matières et des déchets radioactifs
- [2] Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire. (2018) Méthodologie et critères envisageables pour apprécier la nocivité des matières et déchets radioactifs, Rapport n° PSE-ENV/2018-0048
- [3] Autorité Environnementale. (2016) Avis délibéré de l'Autorité environnementale sur le plan national de gestion des matières et des déchets radioactifs (2016-2018), n°2016-036
- [4] Autorité de Sûreté Nucléaire & Ministère de l'Environnement, de l'Energie et de la Mer. (2016) Plan National de Gestion des Matières et Déchets Radioactifs 2016-2018
- [5] Arrêté du 23 février 2017 pris en application du décret n° 2017-231 du 23 février 2017 pris pour application de l'article L. 542-1-2 du code de l'environnement et établissant les prescriptions du Plan national de gestion des matières et des déchets radioactifs
- [6] Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire. (2021) Méthodologie et critères envisageables pour apprécier la nocivité des matières et déchets radioactifs - Complément sur le volet « accidentel chimique », Rapport n° 2021-00827
- [7] Ministère de la Transition Ecologique. (2022) Plan National de Gestion des Matières et Déchets Radioactifs 2022-2026. https://www.ecologie.gouv.fr/sites/default/files/PNGMDR_2022.pdf (Consultation janvier 2023)
- [8] Autorité Environnementale. (2021) Avis délibéré de l'Autorité environnementale sur le plan national de gestion des matières et des déchets radioactifs 2021-2025, n°2021-96

7. Annexe 1 : Synthèse de la méthodologie proposée par l'IRSN

En réponse à l'article 1^{er} de l'arrêté du 23 février 2017, l'IRSN a proposé début 2018 une méthodologie permettant d'évaluer la nocivité des matières et déchets radioactifs [9]. En préalable, l'IRSN définit la nocivité comme le potentiel intrinsèque d'un produit ou d'une substance à altérer la santé de l'homme ou de l'environnement. Sur cette base, l'IRSN a concentré sa méthodologie sur plusieurs objectifs :

- Evaluer la nocivité actuelle et future des déchets et matières radioactifs vis-à-vis de la santé humaine et des écosystèmes ;
- Prendre en compte à la fois la nocivité radiologique et chimique ;
- Produire une information compréhensible par le grand public sur la nocivité des différentes familles de déchets et son évolution dans le temps.

Les paragraphes suivants synthétisent les principes de la méthodologie exposés dans le rapport PSE-ENV/2018-00048 [9]. A noter qu'un complément à ce rapport a été publié par l'IRSN fin 2021 (Rapport IRSN N° 2021-00827 [10]), dont les éléments sont également intégrés dans le descriptif qui suit.

7.1 Les grands principes de la méthodologie développée

L'IRSN propose une représentation graphique de la nocivité d'une matière ou d'un déchet radioactif conditionnés, sous la forme d'un digramme de Kiviati composé de quatre axes, correspondant à 4 scénarios d'exposition différents. L'évaluation de la nocivité se fait sur la base de trois temporalités différentes : T0 puis 100 et 1 000 ans. Pour chaque axe, 3 niveaux de nocivité (négligeable, acceptable, inacceptable) sont définis à partir de deux seuils nommés « seuil haut » et « seuil bas » (cf. Figure 2).

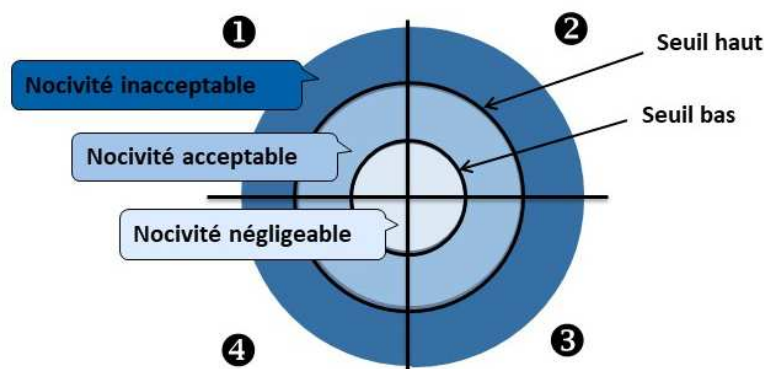


Figure 2 : L'indicateur de nocivité développé par l'IRSN et ses trois domaines de nocivité

Les deux premiers axes questionnent les enjeux de radioprotection et de sûreté associés à la gestion des matières et déchets radioactifs. Ils impliquent la mise en contact d'un travailleur et d'un colis de déchets. Plus précisément :

- L'axe 1 envisage l'exposition d'un travailleur se trouvant à proximité d'un colis de déchets de manière régulière (366 heures par an) sans précaution particulière. La voie d'atteinte associée à ce scénario est l'exposition externe et, dans une moindre mesure, l'exposition interne due à l'inhalation de radon. Pour cet axe, les seuils délimitant les domaines de nocivité sont fixés à 1

mSv/an (limite d'exposition du public définie dans le Code de la santé publique) et à 3 Sv/an (gamme des fortes doses impliquant des premiers symptômes d'irradiation aiguë)⁸.

- L'axe 2 met en scène l'exposition d'un travailleur à la suite de la dispersion accidentelle du contenu d'un colis de déchets. L'enjeu est ici d'évaluer l'exposition interne par inhalation, tant sur le volet radiologique que chimique. Les seuils hauts et bas délimitant les domaines de nocivité négligeable, acceptable et inacceptable sont fixés à 1 mSv/an et 3 Sv⁸ pour le radiologique. En ce qui concerne les substances chimiques, les valeurs seuil de toxicité aiguë en cas d'exposition accidentelle sont retenues pour définir les seuils hauts et bas de l'indicateur [6]. Ainsi, pour le seuil haut, les valeurs de SPEL (*i.e.* seuils de premiers effets létaux) sont choisies. Pour ce qui concerne le seuil bas, par souci d'homogénéité des graduations des échelles associées aux différents axes, il est retenu de prendre en compte un millième du seuil haut (*i.e.*, SPEL/1000).

