

Comité Local d'Information et de Suivi

**Analyse des scénarios de l'ANDRA
« Intrusion Humaine involontaire »**

Rapport final

Rapport NU-5630/01

**Niemeyer Umwelt GmbH
Schafisheim, Suisse**

Juin 2026

Résumé

Ce document analyse, pour le compte du Comité Local d'Information et de Suivi (CLIS), les quatre scénarios de sûreté développés par l'ANDRA sous la dénomination « intrusion humaine involontaire ». Ils évaluent quantitativement l'impact de forages traversant la roche hôte, le stockage souterrain ou atteignant jusqu'au mur (base) de la roche hôte. Ces scénarios sont décrits dans le document « La démonstration de sûreté après fermeture » (Dossier d'autorisation de création de l'installation nucléaire de base (INB) Cigéo, Pièce 7 : Version préliminaire du rapport de sûreté, Partie III : Démonstration de sûreté).

Afin de faciliter la compréhension du public intéressé, un rappel des divers principes de base de la sûreté à long terme d'un stockage géologique profond et de son évaluation est effectué. La procédure habituelle et internationale pour le développement de scénarios d'analyse de sûreté et concernant le cas d'intrusion humaine involontaire est brièvement décrite. Après un résumé du concept général de sûreté de l'ANDRA pour le stockage Cigéo, la méthode adoptée par l'ANDRA pour l'identification des scénarios de la phase après fermeture du stockage Cigéo est présentée. Les scénarios sélectionnés par l'ANDRA pour le cas d'une intrusion humaine involontaire sont évalués. Enfin, la conceptualisation des scénarios, leur mise en œuvre pratique et les résultats d'analyse obtenus sont présentés. Dans les cas pour lesquels l'analyse adoptée par l'ANDRA n'est pas suffisamment retraçable et comprise clairement, ceci est explicité et des questions de clarification sont formulées à l'adresse de l'ANDRA.

Date : 19/06/2026

Table des matières

Résumé.....	2
Table des matières.....	3
Liste des figures.....	5
Liste des tableaux.....	6
1 Introduction et problématique.....	7
2 Principes fondamentaux et évaluation de la sûreté à long terme d'un stockage géologique profond de déchets radioactifs.....	8
2.1 Confinement des substances toxiques par des barrières géologiques et techniques.....	8
2.2 Evolution à long terme du système de stockage.....	9
2.3 Évaluation de la capacité de confinement ou du relâchement de radionucléides hors du stockage.....	12
2.4 Bases du calcul de la dose individuelle effective.....	13
3 Evolutions considérant une intrusion humaine involontaire dans un stockage.....	15
3.1 Norme internationale : Liste FEP (CEP) de l'AEN.....	15
3.2 Distinction : Événement (Event) et Etat caractéristique (Feature).....	17
3.2.1 L'intrusion humaine en tant qu'événement à court terme.....	17
3.2.2 Conséquences de l'intrusion en tant que scénario d'évolution altérée à long terme.....	18
4 Esquisse du concept de sûreté pour Cigéo.....	19
5 Scénarios en phase après fermeture de Cigéo dans la DAC.....	26
5.1 Démarche de l'ANDRA pour l'identification des scénarios.....	26
5.2 Scénario d'évolution normale (SEN).....	27
5.3 Scénarios altérés par rapport à l'évolution normale (SEA).....	28
5.4 Scénarios hypothétiques (What-ifs).....	29
5.5 Scénarios avec intrusion humaine involontaire.....	30
5.5.1 Scénario « Forage avec prélèvement de carottes».....	31
5.5.2 Scénario « Forage pour exploitation de la géothermie au Trias ayant été abandonné à la profondeur du stockage ».....	31
5.5.3 Scénario « Forage d'exploration dans le Dogger, abandonné à sa profondeur prévue ».....	32
5.5.4 Scénario « Forage d'exploration pendant la phase du transitoire hydraulique-gaz ».....	32
5.6 Évaluation de la sélection des scénarios.....	32
5.7 Questions à l'ANDRA.....	33
5.8 Réponses de l'ANDRA.....	33
5.9 Evaluation des réponses de l'ANDRA.....	33
6 Conceptualisation des scénarios.....	36
6.1 Conceptualisation du scénario d'évolution normale.....	36
6.2 Prise en compte des incertitudes.....	38
6.3 Conceptualisation de la biosphère.....	38
6.4 Conceptualisation des scénarios d'intrusion humaine par l'ANDRA.....	39
6.4.1 Conceptualisation « Prélèvement de carottes de forage ».....	39
6.4.2 Conceptualisation d'un « forage géothermique abandonné ».....	40

6.4.3	Conceptualisation « Forage d'exploration au Dogger ».....	41
6.4.4	Conceptualisation « Forage d'exploration dans le Callovo-Oxfordien pendant la phase du transitoire hydraulique-gaz »	43
6.5	Évaluation de la conceptualisation	44
6.5.1	Contrôle de plausibilité des facteurs de conversion de dose.....	44
6.5.2	Évaluation de la conceptualisation « Prélèvement de carottes de forage »....	50
6.5.3	Évaluation de la conceptualisation « Forage géothermique abandonné ».....	51
6.5.4	Évaluation de la conceptualisation «Forage d'exploration au Dogger »	52
6.5.5	Évaluation de la conceptualisation « Forage d'exploration pendant la phase du transitoire hydraulique-gaz ».....	57
6.6	Questions à l'ANDRA	59
6.7	Réponses de l'ANDRA	61
6.8	Position de l'ASNR	63
6.9	Evaluation des réponses de l'ANDRA	63
6.10	Evaluation de l'avis de l'ASNR	66
7	Résultats du modèle	68
7.1	Facteurs de transfert de la biosphère	68
7.2	Vérification de la plausibilité des résultats de l'ANDRA sur l'intrusion humaine avec des calculs approximatifs	69
7.2.1	Contrôle de plausibilité des résultats du carottage.....	69
7.2.2	Vérification de plausibilité des résultats du forage géothermique abandonné	72
7.2.3	Vérification de plausibilité des résultats des forages d'exploration dans le Dogger	73
7.2.4	Vérification de plausibilité des résultats du forage d'exploration pendant la phase du transitoire hydraulique-gaz	74
7.3	Questions à l'ANDRA	75
7.4	Réponses de l'ANDRA	75
7.5	Evaluation des réponses de l'ANDRA	76
8	Conséquences pour l'évaluation de la DAC	Erreur ! Signet non défini.
8	Illustrations des échanges avec l'ANDRA et l'ASNR	81
	Références bibliographiques	84

Liste des figures

Figure 2-1:	Vue d'artiste des installations du stockage Cigéo (Figure 2-1 en [2]).....	9
Figure 2-2:	Évolution de la radioactivité au cours du temps (figure 1-5, réf. [2]).....	11
Figure 2-3:	Représentation schématique des scénarios retenus pour l'évaluation de la sûreté à long terme (Figure 1-5 en la réf. [1])	12
Figure 2-4:	Différents types d'exposition à la radioactivité (Figure 1-5 en [2])	14
Figure 6-1:	Schéma des voies de transfert sélectionnées pour une personne représentative du groupe de référence hypothétique multi-activités (figure 4-3 en réf. [1]).....	38
Figure 6-2:	Localisation des effluents choisis pour la situation de référence et pour la situation enveloppe (Figure 4-1 en réf. [1])	42
Figure 6-3:	Méthode d'évaluation de la concentration pompée aux sorties pendant le pompage dans le CPS (Figure 5-30 dans la réf. [1]).....	42
Figure 6-4:	Modèle d'estimation de l'exposition potentielle aux rayonnements provenant d'eaux souterraines contaminées par la radioactivité (figure 1 réf. [BfS 2002]).....	45
Figure 6-5:	Répartition de l'exposition interne par ingestion pour les trois principaux radionucléides (iode 129, chlore 36, sélénium 79) pour le groupe de référence « multi-activités », la biosphère tempérée et un adulte (figure 7-8 réf. [1]).....	46
Figure 6-6:	Contribution relative des voies d'ingestion à la dose d'ingestion (figure 18 réf. [IFSN 2012]).....	47
Figure 6-7:	Contribution relative des voies alimentaires à la dose ingérée ; données réf. [1], [13] et [14]	48
Figure 6-8:	Contributions échelonnées de l'alimentation humaine à la dose ingérée, normalisées à l'eau de boisson ; données réf. [1], [6] et [8]. « Aliments d'origine animale » = somme de viande, de poisson, de lait et d'œufs, « aliments végétaux » = somme de pommes de terre, de céréales, de légumes et de fruits.	49
Figure 6-9:	Charges hydrauliques (en mètres) dans le plan horizontal 2D à travers les zones de stockage du cas sans forage intrusif dans le scénario de forage géothermique abandonné (Figure 10-5 en réf. [1])	54
Figure 6-10:	Charges hydrauliques (en mètres) dans le plan horizontal 2D à travers les zones de stockage du cas sans forage intrusif dans le scénario de forage d'exploration au Dogger (Figure 10-25 en réf. [1])	54
Figure 6-11:	Représentation schématique de la couche du Callovo-Oxfordien et des formations encaissantes sus-jacentes (toit) et sous-jacentes (mur) (cf. Figure 5-27 réf. [1]).....	55
Figure 6-12:	Scénario d'un forage géothermique abandonné au niveau du stockage – quartier de stockage MA-VL : champ de pression hydraulique (en mètres) pour un plan 2D horizontal traversant les structures de stockage, pour les cas avec et sans forage intrusif (Figure 5-27 réf. [1]).....	56
Figure 6-13:	Scénario de forage d'exploration Dogger abandonné à sa cote cible– zone de stockage MA-VL : champ de pression hydraulique (en mètres) pour un plan horizontal 2D traversant les structures de stockage pour des cas avec et sans forage intrusif (Figure 1026 réf. [1]).....	57

Figure 6-14: Évolution de la saturation en eau dans les principaux composants du stockage souterrain (Figure 39 réf. [11]).....58

Figure 6-15: Évolution de la pression maximale du gaz dans différentes zones du stockage (Figure 3-10 réf. [11])58

Figure 9-1: Représentation simplifiée par l'ANDRA de la situation hydrogéologique pour la modélisation de la biosphère (à gauche) et situation tenant compte de la topographie (à droite figure 2-53 tirée de [29]).....81

Figure 9-2: Influence de la topographie sur l'infiltration et l'exfiltration (à gauche) et situation à grande échelle dans l'ensemble du modèle hydrogéologique (à droite ; la zone modélisée de la région autour de Bure est représentée par un petit rectangle bleu foncé), figure 3-7 tirée de [29].....81

Figure 9-3: Schéma de la modélisation de la biosphère par l'ANDRA, sans transfert de radionucléides de la nappe phréatique vers les pâturages ; résultats pour ¹²⁹I (Figure 7-8 tirée de [1]).....82

Figure 9-4: Champ de maïs fourrager non irrigué (Schlafisheim, nord-ouest de la Suisse, 420 m au dessus du niveau de la mer, 15 août 202282

Figure 9-5: Extrait de la base de calcul [BASE 2022] relative à l'irrigation en fonction de la température, de l'humidité de l'air et des précipitations, y compris pour les plantes fourragères83

Liste des tableaux

Tableau 6-1: Distribution des doses efficaces normalisées (y compris les nucléides de filiation) et contributions des voies d'exposition ; classe d'âge > 17 a (tableau A2a réf. [BfS 2002]).....45

Tableau 7-1: Inventaire des radionucléides pour les quatre chaînes de désintégration des éléments transuraniens. Extrait de la réf. [19], tableau A3.42c.70

Tableau 7-2: Calcul de l'exposition aux rayonnements par inhalation de poussières contaminées par la radioactivité lors de l'examen des carottes de forage pour les trois nucléides exemples ²³⁹Pu, ²⁴⁰Pu et ²⁴¹Am72

Tableau 8-1: Impacts radiologiques pour le scénario de référence, calculés par l'ANDRA, complétés par l'application des coefficients de biosphère tirés de [13]79

Tableau 9-1: Importance des différentes voies pour la modélisation des voies de transfert des isotopes radioactifs de l'iode dans les plantes82

1 Introduction et problématique

La loi n° 2006-739 du 28 juin 2006, issue de la loi du 30 décembre 1991, prescrit comme solution de référence pour la gestion à long terme des déchets radioactifs de haute et moyenne activité à vie longue un stockage réversible en couches géologiques profondes.

L'ANDRA a sélectionné le Callovo-Oxfordien comme roche hôte du stockage sur le site de la commune de Bure (Meuse, France) comme une formation appropriée à cet effet. La démonstration de la sûreté à long terme du stockage prévu après fermeture est documentée dans le dossier DAC (Dossier d'autorisation de création de l'installation nucléaire de base (INB), Ci-géo), Pièce 7 : Version préliminaire du rapport de sûreté, Partie III : Démonstration de sûreté, Volume 8 : La démonstration de sûreté après fermeture la réf. [1].

Conformément à la loi du 30 décembre 1991 et renouvelée par la loi du 28 juin 2006, l'association Comité Local d'Information et de Suivi (CLIS) a été créée en 2008 et a pour mission d'informer ses membres et la population concernée sur les activités menées au laboratoire souterrain et celles liées au projet de stockage géologique. Il surveille de plus les recherches effectuées et les résultats obtenus.

Après le dépôt par l'ANDRA de la demande d'autorisation de création (DAC) du stockage en couches géologiques profondes, le CLIS souhaite, dans le cadre de ses missions, vérifier l'évaluation de sûreté à long terme réalisée par l'ANDRA et présenter les résultats de la vérification de manière claire et compréhensible. Le présent rapport porte sur l'analyse des quatre scénarios identifiés comme « intrusion humaine involontaire par forage à travers le stockage ou la roche hôte », qui ont été présentés par l'ANDRA dans le dossier DAC (document 7, partie III, volume 8).

Il s'agit notamment d'une vérification des calculs relatifs aux temps de transfert vers les exutoires et/ou les expositions potentielles (soit pour la population en surface pour les scénarios 2 « Forage géothermique dans le Trias arrêté au niveau du stockage » et 3 « Forage d'exploration au Dogger abandonné à sa cote prévisionnelle », soit pour l'opérateur de forage pour les scénarios 1 « Forage avec prélèvement de carottes » et 4 « Forage exploratoire pendant le transitoire hydraulique-gaz »).

2 Principes fondamentaux et évaluation de la sûreté à long terme d'un stockage géologique profond de déchets radioactifs

Au stade actuel de la connaissance, la mise en stockage géologique profond des déchets radioactifs est le moyen le plus sûr permettant de protéger les personnes et l'environnement contre leur dangerosité. Les déchets stockés sont isolés des influences d'origines externes, des dommages causés par les cas de charges mécaniques et thermiques (par exemple, les chutes d'avion, les incendies), du sabotage, du vol, du terrorisme et de la prolifération. Le stockage en surface nécessiterait des efforts constants et à des coûts correspondants (gardiennage, entretien et rénovation des bâtiments de l'installation de surface, sur le long terme reconditionnement ou renouvellement des colis de déchets, par exemple en raison de la corrosion des conteneurs). Il nécessiterait une stabilité de la société qui n'est pas garantie sur les périodes de temps requises de 100 000 ans à 1 million d'années correspondant à la disparition de la radioactivité en raison de l'occurrence de guerres, de révolutions, de catastrophes naturelles, d'épidémies, d'effondrement de l'économie ou tout autres bouleversements. Le stockage doit de ce fait être effectué à une profondeur telle qu'elle offre une protection suffisante contre les influences extérieures (processus climatiques et géologiques, influences humaines).

2.1 Confinement des substances toxiques par barrières géologiques et techniques

Dans le stockage géologique profond, la surface de la terre et donc l'environnement habité (biosphère) est protégée des déchets radioactifs par une épaisse couche rocheuse de plusieurs centaines de mètres. Par conséquent, il n'y a aucun risque d'exposition directe de la population au rayonnement ionisant en provenance du stockage. Une exposition ne peut se produire que par le transfert advectif-diffusif des radionucléides à travers la géosphère, que ce soit par des flux de solutés dissous en phase aqueuse ou ceux en phase gazeuse. En l'absence de fluides circulants entre les déchets et la biosphère, le stockage n'a aucun impact sur les personnes ou leur environnement. La Figure 2-1 est illustrative de la distance entre le stockage souterrain et la surface du sol.

La roche hôte du stockage en projet sur le site de Bure, le Callovo-Oxfordien, est une argilite très peu perméable à une phase aqueuse (terme générique utilisé pour désigner tout liquide dans ce rapport, ceci peut être de l'eau faiblement ou fortement minéralisée ou chargée de toutes substances dissoutes ou en suspension). Son épaisseur est d'environ 150 m, ce qui signifie que le stockage peut être positionné de telle manière qu'il y ait une couche d'au moins 50 m de roche hôte non perturbée entre les galeries ou alvéoles de stockage et les formations encaissantes de la roche hôte. L'eau interstitielle de l'argilite est très peu mobile. De ce fait, le transfert des solutés radionucléides au travers de la roche hôte s'y effectue principalement par diffusion dans l'eau interstitielle. Les points d'accès (puits, descenderies, galeries) et alvéoles de stockage excavées pour la construction et l'exploitation du stockage seront remblayés et scellés. Les colis métalliques en acier pour les déchets hautement actifs forment des barrières techniques qui empêchent l'eau de pénétrer dans les déchets pendant une longue période, empêchant ainsi la mobilisation et le relâchement des radionucléides hors du stockage. Dans le cas des déchets hautement actifs, les déchets sont fixés dans une matrice en verre, de sorte que la mobilisation des radionucléides s'effectue sur de très longues périodes, correspondant à la dissolution progressive de la matrice vitrifiée. Les alvéoles de stockage des déchets de

moyenne activité MA-VL contiennent du béton, ce qui crée un environnement chimique dans lequel la plupart des radionucléides et des substances chimiques toxiques sont faiblement solubles dans l'eau et sont retenus par sorption sur le ciment.

Le schéma d'organisation de principe du centre de stockage Cigéo est illustré sur la figure 2-1.

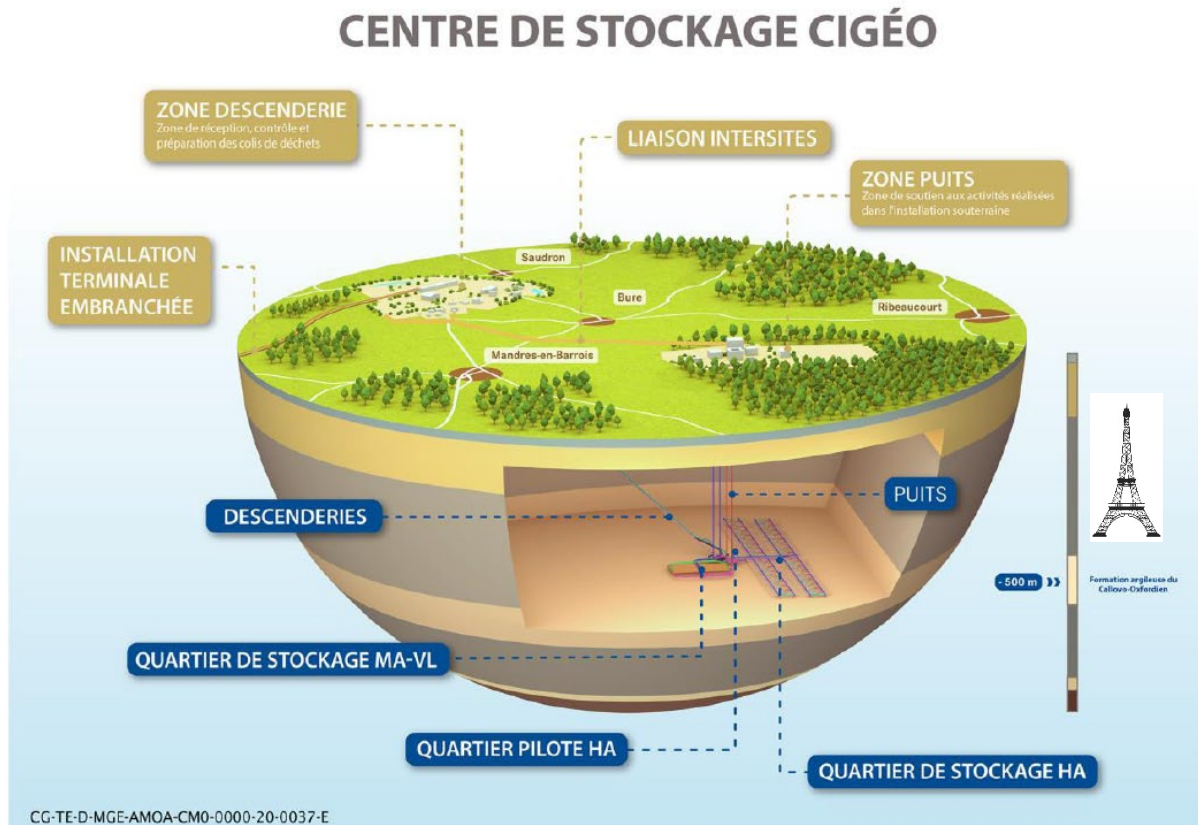


Figure 2-1: Vue d'artiste des installations du stockage Cigéo (Figure 2-1 en [2])

2.2 Evolution à long terme du système de stockage

Après la fermeture du stockage, de nombreux processus auront lieu qui modifieront l'état et les propriétés de ses composants à long terme, par exemple :

- La désintégration radioactive spontanée des déchets génère de la chaleur, ce qui augmente temporairement la température des déchets, du stockage et de la roche hôte environnante. Au cours du temps, la radioactivité des déchets diminue, et en conséquence la production de chaleur, et la température dans le système se rééquilibre progressivement avec la température ambiante naturelle.
- L'eau interstitielle en provenance de l'argilite envahit progressivement les galeries et les colis de déchets.
- Les déchets de haute activité vitrifiés sont initialement entièrement isolés dans des colis métalliques en acier. Ces derniers se corrodent lentement au contact de l'eau et l'épaisseur de leur paroi diminue au cours du temps. Quand l'épaisseur de l'acier des

colis devient inférieure à une valeur critique, les colis en acier se rompent sous l'action de la contrainte mécanique de la roche. L'eau interstitielle pénètre alors depuis les galeries vers la matrice vitrifiée des déchets.