Les deux autres axes définis par l'IRSN questionnent quant à eux l'enjeu de mémoire associé à la gestion des matières et déchets radioactifs. Les scénarios font intervenir l'abandon d'un colis de déchets et sa dispersion dans l'environnement. Pour plus de détails, on peut retenir que :

- L'axe 3 évalue l'exposition d'une population en cas de dispersion du contenu d'un colis de déchets dans une parcelle de sol cultivée ou un lac. Il s'agit alors d'évaluer l'exposition interne par ingestion. Pour le volet radiologique, le seuil bas est fixé à 10 µSv/an (valeur de référence retenue pour fixer les seuils de libération ou d'exemption dans la directive européenne Euratom 2013-59). Le seuil haut est quant à lui équivalent à 100 mSv/an (seuil de mise en place des actions de protection de la population dans une situation d'urgence). Pour le cas des substances chimiques, dans la mesure où il s'agit ici d'une exposition chronique, 2 jeux de seuils doivent être définis pour les substances à seuil d'effet et celles sans seuil d'effet. Pour les substances sans seuil d'effet, les valeurs délimitant les domaines de nocivité négligeable, acceptable et inacceptable correspondent à deux valeurs d'ERI⁹ fixés à 10⁻⁶ et 10⁻². Pour les substances à seuil d'effet, ce sont des valeurs de QD¹⁰ de 0,1 et 1000 qui sont choisies pour définir les seuils hauts et bas de l'axe étudié. Ces seuils ont été déterminés sur la base des limites de référence communément adoptées dans la gestion des risques chimiques. Une attention particulière a également été apportée sur la cohérence d'échelle par rapport aux seuils fixés pour le volet radiologique (*i.e.*, 4 ordres de grandeur entre les deux seuils).
- L'axe 4 évalue quant à lui l'exposition de la faune et la flore aquatiques en cas de la dispersion du contenu d'un colis dans un lac. Toutes les voies d'exposition sont alors considérées et sont quantifiées à partir d'un facteur de toxicité agrégeant à la fois l'impact chimique et l'impact radiologique¹¹. Les seuils permettant de délimiter les domaines de nocivité sont fixés à 10⁻³ (protection de 95% des espèces) pour le seuil bas et 1 pour le seuil haut (protection de 50% des espèces).

La Figure 3 résume les scénarios associés aux différents axes définis par l'IRSN. La Figure 4 synthétise quant à elle les valeurs seuils choisies pour délimiter les domaines de nocivité pour ces 4 axes.

A noter qu'au sein d'un même axe, l'IRSN propose de représenter en parallèle les niveaux de nocivité chimique et radiologique. Cela concerne plus particulièrement les axes 2 et 3. En effet, l'axe 1, dédié à l'exposition externe, ne concerne que le cas de la nocivité radiologique. Dans le cas où il y aurait une volonté de combiner les risques radiologique et chimique, l'IRSN propose de raisonner à partir d'un indice de nocivité « globale » retenant l'indice de nocivité le plus élevé entre les volets chimique et radiologique. L'axe 4 présente quant à lui un indicateur de nocivité chimique et radiologique intégré.

En ce qui concerne l'évolution temporelle des niveaux de nocivité, l'IRSN propose d'apposer 3 diagrammes de Kiviat pour les 3 temporalités choisies : T0, T0+100 et T0+1000 ans.

⁸ D'un point de vue scientifique, cette valeur devrait s'exprimer en Gy. Pour simplifier la méthodologie et sa compréhension, il a cependant été décidé d'exprimer cette valeur en Sv.

⁹ Excès de risque individuel, cf. paragraphe 8.4.2.1

¹⁰ Quotient de danger, cf. paragraphe 8.4.2.1

¹¹ Les modalités d'agrégation sont détaillées au sein du rapport PSE-ENV/2018-00048 [5]

Enfin, il est également intéressant de souligner que dans son complément de rapport (Rapport IRSN N° 2021-00827 [10]), l'IRSN - après échange avec l'INERIS - propose une démarche pour évaluer les substances chimiques ne possédant pas de valeurs toxicologiques de référence. Il est ainsi proposé d'attribuer aux substances dont les valeurs de référence sont manquantes, la valeur de référence la plus faible, parmi les substances en présence et pour lesquelles des valeurs fournies par des bases de données scientifiques reconnues sont disponibles. A noter que cette approche est jugée conservatrice.

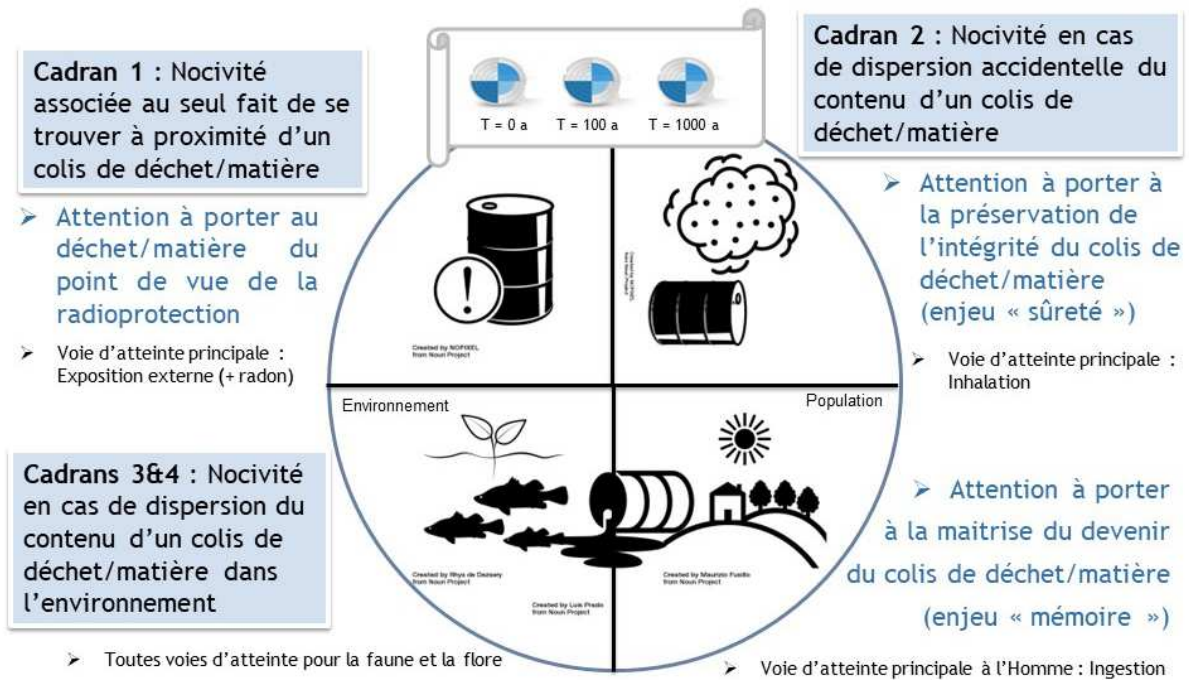


Figure 3 : Synthèse des scénarios envisagés par l'IRSN pour évaluer la nocivité des matières et déchets radioactifs [6]