- Le verre de la matrice des déchets se dissout très lentement, ayant pour effet que les radionucléides qu'elle contient entrent en contact avec l'eau qui s'y est infiltrée et s'y dissolvent partiellement.
- L'eau interstitielle qui pénètre jusqu'aux déchets à travers le revêtement en béton, le remblai en béton des cavités restantes et les conteneurs MA-VL cimentés mobilise les radionucléides et les substances toxiques chimiques. L'eau interstitielle du ciment est alcaline et le ciment possède une capacité de sorption, ce qui limite la solubilité de nombreux radionucléides. De plus, la sorption des radionucléides sur le ciment retarde leur transfert dans les eaux souterraines.
- Les radionucléides dissous se propagent lentement et principalement par diffusion dans le matériau de remblai des galeries du stockage, puis également dans la roche hôte. Les processus chimiques tels que la sorption sur les minéraux argileux retardent les processus de transfert. Plus la distance aux déchets augmente, plus la concentration en radionucléides diminue.
- Les radionucléides qui atteignent les encaissements de la roche hôte sont dilués dans l'eau des formations encaissantes et potentiellement transférés dans l'eau par les couches aquifères.

Sur de longues périodes de temps, des processus naturels affectent également l'ensemble du système de stockage, tels que les changements climatiques et des processus géologiques, par exemple des phénomènes à grande échelle tels que la surrection ou l'affaissement des terrains, l'érosion et la sédimentation.

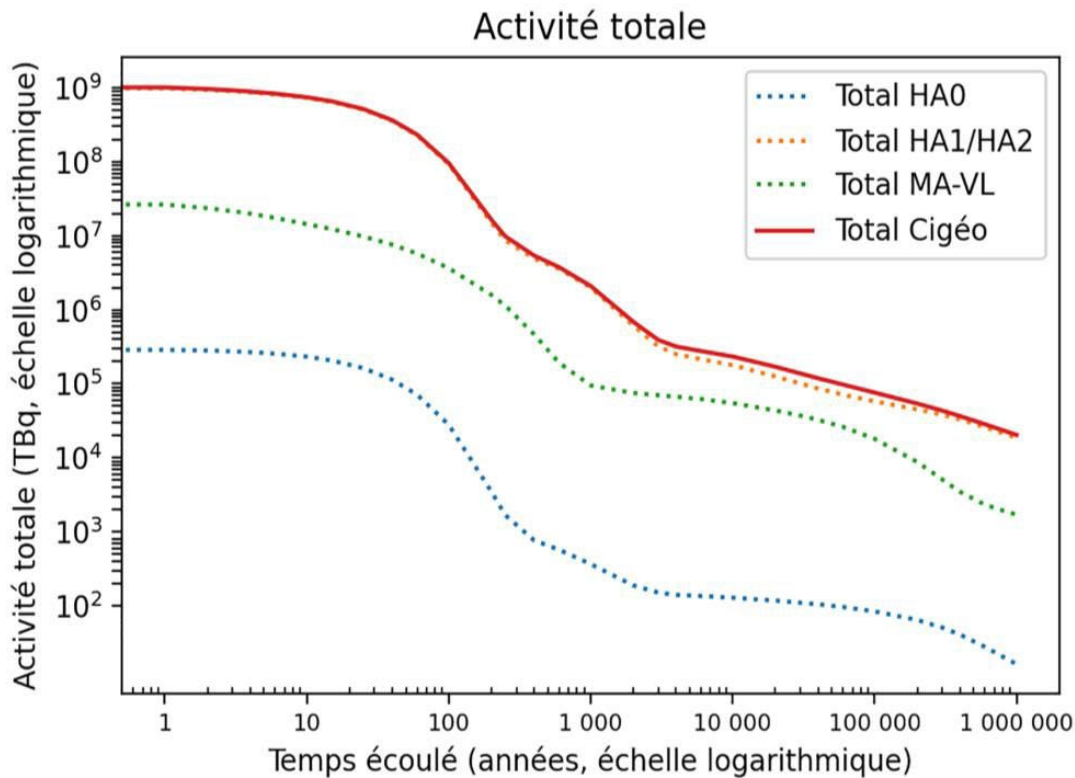
Il faut également tenir compte des activités humaines futures, qui peuvent fragiliser les barrières du système, notamment en cas d'intrusion involontaire dans le stockage.

Pour une procédure systématique et aussi complète que possible dans le développement des scénarios, l'AEN a compilé une liste internationale IFEP [3] de Caractéristiques, Événements et Processus (CEP), en anglais FEP « Features, Events et Processes ». Celle-ci est générique ; en sélectionnant les CEP applicables à une roche hôte donnée, à un site et à une architecture prévisionnelle de stockage particuliers, on obtient une liste CEP adaptée au projet de stockage correspondant. Elle est ensuite renseignée par l'attribution des propriétés spécifiques, en particulier caractéristiques de la roche hôte, du remblai et des matériaux des colis.

Les processus agissent sur les composants et vice versa, par exemple le processus de corrosion agit sur les colis métalliques en acier, la présence de métaux et d'eau étant l'origine du processus de corrosion des métaux. Ainsi, il existe des dépendances entre les CEP. Dans l'ensemble du système de stockage, il existe de nombreuses chaînes de cause à effet entre les composants, dont la plupart sont ramifiées et interconnectées. La plupart des composants et des processus sont soumis à des incertitudes. C'est par exemple le cas pour la vitesse de corrosion du métal. Ces incertitudes se propagent dans l'ensemble du système et peuvent se renforcer mutuellement.

Ces incertitudes signifient que l'évolution du système de stockage ne peut être prédite avec précision ; alors que la prévisibilité de l'évolution du système est considérée comme élevée

pendant la période qui suit immédiatement la fermeture du stockage, elle diminue avec le temps. Comme la radioactivité décroît, le potentiel de dangerosité des déchets stockés décroît également au fil du temps (Figure 2-2), cette réduction de prévisibilité ne représente pas un problème majeur, quand le confinement des radionucléides dans le stockage est principalement assuré par les propriétés naturelles de la formation géologique hôte. Cette dernière étant datée de plus de 150 millions d'années, et sous l'hypothèse d'intégrité du stockage et d'un état tectonique stable, il est légitime de faire des prédictions sur 1 million d'années et sur la base de la géologie actuelle.



CG-TE-D-MGE-AMOA-SR0-0000-21-0012-C

Figure 2-2: Évolution de la radioactivité au cours du temps (figure 1-5, réf. [2])

Une façon courante de gérer les incertitudes concernant les CEP dans l'évaluation de la sûreté à long terme d'un stockage consiste à envisager divers scénarios qui, pris dans leur ensemble, couvrent les évolutions possibles du stockage définitif.

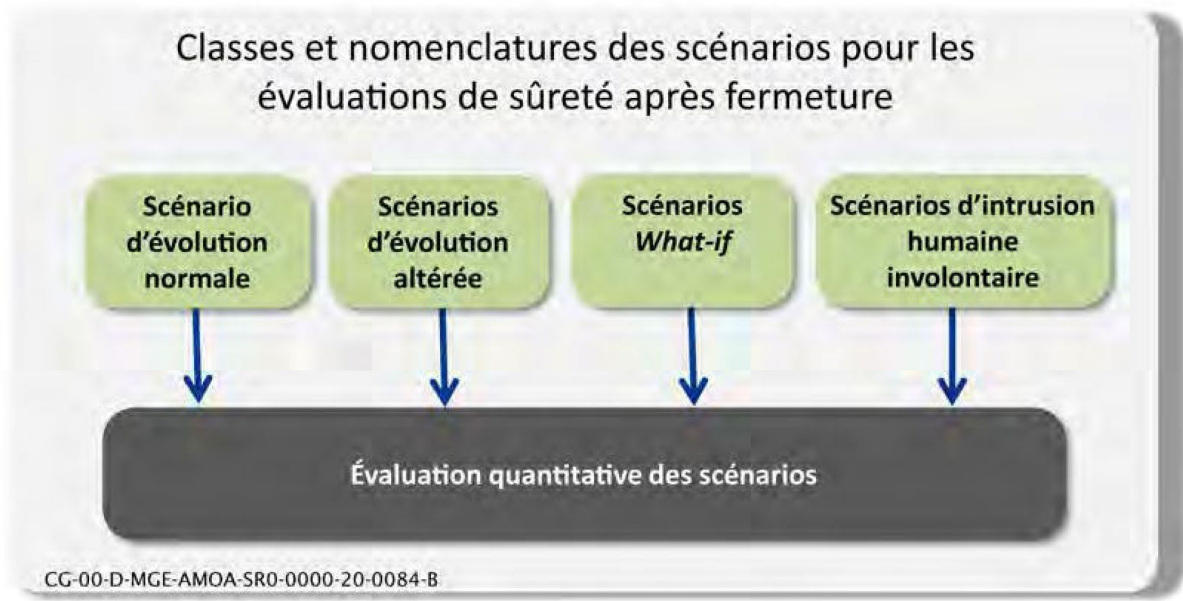


Figure 2-3: Représentation schématique des classes et désignation des scénarios retenus pour l'évaluation de la sûreté à long terme (Figure 1-5 en la réf. [1])

L'ANDRA distingue les scénarios d'évolution normale (SEN), des différents scénarios d'évolution altérée (SEA) et les scénarios hypothétiques (What-ifs) qui visent à démontrer la robustesse du système de stockage en cas d'occurrence simultanée d'hypothèses défavorables, et les scénarios déclenchés par une intrusion humaine involontaire dans le stockage (SIHI) (Figure 2-3). Ces derniers font l'objet du présent rapport.

2.3 Évaluation de la capacité de confinement ou du relâchement de radionucléides hors du stockage

Le concept général de sûreté pour le stockage géologique profond prescrit que, grâce aux barrières géotechniques et géologiques, les radionucléides restent en majeure partie confinés dans le stockage pendant la période d'évaluation d'un million d'années, période à laquelle la radioactivité a largement diminué (Figure 2-2).

Les barrières techniques résistent une période de temps limitée, mais déjà pendant la durée de vie du colis HA de quelques milliers d'années, et *a minima* 550 ans (chapitre 5.2.3.1.2 dans la réf. [1]), la radioactivité s'est déjà réduite d'un facteur 100 à 1000 (Figure 2-2). Les barrières géotechniques ont une faible conductivité hydraulique, et les descenderies et les puits menant du stockage à la surface ont été remblayés et scellés. La roche hôte est très imperméable à l'eau, permettant cependant un transfert diffusif. Par conséquent, les processus de transfert démarrent tardivement et à des taux d'émission faibles. Le stockage, conçu avec ces barrières, garantit que les taux de relâchement annuels et les quantités intégrées de substances relâchées restent faibles et que la plupart des radionucléides se désintègrent à l'intérieur du stockage.

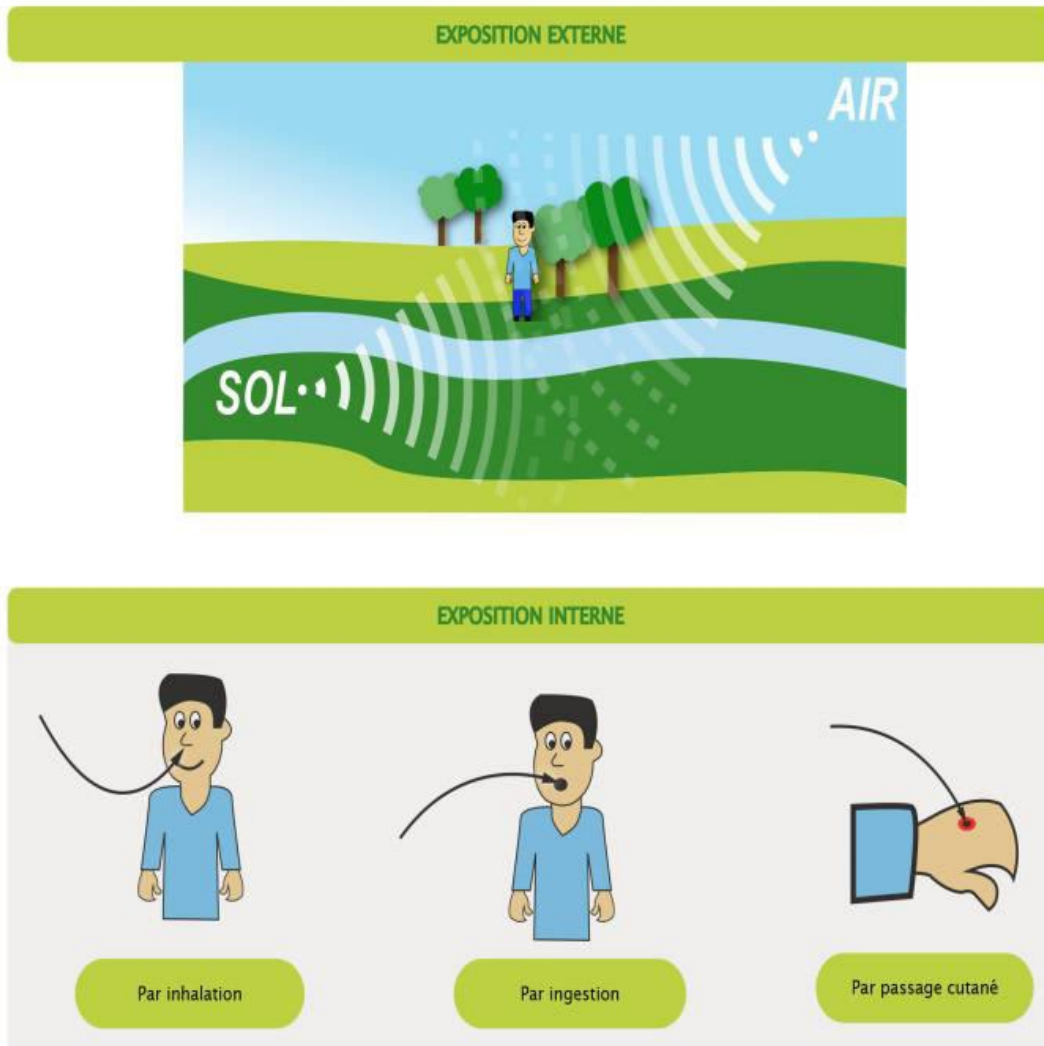
La couche de recouvrement au-dessus de la roche hôte est très épaisse (Figure 2-1) et agit également comme une barrière au transfert de radionucléides. Lorsque les radionucléides atteignent les aquifères situés au toit et au mur de la roche hôte, ils se diluent naturellement

dans les eaux souterraines. Lorsque des pompages sont effectués dans des puits d'eau potable et pour l'irrigation, la chaîne alimentaire est atteinte et ceci peut entraîner un risque radiologique d'exposition de la population du site.

2.4 Bases du calcul de la dose individuelle effective

La radioactivité peut entraîner l'exposition de la population aux rayonnements de différentes manières (Figure 2-4). Outre l'ingestion d'aliments et d'eau potable contenant des radionucléides, le rayonnement externe par des radionucléides dans le sol ou l'air, l'inhalation de poussières ou de gaz radioactifs et des lésions cutanées soumettent également les personnes à une dose radiologique. Le niveau de la dose dépend de l'intensité, du type et de l'énergie du rayonnement, ainsi que des voies métaboliques en cas d'exposition interne, de la sensibilité relative aux rayonnements des différents organes et de l'âge de la personne exposée. La conversion est effectuée à l'aide des coefficients de dose internationalement reconnus, calculés et compilés par la CIPR sur une base scientifique [4]. De cette façon, la dose de rayonnement est calculée à partir de la somme de l'exposition externe et interne des individus exprimée en dose individuelle effective annuelle avec l'unité Sv (sievert) ou mSv (millisievert) par an. La valeur limite pour l'exposition admissible aux rayonnements d'un individu de la population par le biais d'un stockage en scénario d'évolution normal est de 0,25 mSv par an [5], ce qui est nettement inférieur à l'exposition aux rayonnements d'origine naturelle tels que le radon et les rayonnements cosmiques ainsi qu'aux examens médicaux, qui s'élève à un total de 1 à 10 mSv par an. Les impacts sur la santé des rayonnements dans cette gamme de doses basses sont rares et ne peuvent être déterminées que par des études statistiques sur un grand nombre de personnes (effets stochastiques des rayonnements).

À des doses de rayonnement de plus de 300 mSv par personne sur un court laps de temps (quelques jours), des dommages non-stochastiques, c'est-à-dire déterministes, se produisent. Ceux-ci ne touchent généralement que quelques personnes et sont alors dus à des accidents ou à des incidents, par exemple un contact direct avec des substances radioactives.



CG-TE-D-MGE-AMOA-ESE-0000-19-0070-B

Figure 2-4: Différents types d'exposition à la radioactivité (Figure 1-5 en [2])

3 Evolutions considérant une intrusion humaine involontaire dans un stockage

Une intrusion involontaire dans un stockage de déchets radioactifs peut survenir si la mémoire de l'existence du stockage a été perdue. En raison de la vaste documentation des informations sur le stockage, qui est archivée à divers endroits régionaux et nationaux, on peut supposer que la mémoire sera conservée pendant longtemps. Cependant, en raison d'éventuels bouleversements des sociétés, guerres, catastrophes et autres événements perturbateurs qui se sont toujours produits au cours de l'Histoire, la mémoire ne peut être garantie à long terme ; habituellement, on considère la conservation de la mémoire assurée sur une période de 500 ans [6], [8].

Dans les analyses de sûreté à long terme des stockages de déchets radioactifs, seule l'intrusion humaine involontaire est généralement prise en compte. Une intrusion délibérée en connaissance de l'existence du stockage et des dangers qui y sont associés relèverait de la responsabilité exclusive de leurs instigateurs futurs.

Les actions des générations futures sont difficilement prévisibles, leurs motivations et leurs possibilités techniques sont incertaines. Par conséquent, il existe un consensus sur le fait de considérer la poursuite des « activités humaines actuellement usuelles » à l'avenir [9]. Cela est cohérent – bien qu'à des échelles de temps différentes – avec le principe d'actualité/stabilité de la géologie. Les incertitudes concernant les effets radiologiques sur l'opérateur dépendent fortement des techniques utilisées et sont donc plus importantes que celles des effets à long terme sur la population. Les effets sur la population sont causés par les dommages permanents sur les principales barrières du système de stockage à la suite d'activités humaines et sont fondamentalement comparables aux conséquences d'autres influences externes, par exemple les processus géologiques.

3.1 Norme internationale : Liste FEP (CEP) de l'AEN

La liste internationale FEP (CEP) de la NEA est gérée et mise à jour dans le monde entier par de nombreux pays et dans le cadre de projets de stockage définitif. Elle couvre tous les types de roches hôtes et de conception de sites de stockage définitif. Les nouvelles connaissances acquises dans le cadre des projets de stockage définitif y sont intégrées. Elle est classée selon les différents facteurs qui impactent le stockage définitif. Outre les facteurs géologiques et climatiques, les facteurs externes comprennent notamment les activités humaines futures « FHA » (Future Human Actions) :

- (i) Influences humaines sur le climat
- (ii) Évolutions sociales et institutionnelles
- (iii) Développements technologiques
- (iv) Connaissance de l'existence du stockage et des motivations qui en découlent
- (v) Forages
- (vi) Exploitation minière et autres activités souterraines
- (vii) Explorations non-intrusives

- (viii) Activités à la surface
- (ix) Gestion de l'eau
- (x) Explosions et chutes accidentelles
- (xi) Mesures d'assainissement
- (xii) Intrusion humaine intentionnelle

Les influences humaines sur le climat (i) modifient et renforcent en partie les processus climatiques (naturels). Ceux-ci sont de toute façon déjà pris en compte dans le cadre de la modélisation de la biosphère (de l'analyse de sureté).

Les évolutions sociétales et institutionnelles (ii) sont particulièrement importantes pour l'époque actuelle, au cours de laquelle l'énergie nucléaire a été utilisée et le site de stockage définitif a été construit. Elles peuvent viser à transmettre aux générations futures les connaissances relatives à son existence et les informations essentielles qui y sont liées. *A contrario*, les guerres, les épidémies, les famines ou d'autres événements perturbateurs peuvent entraîner la perte irrémédiable de ces connaissances.

Les développements technologiques (iii) ne sont pas prévisibles à long terme (science-fiction). Ils ont une incidence sur la motivation et donc sur la probabilité d'une intrusion dans le sous-sol et donc dans le stockage définitif, sur les possibilités de détecter à un stade précoce les anomalies dans le sous-sol, l'existence d'un site contaminé, la radioactivité et les dangers qui en découlent, et de prendre les mesures appropriées (ou de mettre fin à l'altération de l'intégrité des barrières et, le cas échéant, d'effectuer des réparations). Les moyens techniques utilisés (par exemple degré d'automatisation/robotisation) influencent les effets sur l'opérateur. Afin d'éviter toute spéculation, l'état actuel de l'art est pris en compte dans l'évaluation des SIHI.

Tant que l'existence du site de stockage définitif est connue (iv), il existe différentes motivations pour y pénétrer, par exemple l'extraction de matières premières ou des mesures d'assainissement des sols. Le présent rapport n'évalue que les intrusions involontaires, c'est-à-dire que (iv) n'est pas pris en compte ici.

Les forages (v) peuvent être réalisés pour diverses raisons. Selon l'état actuel de l'art, des forages exploratoires sont réalisés avant d'entreprendre toute exploitation notable du sous-sol. C'est pourquoi les forages doivent toujours être pris en compte dans l'évaluation de l'intrusion humaine.

L'exploitation minière et les autres activités souterraines (vi) sont très coûteuses à la profondeur d'un stockage en couches géologiques profondes et supposent une motivation correspondante. Selon le consensus international, celle-ci doit exister et être culturellement courante à l'heure actuelle.

Les explorations non-intrusives (vii) influencent la probabilité d'une intrusion humaine involontaire dans le stockage définitif en détectant soit des anomalies qui par exemple, pourraient indiquer un site contaminé, ou bien motiver une intrusion dans le sous-sol, pour déterminer par exemple si la construction d'une mine en vaut la peine. Par définition, elles ne constituent cependant pas une intrusion dans le stockage définitif et ne sont donc pas considérées dans ce rapport.

Les activités à la surface (viii), par exemple la construction d'un barrage, peuvent modifier la biosphère et, dans des situations particulières, par exemple dans le cas d'un lac de barrage profond, qui nécessite toutefois une topographie appropriée, avoir également un impact sur les conditions hydrogéologiques dans le sous-sol.

L'exploitation et la gestion des eaux souterraines (ix) peuvent modifier les conditions hydrogéologiques de la biosphère ainsi que du sous-sol géologique et avoir ainsi un impact sur le transfert des radionucléides et l'exposition aux rayonnements qui en résulte. Toutefois, tant que cela ne compromet pas le système de barrières du stockage définitif, l'exploitation/gestion des eaux souterraines n'est pas considérée comme une intrusion humaine au sens propre du terme. Dans le cas contraire, les activités correspondantes, par exemple les forages (v), doivent être évaluées.

Les explosions, les chutes et autres accidents graves (x) qui se produisent à la surface n'ont pas de conséquences directes sur un stockage géologique profond et sa sûreté à long terme, car la géosphère offre une protection suffisante contre ce genre d'événements.

Des mesures d'assainissement spécifiques (xi) présupposent la connaissance de l'existence du stockage et ne constituent donc pas une intrusion humaine involontaire.

Une intrusion humaine délibérée dans le stockage (xii) relève de l'entière responsabilité des instigateurs et n'est pas prise en compte dans le présent document.

3.2 Distinction : Événement (Event) et Etat caractéristique (Feature)

Dans le cas d'une intrusion humaine involontaire, il convient de distinguer l'intrusion en tant que telle (événement à court terme) et ses conséquences à long terme (en particulier l'endommagement du système de barrières du stockage).

3.2.1 L'intrusion humaine en tant qu'événement à court terme

Par rapport à la période d'évaluation pour un stockage géologique profond de déchets hautement radioactifs (chapitre 2.2), la période de demi-vie des radionucléides et la décroissance de la radiotoxicité (Figure 2-2), une intrusion humaine involontaire est un événement à court terme. Le fonçage d'un forage à travers le niveau de stockage a lieu en quelques jours. Un forage, par exemple à des fins d'exploitation de la géothermie, serait probablement exploité pendant plusieurs décennies. La construction d'une mine prend de quelques mois à un maximum de quelques années, l'exploitation d'une mine nécessite des matières premières qui valent la peine d'être extraites et peut prendre plusieurs décennies.

Au cours de l'exécution de ces activités, l'opérateur qui entre en contact direct avec les déchets serait exposé à une dose relativement élevée de rayonnement ionisant par rayonnement direct, par inhalation et potentiellement, par ingestion de poussières. Cependant, le nombre de personnes touchées serait faible par rapport à la population vivant dans la région d'implantation pendant toute la période d'évaluation et potentiellement exposée aux (faibles) relâchements de radionucléides du stockage dans la biosphère.

Le niveau d'exposition de l'opérateur aux rayonnements dépend également fortement des technologies utilisées lors de l'intrusion et des activités ultérieures, par exemple des études scientifiques (par exemple, la production de poussières associée ou le degré d'automatisation). Il est donc difficilement prédictible.

Pour les raisons mentionnées ci-dessus, les effets de l'intrusion humaine sur l'opérateur ne sont généralement évalués qu'à titre secondaire.

L'intrusion en tant qu'événement à court terme peut également avoir un impact sur la population, par exemple un épandage accidentel de boues de forage sur des terres agricoles ou l'utilisation de sel contaminé radioactivement (dans le cas d'un stockage dans une formation salifère). Ces cas doivent être évalués séparément.

3.2.2 Conséquences de l'intrusion en tant que scénario d'évolution altérée à long terme

L'intrusion humaine dans un stockage géologique en couches géologiques profondes endommage une ou plusieurs de ses barrières essentielles, de sorte qu'elles ne remplissent plus du tout ou que partiellement leurs fonctions de sûreté. Cela s'applique à la barrière roche hôte, y compris éventuellement les « formations encaissantes » existantes, les barrières géotechniques telles que les scellements de galeries et les colis ou conteneurs de déchets. En conséquence, la capacité de confinement du stockage se détériore (chapitre 2.3) de façon permanente, et ce, tout au long du reste de la période d'évaluation (chapitre 2.2). Il en résulte une augmentation permanente des taux de relâchement des radionucléides et une augmentation correspondante de l'exposition aux rayonnements ionisants pour la population de la région d'implantation.

Pour un scénario d'intrusion défini et basé sur les activités humaines actuelles couramment rencontrées, les effets sur la capacité de confinement ou les taux de relâchement des radionucléides et d'autres substances toxiques sont relativement faciles à prédire ; les incertitudes associées sont comparables à celles d'autres influences externes ou internes sur les principales barrières du stockage. Dans le cas d'un forage atteignant la profondeur du stockage, par exemple, les effets sont déterminés par la position du forage par rapport aux déchets (c.à.d. quels déchets sont directement affectés), le diamètre et la qualité du remblai du forage.

4 Esquisse du concept de sûreté pour Cigéo

Le chapitre 1 réf. [1] présente l'approche d'évaluation de la sûreté à long terme dans la phase après fermeture : les objectifs fondamentaux (protection des personnes et de l'environnement), les fonctions de sûreté et les attentes en matière de démonstration de sûreté pour la phase après fermeture.

Selon le guide de sûreté n° 1 de l'ASN, le critère de protection radiologique pour le scénario de référence est de ne pas dépasser une valeur de dose d'exposition limite de 0,25 mSv/a [5], soit un quart de la valeur limite de 1 mSv/a prescrite pour les activités dans les installations nucléaires (article R. 133311 du code de la santé publique). Pour les scénarios d'évolution altérée et l'intrusion humaine, la dose doit être « suffisamment faible par rapport aux valeurs pouvant induire des effets déterministes ». Pour cela, l'Andra a retenu la valeur repère de 100 mSv/a.

Pour les substances toxiques chimiques, nous citons directement l'ANDRA dans la réf. [1], chapitre 1.1.1.1.2 : « L'approche conduit, sur la base d'un inventaire en substances toxiques chimiques présentes dans les déchets, à évaluer le risque potentiel en comparant les concentrations en substances toxiques chimiques obtenues aux exutoires dans les différents compartiments eau, sol et air aux valeurs de gestion NQ (Normes réglementaires de qualité) en vigueur. Le cas échéant, si les NQ ne sont pas respectées, l'approche conduit à mener des évaluations quantitatives des risques sanitaires (EQRS) c'est-à-dire quantifier le niveau du risque au travers des indicateurs « Quotient de dangers » et « Excès de risque individuel » selon une démarche similaire à celle proposée par l'Inéris [10]. »

Les fonctions de sûreté en matière de stockage géologique profond comportent les éléments suivants : obtenir une sûreté passive, isoler des phénomènes de surface et limiter le transfert des polluants.

À cela s'ajoute une architecture basée sur le principe de défense en profondeur (redondance des ouvrages barrières ayant une fonction de sûreté).

Cela nécessite : d'empêcher au mieux le mouvement des solutés (et du gaz), d'immobiliser à grande échelle des polluants dans les ouvrages souterrains, de retarder au maximum le transfert de radionucléides et d'obtenir des concentrations de polluants mobilisés dans la roche hôte réduites par l'effet de sorption sur les minéraux argileux, ainsi que la préservation des propriétés favorables de la roche hôte et d'autres composants lors la phase après fermeture.

Les éléments du concept de sûreté ont été présentés pour l'essentiel par l'ANDRA au chapitre 3 (et en particulier 3.3) réf. [2]. Son contenu est rappelé ci-dessous selon une structure légèrement modifiée afin d'explicitier au mieux le concept sur lequel repose la sûreté à long terme du stockage en couches géologiques profondes.

Exigences :

- (i) Isolement des déchets des phénomènes se produisant à la surface du sol et des impacts d'origine humaine.

Non-exposition des déchets aux risques extérieurs directs : intempéries, inondations, charges mécaniques (accidents, chutes, séismes), incendies, terrorisme, prolifération, périodes glaciaires.

- (ii) Minimisation du transfert des radionucléides et des substances toxiques chimiques issus des déchets vers le milieu vivant pendant toute la période d'évaluation sur la base d'un contexte géologique et hydrogéologique globalement favorable. Le transfert de radionucléides hors des déchets se produisant par des fluides « vecteurs du transfert » (solutés dissous dans la phase aqueuse ou composants gazeux), les éléments suivants revêtent tous une importance fondamentale, avec une bonne prévisibilité pour toute la période d'évaluation : le confinement, la rétention et le ralentissement de ce transfert par la combinaison d'une roche hôte la plus imperméable possible et une différence de charge hydraulique la plus faible possible entre roche hôte et roches aquifères encaissantes.
- (iii) Minimisation de la dégradation des conditions hydrogéologiques favorables préexistantes due à l'impact des cavités souterraines du stockage définitif après fermeture. Le stockage définitif après fermeture ne doit pas présenter de cheminements d'écoulement privilégiés depuis les déchets, via les galeries et les puits et vers les roches aquifères encaissantes, et les propriétés favorables de la roche hôte ne doivent pas être altérées de manière significative.
- (iv) Récupérabilité –la récupération des déchets sur une durée d'au moins 100 ans- en retardant et en minimisant la mobilisation des radionucléides et des substances toxiques chimiques des colis de déchets. Les conteneurs de colis de déchets doivent permettre une récupération sur cette période de temps.

Mesures de conception associées au projet de stockage :

- M1 Stockage géologique profond ; profondeur du stockage définitif d'au moins 200 m sous le sol (i)
- M2 Documentation à long terme pendant au moins 500 ans pour empêcher une intrusion humaine involontaire (i)
- M3 Choix de la couche du Callovo-Oxfordien sur le site de Bure comme roche hôte avec une situation géologique globale favorable
 - Profondeur env. 500 m sous la surface du sol (i)
 - Absence de ressource naturelle d'importance particulière, donc pas de probabilité augmentée d'intrusion humaine involontaire (i) (la réf. [1], p. 167)
 - Épaisseur verticale de la couche d'environ 140-160 m, donc suffisamment d'espace vertical pour la construction des alvéoles HA et MA-VL (ii)
 - Ancienneté de la formation géologique de 160 millions d'années, stockage tectoniquement calme, donc bonne prévisibilité pour le prochain million d'années (« principe de validité sur le long terme de la géologie actuelle ») (ii) ([2], p. 62)
 - Faible conductivité hydraulique de la roche hôte de $7 \cdot 10^{-14}$ m/s (p. 274, tableaux 5-4) (la réf. [1], tableau 54, page 274) (ii)
 - Faible différence de charge hydraulique entre les deux aquifères au toit [calcaires de l'Oxfordien] et au mur [calcaires du Dogger] ; ce qui signifie de faibles gradients hydrauliques verticaux dans la roche hôte (ii)

- Constante de diffusion basse pour les solutés (constante de diffusion effective pour les anions entre $1 \cdot 10^{-11} \text{ m}^2/\text{s}$ (Cl⁻) et $5 \cdot 10^{-12} \text{ m}^2/\text{s}$ (I⁻) (p. 369 réf. [1]), significative d'une lenteur du transfert diffusif (ii))
- Bonne capacité de sorption pour la plupart des radionucléides (ii)
- Environnement géochimique réducteur, donc faible solubilité pour de nombreux radionucléides, c'est-à-dire mobilisation faible des radionucléides (ii), (iv)

M4 Conception du stockage avec puits, descenderies, quartiers de stockage séparés pour les déchets HA et MA-VL

- L'agencement des puits et des descenderies pour les opérations de stockage et des galeries de liaison vers les quartiers de stockage pour HA et MA-VL en « borgne » (cul-de-sac) permet d'éviter un « courant d'air », c'est-à-dire un écoulement de gaz à travers les zones de stockage dans la phase après fermeture via les puits et les descenderies fermés (iii)
- La séparation des quartiers de stockage HA et du MA-VL permet d'éviter les influences mutuelles négatives entre les deux types de déchets, qu'elles soient thermiques, hydrauliques, chimiques et mécaniques (iii), (iv)

M5 Conditionnement et colisage des déchets pour en assurer la récupérabilité et minimiser la mobilisation et la dissolution des radionucléides et des substances toxiques chimiques

- Vitrification des déchets HA issus du retraitement pour assurer une mobilisation par dissolution très lente après défaillance des colis et accès de la phase aqueuse au déchet vitrifié (iv)
- Encapsulation des déchets HA vitrifiés dans un conteneur en acier avec une épaisseur de paroi suffisante et un contrôle de qualité rigoureux ; durée de vie des conteneurs sous l'effet de la corrosion et de la contrainte mécanique exercée par la roche suffisante pour assurer la récupération des colis de déchets et d'atteindre un temps au-delà de la période de stockage à température augmentée (iv)
- Les colis primaires de déchets MA-VL (principalement de type « déchets compactés » et mis en conteneurs en acier) sont placés dans des conteneurs en béton stables pour assurer leur récupérabilité et la rétention des radionucléides (iv)

Fermeture du stockage (remblayage et scellement après la mise en place des déchets)

- Remblai des espaces annulaires des alvéoles HA entre le chemisage en acier et la roche hôte avec un matériau approprié (iii), (iv)
- Remblai de l'espace au-dessus des conteneurs des alvéoles MA-VL par un liant hydraulique (ciment) pour une bonne rétention des radionucléides et des substances toxiques chimiques par précipitation et sorption (iv) (réf. [1], p. 200)
- Scellement de la galerie d'accès aux alvéoles HA et quartiers MA-VL de stockage avec des argiles gonflantes (iii)
- Remblai des puits et des descenderies avec un matériau approprié (iii)
- Scellement des puits et des descenderies avec des ouvrages en argiles gonflantes (iii)

La démonstration de sûreté : concept

- Mouvement homogène de l'eau souterraine à travers la roche hôte
 - En raison de l'absence de perturbations
 - En raison de la fiabilité du pronostic (stockage stable pendant 1 million d'années)
 - Grâce au scellement des descenderies et des puits
 - → Il n'y a ni dans le présent ni dans le futur de voies d'écoulement préférentielles « rapides » pouvant faciliter le transfert de radionucléides

- Longs temps de transfert entre les déchets et les encaissants du Callovo-Oxfordien
 - Distance de transfert d'au moins 50 m
 - Conductivité hydraulique $7 \cdot 10^{-14}$ m/s
 - Différences de potentiel hydraulique d'environ 10 m entre le toit et le mur du Callovo-Oxfordien ; il en résulte, pour une épaisseur de (150 – 50) m, un gradient hydraulique de 10 m/100 m = 0,1 m/m
 - → La vitesse de filtration de l'eau dans le massif (dite de Darcy) résultante¹ est donc obtenue par le calcul suivant : $0,1 \text{ m/m} \cdot 7 \cdot 10^{-14} \text{ m/s} = 7 \cdot 10^{-15} \text{ m/s}$, ce qui correspond à $2,2 \cdot 10^{-7} \text{ m/a}$
 - La vitesse d'écoulement ou vitesse réelle des solutés par advection résultante² est calculée sur la base d'une porosité accessible à la diffusion de 0,07 (réf. [1], tableau 5-4) et une porosité cinématique de 40 % à 60 % de la porosité accessible à la phase aqueuse. En prenant pour valeur moyenne de porosité cinématique à la phase aqueuse 0,035 dans le Callovo-Oxfordien, on obtient donc une vitesse réelle de transfert advectif des solutés de : $2,2 \cdot 10^{-7} \text{ m/a} : 0,035 = 6,3 \cdot 10^{-6} \text{ m/a}$
 - Le temps de transfert advectif résultant sur une distance de 50 m est alors : $50 \text{ m} : 6,3 \cdot 10^{-6} \text{ m/a} = 8 \cdot 10^6 \text{ a}$; 8 millions d'années
 - → Le transfert des radionucléides à travers la roche hôte du Callovo-Oxfordien n'est pas déterminé par l'advection, mais par la diffusion de solutés, par conséquent, il en résulte des taux de transfert faibles

- Longs temps de transfert grâce au fait que le transfert de radionucléides dissous est contrôlé par diffusion à travers la roche hôte du Callovo-Oxfordien possédant une forte capacité de sorption

¹ Débit d'eau spécifique par section transversale; unité : $\text{m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{s}) = \text{m/s}$

² Vitesse réelle effective = vitesse de percolation de l'eau ou de transfert par advection d'un soluté considéré non-sorbant ; dans un milieu poreux homogène, c'est le quotient de la vitesse de Darcy et de la porosité (quotient du volume de l'espace poral et volume total du milieu poreux) du milieu poreux accessible à l'écoulement de l'eau

- La plupart des radionucléides sont des cations fortement sorbants, en particulier les actinides dont les transuraniens : Thorium Th, Uranium U, Neptunium Np, Plutonium Pu, Curium Cm et Californium Cf sont entièrement retenus par la roche hôte pendant la période d'évaluation
- Seuls les anions Chlore 36 ($^{36}\text{Cl}^-$), Sélénium 79 ($^{79}\text{Se}^-$) et Iode 129 ($^{129}\text{I}^-$) à faible capacité de sorption et à longues périodes de demi-vies sont mobiles et seront disséminés dans l'environnement hors de la roche hôte en proportions significatives au cours de la période d'évaluation. Une propriété favorable des argilites ici est la faible diffusion des espèces anioniques dans l'eau interstitielle (réf. [1], tableau 5-4) en raison de ce que l'on appelle « l'exclusion anionique » (porosité réduite accessible à la diffusion en raison de la négativité de charges électriques des minéraux argileux), ce qui retarde le transfert et réduit les débits de dose transférés.
- La plupart des radionucléides se désintègrent avant d'atteindre les formations encaissantes de la roche hôte
- Longs temps de transfert dans les galeries et les puits grâce aux scellements en argile gonflante
 - Les scellements des galeries et des puits permettent de limiter l'écoulement de la phase aqueuse et gazeuse depuis les ouvrages de liaison et vers les quartiers de stockage et donc également le transfert des radionucléides. Sans scellements adéquats, les débits seraient plus élevés, car la pression du gaz généré par les déchets est également une force motrice pour l'écoulement d'eau.
- Faible mobilisation des radionucléides des déchets en raison de leur solubilité limitée
 - De nombreux radionucléides sont présents dans les déchets ainsi que dans l'eau interstitielle sous une forme réduite et peu soluble. L'eau interstitielle du Callovo-Oxfordien qui est un milieu réducteur y contribue également. Ceci est primordial pour le sélénium 79 qui possède une longue période de demi-vie et un faible pouvoir de sorption. La majeure partie du sélénium contenu dans les déchets HA sont présents aux niveaux d'oxydation 0 et -II, donc pratiquement insoluble dans la phase aqueuse (réf. [1], p. 134).
 - La séparation physique des quartiers HA et MA-VL est un élément clé. Les déchets MA-VL contiennent du nitrate, qui a un effet oxydant, ce qui augmente la proportion de radionucléides facilement solubles.
- Colis de stockage
 - Les colis de stockage en acier sont d'une grande importance pour les déchets HA. Ils peuvent résister à la corrosion et à la contrainte mécanique de la roche pendant au moins 500 ans (déchets faiblement exothermiques et certains MA-VL vitrifiés spéciaux) à plusieurs milliers d'années (cf. réf. [1], Figure 5-19, Tableau 5-2). Au moment de la défaillance des colis par perte d'étanchéité, les radionucléides à courte durée de vie se seront déjà désintégrés et la production de chaleur aura diminué. Ceci est important car l'occurrence d'une entrée d'eau

dans les colis au début de la phase après fermeture à des températures élevées entraînerait une solubilité augmentée des radionucléides et donc une mobilisation augmentée des substances toxiques.