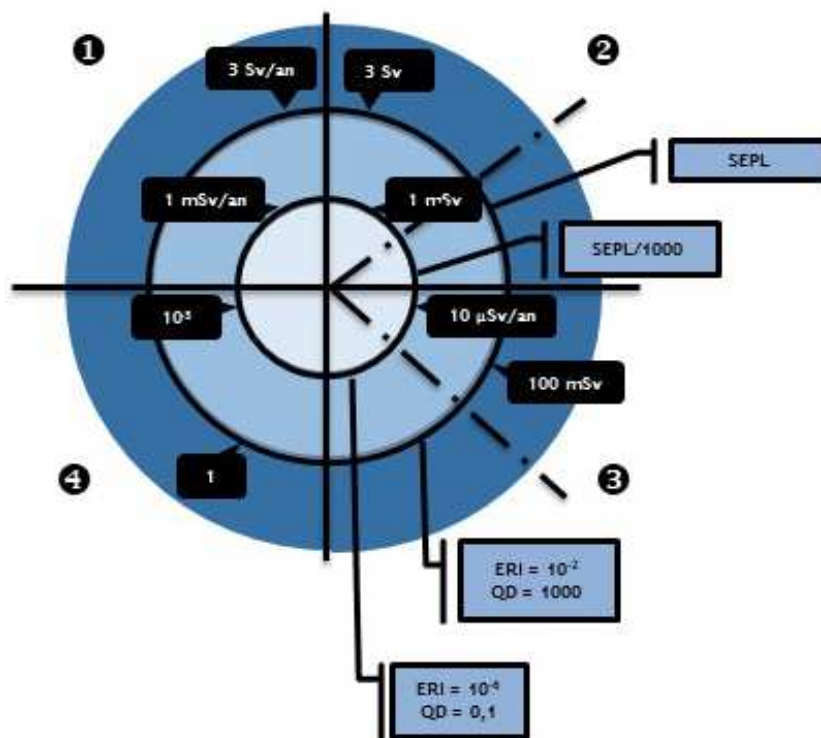


Figure 4 : Seuils définis pour délimiter les domaines de nocivité pour l'indicateur développé par l'IRSN

7.2 Exemple d'application

Dans le rapport PSE-ENV/2018-00048 [9] et son complément (Rapport IRSN N° 2021-00827 [10]), l'application de la méthodologie est proposée par l'IRSN pour 3 familles de déchets radioactifs appartenant à 2 catégories différentes (i.e. moyenne activité à vie longue et haute activité) :

- un colis de haute activité de déchets vitrifiés ;
- un colis de déchets bitumés de moyenne activité vie longue ;
- un colis issu de l'assainissement de l'usine ISOTOPCHIM, également de moyenne activité vie longue.

Les résultats proposés par l'IRSN révèlent une gradation de la nocivité cohérente entre la nocivité du colis de haute activité et les colis de moyenne activité vie longue. En fonction des axes étudiés, la nocivité peut être plus ou moins forte et évoluer plus ou moins dans le temps. Cela tient aux radionucléides composant majoritairement le colis étudié, dont les demi-vies et les caractéristiques de rayonnement vont avoir tendance à contribuer à plus ou moins long terme, et s'exprimer plus ou moins fortement selon la voie d'exposition. A noter que pour ce premier jeu de résultats publié en 2018, la nocivité chimique n'avait été évaluée que pour l'axe 3. En revanche, le complément de rapport publié fin 2021 propose une méthodologie pour évaluer la nocivité chimique en situation d'exposition accidentelle et détaille ainsi les niveaux de nocivité chimique obtenus pour l'axe 2. Ce nouveau jeu de résultat montre que, pour le colis de déchets vitrifiés, l'indice de nocivité radiologique reste prépondérant sur la nocivité chimique. En revanche, pour les deux autres colis, l'indice de nocivité chimique prédomine par rapport à la nocivité radiologique. Le complément de rapport de l'IRSN précise d'ailleurs que, pour les 3 colis, la nocivité chimique est principalement dû aux éléments constitutifs de l'enveloppe de conditionnement (nickel et chrome, associés à l'acier inox).

7.3 Références

- [9] Institut de Radioprotection et de Sécurité Nucléaire. (2018) Méthodologie et critères envisageables pour apprécier la nocivité des matières et déchets radioactifs, Rapport n° PSE-ENV/2018-0048
- [10] Institut de Radioprotection et de Sécurité Nucléaire. (2021) Méthodologie et critères envisageables pour apprécier la nocivité des matières et déchets radioactifs - Complément sur le volet « accidentel chimique », Rapport n° 2021-00827

8. Annexe 2 : Synthèse de la méthodologie exploratoire développée par l'Andra

8.1 L'objectif de l'approche Andra

Parallèlement à la méthodologie développée par l'IRSN, l'Andra a souhaité définir son propre indicateur de nocivité des matières et déchets radioactifs pour examiner s'il pouvait éclairer la proportionnalité des solutions de gestion des déchets. Il s'est donc agi de mener une réflexion exploratoire et prospective, en envisageant la possibilité d'agrèger les impacts radiologique et chimique au sein du même indicateur de nocivité. C'est ainsi que le choix s'est porté sur une conversion des impacts chimiques et radiologiques en années de vie perdue en bonne santé, ou DALY (*Disability Adjusted Life Years*), permettant *in fine* d'obtenir un indicateur de nocivité global exprimé dans cette même unité. En revanche, ciblé sur la perte d'années de vie, le DALY n'est applicable qu'au cas de la santé humaine. L'atteinte à la faune et la flore sauvages ne peut donc être évaluée avec cette unité et l'approche développée par l'Andra n'a donc pas tenu compte de cette cible d'exposition.