- Les colis primaires en acier contenant les déchets MA-VL sont stockés dans des conteneurs en béton armé pourvus d'évidements cylindriques. Le liant hydraulique de remplissage (ciment) offre un environnement chimique oxydo-réducteur propice (faible solubilité, bonne capacité de sorption pour de nombreux radionucléides)
- Matrice des déchets
 - Les déchets HA sont intégrés dans une matrice de verre coulé. La matrice de verre est supposée être brisée en petits morceaux lors de la défaillance du colis. A ce moment, les radionucléides et les substances toxiques chimiques sont mobilisées de manière concomitante à la dissolution du verre, c'est-à-dire à des taux de relâchement très faibles.
 - Une partie des déchets MA-VL est bituminée. La matrice bitumineuse retarde l'accès de la phase aqueuse aux substances toxiques et donc aussi à leur mobilisation.
- Transfert des radionucléides à travers les couches géologiques jusqu'aux aquifères
 - Le transfert des radionucléides et des substances toxiques chimiques dissoutes dans l'eau interstitielle à travers l'argilite du Callovo-Oxfordien est principalement diffusif, puis à travers les roches calcaires et marneuses de l'encaissant supérieur (Oxfordien, Kimméridgien et Tithonien), ce transfert se fait par advection, diffusion et dispersion. La dispersion spatiale des radionucléides est comparable à une dilution par élargissement spatial de la dissémination. Elle s'exprime également par une distribution de la dissémination étalée dans le temps des radionucléides dans les eaux souterraines.
 - La nappe du Dogger, dans l'encaissant inférieur du Callovo-Oxfordien, directement sous le stockage Cigéo, ne peut être utilisée ni comme eau potable ni pour l'agriculture en raison de sa forte minéralisation. Les cheminements de transfert souterrains vers les zones de fractures naturelles en direction des failles de la Marne, qui représentent un exutoire potentiel des eaux souterraines, sont associés à de longs temps de transfert, à la rétention des radionucléides par sorption, et leur dispersion et dilution (la réf. [1], p. 169 et suivantes).

Résumé du concept de démonstration de sûreté :

1. Stockage géologique profond
2. Roche hôte possédant une extension verticale et horizontale suffisante, avec un très lent écoulement de l'eau interstitielle y résidant, un contexte géologique stable, sans présence de failles, avec une stabilité à long terme suffisante (prévisibilité), sans évidences immédiates de conflits d'utilisation (qui amèneraient à prendre en hypothèse de base la probabilité d'une intrusion humaine) et avec des propriétés géochimiques favorables (rétention des radionucléides en raison de la solubilité

limitée et de la sorption). De plus ces propriétés sont très bien connues grâce à la campagne d'exploration du site effectuée au préalable et aux activités du laboratoire souterrain.

3. La conception, l'exécution et le remblai/scellement du stockage de manière que les ouvrages d'accès et autres ouvrages souterrains ne représentent pas des voies de transfert privilégiées dans la période après fermeture.
4. Conditionnement et colisage des déchets de manière que, pendant la phase précoce à température élevée après fermeture, il n'y ait pas de pénétration de la phase aqueuse dans les colis et donc pas de mobilisation de radionucléides et de substances toxiques chimiques. Après la pénétration de la phase aqueuse dans les colis, mobilisation uniquement à de faibles taux/concentrations grâce à une sélection appropriée de la matrice des déchets (verre, bitume) et des matériaux de remblai (béton/ciment)
5. Atténuation naturelle des concentrations en radionucléides par les processus agissant sur le transfert vers les eaux souterraines : retard du transfert par sorption/décroissance radioactive et dispersion hydrodynamique (processus de dilution spatiale et temporelle) et enfin à la dilution naturelle dans les nappes phréatiques exploités en pompage pour l'adduction d'eau.
6. La conversion des émissions de radionucléides en valeurs de dose individuelle efficace par année pour comparaison avec les limites de radioprotection repose sur des normes internationales et des méthodes scientifiquement reconnues, y compris des données locales spécifiques du site.

Ainsi, il est certain que la sûreté à long terme du stockage projeté repose principalement sur des propriétés de la roche hôte favorables en particulier dans la région de Bure : faible conductivité hydraulique, homogénéité/absence de failles, épaisseur verticale et surface horizontale à disposition suffisantes, faible transfert par diffusion et bonnes propriétés de sorption pour les radionucléides. De plus, il y a une bonne prévisibilité due à la stabilité tectonique du stockage et aux propriétés plastiques de l'argilite (« capacité de cicatrisation de l'argilite survenant naturellement, due aux propriétés des argiles »). Il faut également noter la profondeur du stockage et l'absence de ressources importantes pour la protection contre les influences extérieures et l'intrusion humaine comme circonstances particulièrement favorables.

Les barrières ouvragées servent à restaurer l'intégrité de la roche hôte dans une large mesure après l'excavation, l'exploitation et la fermeture du stockage.

Cf. également le résumé de l'ANDRA, exposé en réf. [1], Figure 2-1 p. 72 et Figure 2-2 p. 74).

5 Scénarios en phase post-fermeture de Cigéo dans la DAC

La sûreté de Cigéo en phase post-fermeture est évaluée sur la base de divers scénarios. Un scénario décrit l'évolution normale du système de référence au fil du temps, c'est-à-dire la séquence des processus et les modifications qui en résultent dans les propriétés des composants, qui à leur tour affectent les processus. Cela se traduit également par les taux de transfert et d'émission de radionucléides et des substances toxiques chimiques vers la biosphère.

En raison des incertitudes concernant les propriétés des composants et les séquences de processus, l'évolution du système de stockage ne peut pas être prédite de manière univoque. Les faibles incertitudes sur les paramètres sont prises en compte par réalisation de calculs effectués sur une plage de paramètres du modèle, les incertitudes plus importantes peuvent entraîner un comportement du système significativement différent. Ceci est pris en compte via des scénarios d'évolution altérée.

Selon le guide de sûreté de l'ASN en réf. [5], il faut distinguer :

- Une situation de référence qui correspond à l'évolution prévisible du stockage et de l'environnement géologique sous l'influence d'événements certains ou très probables, et
- Les situations dites altérées, qui correspondent à l'occurrence d'événements incertains mais plausibles, naturels ou causés par l'activité humaine, qui peuvent se superposer à la situation de référence et conduire à une migration accélérée des matières radioactives entre les installations de stockage et la biosphère.

L'ANDRA classe les scénarios en quatre catégories : (i) représentatifs, (ii) moins probables, mais sur la base de CEP plausibles, (iii) indépendants de la probabilité – hypothétiques – pour tester la robustesse, (iv) par intrusion humaine

5.1 Démarche de l'ANDRA pour l'identification des scénarios

L'ANDRA a décrit la démarche de traitement des CEP et des scénarios aux chapitres 1.1.3 et 1.1.4 de la réf. [1] :

- La vérification de l'aptitude à la sûreté à long terme des principales barrières du système de stockage, qui contribuent individuellement à la défense en profondeur (conteneurs de déchets, barrières ouvragées, roche hôte) puis collectivement aux fonctions de sûreté ;
- L'évaluation des perturbations causées dans le système de stockage par les interactions entre ses différents composants et l'évaluation de l'impact de ces perturbations sur l'exercice des fonctions de sûreté, en tenant compte des mesures préventives et palliatives envisagées dans la conception du système pour minimiser les perturbations ou leurs effets ;
- La modélisation du comportement futur du système de stockage pour un ensemble de scénarios représentant la situation de référence et les situations altérées, ainsi que l'estimation des risques radiologiques et chimiques associés à chacun de ces scénarios.

Dans la DAC, l'ANDRA a élaboré les scénarios pour la phase après fermeture du stockage Cigéo en utilisant une méthode descendante (top-down), c'est-à-dire basée sur une compréhension globale du système : alors qu'en évolution normale, toutes les barrières essentielles du système de stockage fonctionnent comme prévu, dans les scénarios « d'évolution altérée », on suppose systématiquement que les fonctions d'une ou plusieurs barrières sont affaiblies. Les incertitudes concernant les états initiaux des composants du système et le déroulement du processus sont résumés en détail au chapitre 2 réf. [1].

De cette manière, les principaux scénarios et les évolutions défavorables à long terme du système de stockage sont identifiés. Cependant, il n'est pas exclu que des scénarios qui pourraient être détectés par une méthode ascendante basée sur la CEP soient négligés, tels que les processus qui ne proviennent pas des barrières et conduisent à une défaillance en mode commun, c'est-à-dire une défaillance simultanée de plusieurs barrières pour la même raison. Les couplages entre les processus, d'autres composants du système et une défaillance des barrières peuvent également être négligés avec la méthode descendante, par exemple une formation de gaz augmentée, qui conduit initialement à une pression de gaz plus élevée, puis à la fissuration des barrières essentielles.

5.2 Scénario d'évolution normale (SEN)

Dans ce scénario, le stockage fonctionne comme prévu et toutes les fonctions de sûreté sont en place dans la phase après fermeture. Les propriétés des composants et les caractéristiques des processus qui se déroulent correspondent à l'état des connaissances. Il s'agit de l'évolution attendue (ou normale) à long terme. Les événements et processus « certains ou très probables » sont pris en compte.

- La situation de référence est basée sur des processus, des modèles et des paramètres qui sont les mieux prouvés scientifiquement

Le choix des paramètres de référence est basé sur des données ou des modèles scientifiques qualifiés, le cas échéant, dans le cas de distributions statistiques, sur la valeur médiane ; dans le cas d'un manque de connaissances, sur des définitions conservatives

- La situation enveloppe du scénario d'évolution normal représente la même CEP que dans la situation de référence. Lorsqu'il existe des exigences spécifiques concernant les propriétés des barrières de Cigéo dans la phase après fermeture, les hypothèses et les données correspondantes sont maintenues. Les autres processus, modèles et paramètres sont choisis selon l'état de l'art scientifique et technique dans une plage de valeurs physiquement plausible mais conservative. Ces incertitudes n'entraînent pas la perte de fonctions de sûreté « en l'absence d'exigences applicables » (réf. [1], p. 37).

Les paramètres et processus correspondants, qui sont conceptualisés de manière conservative pour la situation enveloppe ou limite, sont décrits chapitre 2 « L'analyse des risques et des incertitudes », leur conceptualisation au chapitre 5 réf. [1].

5.3 Scénarios altérés par rapport à l'évolution normale (SEA)

Ces scénarios sont basés sur des conditions, des événements ou des processus considérés comme improbables mais plausibles sur la base des connaissances acquises et conduisent à une dégradation significative pouvant aller jusqu'à la perte d'une fonction de sûreté des barrières essentielles. Ces scénarios peuvent être utilisés pour vérifier si la sûreté et la protection des personnes et de l'environnement sont garanties même en cas de dysfonctionnement majeur d'une barrière importante. De plus, les résultats de la quantification de ces scénarios permettent d'évaluer l'importance des composantes du système de stockage dans son ensemble ([1], p. 38).

Les incertitudes et les risques qui existent dans la quantification des conditions, des événements et des processus (réf. [1], chapitre 2) peuvent conduire à ce que les principales barrières du système de stockage ne soient pas pleinement fonctionnelles dès le départ ou à ce que leur fonctionnement soit altéré au cours de la phase après fermeture. S'ils sont peu probables mais plausibles, ils sont pris en compte par les scénarios d'évolution altérée (SEA) (chapitre 3.1.2). Les scénarios d'évolution altérée sont caractérisés par une dégradation significative d'une ou de plusieurs barrières importantes.

Sur la base **des connaissances acquises lors de l'exploration du site, la roche hôte du Callovo-Oxfordien** est un milieu homogène verticalement et horizontalement, exempt de toute discontinuité détectable (réf. [1], chapitre 3.1.2.1). Une telle discontinuité serait la seule façon dont cette barrière pourrait naturellement être considérablement altérée. Étant donné que cela est non seulement improbable, mais aussi non plausible ou exclu, une telle détérioration n'est pas considérée comme un scénario d'évolution altérée, mais seulement comme un scénario hypothétique (What-if).

Les **scellements des puits, des descenderies et des galeries** permettent de restaurer l'intégrité de la roche hôte après la fermeture du stockage et d'éviter un court-circuit hydraulique entre les déchets et la biosphère. Comme ils sont constitués d'un matériau d'argiles gonflantes et imperméable dont les propriétés sont comparables à celles de la roche hôte, il est plausible qu'ils aient toujours un effet d'étanchéité, bien qu'altéré, même en cas de dysfonctionnement. Par conséquent, les scénarios d'évaluation altérée portent sur **les dysfonctionnements de la surface de contact** entre le noyau argileux du scellement et la zone endommagée mécaniquement de la roche hôte. Ceci pourrait se produire sur les scellements soit des galeries, soit des puits, soit des descenderies, ou, dans le pire des cas, en combinaison des trois cas³ (réf. [1], chapitre 3.1.2.2).

Les **conteneurs de stockage pour les déchets de haute activité (HA)** empêchent la phase aqueuse de pénétrer la matrice de déchets pendant la phase initiale fortement exothermique due à la désintégration radioactive et donc une température considérablement élevée. Cela permet d'éviter les effets néfastes de la température plus élevée sur la sûreté à long terme, en particulier une solubilité facilitée des radionucléides et une dissolution accélérée de la matrice de déchets vitrifiés – également en interaction avec l'eau interstitielle alcaline issu du revêtement en béton des parois des ouvrages souterrains. Les conteneurs de stockage en acier peuvent résister à la corrosion et à la contrainte mécanique de la roche pendant au moins 500 ans (HA0 : déchets à faible chaleur et certains MA-VL vitrifiés spéciaux), voire plusieurs milliers d'années (HA1 et HA2) (réf. [1], figure 5-19, tableau 5-2). Deux scénarios d'évolution altérée (SEA) ont été identifiés : un dysfonctionnement de l'ensemble des conteneurs de stockage

³avec comme cause commune ce que l'on appelle en anglais la « common-model-failure »

HA0 du quartier de stockage pilote HA, et un dysfonctionnement d'un seul conteneur de stockage HA1 ou HA2 par zone HA1 ou HA2 du quartier de stockage HA.

Les colis primaires de **déchets MA-VL** sont stockés dans des conteneurs de stockage définitif en béton armé. Le ciment crée un milieu chimiquement favorable, de sorte que la mobilité des radionucléides est fortement limitée en raison de leur solubilité limitée et la capacité de sorption. Les incertitudes existantes résultent des inventaires réels de radionucléides dans les déchets livrés, de la mobilisation des radionucléides, des composants des déchets matériels qui altèrent négativement les propriétés de transfert et de rétention du béton et de la roche hôte, et de la répartition statistique des conteneurs de déchets à forte et à faible activité dans la zone de stockage. Toutes les incertitudes sont prises en compte dans une conceptualisation enveloppe au sein d'un scénario d'évolution normale (SEN), de sorte qu'il n'est pas nécessaire de tenir compte d'un scénario d'évolution altérée (SEA).

Les **roches des encaissants supérieur et inférieur au toit et au mur de** la roche hôte du Callovo-Oxfordien, n'ont pas de fonctions de sûreté essentielles dans l'évaluation de la sûreté à long terme et sont donc pleinement prises en compte dans le cadre du scénario d'évolution normale (SEN). Les incertitudes associées concernent leur extension latérale et leur propriété de dispersion hydrodynamique (dispersion spatio-temporelle des radionucléides). En ce qui concerne l'**hydrogéologie**, la direction des gradients hydrauliques et l'évolution temporelle des charges hydrauliques dans ces formations sont des éléments importants à considérer. Les incertitudes correspondantes sont prises en compte par le modèle géodynamique (modèle phénoménologique en situation de référence, en situation enveloppe « maximaliste ») ainsi que par différentes directions et vitesses d'écoulement et les exutoires/points de prélèvement résultants pour les eaux souterraines contaminées.

Pour la **biosphère**, les incertitudes sur l'évolution climatique au cours de la période d'évaluation de 1 million d'années sont prises en compte via trois approches différentes : une biosphère de type tempéré, une biosphère de type tropical humide chaud et humide et une biosphère de type boréal froid.

5.4 Scénarios hypothétiques (What-ifs)

Ces scénarios sont considérés comme très improbables sur la base des connaissances existantes. Ici, un dysfonctionnement des composants pertinents pour la sûreté est postulé et la robustesse de l'ensemble du système est ainsi démontrée :

- Pour la **barrière roche hôte du Callovo-Oxfordien** via une discontinuité verticale hydrauliquement active (considérée comme exclue en raison des résultats d'exploration du site).
- Pour les scellements **des puits, des descenderies et des galeries**, l'hypothèse est que le **noyau d'argile** lui-même n'est pas construit conformément aux exigences, de sorte que les propriétés hydrauliques sont encore pires que dans le scénario d'évolution altérée (SEA), où seule la surface de contact entre le noyau d'argile et la roche hôte endommagée est affectée. En conséquence, la fonction de sûreté d'une barrière ouvragée n'est plus remplie. Cela peut affecter les scellements des puits et des descenderies, ceux des galeries ou, dans le pire des cas, tous les scellements combinés.
- Pour les déchets de haute activité (HA) : cela suppose une défaillance simultanée **de tous les conteneurs de stockage HA**, bien qu'un tel événement soit considéré

comme très improbable compte-tenu de l'ensemble des dispositifs de contrôle et de surveillance mis en place.

5.5 Scénarios avec intrusion humaine involontaire

Le guide de sûreté pour le stockage définitif des déchets radioactifs en formation géologique profonde (réf. [5]) contient des directives sur la manière de gérer les évolutions du système de stockage dues à une intrusion humaine involontaire. Par conséquent, on peut supposer que la documentation officielle du stockage sera conservée pendant au moins 500 ans après sa fermeture. Cette période est supposée être la date minimale pour l'apparition d'une intrusion humaine. On suppose que la connaissance de l'existence du stockage a alors été perdue et que le niveau technologique existant dans la société correspond à celui actuel.

Selon l'ASN [5], les scénarios suivants doivent être étudiés spécifiquement pour les roches hôtes (cristallines, argileuses, salifères, sédimentaires/générales) :

- Forage de reconnaissance avec prélèvement de carottes dans un stockage définitif
Exposition de l'opérateur aux rayonnements externes lors de l'analyse scientifique de la carotte
- Construction et exploitation d'une mine d'extraction de ressources minérales
Pour les roches cristallines et argileuses, ce n'est pas à considérer étant donné qu'aux profondeurs prévues du stockage, il n'y a pas d'intérêt minier particulier
- Forage d'exploration abandonné et mal scellé traversant un stockage géologique
Dans le cas des terrains sédimentaires, les conséquences résultant de la mise en communication d'aquifères ou entre un aquifère et le stockage doivent être étudiées.
- Forage pour l'exploitation d'eau à des fins alimentaires ou agricoles dans un aquifère profond
La plausibilité du pompage de l'eau à des fins alimentaires ou agricoles dans un aquifère profond est regardée en fonction des ressources en eau. L'influence du pompage sur l'effluent est évaluée en fonction de l'évaluation de l'exposition individuelle.
- Géothermie et stockage de chaleur
Il n'est pas nécessaire d'examiner cette situation, car les sites sélectionnés, par définition, ne doivent pas présenter un intérêt particulier de ce point de vue.
- Lixiviation in-situ pour l'extraction du sel de table ou pour la création de cavités de stockage (de gaz ou d'hydrocarbures).

Ceci ne relève que du cas d'une roche hôte salifère et n'est donc pas à considérer

Il en résulte au moins trois scénarios d'intrusion humaine involontaire dans le stockage Cigéo, qui doivent être étudiés conformément à l'ASN pour un stockage en formation argileuse :

- 1) un forage d'exploration avec prélèvement de carottes
- 2) un forage abandonné et mal scellé de la surface du sol au niveau du stockage, et

3) un forage abandonné établissant une connexion entre aquifères ou entre un aquifère et le stockage définitif.

Les puits forés pour l'alimentation en eau potable ou pour l'agriculture ne doivent être étudiés que si cela a du sens compte tenu des ressources en eau de la région d'implantation. Ceci est difficile à déterminer sur une période de 1 million d'années.

Selon l'ASN, les forages pour l'exploitation de la géothermie et du stockage de chaleur ne sont pas à étudier spécifiquement, car il n'y a pas de motivation économique pour la construction d'une exploitation minière dans le Callovo-Oxfordien, et un creusement de cavité par lixiviation n'est pas envisageable dans les roches argileuses.

5.5.1 Scénario « Forage avec prélèvement de carottes »

De tous les scénarios d'intrusion humaine involontaire dans un stockage, celui d'un forage d'exploration est le plus probable : il faut s'attendre à ce qu'au moins un forage soit d'abord effectué pour explorer le sous-sol, au préalable d'utilisation de techniques intrusives plus élaborées telles que la construction d'une mine ou la lixiviation d'une cavité saline.