8.2 Qu'est-ce que le DALY ?

L'indicateur DALY a été développé par l'Université d'Harvard en 1990, en collaboration avec la Banque Mondiale et l'Organisation mondiale de la Santé (OMS), dans le cadre du projet de recherche « *Global Burden of Disease* » (GBD) [11]. D'une manière générale, le projet GBD a été mis en place pour obtenir des données d'évaluation sanitaire objectives et comparables à l'échelle mondiale. L'indicateur DALY qui en découle a été adopté officiellement en 1993 et constitue ainsi un élément de mesure contribuant aux processus de décision et de planification en santé publique.

La détermination des valeurs de DALY est basée sur des modèles mathématiques ainsi que des jugements d'experts qui évaluent les deux termes principaux [12][13] :

- La perte d'espérance de vie liée à un décès prématuré (Years of life lost - YLL). Elle est déterminée à partir de l'espérance de vie optimale à l'âge du décès et le taux de mortalité de la pathologie considérée ;
- La perte de qualité de vie en raison d'une invalidité ou d'une altération de l'état de santé liées à la pathologie étudiée (Years lost due to disability - YLD). Les taux d'incidence ainsi que les taux d'incapacité sont alors pris en compte pour refléter les possibles altérations de santé associées à la pathologie.

Sur cette base, l'indicateur DALY est calculé en sommant le nombre d'années de vie perdues lié au décès prématuré (YLL) et le nombre d'années de vie altérée (YLD) : $DALY = YLL + YLD$ (cf. Figure 5). En conséquence, cet indicateur mesure l'impact d'un dommage sur la santé en nombre d'années de vie perdues en bonne santé.

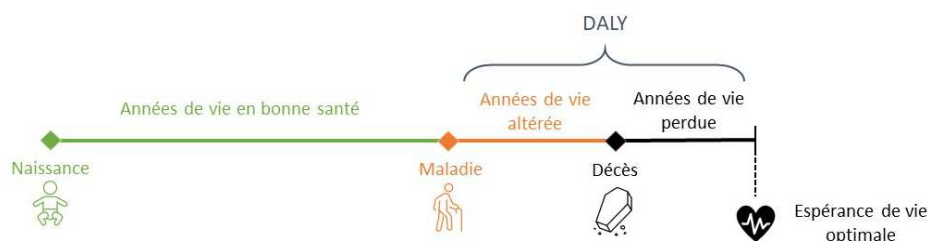


Figure 5: Illustration du concept de DALY
(Source : Institut national de santé publique du Québec)

L'indicateur DALY se base sur de nombreux paramètres en constante évolution comme les variations démographiques des populations, les conditions sanitaires et l'offre de soin du pays concerné, les progrès thérapeutiques, etc. Il s'agit donc d'un indicateur « vivant » qui nécessite des réévaluations régulières. C'est ainsi que depuis les années 1990, les groupes d'experts de l'OMS font évoluer les paramètres et les méthodes de calcul en conséquence pour publier régulièrement des estimations sanitaires actualisées (e.g., mortalité, cause de décès) et les années de vie perdues en bonne santé associées. La dernière mise à jour des données de DALY publiée par l'OMS date de 2020 et concerne ses 183 États membres [13]. Ces données précisent le nombre de DALY associé à une pathologie pour une population d'un pays dans son ensemble. A titre d'exemple, pour la France, le nombre de DALY évalué pour le cancer de l'estomac est estimé par l'OMS à 108,2 pour mille¹², toutes causes confondues. A noter qu'en dehors de l'OMS, d'autres études sont régulièrement publiées dans la littérature et permettent de disposer de valeurs de DALY pour exprimer les effets sanitaires provoqués par un large éventail de pathologies ou issus d'expositions particulières (e.g. pollutions atmosphériques, sonores). En résulte qu'aujourd'hui, le DALY est un indicateur de choix pour les évaluations stratégiques de santé publique. Il est également largement utilisé dans les analyses de cycle de vie (ACV) comme indicateur de mesure de divers impacts sanitaires. Cet indicateur suscite également un certain intérêt dans le domaine de la radioprotection où certaines initiatives sont présentées au sein du paragraphe suivant.

8.3 L'usage du DALY dans le domaine de la radioprotection

L'idée d'associer l'indicateur DALY au risque radiologique se fonde sur les travaux de K. Shimada et M. Kai qui, dans leur article *Calculating disability-adjusted life years (DALY) as measure of excess cancer risk following radiation exposure*, associent des valeurs de DALY à l'incidence de cancers au sein d'une population sujette à une exposition unique de 1 Gray (Gy) [14]. Plus précisément, K. Shimada et M. Kai démontrent que l'incidence de cancers associée à une dose unique absorbée équivalente à 1 Gy/personne aboutit à une valeur de DALY de 0,84 année pour les hommes et de 1,34 année pour les femmes. Ces valeurs ont été comparées aux données relatives au détriment radiologique (cf. Publication 103 de la CIPR [15]) et montrent des résultats cohérents entre eux.

Fondés uniquement sur les données issues de la population japonaise, les travaux de K. Shimada et M. Kai ne sont pas directement transposables à la population française. Toutefois, ces travaux inspirent un certain nombre de réflexions actuelles. On peut par exemple citer le cas de la Commission Internationale de Protection Radiologique (CIPR), qui entame un processus de révision de ses recommandations générales sur la protection vis-à-vis des rayonnements ionisants [16]. Souhaitant rendre compte de l'évolution des connaissances scientifiques, la CIPR envisage notamment de mettre à jour les calculs associés au détriment radiologique utilisé pour quantifier les effets nocifs des rayonnements ionisants. Dans cet objectif, et sur la base des travaux de Shimada & Kai, l'usage de l'indicateur DALY comme « mesure » des dommages sanitaires causés par une exposition radiologique est étudié par la CIPR [16].

¹² Cela signifie que pour 1000 personnes atteintes d'un cancer de l'estomac, le nombre total d'années de vie perdues est de 108,2.