L'ASN prescrit que, pour l'analyse de sûreté, les carottes à considérer seront des prélèvements fortuits de déchets hautement radioactifs qui seraient analysées scientifiquement après les avoir sortis du carottier (réf. [5]).

L'ANDRA a analysé ce scénario au chapitre 10.1 en réf. [1]. Le cas d'un carottage à travers un conteneur HA et, alternativement, de celui à travers un conteneur de déchets MA-VL sont considérés. Les carottes de forage sont examinées par un opérateur, qui sera ce faisant exposé à des rayonnements externes pendant une durée limitée.

Si les déchets radioactifs sont détectés comme tels au cours de ces investigations, on peut raisonnablement considérer que d'autres activités humaines sur le site du stockage seraient alors interdites. Une intrusion supplémentaire en connaissance de l'existence de radioactivité et des risques associés serait qualifiée d'« intrusion humaine intentionnelle » et serait donc de la responsabilité de ses acteurs.

5.5.2 Scénario « Forage pour exploitation de la géothermie au Trias ayant été abandonné à la profondeur du stockage »

Ce scénario fait l'hypothèse du projet d'exploitation du Trias pour la géothermie et que l'horizon du stockage est pénétré lors du creusement du forage. Il est fait l'hypothèse d'un forage qui traverserait le quartier de stockage HA sans directement traverser un conteneur de déchets et, alternativement, un forage au travers la zone de déchets MA-VL traversant un conteneur de déchets MA-VL. Pour des raisons non précisées, le forage serait ensuite abandonné sans avoir atteint le Dogger, encaissant inférieur de la roche hôte, et remblayé. Il s'agit du deuxième scénario à considérer selon l'ASN (réf. [5]).

Des gradients hydrauliques dans le stockage et la roche hôte environnante créeraient un écoulement d'eau depuis la roche hôte par la zone forée du stockage et le forage remblayé, dans l'aquifère superficiel (Barrois). L'exploitation de cet aquifère via un puits d'alimentation en eau potable et un usage agricole entraînerait une exposition de la population aux rayonnements, via les mêmes scénarios de biosphère que dans le scénario d'évolution normale.

5.5.3 Scénario « Forage d'exploration dans le Dogger, abandonné à sa profondeur prévue »

Ce scénario part de l'hypothèse que le forage aboutirait dans le Dogger, encaissant inférieur de la roche hôte et qu'il traverserait la zone de stockage HA (sans pour autant directement y perforer un conteneur de stockage). Alternativement, il est considéré un forage traversant un conteneur de déchets MA-VL. Une fois que le forage a atteint le Dogger et que des mesures d'exploration non spécifiées auront été prises, le forage sera remblayé.

Ce forage mettrait en connexion hydraulique l'aquifère superficiel du Barrois dans l'encaissant supérieur de la roche hôte et le Dogger dans son encaissant inférieur, troisième scénario devant être étudié conformément à l'ASN (réf. [5]). En raison des différences de charge hydraulique, cela conduit à un écoulement de l'eau du Barrois à travers le forage remblayé dans le Dogger. Dans le même temps, en raison des différences de charge hydraulique, l'eau s'écoule de la roche hôte dans le forage via la zone traversée du stockage ; cette eau contenant des radionucléides serait ensuite évacuée dans le Dogger par gradient descendant dans le forage.

En raison de sa faible conductivité hydraulique (faibles débits), le Dogger situé directement sous le stockage n'est pas adapté comme source d'eau potable ni pour un usage agricole. Ce n'est qu'après avoir été transférés avec les eaux souterraines le long de la formation sur une plus grande distance jusqu'à une zone avec des fissures diffuses que les radionucléides et les substances toxiques chimiques atteindraient une zone où l'utilisation des eaux souterraines est plausible. Cette utilisation conduirait à l'exposition de la population aux rayonnements, via les mêmes scénarios de biosphère que dans le scénario d'évolution normale.

5.5.4 Scénario « Forage d'exploration pendant la phase du transitoire hydraulique-gaz »

Dans ce scénario, il est fait l'hypothèse d'un forage d'exploration qui traverserait le stockage pendant la période où les galeries, les conteneurs MA-VL et les quartiers de stockage en particulier ne sont que partiellement saturés en phase aqueuse et sont soumis à une pression de gaz augmentée, principalement en raison de la corrosion des métaux contenus dans le stockage et de la formation d'hydrogène associée. En conséquence, le gaz s'échapperait alors à grande vitesse par le forage et transférerait de la phase aqueuse contenant des radionucléides sous forme de gouttelettes formant un aérosol. Le gaz contiendrait une grande partie du radiocarbone mobilisé sous forme de $^{14}\text{CH}_4$ et de $^{14}\text{CO}_2$.

En conséquence, un nuage radioactif de gaz contenant des aérosols s'épandrait sur la plateforme de forage. Cela exposerait les personnes s'y trouvant en activité aux rayonnements (rayonnement direct externe/immersion, inhalation, ingestion) ; ce serait cependant un événement de courte durée. L'exposition de la population de manière générale aux rayonnements n'est pas à considérer.

5.6 Évaluation de la sélection des scénarios

Pour sélectionner les scénarios d'intrusion humaine involontaire dans le stockage Cigéo, l'ANDRA s'est conformée aux prescriptions de l'ASN : elle a considéré un forage d'exploration avec prélèvement de carottes ainsi que des forages abandonnés et imparfaitement rebouchés qui relieraient un aquifère au stockage ou deux aquifères entre eux via le stockage. Le phénomène diphasique est également pris en compte, via un scénario distinct.

La plausibilité des forages pour la production d'eau potable et à usage agricole n'a pas été explicitement analysée. Cependant, les conséquences correspondantes ont néanmoins été évaluées dans la mesure où les scénarios envisagés incluent que l'eau des aquifères reliés au stockage par les forages est exploitée via des puits et utilisée comme eau potable ou à des fins d'utilisation agricole.

L'exécution d'un forage dédié à la géothermie dans le Trias serait en contradiction avec les hypothèses de l'ASN au stade actuel des connaissances. Cependant, selon l'état actuel de la technique, la réalisation d'un tel forage est possible et, selon les conditions du site valables à un temps donné, pourrait s'avérer présenter un intérêt économique dans le futur.

5.6-Q1 : L'objectif du forage d'exploration dans le Dogger n'est pas clair : est-il à finalité de prospection de matières premières, par exemple du minerai de fer ? Si l'issue de la prospection s'avérait positive, pourquoi l'ANDRA n'étudie-t-elle pas alors le cas de la construction d'une mine dans le Dogger qui traverserait le stockage du Callovo-Oxfordien et affecterait ses barrières naturelles ouvragées ? Il serait souhaitable que cet aspect soit discuté avec l'ANDRA.

5.7 Questions à l'ANDRA

- 5.7-Q1 : Quelles sont les raisons des différents diamètres de forage dans les différents scénarios ? Le forage carotté dans le Callovo-Oxfordien a un diamètre de 100 mm, le forage pour l'utilisation géothermique du Trias de 445 mm, le forage d'exploration dans le Dogger de 216 mm. Quel est le diamètre du forage pendant la phase du transitoire hydraulique-gaz ? Si le forage d'exploration au Dogger est foré sans prélèvement de carottes dans le stockage, pourquoi a-t-il un diamètre plus important que celui des forages carottés (1^{er} scénario d'intrusion humaine) ?
- 5.7-Q2 : Pourquoi l'ANDRA a-t-elle fait l'hypothèse d'abandon du forage dans le Trias ? Comment le stockage a-t-il été détecté sans que des carottes de forage ne soient prélevées ? Et surtout lors de forages dans le quartier de stockage HA, sans qu'un conteneur ne soit traversé ? Dans ce cas, pratiquement aucune anomalie ne serait probablement détectée pendant l'exécution du forage.
- 5.7-Q3 : Qu'est-ce qui est considéré comme économique (ou purement scientifique) ? Motivation supposée pour aller forer au Dogger ? Exploration du pétrole brut et du gaz naturel dans l'encaissant inférieur de la barrière argileuse ? Sur une base spéculative de la présence potentielle de minerais de fer dans le Dogger (« Jurassique brun ») ? Comme le forage n'aura pas été carotté, l'existence du stockage n'est pas mise en évidence. Selon le résultat du forage d'exploration au Dogger, l'exploitation ultérieure des gisements serait possible. Si une mine d'extraction du fer était construite, des puits ou des descenderies pourraient pénétrer dans le stockage, ce qui entraînerait une perte considérable des fonctions de sûreté relatives à la géologie et aux ouvrages souterrains géotechniques ainsi qu'une exposition considérable du personnel aux rayonnements. L'ANDRA a-t-elle des arguments pour exclure un tel scénario ?
- 5.7-Q4 : La phase du transitoire hydraulique-gaz dure plus de 100 000 ans, (selon la réf. [11], Volume 7, Figure 3-9). Pourquoi le scénario correspondant est-il considéré séparément des autres scénarios et uniquement pour la phase gazeuse ; de plus, pourquoi n'est-il pas considéré en combinaison ? Pourquoi s'agit-il d'un scénario distinct et non du scénario de référence pour tous les scénarios en termes de saturation en eau et en gaz ?

- 5.7-Q5 : Pourquoi les effets du scénario lors de la phase du « transitoire hydraulique-gaz » ne sont-ils évalués qu'uniquement pour l'équipe de forage ? Pourquoi seul le transfert des radionucléides en phase gazeuse et non celui en phase aqueuse est-il évalué ? La forte formation de gaz causée par la corrosion des métaux ne contribue-t-elle pas également à une expulsion augmentée de la phase aqueuse contenant des radionucléides des conteneurs MA-VL ? Quel est le diamètre du forage dans la zone du stockage ?
- 5.7-Q6 : Pourquoi le forage direct au travers d'un conteneur de stockage HA n'a-t-il été considéré que seulement dans le premier scénario, et pas dans les trois autres ?

5.8 Réponses de l'ANDRA

- 5.6-Q1 :
- Le fer ne se trouve qu'en surface, dans les cuvettes karstiques des calcaires du Barrois (aux 10 à 20 premiers mètres de profondeur) sur une étendue régionale, et a été extrait au XIXe et au début du XXe siècle dans de nombreuses petites mines situées dans la zone transposition (ZT). Aujourd'hui, aucune mine n'est exploitée dans la ZT car cette ressource est épuisée et n'est plus rentable.
- Le sel présent dans les formations du Trias, qui est présent à l'échelle régionale, n'a jamais été exploité dans cette région en raison de sa profondeur (plus de 1 400 m).
- Il n'existe aucune ressource potentielle prouvée de charbon exploitable sous la ZT, et la probabilité de trouver des ressources en hydrocarbures conventionnels exploitables est nulle ou quasi nulle en raison de l'absence de tout piège structural et de l'absence de roche mère dans les formations mésozoïques. De plus, en raison de l'absence ou quasi-absence de roche mère, il n'existe aucune ressource prouvée en hydrocarbures non conventionnels.
- Les ressources géothermiques prouvées ou potentielles dans la ZT ne présentent pas de caractère exceptionnel par rapport à d'autres zones déjà exploitées ou évaluées, comme l'indique l'ASNR dans son rapport.
- En ce qui concerne les ressources en eau dans la ZT et dans la ZIRA, les formations profondes du Dogger et de l'Oxfordien carbonaté sont considérées comme des aquitards en raison de leur faible productivité (ce point est pris en compte dans le choix des exutoires lors des évaluations de sûreté).
- 5.7-Q1 :
- Compte tenu des différences de diamètres de forage et des équipements de tubage d'un puits, c'est le diamètre de forage final qui détermine le diamètre utilisé à la profondeur de stockage. Un diamètre de 216 mm au fond du site serait suffisant pour l'exploration du Dogger (voir réponse à la question 5.6-Q1).
- Pour un forage visant à exploiter une ressource géothermique potentielle à une profondeur de 2 000 m (Trias), ce scénario se caractérise par un diamètre de forage plus important que pour un forage d'exploitation. C'est pourquoi un diamètre plus important de 445 mm est choisi. Ce diamètre est considéré comme la limite supérieure pour tous

les forages à la profondeur du réservoir. Sur cette base, le diamètre de forage pendant la phase transitoire hydraulique-gaz est du même ordre, à savoir 400 mm.

- Comme indiqué au chapitre 10.1.1.1 du volume 8 de la partie 7, le diamètre choisi pour le scénario de carottage repose sur l'expérience acquise par l'ANDRA lors des études de la formation du Callovo-Oxfordien avec un diamètre utile de 100 mm, qui est généralement choisi pour ce type d'étude par carottage.
- 5.7-Q2 : L'ANDRA ne répond pas à cette question du point de vue des donneurs d'ordre inconnus du forage, mais à partir de considérations systématiques : le scénario de ce forage a été choisi de telle sorte que le forage atteigne la zone de stockage puis soit abandonné, afin que le gradient hydraulique naturel pousse l'eau contenant des radionucléides à s'infiltrer dans l'aquifère du Barrois par le forage abandonné.
- 5.7-Q3 : L'ANDRA ne répond pas à cette question du point de vue des donneurs d'ordre inconnus du forage, mais à partir de considérations systématiques : le scénario de ce forage a été choisi de telle sorte que celui-ci relie hydrauliquement les aquifères situés au-dessus et au-dessous de la roche hôte.
- 5.7-Q4 : Voir la réponse de l'ANDRA à la question 6.6-Q4.
- 5.7-Q5 : Voir la réponse de l'ANDRA aux questions 6.6-Q9, 6.6-Q11 et 5.7-Q1.
- 5.7-Q6 : Voir la réponse de l'ANDRA à la question 6.6-Q12.

5.9 Evaluation des réponses de l'ANDRA

- 5.6-Q1 : L'ANDRA a répondu de manière satisfaisante en indiquant que le site ne présente pas de ressources naturelles particulières et que, par conséquent, sur la base des activités courantes actuelles, il n'est pas nécessaire d'étudier la construction d'une mine dans le contexte d'une intrusion humaine involontaire.
- 5.7-Q1 : L'ANDRA a répondu de manière satisfaisante à cette question.
- 5.7-Q2 : L'ANDRA a répondu de manière satisfaisante à cette question.
- 5.7-Q3 : L'ANDRA a répondu de manière satisfaisante à cette question.
- 5.7-Q4 : Voir l'évaluation de la réponse de l'ANDRA à la question 6.6-Q4.
- 5.7-Q5 : Voir l'évaluation de la réponse de l'ANDRA aux questions 6.6-Q9, 6.6-Q11 et 5.7-Q1.
- 5.7-Q6 : Voir l'évaluation de la réponse de l'ANDRA à la question 6.6-Q12.

6 Conceptualisation des scénarios

La conceptualisation des scénarios est une étape intermédiaire entre la première description phénoménologique des évolutions dans le système de stockage et la création de cas de calculs numériques. Les processus essentiels du scénario considéré et leur interaction avec les composants du système de stockage sont identifiés et décrits quantitativement par approche mathématique. Ensuite, des modèles de calcul appropriés sont sélectionnés ou développés. Les données nécessaires à la modélisation sont tirées des mesures spécifiques faites sur site et de modèles détaillés ou, à défaut, de la bibliographie. En absence de données bibliographiques, des estimations sont effectuées sur la base de jugements d'experts.

6.1 Conceptualisation du scénario d'évolution normale

Comme décrit au chapitre 4, la sûreté à long terme du stockage Cigéo repose principalement sur la roche hôte du Callovo-Oxfordien, qui s'oppose à l'écoulement de la phase aqueuse depuis les déchets vers la biosphère en raison de sa très faible conductivité hydraulique, et de sa capacité de transfert diffusif de solutés également faible. Il est également nécessaire de limiter l'écoulement de la phase aqueuse via les liaisons créées par les ouvrages souterrains entre la surface et les zones de stockage des déchets. À cette fin, les puits, les descenderies et les galeries sont scellés hydrauliquement avec des matériaux appropriés, et les zones de stockage sont conçues en alvéoles borgnes (cul-de-sac hydraulique). D'autres obstacles techniques à la dissémination des radionucléides sont les conteneurs du quartier de stockage HA, qui renferment les déchets à des températures élevées pendant la phase initiale, et la matrice vitrifiée des déchets HA, qui ne se dissout que très lentement après la rupture du conteneur. L'effet supplémentaire de rétention du stockage ainsi que la réduction des concentrations de polluants et des taux de rejet sont causés par la solubilité limitée de nombreux radionucléides, la sorption des matériaux de remblai et des roches hôtes, la dispersion spatiale et temporelle sur la voie de transfert et la désintégration radioactive spontanée.

L'élément le plus important de la conceptualisation du scénario d'évolution normale est donc la quantification du transfert des radionucléides advectif/dispersif/diffusif à travers la roche hôte du Callovo-Oxfordien et à travers les formations encaissantes. La vitesse d'écoulement de l'eau souterraine à travers la roche hôte est déterminée par la conductivité hydraulique de la roche hôte, sa porosité et le gradient hydraulique, correspondant à la différence de charges hydrauliques entre les formations encaissantes (chapitre 5.3.7), c'est-à-dire l'Oxfordien carbonaté ou le Barrois dans l'encaissant supérieur et le Dogger dans l'encaissant inférieur. Les charges hydrauliques sont quantifiées en modélisant l'évolution géodynamique de la région d'implantation. Au transfert advectif s'ajoute le transfert par diffusion, qui est déterminé par la vitesse de diffusion et les gradients de concentration des radionucléides et autres substances toxiques sur le cheminement entre les déchets et la limite de la roche hôte.

Les radionucléides et les substances toxiques chimiques sont transférées simultanément par advection /dispersion le long des tunnels d'accès, des galeries, des puits et des descenderies. Ceux-ci sont scellés, mais la roche est endommagée mécaniquement à proximité de tous les ouvrages souterrains, y compris les scellements. Cette zone endommagée possède une conductivité hydraulique augmentée par rapport à la roche saine. La zone de contact étroite entre les scellements et la zone endommagée possède également une conductivité hydraulique augmentée. La conductivité hydraulique de ces cheminements et la différence de charge hydraulique entre les zones de stockage et le bord de la roche hôte entraînent l'écoulement de

la phase aqueuse, tandis que les vitesses d'écoulement sont calculées via les valeurs de porosité des matériaux. La sorption de radionucléides et des substances toxiques chimiques sur les matériaux de remblai et de scellement ainsi que sur la roche hôte endommagée retarde le transfert des polluants (rétention).

L'évolution du stockage après sa fermeture démarre avec l'arrivée très lente de l'eau interstitielle du Callovo-Oxfordien dans les matériaux de remblai poreux, l'espace interstitiel initialement non-saturé en phase aqueuse se re-saturant progressivement.

Dans le quartier de stockage HA, la corrosion des conteneurs de déchets HA démarre en raison de l'humidité ambiante. En conséquence, l'épaisseur de leur paroi diminue progressivement jusqu'à ce que les conteneurs ne résistent plus à la contrainte mécanique de la roche et se rompent. La durée de vie prise en compte est de 3800 ans pour l'étanchéité des conteneurs HA pour les déchets exothermiques, et de 550 ans pour les déchets MA-VL6 générant peu de chaleur et vitrifiés (figure 5-19 dans la réf. [1]). Après la perte d'étanchéité du conteneur HA, la phase aqueuse pénètre la matrice des déchets vitrifiés, et la dissolution associée du verre mobilise les radionucléides et les substances toxiques chimiques qui y sont piégées. La solubilité de la plupart des radionucléides est très faible, de sorte qu'une grande partie reste sous forme de résidus solides peu soluble. Les métaux alcalins, en particulier ^{40}K , ^{87}Rb , ^{135}Cs , et les anions des radionucléides non-métalliques, en particulier ^{36}Cl , ^{79}Se et ^{129}I ainsi que le ^{14}C organique, sont cependant assez solubles, cf. figure 5-3. Le sélénium représente un cas particulier, car ce radionucléide peut exister dans différents états d'oxydation dont la solubilité varie considérablement : alors que le sélénium est facilement soluble sous forme oxydée $\text{Se}(+\text{VI})$, le $\text{Se}(0)$ élémentaire et le sélénium $\text{Se}(-\text{II})$ sont peu solubles. Dans les déchets vitrifiés contenant du palladium, le sélénium est principalement présent sous une forme réduite et peu soluble (chapitre 2.7.1.4) et seulement environ 3 % sous forme de $\text{Se}(+\text{VI})$ facilement soluble ; ceci est pris en compte dans la situation de référence. Dans le scénario enveloppe, il est fait l'hypothèse conservatrice d'une part de 20 % de $\text{Se}(+\text{VI})$ mobile du sélénium présent dans les déchets.

Pour le quartier de stockage des déchets MA-VL, l'espace interstitiel entre les structures en béton des conteneurs MA-VL est considérée initialement complètement saturé en phase aqueuse. En général, aucune fonction de protection n'est attribuée aux conteneurs de stockage MA-VL, à l'exception des conteneurs pour déchets bitumés (1000 ans). Pour cette raison, la conceptualisation se fonde ici sur l'hypothèse d'une mobilisation instantanée des radionucléides et des substances toxiques chimiques et un démarrage des processus de transfert dès la fermeture du stockage. De nombreux radionucléides sont également peu solubles dans le milieu réducteur des ouvrages béton des alvéoles MA-VL. La totalité du sélénium y est supposée exister sous sa forme oxydée facilement soluble $\text{Se}(+\text{VI})$.

L'effet barrière des formations encaissantes supérieure et inférieure du Callovo-Oxfordien (en particulier le retard par la sorption/dispersion du transfert de solutés) est pris en compte de manière analogue à la roche hôte, mais avec des valeurs de paramètres adaptés aux propriétés des formations marno-calcaires. Les aquifères de la région d'implantation qui peuvent être utilisés pour la production d'eau potable représentent l'interface avec la biosphère. Ceci est conceptualisé par un régime de pompage donné par puits de captage de l'eau souterraine. Dans les calcaires du Barrois, il est fait l'hypothèse d'un débit de pompage de 150 l/min, dans la zone de fracturation diffuse dans le Dogger⁴ de 100 l/min. L'ensemble des radionucléides

⁴par conséquent, les radionucléides sont d'abord transférés horizontalement sur une longue distance à l'intérieur du Dogger avant d'entrer dans cette zone de fracturation diffuse.

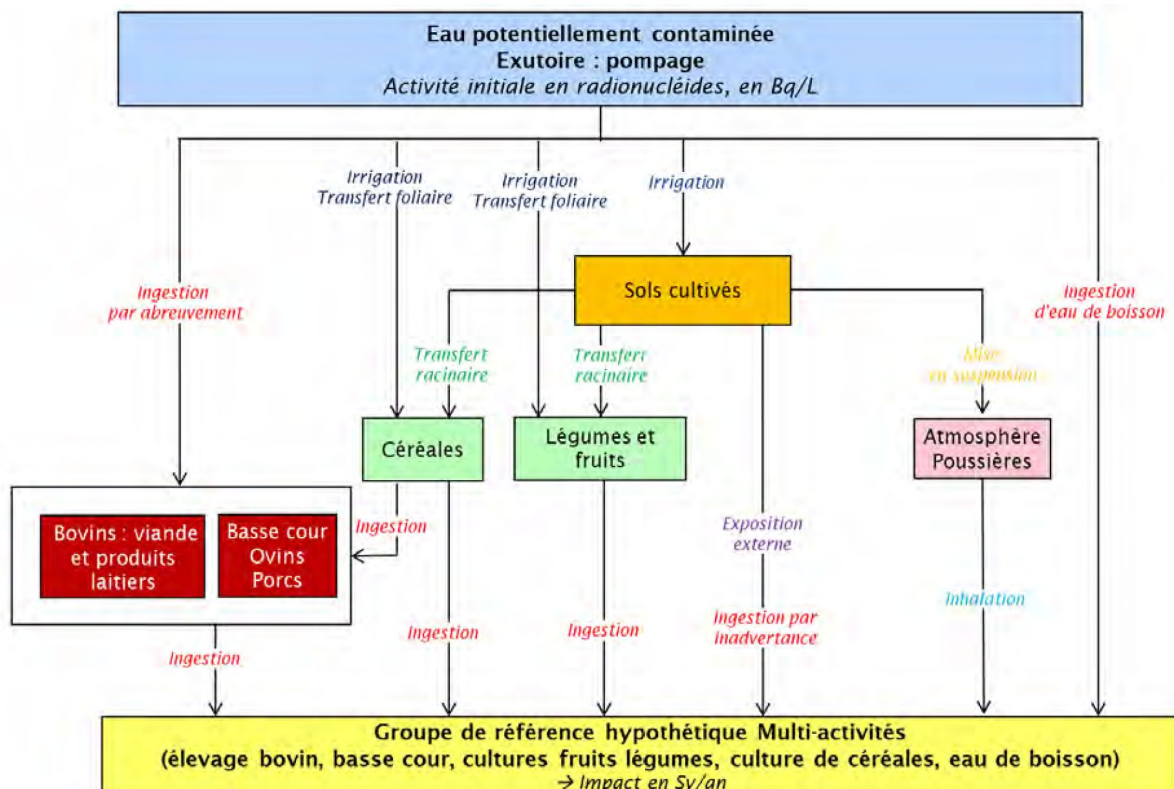
émis par la roche hôte ou les formations encaissantes contaminent l'eau du puits, à un certain taux de dilution avec l'aquifère au débit de pompage donné.

6.2 Prise en compte des incertitudes

Divers processus et d'autres facteurs influencent l'évolution du système de stockage et donc aussi le transfert des radionucléides des déchets vers la biosphère. Il s'agit en particulier, a) de l'endommagement causé à la roche hôte à proximité des structures souterraines en raison du processus d'excavation, b) de l'augmentation des températures, c) de solutions oxydantes alcalines (provenant du béton) et contenant des nitrates (provenant de divers déchets), d) de substances complexes (provenant de divers déchets), e) de pressions de fluide (phases aqueuse et gazeuse) augmentées par rapport à la normale (dues à l'impact thermique et à la formation d'hydrogène par corrosion métallique) et de processus microbiens. Les incertitudes associées sont prises en compte par un choix conservatif de paramètres (variante enveloppe, SEA).

Dans la variante enveloppe, deux exutoires supplémentaires dans la biosphère sont pris en compte : l'Oxfordien dans l'encaissant supérieur de la roche hôte et l'exfiltration dans la rivière Ornain, à environ 10 km au nord-ouest du stockage ; voir aussi le tableau 4-1 en réf. [1]. Ce dernier est associé à une forte dilution (débit d'eau de la rivière d'environ 100 000 l/min).

6.3 Conceptualisation de la biosphère



CG-TE-D-MGE-AMOA-DRD-0000-20-4985-A

Figure 6-1: Schéma des voies de transfert sélectionnées pour une personne représentative du groupe de référence hypothétique multi-activités (figure 4-3 en réf. [1])

La démarche de conceptualisation de la biosphère par l'ANDRA (Figure 6-1) correspond à la méthodologie internationale usuelle : l'eau de puits ou de rivière prélevée est utilisée pour irriguer les terres agricoles (cultures céréalières ou maraîchères), pour l'abreuvement du bétail (vaches laitières et porcs) et comme eau potable. Une partie des céréales cultivées est utilisée pour l'alimentation du bétail. De cette façon, les radionucléides entrent dans la chaîne alimentaire et pénètrent chez l'homme par la consommation de viande, de lait, de céréales, de fruits et de légumes. Les autres voies d'exposition sont constituées par le rayonnement direct sur les sols contaminés, la consommation involontaire de sol et l'inhalation de poussières contaminées. Dans le cas d'une exfiltration d'eau souterraine contaminée dans la rivière Ornain, d'autres voies d'exposition s'y ajoutent : par l'inondation des prairies et donc par le biais du bétail y pâture ainsi que du gibier (chasse) et des poissons (pêche). Pour le calcul de la dose, il faut différencier les différentes catégories d'âge (adultes, enfant de 10 ans, petit enfant de 1 an) ainsi que du mode de vie et des habitudes alimentaires (éleveurs, maraîchers, pêcheurs, chasseurs et répartition moyenne). Les différentes possibilités d'évolution climatique au cours de la période d'évaluation de 1 million d'années sont prises en compte par la considération d'un climat soit tempéré, soit subtropical, soit subarctique.

6.4 Conceptualisation des scénarios d'intrusion humaine par l'ANDRA

Dans les sous-chapitres suivants, nous présentons la conceptualisation des scénarios pour l'intrusion humaine involontaire identifiés par l'ANDRA. L'évaluation de cette conceptualisation est exposée au chapitre 6.5.

Sauf indication contraire expresse, tous les scénarios d'intrusion humaine involontaire sont basés sur l'hypothèse que les éléments et les processus du système de stockage correspondent à la situation de référence du scénario d'évolution normal (SEN) jusqu'à l'intrusion qui est considérée se produire à 500 ans après la fermeture du stockage Cigéo.

6.4.1 Conceptualisation « Prélèvement de carottes de forage »

Dans ce scénario, il est fait l'hypothèse que 500 ans après la fermeture de Cigéo, le Callovo-Oxfordien est l'objet de reconnaissance par forage. Un conteneur HA et un conteneur MA-VL sont perforés au cœur du colis et les carottes de forage sont récupérées du carottier en surface et ensuite analysées scientifiquement. Les carottes de forage ont un diamètre de 100 mm et une longueur nominale de neuf mètres, ce qui est conforme à l'approche réalisée par l'ANDRA dans le Callovien-Oxfordien et peut donc être considéré comme « actuellement usuel ». Lorsque la carotte remonte à la surface, le contenu du carottier est transféré dans des boîtes de stockages d'une longueur habituelle d'un mètre et analysé scientifiquement. Pour les conteneurs de déchets HA et MA-VL stockés horizontalement dans le quartier de stockage HA, la hauteur de la partie active de la carotte de forage est limitée au diamètre intérieur du conteneur primaire (430, 498 ou 690 mm) ; pour les conteneurs à déchets MA-VL stockés verticalement dans le quartier de stockage MA-VL, la carotte de forage est supposée être constituée du bloc de conteneur de déchets foré sur toute sa longueur.

L'opérateur se trouve exposé lors du retrait de la carotte du carottier, lors du sciage en morceaux de moins d'un mètre de long, en la positionnant dans les boîtes appropriées, en l'examinant visuellement et en faisant une documentation photographique. D'après les témoignages existants, le temps d'exposition moyen y est estimé de 10 minutes, avec une distance moyenne de 40 cm du point le plus proche de l'opérateur avec la surface de la carotte cylindrique.

Seule l'exposition aux rayonnements externes gamma est prise en compte. Les rayonnements alpha et bêta ne sont pas mentionnés. Cependant, on peut supposer que les rayonnements alpha et bêta ne sont pas à considérer pour l'estimation de l'exposition aux rayonnements ionisants externes en raison de l'autoprotection que la carotte de forage fournit. Le rayonnement neutronique est insignifiant pour ce type de déchets 500 ans après la fermeture du stockage.

De manière conservatrice, il est fait l'hypothèse que les conteneurs forés retenus pour le calcul de la dose sont ceux qui entraînent l'exposition au rayonnement la plus élevée selon cette approche en raison de leur inventaire spécifique en radionucléides à 500 ans. L'analyse est basée sur des calculs de radioprotection relatifs au débit d'énergie émis par cm^3 du bloc de déchets considéré.

L'exposition interne aux rayonnements par inhalation ou ingestion de poussières de forage n'est pas prise en compte. Il s'agit d'une méthode d'analyse optimiste et non conservatrice et nécessiterait donc une évaluation supplémentaire, voir chapitre 6.5.1 et 7.2.1.

6.4.2 Conceptualisation « Forage géothermique abandonné »

Le scénario « Forage géothermique abandonné au niveau du stockage » suppose qu'un forage pour l'utilisation géothermique du Trias serait abandonné avant que la profondeur cible ne soit atteinte après qu'une anomalie au niveau du stockage a été détectée. Le diamètre de ce forage est de 445 mm, ce qui est nettement plus élevé que celui usuel d'un forage d'exploration.

L'ANDRA envisage deux possibilités de localisation pour le forage, qui sont choisies pour couvrir l'inventaire des radionucléides potentiellement émis :

- Dans le quartier de stockage HA, le forage serait situé dans la galerie d'accès sud à la partie nord-ouest du quartier de stockage des déchets HA1, directement au-dessus des alvéoles de déchets COG-800, où l'activité de l'iode 129 par unité de surface est la plus élevée. Celle-ci est basée sur la distribution de l'inventaire radioactif du scénario d'évolution normal.
- Dans le quartier de stockage MA-VL, là où le gradient de charge hydraulique ascendant favorise le transfert advectif des radionucléides vers l'aquifère du Barrois, directement au fond de l'alvéole MA-VL, qui est située au nord-est du quartier de stockage MA-VL. Pour chaque radionucléide considéré, l'alvéole MA-VL contenant la valeur d'inventaire la plus élevée est utilisée comme base (voir la figure 10-4 de la réf. [1]). L'analyse évalue les effets associés à chaque radionucléide séparément. Il y a donc autant de distributions de l'inventaire radioactif qu'il y a de radionucléides, et les effets radiologiques correspondants ne sont pas cumulés.

Le forage est abandonné après atteinte de sa profondeur cible et remblayé avec un matériau sans capacité de sorption et dont la conductivité hydraulique est équivalente à celle d'un matériau granulaire (10^{-5} m/s). Le coefficient de diffusion, quant à lui, a une valeur de $D_e = 6,9 \cdot 10^{-10}$ m^2/s , valeur correspondant à sa porosité. Le forage est supposé remblayé entre les ouvrages souterrains et les calcaires du Barrois et constituer une connexion hydraulique continue.

Pour la modélisation des conditions hydrauliques lors du relâchement des radionucléides dissous via le forage, les structures souterraines sont recouvertes d'une couche du Callovo-Oxfordien de 50 m d'épaisseur. Comme dans le scénario d'évolution normale, le stockage est saturé en phase aqueuse au creusement du forage. Le gradient hydraulique dans le forage est estimé à l'aide des résultats enveloppe de la modélisation hydrogéologique basée sur l'évolution géodynamique maximale. Pour le forage dans la zone de stockage HA, il est de 0,21 m/m, pour le forage dans le quartier de stockage MA-VL, il est de 0,14 m/m.

6.4.3 Conceptualisation « Forage d'exploration au Dogger »

Le scénario « Forage d'exploration dans le Dogger abandonné à son altitude prévue » repose sur l'hypothèse que le forage atteint sa profondeur prévue, créant ainsi un court-circuit local des zones verticales de garde de la roche hôte et permettant aux radionucléides de pénétrer dans le Dogger et d'y migrer vers la zone de fracturation diffuse à l'ouest de la ZIOS (Zone d'implantation des infrastructures souterraines). Le diamètre de ce forage est de 216 mm, soit environ la moitié du diamètre du forage géothermique abandonné (chap.6.4.2).

L'ANDRA envisage deux sites alternatifs pour le forage, qui sont choisis pour couvrir l'inventaire des radionucléides potentiellement disséminés :

- Dans le quartier de stockage HA, le puits est situé dans la galerie d'accès sud à la partie nord-ouest de la zone de stockage des déchets HA1, directement au-dessus des alvéoles de déchets COG-800, où l'activité de l'iode 129 par unité de surface est la plus élevée. Celle-ci est basée sur la distribution de l'inventaire radioactif du scénario d'évolution normal.
- Dans le quartier de stockage MA-VL, là où le gradient de charge hydraulique ascendant favorise le transfert advectif des radionucléides dans l'aquifère du Barrois, directement depuis l'alvéole MA-VL, qui est située au nord-est du quartier de stockage MA-VL. Pour chaque radionucléide examiné, l'alvéole MA-VL contenant la valeur d'inventaire la plus élevée est utilisée comme base de calcul (voir figure 10-4). L'analyse évalue les effets associés à chaque radionucléide séparément. Il y a donc autant de distributions de l'inventaire radioactif qu'il y a de radionucléides, et l'impact radiologique correspondant n'est pas cumulé.

Une fois la profondeur prévue atteinte, le forage est abandonné et rempli d'un matériau sans propriétés de sorption dont la conductivité hydraulique correspond à celle d'un matériau granulaire (10^{-5} m/s). Le coefficient de diffusion a une valeur de $D_e = 6,9 \cdot 10^{-10}$ m²/s selon la porosité. On suppose que le forage remblayé entre les structures souterraines et le Barrois est entièrement conducteur hydrauliquement.

Les hypothèses conceptuelles concernant l'emplacement des forages et la répartition de l'inventaire radiologique entre les déchets du stockage sont identiques à celles du forage géothermique abandonné (chap.6.4.2). Pour la modélisation des conditions hydrauliques lors du transfert des radionucléides dissous via le forage, on considère une épaisseur de garde de 50 m du Callovo-Oxfordien sous les structures souterraines, cf. Figure 6-2. Comme dans le scénario d'évolution normal, le stockage est considéré en état saturé en phase aqueuse à la date d'exécution du forage. Le gradient hydraulique au droit du forage est estimé à l'aide des résultats de la modélisation hydrogéologique enveloppe, effectuée en prenant en compte l'évolution géodynamique maximale. Pour le forage dans le quartier de stockage HA ainsi que pour le forage dans le quartier de stockage MA-VL, il est de -0,06 m/m.

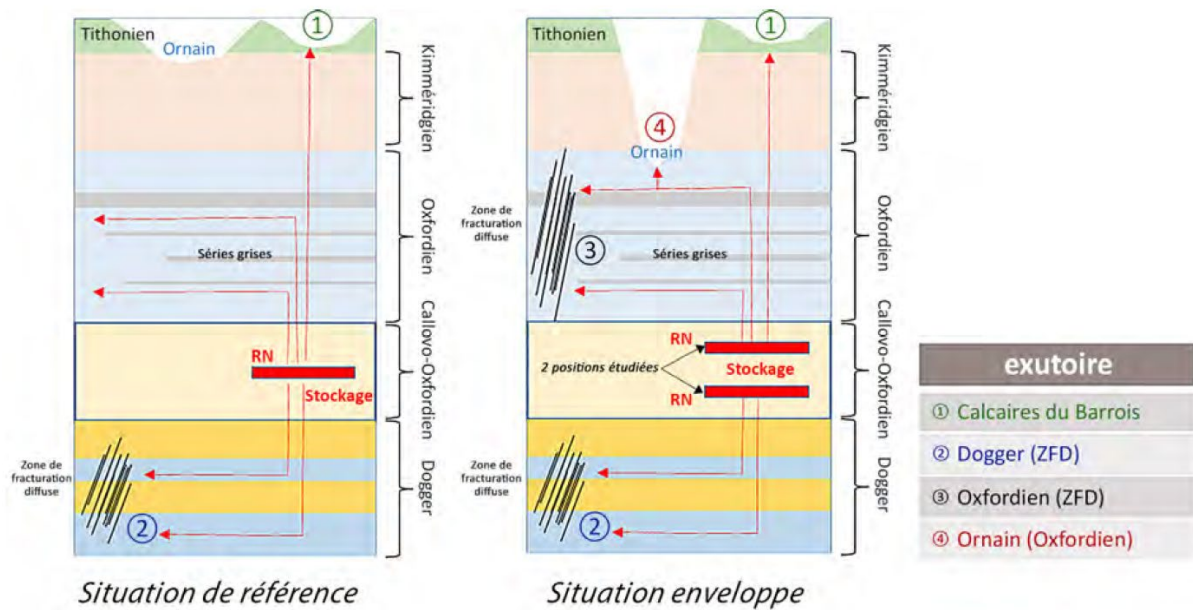


Figure 6-2: Localisation des effluents choisis pour la situation de référence et pour la situation enveloppe (Figure 4-1 en réf. [1])

Les eaux souterraines du Dogger dans la région de Bure ne constituent pas une réserve d'eau potable en raison de leur forte teneur en sel dissous ; de plus, un tel puits posséderait une productivité réduite. Cependant, il y a un écoulement naturel d'eau souterraine dans le Dogger à partir de la ZIOS dans une direction initialement nord-ouest, ce qui conduit à une zone de fracturation diffuses (CPS). La phase aqueuse contenant des radionucléides se déplace avec cette eau souterraine, voir les trajectoires jaunes dans Figure 6-3. La conceptualisation de la biosphère par l'ANDRA envisage un puits qui pompe l'eau souterraine et, par pompage, absorbe de manière conservative tout le flux de solutés qui s'écoule dans cette zone.

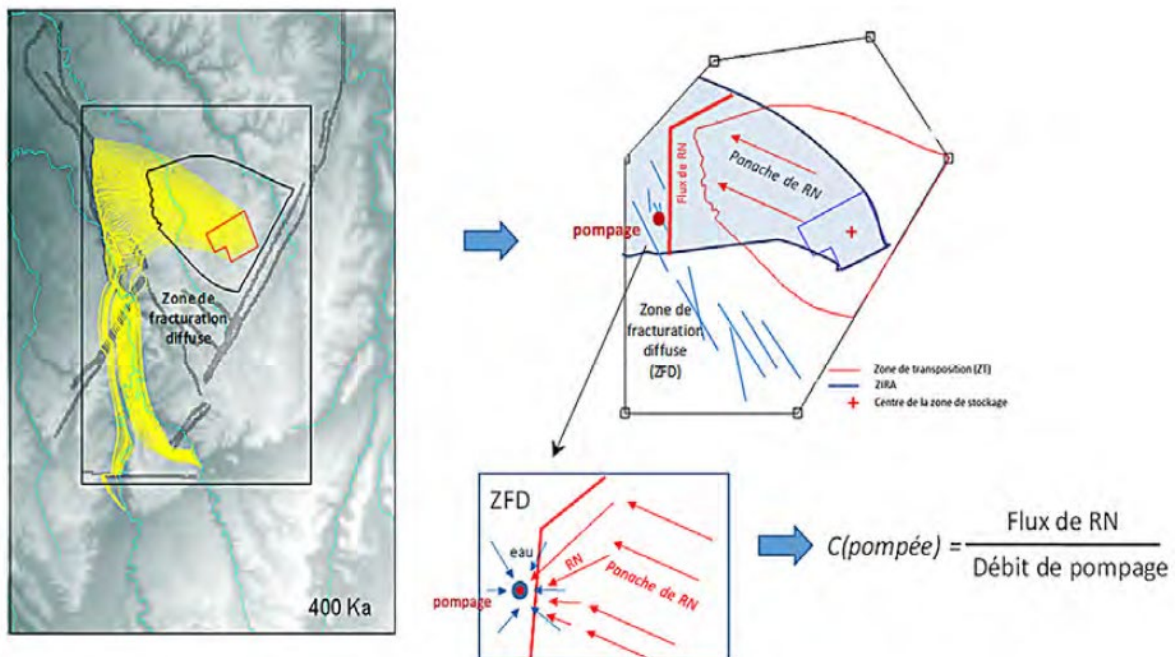


Figure 6-3: Méthode d'évaluation de la concentration pompée aux sorties pendant le pompage dans le CPS (Figure 5-30 dans la réf. [1])

6.4.4 Conceptualisation « Forage d'exploration dans le Callovo-Oxfordien pendant la phase du transitoire hydraulique-gaz »

Le scénario du forage d'exploration dans le Callovo-Oxfordien fait l'hypothèse d'une zone de stockage forée pendant la phase du transitoire hydraulique-gaz, dans laquelle l'espace interstitiel des déchets et des matériaux de remblai du stockage n'est que partiellement saturé en phase aqueuse liquide, avec une pression de fluide augmentée en raison des gaz formés par la corrosion métallique. L'ANDRA envisage deux cas alternatifs :

- La trajectoire du forage rencontre un alvéole de stockage MA-VL, qui présente un vide résiduel dans sa partie sommitale pour des raisons de conception.
- La trajectoire du forage rencontre une galerie d'accès aux alvéoles HA, où l'on suppose qu'un vide résiduel s'est formé au toit de la galerie en raison des processus de tassement du matériau de remblai.