8.4 La méthodologie exploratoire retenue

L'approche exploratoire proposée par l'Andra et visant à exprimer un indicateur de nocivité chimique et radiologique en DALY a été développée en collaboration avec le CEPN entre 2018 et 2019. Les modalités précises de conversion en DALY à partir d'une exposition aux rayonnements ionisants -exprimée en Sievert- et d'une exposition à des substances chimiques -exprimée sous forme de quotient de danger ou d'excès de risque individuel- ont fait l'objet d'un article scientifique en cours de publication. Intitulé *Proposal of a quantitative approach integrating radioactive and chemical risks*, cet article sera consultable en libre accès sur le site de la revue Radioprotection¹³. Les paragraphes suivants résument les points marquants de cet article.

8.4.1 Modalité de conversion d'une exposition aux rayonnements ionisants en DALY

8.4.1.1 Qu'est-ce que le détriment radiologique ?

Le concept de détriment radiologique s'applique aux effets stochastiques¹⁴ à savoir les effets à long terme prenant la forme de maladies comme les cancers solides ou les leucémies et issus d'expositions à des doses plus ou moins élevées de rayonnements ionisants. Plus précisément, le détriment permet de relier une exposition (ou une dose) exprimée en sieverts (Sv) à un impact global sur la santé en quantifiant les dommages sanitaires associés à une exposition aux rayonnements ionisants. Actuellement, la CIPR relie une augmentation de 5% environ du détriment (risque de cancer et ses impacts globaux sur la santé) à une exposition à 1 Sv. Ce concept s'appuie sur l'hypothèse d'une relation linéaire sans seuil entre l'exposition et le risque de décès dans le domaine des faibles doses (doses inférieures à 100 mSv) et des faibles débits de doses. Aujourd'hui, le détriment permet d'assurer la mise en place d'un système de radioprotection robuste et opérationnel, dans lequel le choix des valeurs limites est rationalisé au regard du risque associé.

Concrètement, le détriment radiologique s'évalue à partir de coefficients de risque nominaux traduisant, par organe cible (e.g., œsophage, poumon, foie, etc.), l'excès d'incidence de cancer pour une exposition donnée. Ces coefficients de risques s'obtiennent au moyen de modèles mathématiques faisant appel à des données épidémiologiques accumulées sur le risque de survenue de cancers à la suite d'une exposition radiologique (principalement issues de la cohorte des survivants aux bombardements d'Hiroshima et Nagasaki). Sur la base de ces coefficients de risque, d'autres facteurs sont intégrés pour déterminer une valeur de détriment par organe. Ces facteurs rendent notamment compte de la gravité des types de cancer concernés en termes de létalité, de qualité de vie et d'années de vie perdues [17]. La somme des détriments évalués par organe permet ensuite de définir une valeur de détriment globale pour une population exposée (travailleur ou public). A titre d'illustration, le Tableau 1, extrait de la publication 103 de la CIPR [15], détaille les coefficients de risque nominaux pour chaque organe étudié et leurs détriments associés. Le détriment total obtenu s'élève alors à 574,2 pour 10 000 personnes exposées à 1 Sv, soit : $5,7 \cdot 10^{-2} / \text{Sv}$. A noter que les valeurs de détriment relatif correspondent à la contribution de chaque organe au détriment total. Ils renseignent sur le caractère plus ou moins radiosensible de chaque organe. Ces valeurs permettent *in fine* d'en déduire des facteurs de pondération des tissus utilisés dans les calculs de dose.

¹³ <https://www.radioprotection.org/fr/>

¹⁴ Par opposition, on retrouve les effets déterministes (réactions tissulaires) issus d'une forte irradiation par des rayonnements ionisants et provoquant des effets immédiats sur les organismes vivants comme par exemple, des brûlures plus ou moins importantes.

Tableau 1 : Coefficients de risque nominaux pour une population générale âgée de 0 à 85 ans au moment de l'exposition à 1Sv (source : Publication 103 de la CIPR [11])

Population Générale			
	Coefficient de risque nominal (cas pour 10 000 personnes exposées à 1 Sv)	Détriment	Détriment relatif
Œsophage	15	13,1	0,022
Estomac	79	67,7	0,118
Côlon	65	47,9	0,083
Foie	30	26,6	0,046
Poumon	114	90,3	0,157
Os	7	5,1	0,009
Peau	1000	4,0	0,007
Sein	112	79,8	0,139
Ovaire	11	9,9	0,017
Vessie	43	16,7	0,029
Thyroïde	33	12,7	0,022
Moelle osseuse	42	61,5	0,107
Autres tissus	144	113,5	0,198
Gonades (effets héréditaires)	20	25,4	0,044
	Total	574,2	1

Évalué pour la première fois en 1977 dans sa Publication 26 [18], la CIPR a fait périodiquement évoluer la valeur du détriment radiologique pour tenir compte de l'amélioration des connaissances scientifiques et de l'actualisation des données épidémiologiques. En 1990, dans sa Publication 60 [19], puis en 2007 dans sa Publication 103 [15], la CIPR a donc proposé plusieurs valeurs de détriment dont la plus récente est fixée à $5,7 \cdot 10^{-2}/\text{Sv}$ pour l'ensemble de la population comme indiqué précédemment [15]. Ce qui se traduit, comme vu précédemment, par une augmentation de 5% environ du détriment pour une exposition à 1 Sv.

Comme évoqué en introduction de cette section, la CIPR poursuit aujourd'hui ses réflexions pour actualiser les modalités de calcul du détriment ce qui, dans les années à venir, pourra conduire à une nouvelle valeur de détriment [16].

3.4.1.1 Détermination d'un facteur de conversion sievert/DALY

Sur la base des calculs du détriment radiologique, l'approche choisie par l'Andra et le CEPN a été d'attribuer à chaque type de cancer identifié, une valeur de DALY correspondante, de manière à calculer un détriment radiologique total exprimé en $\text{DALY} \cdot \text{Sv}^{-1}$. Pour ce faire, les valeurs de DALY associées à différents sites de cancers ont été collectées au sein de l'article de Mark AJ Hujibregts et al [20]. Ces valeurs sont listées au sein du Tableau 2.

Tableau 2 : DALY associées à différentes pathologies de cancer
(Source : Mark AJ Hujibregts et al [20].)