Après le forage, la pression est soudainement relâchée par le forage, ce qui est associé à des vitesses d'écoulement élevées pour le fluide sortant (gaz). On suppose qu'au moment du forage, le vide résiduel traversé et le forage sont remplis exclusivement de gaz. Dans les structures souterraines, la vitesse de transmission du gaz diminue au fur et à mesure que la décharge progresse et dépend de la distance au forage. La décharge de pression produirait une variation de température négative associée.

Le gaz sortant entraînerait un certain volume de phase aqueuse du milieu poreux sur une durée de 10 minutes ; dans le quartier de stockage HA (d'une longueur de 3000 m), il s'agit d'un volume de phase aqueuse de 0,3 m³ issu du béton et de 0,06 m³ du remblai, et dans le cas d'un alvéole de stockage MA-VL (d'une longueur de 500 m) d'un volume d'environ 0,4 m³. Dans les deux cas, l'eau soustraite formerait un film liquide sur les parois de la galerie d'accès HA ou de l'alvéole MA-VL.

Il est considéré que les petites gouttelettes d'eau (< 0,05 mm) sont entraînées par le flux de gaz à partir du film liquide au voisinage immédiat du forage (< 5 m de distance) et jailliraient à la surface de la terre par entraînement du gaz à travers le forage. Il est considéré comme improbable que des gouttelettes d'eau libre soient transférées dans les vides entre les déchets MA-VL. Il en va de même pour le forage dans la galerie d'accès HA. Néanmoins, l'approche est considérée comme étant enveloppe pour les quantités entraînées de phase aqueuse, une congélation éventuelle de l'eau n'étant pas prise en compte. Les gouttelettes seraient suffisamment légères pour être transférées à la surface par l'écoulement rapide du gaz. La quantité d'eau libérée dans l'atmosphère serait faible, avec quelques grammes d'eau au maximum après 10 minutes.

Un jet à grande vitesse se formerait à la surface en tête de forage qui atteindrait une hauteur d'environ 25 m. La plateforme de forage serait alors exposée aux radionucléides contenus dans les bulles de gaz ou les gouttelettes d'eau.

Il est mentionné que certains aérosols (principalement du ⁶³Ni et du ¹³⁷Cs) peuvent être présents dans le panache de gouttelettes de gaz et d'eau. Il est cependant considéré sans autre justification qu'ils ne contribuent pas de manière significative à la dose en comparaison du carbone gazeux ¹⁴C.

Pour le personnel de forage, l'exposition aux rayonnements est calculée par inhalation de ¹⁴C gazeux et immersion (irradiation externe dans le nuage de gaz). Le temps d'exposition est

supposé être de 5 minutes. L'évaluation se limite aux conséquences radiologiques du forage dans un alvéole MA-VL, car elle contient beaucoup plus de ^{14}C que le quartier de stockage HA. Il est considéré que le nuage radioactif forme un hémisphère de 25 mètres de diamètre.

6.5 Évaluation de la conceptualisation

Fondamentalement, la conceptualisation des quatre scénarios d'intrusion humaine involontaire est basée sur les activités humaines actuellement courantes, ce qui évite les spéculations sur les techniques utilisées à l'avenir. Cependant, des questions détaillées se posent sur les facteurs de conversion de dose utilisés par l'ANDRA et sur la conceptualisation des différents processus qui ont lieu dans le stockage après le forage. Ces questions sont abordées dans les sous-chapitres suivants.

6.5.1 Contrôle de plausibilité des facteurs de conversion de dose

Comme décrit au chapitre 6.3, la conceptualisation de la biosphère par l'ANDRA s'inscrit dans l'approche internationale usuelle. La vérification des facteurs de conversion de dose calculés par l'ANDRA n'est pas l'objet de la mission. Une vérification aléatoire de la plausibilité d'une seule valeur est présentée ci-dessous à titre d'exemple pour l'iode ^{129}I

Le coefficient de dose de ^{129}I pour l'ingestion selon la réf. [CIPR 2013] est de $1,1 \cdot 10^{-7}$ Sv/Bq, c'est-à-dire qu'une absorption de 1 Bq de ^{129}I par les aliments, y compris l'eau de boisson, donne une dose de $1,1 \cdot 10^{-7}$ Sv. Une concentration de 1 Bq/l dans l'eau potable donne une dose de $1 \text{ Bq/l} \cdot 2 \text{ l/j} \cdot 365,25 \text{ d/a} \cdot 1,1 \cdot 10^{-7} \text{ Sv/Bq} = 8,04 \cdot 10^{-5} \text{ Sv/a}$ avec une consommation quotidienne de 2 litres d'eau de boisson (recommandation de l'OMS).

L'ANDRA, quant à elle, indique un facteur de conversion de dose de $6,9 \cdot 10^{-5} \text{ (Sv/a)/(Bq/l)}$ pour le ^{129}I (tableau 7-1 dans la réf. [1], Biosphère du climat tempéré, adultes). Le facteur de conversion de dose pour ^{129}I calculé par l'ANDRA est donc du même ordre de grandeur, mais est inférieur de 14 % à une dose d'eau potable pure avec une consommation journalière de 2 litres. Selon l'ASNR, une petite partie de la différence peut être attribuée au fait que l'ANDRA se fonde sur une consommation quotidienne d'eau potable de 1,5 litre. C'est inattendu : tout d'abord, le ^{129}I a une très longue période de demi-vie de $1,61 \cdot 10^7$ ans et absorbe faiblement, c'est pourquoi sa concentration dans la biosphère n'est pas réduite par l'effet de la désintégration radioactive ou de la sorption. Deuxièmement, l'iode est d'une grande importance physiologique, c'est pourquoi une accumulation dans les chaînes alimentaires est attendue. Selon une recommandation de l'Office fédéral suisse de la sûreté alimentaire et des affaires vétérinaires, le lait et les produits laitiers font partie des sources les plus importantes d'iode dans l'alimentation, en plus du sel iodé ; c'est aussi, parce que l'iode du lait est très bien absorbé (réf. [12]).

C'est ce que montre une comparaison avec les résultats de la modélisation de la biosphère dans d'autres projets de stockage. Par exemple, les facteurs de conversion de dose calculés par l'Office fédéral allemand de radioprotection BfS pour l'ERAM [BfS 2002], qui sont également conçus pour le calcul des doses individuelles efficaces à partir des concentrations de radionucléides dans les eaux souterraines, sont compatibles avec les facteurs de conversion de dose de l'ANDRA. Le modèle est basé sur le règlement administratif général allemand relatif à l'ordonnance sur la radioprotection. Il est qualitativement comparable au modèle ANDRA (Figure 6-4).

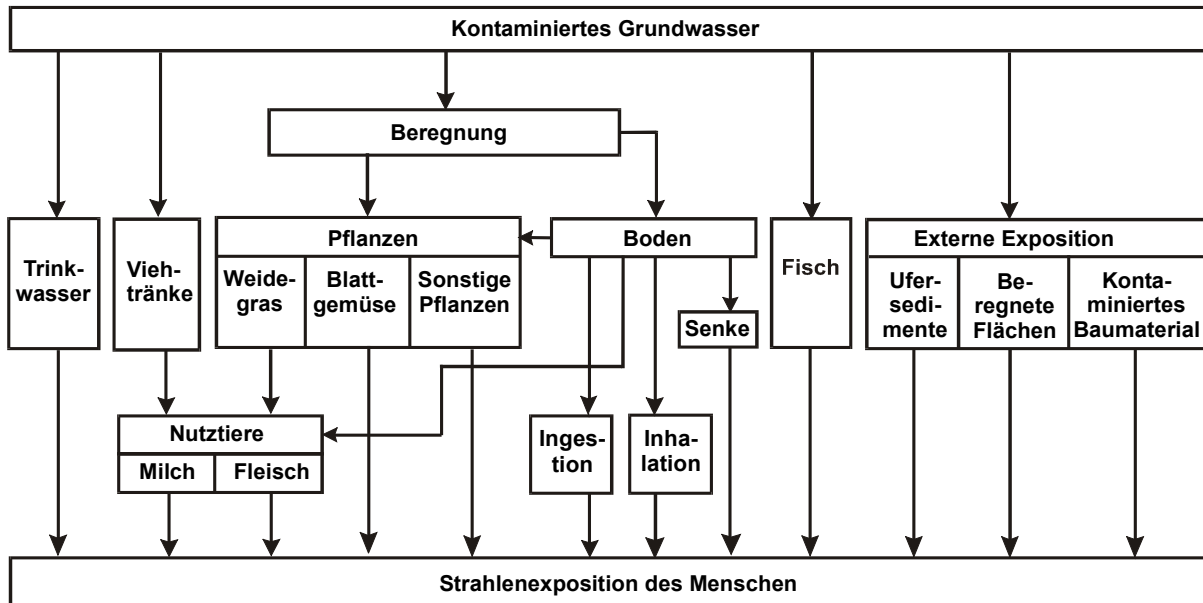


Figure 6-4: Modèle d'estimation de l'exposition potentielle aux rayonnements provenant d'eaux souterraines contaminées par la radioactivité (figure 1 réf. [BfS 2002]).

Tableau 6-1: Distribution des doses efficaces normalisées (y compris les nucléides de filiation) et contributions des voies d'exposition ; classe d'âge > 17 a (tableau A2a réf. [BfS 2002])

Radionucléide	Dose eff. Sv a ⁻¹ par Bq l ⁻¹	Ingestion							Inhalation (%)	Exposition externe (%)
		Pourcentage total (%)	Lait maternel (%)	Sol (%)	Poisson (%)	Eau potable (%)	Produits végétaux (%)	Lait, Viande (%)		
C-14	4,6E-05	100,0	0,0	0,0	64,6	0,9	17,8	16,7	0,0	0,0
Cl-36	3,5E-05	100,0	0,0	0,0	0,9	1,9	22,9	74,4	0,0	0,0
Ca-41	2,0E-06	91,6	0,0	0,0	2,6	7,2	25,8	64,3	0,0	8,4
...
Se-79	3,4E-04	100,0	0,0	0,0	1,1	0,6	60,3	38,0	0,0	0,0
...
I-129	5,6E-04	94,0	0,0	0,0	6,6	14,6	40,5	38,3	0,0	6,0
Cs-135	5,7E-05	100,0	0,0	0,0	33,3	2,4	29,7	34,6	0,0	0,0
Cs-137	9,5E-04	23,8	0,0	0,0	55,0	4,0	14,3	26,7	0,0	76,2
...

Le facteur de conversion de dose pour ¹²⁹I s'élève conformément à la réf. [BfS 2002] à 5,6 · 10⁻⁴ (Sv/a)/(Bq/l) et est donc plus de huit fois plus élevé que la valeur indiquée par l'Andra (Tableau 6-1). L'eau potable n'y contribue qu'à hauteur de 14,6 %, les contributions les plus importantes provenant des produits d'origine végétale, du lait et de la viande. La contribution absolue de l'eau potable est de 8,18 · 10⁻⁵ (Sv/a)/(Bq/l), c'est pratiquement la même valeur que celle qui repose seulement sur un modèle de consommation d'eau potable (voir ci-dessus). Cela signifie que la dose par la voie de consommation d'eau potable n'est pas atténuée dans une modélisation complète de la biosphère, mais que les contributions par les autres voies d'ingestion s'y additionnent.

On peut en conclure que dans la modélisation de la biosphère de l'ANDRA, au moins pour le ^{129}I , les denrées alimentaires autres que l'eau ne contribuent pas de manière significative à la dose. En fait, l'ANDRA indique que 88 % de la contribution de la dose à l' ^{129}I proviennent de la consommation d'eau potable (Figure 6-5). Pour le ^{36}Cl , la contribution à la dose par eau potable est selon l'ANDRA de 82 % ; cependant, les résultats sont ici difficiles à comparer avec ceux d'autres projets, car l'ANDRA prend en compte le fait que l'eau souterraine en sortie du Callovo-Oxfordien possède une salinité élevée, ce qui conduit à une dilution isotopique dans l'Oxfordien pour le chlore 36. Par conséquent, les facteurs de conversion de la biosphère pour le ^{36}Cl dépendent de la localisation de l'exutoire (Barrois / Oxfordien / Dogger), cf. tableau 7-1 dans la réf. [1].

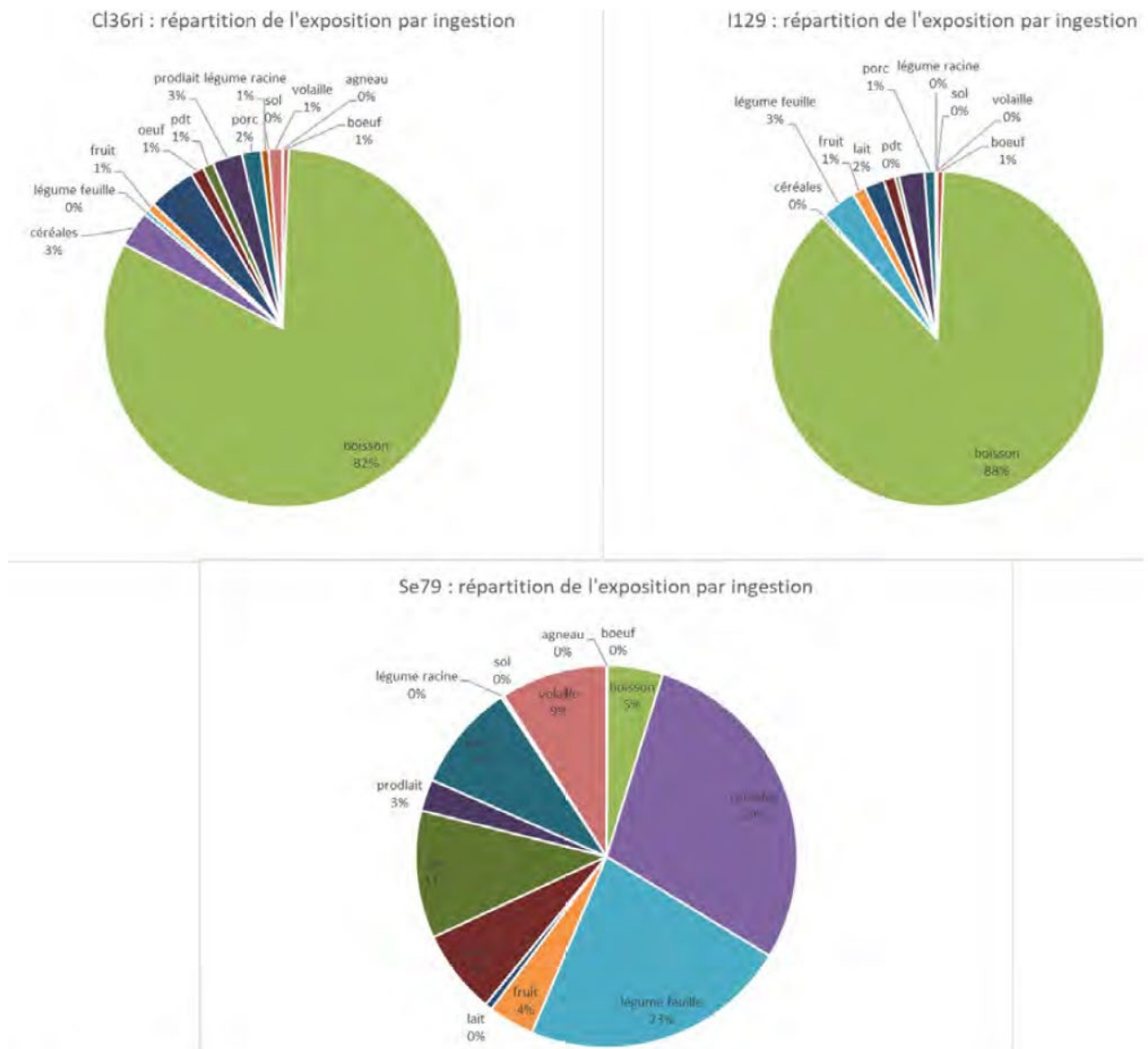
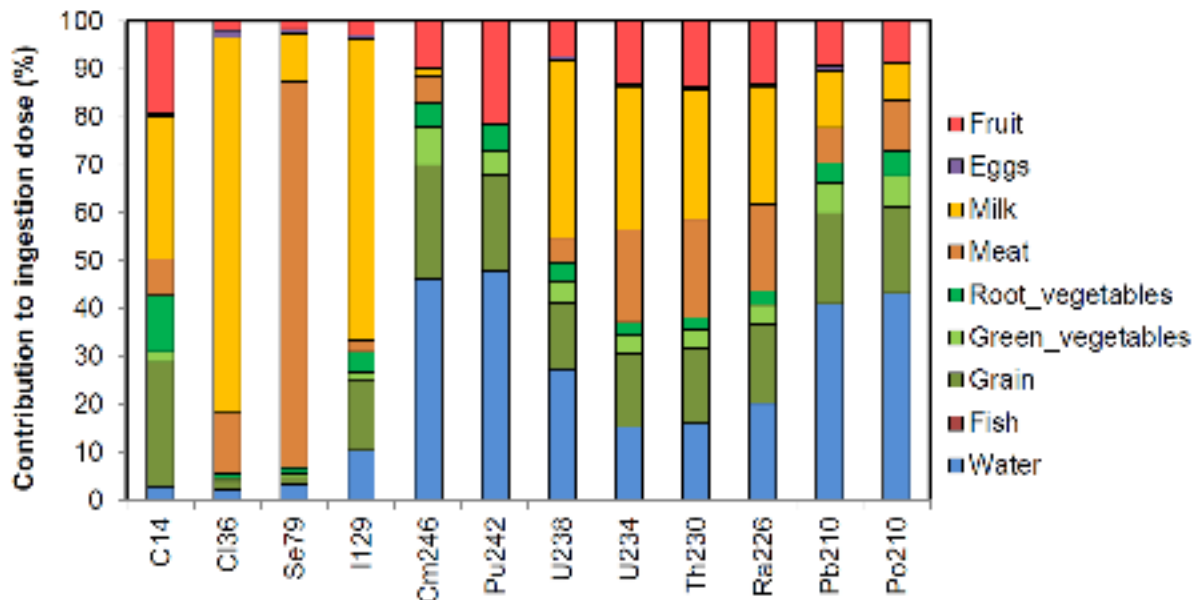


Figure 6-5: Répartition de l'exposition interne par ingestion pour les trois principaux radionucléides (iode 129, chlore 36, sélénium 79) pour le groupe de référence « multi-activités », une biosphère tempérée et un adulte (figure 7-8 réf. [1])

Pour le ^{79}Se , les eaux souterraines, ne contribuent à la dose, selon l'ANDRA, qu'à hauteur de 5 % (Figure 6-5), 23 % proviennent des légumes verts, plus de 25 % des céréales, environ 15 % des pommes de terre, environ 10 % de la consommation de viande de porc, de volaille et

d'œufs. La viande de ruminant, le lait et les produits laitiers n'ont pas d'impact significatif. Le facteur de dose pour l'ingestion de ⁷⁹Se s'élève à $2,9 \cdot 10^{-9}$ Sv/Bq selon [CIPR 2013], une consommation quotidienne d'eau potable de 2 litres à une concentration de 1 Bq/l conduit donc à une dose de $2,12 \cdot 10^{-6}$ Sv/a. L'ANDRA donne un facteur de conversion de dose de $3,41 \cdot 10^{-5}$ (Sv/a)/(Bq/l) pour ⁷⁹Se (Tableau 7-1 dans [1]), ce qui correspond à 16 fois la dose d'eau potable et ceci est donc cohérent. Une comparaison avec le tableau 6-1- montre que, selon [BfS 2002], un facteur de conversion de dose dix fois supérieur a été calculé pour ⁷⁹Se, l'eau potable ne contribuant qu'à raison de 0,6 %, les produits végétaux 60,3 % et le lait et la viande 38 %. En d'autres termes, la contribution de l'eau potable est comparable, la contribution des produits végétaux est environ 20 fois supérieure en réf [BfS 2002] à celle qui est indiquée par l'ANDRA, et la contribution des produits animaux est bien plus élevée.