	DALY
Cancer de l'œsophage	17,9
Cancer de l'estomac	13,6
Cancer du côlon	8,8
Cancer du foie	22,5
Cancer du poumon	16,5
Cancer des os	11,5
Cancer de la peau	6,3
Cancer du sein	7,6
Cancer des ovaires	13,3
Cancer de la vessie	5
Cancer de la thyroïde	13,35
Leucémie	28,3
Autres cancers	11,5
Anomalie congénitale	43,1

A partir de ces données, l'idée est de pondérer les valeurs de coefficients de risques nominaux fournis par la CIPR (cf. Tableau 1) par les valeurs de DALY issues de la littérature. Cela permet d'obtenir des coefficients par organe exprimés en DALY.Sv⁻¹. Le Tableau 3 détaille les résultats associés à cette pondération. A noter que ces calculs s'effectuent en tenant compte de deux hypothèses majeures :

1. Les coefficients de risque nominaux sont calculés pour un individu de référence (homme ou femme et tous âges confondus) ;
2. L'incidence de cancer de la peau n'est pas considérée dans l'approche proposée par l'Andra. Appliquer 6,3 DALY par cancer de la peau (cf. Tableau 2) conduirait en effet à attribuer une trop grande part du détriment radiologique (environ 40%) à ce type de cancer, ce qui n'est pas en accord avec les connaissances actuelles avancées par la CIPR sur la contribution de ce type de cancer au détriment total (0,7%, cf. Tableau 1).

De là, il est possible d'obtenir un coefficient de risque total exprimé en DALY qui s'élève à 9911,05 DALY pour 10 000 individus exposés à 1 Sv (cf. Tableau 3). Cela conduit à prendre en compte un coefficient de 0,99 DALY pour 1 individu exposé à 1 Sv. On peut alors faire l'approximation que le coefficient est égal à 1 DALY.Sv⁻¹, soit un facteur de conversion équivalent à 1 DALY ≈ 1 Sv. Cette valeur est en accord avec les données proposées par Shimada et Kai (entre 0,8 et 1,14 DALY.Gy⁻¹) [14], ce qui conforte la démarche mise en place.

Au sujet de cette démarche, il convient de noter qu'elle ne change en rien la nature du détriment. Elle n'a pour seul objectif que d'établir une relation entre l'exposition aux rayonnements ionisants exprimée en Sievert et une valeur de DALY. D'ailleurs, le facteur de conversion est une grandeur stochastique. Sa valeur reste en effet théorique pour un individu dans la mesure où on ne peut pas dire qu'il va perdre 1 an de vie par Sv reçu puisque cela va dépendre de l'occurrence ou non d'un cancer.

Aujourd'hui, un certain nombre d'améliorations sont nécessaires pour affiner l'approche exploratoire de l'Andra, ne serait-ce qu'en ce qui concerne les valeurs de DALY qui pourraient tenir compte des données actualisées par l'OMS depuis la collaboration entre l'Andra et le CEPN. Ces valeurs de DALY seraient d'ailleurs à actualiser à la suite de chaque mise à jour de l'OMS. Les hypothèses associées au calcul du coefficient de conversion doivent également continuer d'être interrogées et réfléchies. Le facteur de conversion ici évalué repose en effet sur les hypothèses de calcul choisies pour évaluer le détriment à savoir basées sur une relation linéaire sans seuil dans le domaine des faibles doses et faibles débits de doses. Par conséquent, le domaine de validité de ce facteur de conversion n'est valable que pour une

gamme de doses inférieures à 100 mSv. Les réactions tissulaires (effets déterministes) ne sont donc pas intégrées au facteur de conversion actuel. Pour pallier cet écueil et ainsi mieux rendre compte des effets apparaissant au-delà de 100 mSv, une réflexion spécifique serait à conduire pour préciser davantage le coefficient de conversion ici proposé.

Tableau 3: Expression de coefficient de risque en DALY.Sv¹

	Coefficient de risque nominal (cas pour 10 000 individus moyens exposés à 1Sv)	DALY associées aux différentes pathologies de cancer	Coefficient de risque exprimé en DALY pour 10 000 individus moyens exposés à 1 Sv	Détriment relatif
Cancer de l'œsophage	15	17,9	268,5	0,027
Cancer de l'estomac	79	13,6	1074,4	0,108
Cancer du côlon	65	8,8	572	0,058
Cancer du foie	30	22,5	675	0,068
Cancer du poumon	114	16,5	1881	0,190
Cancer des os	7	11,5	80,5	0,008
Cancer du sein	112	7,6	851,2	0,086
Cancer des ovaires	11	13,3	146,3	0,014
Cancer de la vessie	43	5	215	0,022
Cancer de la thyroïde	33	13,35	440,55	0,044
Leucémie	42	28,3	1188,6	0,120
Autres cancers	144	11,5	1656	0,167
Effets héréditaires	20	43,1	862	0,087
TOTAL			9911,05	1

8.4.2 Modalité de conversion d'une exposition à des substances chimiques en DALY

8.4.2.1 Rappel sur l'évaluation d'impact associé à une exposition aux substances chimiques

Pour le cas des substances chimiques, l'évaluation de leur impact se base sur des valeurs toxicologiques de référence (VTR). Ces valeurs sont souvent estimées à partir de résultats d'expérimentations sur animaux visant à évaluer l'apparition d'effet critique et permettant *in fine* de définir deux types de relations dose-effet : à seuil et sans seuil.

Pour les substances à seuil, la VTR se base bien souvent sur l'observation de doses sans effet (No Observed Adverse Effect Level, NOAEL), de doses induisant le plus petit effet critique (Lowest Observed Adverse Effect Level, LOAEL), ou bien sur la modélisation de doses calculées pour produire un effet critique défini en amont (Benchmark Dose, BMD). Sur ces doses critiques, des ajustements sont effectués pour notamment tenir compte des variabilités inter-espèces et interindividuelles. En ce qui concerne les substances sans seuil, l'excès de risque unitaire correspond à la pente calculée entre l'origine et la dose induisant le plus petit effet observable (LOAL ou BMD) à laquelle des facteurs de pondération sont également appliqués [21].

De là, il en découle deux indicateurs de risque distincts à savoir : (i) le quotient de danger pour les substances chimiques à seuil, et (ii) l'excès de risque individuel pour les substances chimiques sans seuil.

Le quotient de danger (QD), se calcule à partir de la formule (1) qui suit [22] :

$$QD = \frac{DJE}{VTR} \quad (1)$$

avec :

- DJE, Dose Journalière d'Exposition ;
- VTR qui s'exprime sous forme de dose journalière acceptable (DJA) ou tolérable (DJT) pour les effets à seuil.

Une valeur de QD inférieure à 1 traduit l'absence d'un effet critique *a priori*. Une valeur supérieure à 1 sous-entend quant à elle la manifestation possible d'un effet critique, sans que cela soit pleinement assuré. Le résultat issu du calcul d'un QD ne peut être assimilé à une probabilité. Il traduit plutôt un facteur multiplicatif entre la concentration d'exposition et la VTR. Un QD égal à 2 signifie que la concentration d'exposition est deux fois plus élevée que la valeur de la VTR, et non pas qu'il y a deux fois plus de risque d'observer un effet critique [21].

En ce qui concerne l'excès de risque individuel (ERI), la formule (2) détaille son calcul pour le cas d'une exposition à l'âge adulte [22] :

$$ERI = ERU \times DJE \times \frac{T_{exp}}{T_{vie}} \quad (2)$$

avec :

- l'excès de risque unitaire (ERU) qui correspond à la VTR sans seuil, représente la relation dose-réponse dans le domaine des faibles risques partant d'une hypothèse de linéarité entre les faibles doses d'exposition et le risque cancérigène. Au-delà d'un ERI équivalent à 10^{-2} , on estime cependant que l'ERU n'est plus dans son domaine de validité ;
- la dose journalière d'exposition reçue (DJE) ;
- la durée d'exposition (T_{exp}) rapportée à l'espérance de vie humaine (T_{vie}) fixée à 70 ans par l'INERIS.

L'ERI correspond ainsi au risque de développer un cancer à la suite d'une exposition à un toxique chimique.

8.4.2.2 Conversion de l'impact chimique en DALY

Sur la base des calculs de QD et d'ERI détaillés précédemment, la suggestion de l'Andra et du CEPN est de convertir ces indicateurs en DALY. Pour ce faire, une relation de correspondance a été déterminée entre (i) l'effet critique retenu pour évaluer la VTR associée à chaque toxique chimique dont l'information est précisée par l'INERIS sur son portail¹⁵ et (ii) une valeur de DALY correspondante et référencée dans la littérature. Le Tableau 4 et le Tableau 5 donnent des exemples de correspondances effectuées pour la voie d'exposition par inhalation, sur la base des informations fournies par le portail INERIS¹⁵ (cf. Tableau 4) et trouvées dans la littérature, et plus particulièrement au sein de l'article de Mark AJ Hujibregts et al [20] (cf. Tableau 5). A noter qu'une démarche similaire est opérée pour faire correspondre des valeurs de DALY avec des VTR dédiées à l'exposition par ingestion.

Tableau 4: VTR proposées par l'INERIS dans le cas d'une exposition par inhalation et effets critiques retenus pour identifier ces valeurs de référence¹⁵

	effet à seuil		effet sans seuil	
	Effet critique retenu	VTR à seuil ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Effet critique retenu	ERU ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ¹
Hg (mercure)	Effets neurologiques	0.03		
As (arsenic)	Diminution des capacités intellectuelles	0.015	Cancers du poumon	0.0043
Ni (nickel)	Lésions nasales et pulmonaires	0.09	Cancers du poumon	0.00026

Tableau 5 : Valeurs de DALY associées aux effets critiques/pathologie identifiés dans le Tableau 4 [20]

Effet critique/pathologie	DALY
Effets neurologiques	0.8
Diminution des capacités intellectuelles	0.8
Lésions nasales et pulmonaires	8.2
Cancers du poumon	16.5

A partir de là, l'approche propose que les résultats de QD et d'ERI calculés pour un scénario donné et pour chaque toxique chimique soient pondérés par la valeur de DALY correspondant à la pathologie prépondérante identifiée. Cela permet *in fine* d'obtenir un indicateur de risque exprimé en DALY.

¹⁵ <https://substances.ineris.fr/fr/>

Plus précisément, pour le cas des substances chimiques sans seuil, l'indice de nocivité exprimé en DALY (IN_{ss}) s'obtiendra à partir de la formule (3).

$$IN_{ss} = ERI_{i,e,p} \times DALY_p \quad (3)$$

Avec :

- IN_{ss} est l'indice de nocivité exprimé en DALY pour les substances chimiques sans seuil ;
- L'exposition e pouvant correspondre à une exposition par inhalation ou par ingestion
- $ERI_{i,e,p}$ correspond à l'excès de risque individuel de développer une pathologie P liée à l'exposition e d'une substance i ;
- $DALY_{i,e,p}$ est le nombre d'années de vie perdues en bonne santé associé à la pathologie P identifiée.

Pour les substances chimiques à seuil, l'indice de nocivité exprimé en DALY (IN_{as}) s'évalue uniquement dans le cas où un effet critique est possible à savoir, si la valeur de QD obtenue est supérieure à 1. Dans ce cas, la formule (4) peut s'appliquer.

$$Si \quad QD_{i,e,p} > 1 \rightarrow IN_{as} = DALY_p \quad (4) \quad - \text{ si non } IN_{as} = 0$$

Avec :

- $QD_{i,e,p}$ correspond au risque de développer une pathologie P liée à l'exposition e d'une substance i ;
- IN_{as} est l'indice de nocivité exprimé en DALY pour les substances chimiques à seuil ;
- $DALY_{i,e,p}$ est le nombre d'année de vie perdue en bonne santé associé à la pathologie P identifiée.

Pour finir, il convient de préciser que dans le cas d'un cocktail de substances chimiques, il est proposé - dans une première approche conservative- de ne retenir que la valeur maximale obtenue exprimée en DALY, tant pour les effets à seuil que sans seuil.

8.4.3 Point de vigilance dans l'interprétation des résultats exprimés en DALY

L'approche exploratoire Andra, développée en collaboration avec le CEPN, ouvre la voie à une nouvelle expression du risque en DALY. Cet indicateur offre en effet la possibilité de comparer les risques chimique et radiologique en une même unité, pour la population. Il est important de comprendre que les modalités de conversion se basent sur des données génériques et conservatives. Pour le volet radiologique par exemple, le facteur de conversion Sievert/DALY repose sur les données évaluées dans le cadre du détriment et reflète le cas d'une population globale de référence et non celui d'une exposition individuelle. Il pourrait d'ailleurs être intéressant d'explorer dans quelle mesure, l'expression d'un indicateur de nocivité en DALY pourrait chercher à mieux refléter ce point, en s'exprimant en DALY pour 10 000 individus par exemple. Toujours est-il que les résultats aujourd'hui obtenus en DALY doivent être considérés comme des durées de vie perdue indicatives et comparables entre elles et non comme des durées de vie effectivement perdues par une personne.

Actuellement, l'approche exposée ici ne permet pas non plus d'aller jusqu'à l'agrégation des risques chimique et radiologique. En effet, plusieurs points de divergence persistent dans les modalités d'évaluation des risques radiologique et chimique. Citons par exemple le fait que la démarche d'évaluation du risque radiologique se base sur une exposition corps entier tandis que l'évaluation des substances chimiques se focalise sur l'organe le plus sensible. Avant de pouvoir envisager une agrégation, il convient donc de gagner en similarité dans les deux démarches d'évaluation. A noter qu'à ce sujet, des premières pistes de travail ont été initiées conjointement par l'IRSN et l'INERIS [23].

Aussi, comme vu précédemment, les valeurs de DALY sont en constante évolution (cf. 8.2). Il est donc important de garder en tête que l'expression de la nocivité en DALY implique une actualisation régulière des données d'entrée.

8.4.4 Les scénarios choisis dans le cadre de l'approche exploratoire Andra

L'exposition potentielle aux substances radioactives et chimiques peut intervenir de différentes façons :

- Par irradiation (ou exposition externe) pour le cas particulier des substances radioactives. L'exposition se fait à partir d'une source de rayonnements externe et va diminuer à mesure que l'on s'éloigne ou si un écran (blindage) est placé entre la personne et la source ;
- Par exposition interne pour les substances chimiques et radioactives. Il s'agit alors d'éléments qui ont pénétré à l'intérieur de l'organisme, soit par inhalation ou soit par ingestion.

Sur cette base, l'approche d'évaluation de la nocivité proposée par l'Andra se fonde sur l'étude des trois grandes voies d'exposition à partir de scénarios génériques. La Figure 6 détaille les 3 scénarios pris en compte.



Figure 6 : Scénarios pris en compte dans l'évaluation de la nocivité des déchets

Ces scénarios, volontairement simples, ne permettent cependant pas l'appréciation du risque auquel la population peut être effectivement exposée au travers du cycle de vie des substances mises en œuvre dans le cadre de la production d'énergie électronucléaire. Une évaluation réaliste et absolue de la nocivité n'est donc pas recherchée dans ce cadre.

Sur la base de scénarios plus réalistes, l'objectif serait de calculer les doses ou concentrations reçues (i) par inhalation et ingestion pour les substances radioactives et chimiques, ou (ii) par exposition externe pour le cas particulier des substances radioactives. Ces résultats sont alors convertis en indices de nocivité exprimés en DALY à partir des modalités détaillées précédemment. A ce stade et comme évoqué au paragraphe 8.4.3, les deux indices de risque évalués peuvent ensuite être affichés en parallèle, sans recherche d'agrégation.

8.5 Références

- [11] Lopez A., Mathers C., Ezzati M., Jamison D., Murray C. (2006) Measuring the Global Burden of Disease and Risk Factors, 1990-2001. Global Burden of Disease and Risk Factors. Oxford University Press
- [12] World Health Organization. (2020) Global Health Estimates 2019: Disease burden by Cause, Age, Sex, by Country and by Region, 2000-2019
- [13] World Health Organization. (2022) Disability-Adjusted Life Years (DALYs). Geneva: World Health Organization. www.who.int/data/gho/indicator-metadata-registry/imr-details/158 (Consultation décembre 2022)
- [14] Shimada K., Kai M. (2015) Calculating disability-adjusted life years (DALY) as measure of excess cancer risk following radiation exposure, Journal of Radiological Protection, 35(4)
- [15] International Commission on Radiological Protection. (2007) The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 103. Ann. ICRP 37 (2-4)
- [16] Clement C, Rühm W, Harrison J, Applegate K, Cool D, Larsson CM, Cousins C, Lochard J, Bouffler S, Cho K, Kai M, Laurier D, Liu S, Romanov S. (2022) Maintenir les recommandations de la CIPR adaptées aux besoins. Radioprotection 57(2): 93-106
- [17] Cléro E., Vaillant L., Hamada N., Zhang W., Preston D., Laurier D. and Ban N. (2019) History of radiation detriment and its calculation methodology used in ICRP Publication 103, Journal of Radiological Protection, J. Radiol. Prot. 39 (R19-R35)
- [18] International Commission on Radiological Protection. (1977) Recommendations of the ICRP. ICRP Publication 26. Ann. ICRP 1 (3)
- [19] International Commission on Radiological Protection. (1990) Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 60. Ann. ICRP 21 (1-3)
- [20] Hujibregts M.A.J., Rombouts L.J.A., Ragas A.M.J. and Van de Meent, D. (2005) Human-Toxicological Effect and Damage Factors of Carcinogenic Chemicals for Life Cycle Impact Assessment, Integrated Environmental Assessment and Management, Vol 1, N3, pp181-244
- [21] Institut national de l'environnement industriel et des risques. (2016) Choix de valeurs toxicologiques de référence (VTR) - Méthodologie appliquée par l'INERIS. Première édition - décembre 2016
- [22] Institut national de l'environnement industriel et des risques. (2021) Évaluation de l'état des milieux et des risques sanitaires - Démarche intégrée pour la gestion des émissions de substances chimiques par les installations classées. Deuxième édition - septembre 2021
- [23] Cléro E., Bisson M., Velly N., Blanchardon E., Thybaud E., Billarand Y. (2021) Cancer risk from chronic exposures to chemicals and radiation: a comparison of the toxicological reference value with the radiation detriment, Radiation and Environmental Biophysics, 2021 Nov;60(4):531-547



AGENCE NATIONALE POUR LA GESTION
DES DÉCHETS RADIOACTIFS

1-7, rue Jean-Monnet
92298 Châtenay-Malabry cedex
Tél. : 01 46 11 80 00
www.andra.fr