En guise de vérification additionnelle, le rapport commandé par l'autorité de surveillance suisse (IFSN) pour examiner la modélisation de la biosphère de la Nagra (réf. [IFSN 2012]) est consulté. Cependant, contrairement à ANDRA, la Nagra utilise des facteurs de conversion de dose qui convertissent directement les taux de relâchement en Bq/a en valeurs de dose Sv/a, c'est-à-dire que la dilution dans l'aquifère fait partie des facteurs de conversion de dose de la Nagra. Les valeurs absolues ne sont donc pas directement comparables entre elles, seuls les pourcentages relatifs le sont. Pour les radionucléides les plus importants en matière de sûreté, la contribution relative des différentes voies d'ingestion à la dose d'ingestion est indiquée dans la Figure 6-6. Pour ¹²⁹I, seulement environ 10 % proviennent de l'eau, plus de 15 % des produits végétaux et plus de 60 % du lait. Pour ⁷⁹Se, 80 % proviennent de la viande et 10 % du lait, moins de 5 % de l'eau. Selon [ENSI 2012], 80 % du ³⁶Cl proviennent du lait et un peu plus de 10 % de la viande, la voie d'exposition par l'eau contribuant à 2 à 3 %. Dans [BfS 2002], l'eau potable contribue à 1,9 % de la dose provenant du ³⁶Cl, les produits végétaux à 22,9 % et le lait et la viande à 74,4 %. En revanche, selon l'ANDRA, l'eau potable est la voie d'expo-



sition principale pour le ³⁶Cl.

Figure 6-6: Contribution relative des voies d'ingestion à la dose d'ingestion (figure 18 réf. [IFSN 2012])

Ces différences doivent être expliquées. En particulier, il est frappant de constater que, dans le cas des radionucléides considérés (parce qu'ils sont dominants pour la dose) par l'ANDRA, la voie d'ingestion par le lait n'a aucune signification dans une comparaison internationale, et que le rapport entre la voie par la viande et la voie par l'eau de boisson est également considérablement plus faible. Par conséquent, en utilisant les facteurs de conversion de dose de l'ANDRA, les valeurs de dose calculées pour la libération de radionucléides du stockage dans la biosphère sont inférieures d'environ 1 ordre de grandeur à celles des modèles de biosphère du BfS (dernière version : 14) ou de la Nagra.

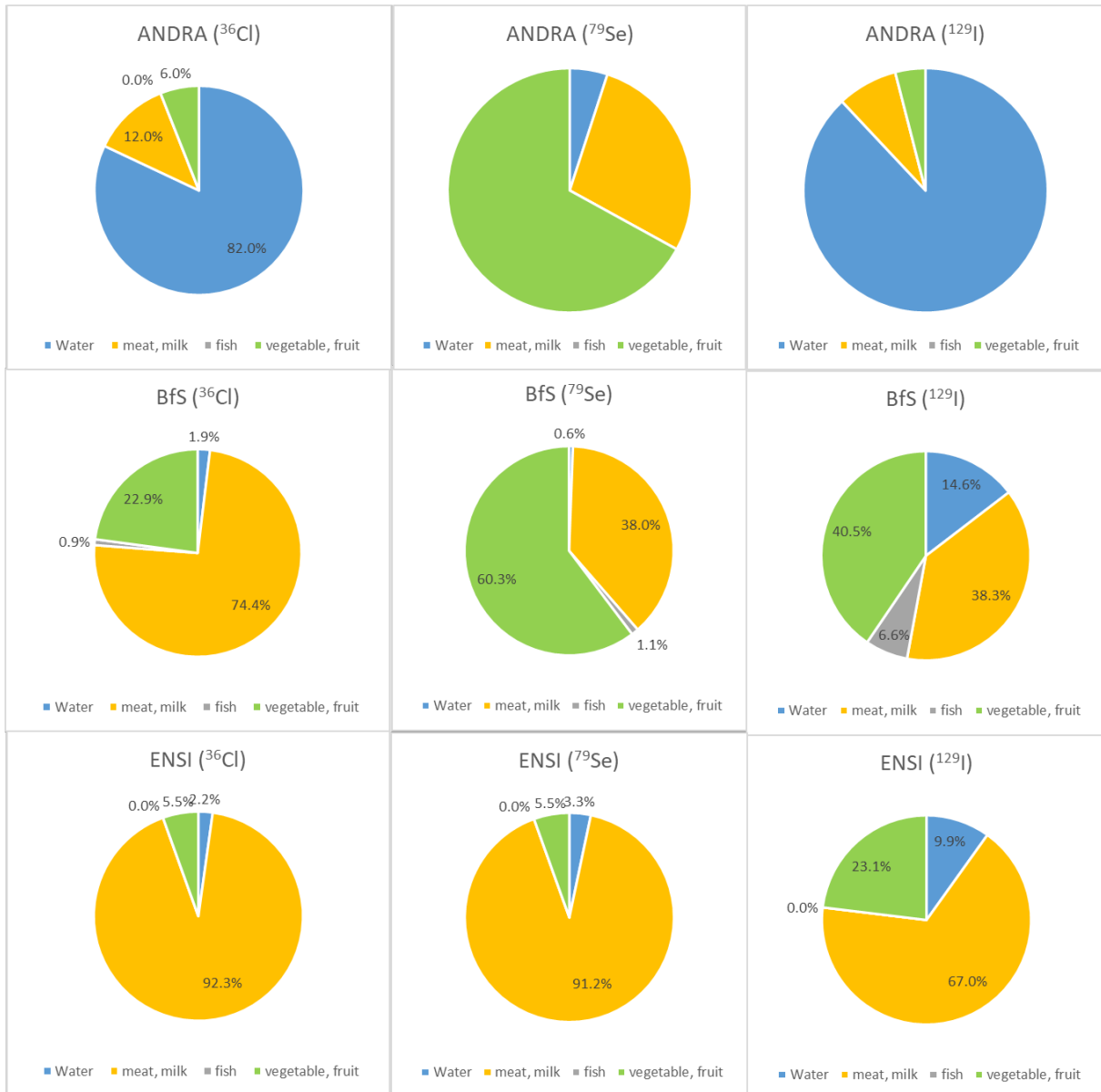


Figure 6-7: Contribution relative des types de denrées alimentaires à la dose ingérée ; Données réf. [1], [13] et [14]

Pour faciliter la comparaison, les résultats des références bibliographiques [1], [6] et [8] ont été extraits et présentés en Figure 6-7 sous forme de graphiques circulaires et dans Figure 6-8, réorganisés sous la forme d'un graphique à barres empilées. Cela montre que la modélisation de l'ANDRA accorde beaucoup moins d'importance aux autres denrées alimentaires

comparativement à l'eau potable que le BfS et l'ENSI ne le font. Étant donné que les radionucléides considérés ici ont de longues périodes de demi-vie et que leur sorption dans le sol est très limitée, on peut supposer que la dose dans l'eau potable n'est pas influencée par les processus de transfert dans la biosphère ; la dose dans l'eau potable peut donc être considérée comme une bonne approximation d'une mesure invariante. La comparaison à la dose dans l'eau potable (Figure 6-8) montre clairement que les apports de dose provenant des aliments (d'origine animale et végétale) sont nettement plus faibles dans le modèle ANDRA que dans les modèles BfS et ENSI. Les valeurs de dose calculées pour le rejet de radionucléides du stockage dans la biosphère sont donc inférieures d'environ un ordre de grandeur à celles des modèles de biosphère du BfS (dernière version : [9]) ou de la Nagra lorsque les facteurs de conversion de dose de l'ANDRA sont appliqués.

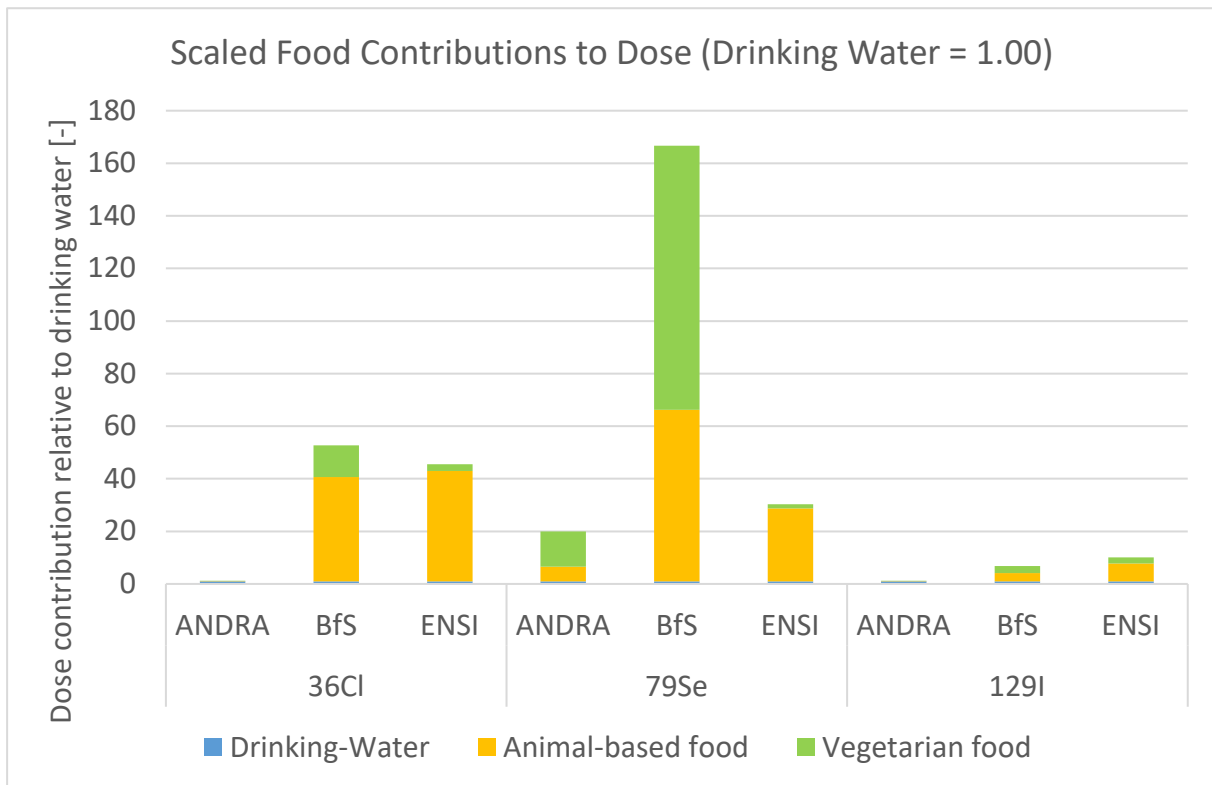


Figure 6-8: Contributions échelonnées de l'alimentation humaine à la dose ingérée, normalisées à l'eau de boisson ; Données réf. [1], [6] et [8]. « Aliments d'origine animale » = somme de viande, de poisson, de lait et d'œufs, « produits végétaux » = somme des pommes de terre, des céréales, des légumes et des fruits.

Étant donné que la zone climatique, les pratiques agricoles et les habitudes de vie⁵ en France ne diffèrent pas significativement de celles de la Suisse et de l'Allemagne, on pourrait s'attendre à ce que les modèles de biosphère aboutissent à des résultats comparables. Des différences de cette ampleur doivent être justifiées d'une manière compréhensible. Il est recommandé que l'ANDRA fasse une comparaison appropriée des trois modèles de biosphère, identifie les différences significatives dans les hypothèses conceptuelles et les paramétrisations, et démontre si l'approche qu'elle a choisie est conservative ou globalement majorante.

⁵ L'ordonnance allemande sur la radioprotection [16] suppose une consommation annuelle de 130 litres de lait pour les adultes, ce qui est très similaire aux 76 litres de lait et 48 kg de produits laitiers mentionnés par l'ASNR pour la France. De plus, [16] estime que seulement 50 % des aliments sont contaminés.

6.5.2 Évaluation de la conceptualisation « Prélèvement de carottes de forage »

Un forage d'exploration avec un échantillonnage de carottes est utilisé pour l'étude géologique, pétrographique et minéralogique détaillée du sous-sol. Les carottes de forage sont d'abord vues. Les carottes des couches géologiques d'intérêt sont ensuite soumises à des études détaillées, par exemple la détermination de diverses propriétés physiques et chimiques des matériaux ou l'étude minéralogique des fractures. L'ANDRA a réalisé de nombreux forages dans le cadre de la recherche de site de Bure et de l'exploration ultérieure du site. La conceptualisation de ce scénario s'appuie donc initialement sur l'approche adoptée par l'ANDRA par le passé pour l'exploration du Callovo-Oxfordien et les flux de travail associés, notamment le diamètre des carottes de forage, la distance de l'opérateur par rapport aux carottes de forage et la durée de l'examen des carottes.

En ce qui concerne la radioactivité spécifique des carottes de forage, l'ANDRA a conceptualisé le scénario comme le pire des scénarios : le forage pénètre dans le conteneur en le traversant dans l'intégralité de sa longueur. De plus, la date la plus rapprochée possible – 500 ans après la fermeture du stockage – et le conteneur de déchets qui présente le stock maximal de radionucléides en ce qui concerne le rayonnement externe à ce moment-là sont retenus. Jusqu'à ce point, la conceptualisation choisie est plausible et couvre un choix de paramètres adapté.

Cependant, l'évaluation de l'exposition aux rayonnements qui en résulte pour le personnel de l'ANDRA ignore plusieurs aspects importants :

- L'hypothèse d'une autoprotection complète contre le rayonnement bêta par la carotte de forage n'est pas conservative ; en fonction de l'énergie de désintégration, le rayonnement bêta peut pénétrer les solides sur plusieurs centimètres [17]. On peut supposer que la contribution du rayonnement bêta qui est négligée est inférieure à celle du rayonnement gamma prise en compte. Mais cela devrait tout du moins être mentionné.
- Les voies d'exposition pour l'exposition interne aux rayonnements par inhalation et ingestion de poussières de forage n'ont pas été prises en compte. En particulier, l'inhalation de particules respirables provenant d'émetteurs alpha est associée à une dose spécifique très élevée.

La figure 101 réf. [1] montre que la manipulation des carottes de forage est associée à l'exposition de l'opérateur à la poussière. Les mains et la combinaison du travailleur, par exemple de la poitrine vers le bas, sont considérablement recouvertes de poussière grise, et le travailleur ne porte ni protection respiratoire, ni lunettes ou gants de protection. Par conséquent, l'inhalation de radionucléides liés aux poussières doit absolument être incluse dans l'évaluation. Même si la carotte de forage a été obtenue humide, les déchets de sol sèchent rapidement sur les vêtements et peuvent toucher le visage par des mouvements involontaires de la main. Les particules tranchantes de la matrice de verre dépoli peuvent pénétrer dans la peau, de sorte que les radionucléides pénètrent directement dans la circulation sanguine (« par passage cutané », Figure 2-4).

Dans le cas des HA, le ^{241}Am dans la matrice de verre est particulièrement important parmi les émetteurs alpha. Les MA-VL se composent dans une large mesure de gaines et d'embouts d'éléments de combustible compactés. Ceux-ci contiennent des petits morceaux, parfois même des fragments de plus grande taille de matrice de combustible, qui se sont coincés lorsque les barres de combustible ont été coupées et ne se

sont pas dissous dans l'acide nitrique pendant le retraitement. Pour l'exposition aux rayonnements par inhalation de poussières, le pourcentage de transuraniens de la matrice du combustible est particulièrement pertinent ici.

La dose peut être estimée par la concentration admissible de poussières dans l'air sur le lieu de travail et la fréquence respiratoire. Les coefficients de dose pour l'inhalation sont publiés dans [4].

- En outre, il faut tenir compte du fait que les carottes de forage contenant des déchets dans l'argile seront une surprise pour le personnel et – selon le niveau de connaissance de la civilisation – peuvent entraîner d'autres recherches archéologiques et scientifiques. Selon le type de recherche, l'exposition au rayonnement de l'opérateur peut être nettement plus élevée que l'inspection des carottes de forage exclusivement évaluées par l'ANDRA. L'ampleur de cette exposition supplémentaire aux rayonnements dépend des activités menées et est donc spéculative. Cependant, les expériences de laboratoire réalisées pour le compte de l'ANDRA pour examiner les carottes de forage de Bure ont pu être utilisées pour en avoir une idée, par exemple la mesure des perméabilités, des constantes de diffusion et des coefficients de distribution, qui quantifient la sorption des radionucléides et des substances toxiques chimiques en phase solide (« valeurs K_d »).

Il convient donc de noter que la conceptualisation par l'ANDRA du scénario « forage avec prélèvement de carottes de forage » ne couvre pas le calcul de l'exposition au rayonnement de l'opérateur. En gros, dans les scénarios « intrusion humaine », le calcul de la dose est le plus difficile à prévoir pour le personnel et est donc associé aux plus grandes incertitudes. De plus, il n'affecte qu'un petit groupe de personnes pendant une courte période de temps. Cependant, au moins toutes les voies d'exposition essentielles doivent être prises en compte, en l'occurrence l'inhalation de poussières lors de l'examen des carottes de forage.

6.5.3 Évaluation de la conceptualisation « Forage géothermique abandonné »

Ce scénario implique un forage de grand diamètre (0,455 m), qui serait abandonné après avoir atteint le stockage, qui a été détecté par des anomalies. L'évolution géodynamique crée un gradient hydraulique ascendant le long du forage, par lequel la phase aqueuse contenant des radionucléides pénètre dans l'eau souterraine exploitée par captage par le chemin le plus court. Le remblayage du forage n'offre pas de résistance hydraulique significative, et sa capacité de rétention des radionucléides et des substances toxiques chimiques est négligeable.

En principe, il est logique d'envisager un scénario d'intrusion humaine dans lequel un forage ne mène qu'à l'horizon du stockage et dans lequel la phase aqueuse chargée de polluants pénètre directement dans les eaux souterraines exploitées par le forage remblayé. Elle pré-suppose un gradient de charge hydraulique ascendant.

La raison pour laquelle le forage pour l'utilisation de l'énergie géothermique a été réalisé dans l'encaissant inférieur de la roche hôte est plausible et explique le grand diamètre du forage. Il s'agit d'une « activité humaine actuellement courante ». Les hypothèses au moment du forage, les zones du stockage traversées par le forage, l'inventaire des radionucléides affecté en conséquence et les propriétés du remblai du forage sont pour la plupart conservatives et peuvent être considérées comme enveloppe. La seule restriction est qu'aucun conteneur HA n'est percé directement, seulement la galerie d'accès. Il s'agit d'une incohérence avec le scénario

« Prélèvement de carottes de forage », dans lequel un conteneur HA est perforé, voir chap.6.4.1 et 6.5.2. Étant donné que les conteneurs HA0, HA1 et HA2 d'une épaisseur de paroi minimale de 53 mm ont une durée de vie de 3 800 ans et que seuls les conteneurs AVM d'une épaisseur de paroi de 20,5 mm ont une durée de vie de 500 ans (tableau 5-2 dans [1]) et que le transfert de radionucléides entre les alvéoles de stockage et le forage induit une atténuation supplémentaire du transfert de radionucléides, l'approche de l'ANDRA n'est pas conservatrice. À titre de comparaison, la Nagra (organisme suisse pour la gestion des déchets radioactifs) considère dans l'évaluation du scénario IHI que le conteneur de stockage serait perforé directement (cf. réf. [8]).

L'hypothèse d'une saturation complète par phase aqueuse à la date du creusement du forage a pour conséquence qu'il n'y a pas de coussin de gaz qui serait soumis à une pression augmentée en raison de la génération de gaz de corrosion des métaux et qui pourrait être force motrice pour le rejet des radionucléides en phase aqueuse à travers le forage non remblayé immédiatement lors du creusement du forage, cf. chap.6.5.5. Cette hypothèse n'est donc pas conservatrice.

Une évolution dynamique de la géologie est la condition préalable à un gradient hydraulique externe et à un mouvement advectif de la phase aqueuse résultant à travers le forage remblayé. Dans des conditions statiques (vases communicants), il n'y aurait pas de différence de charge et donc pas de flux. Cependant, la formation de gaz due à la corrosion des métaux contenus dans les déchets induit également un mouvement continu de phase aqueuse du stockage vers le forage. Cette contribution n'est pas incluse dans la conceptualisation de l'ANDRA, qui ne peut donc probablement pas être qualifiée de conservatrice.

6.5.4 Évaluation de la conceptualisation « Forage d'exploration au Dogger »

Il s'agit d'un forage d'un diamètre (0,216 m) d'environ la moitié de celui du forage géothermique abandonné (chap.6.5.3), dont il est fait l'hypothèse qu'il atteint sa profondeur finale prévue au Dogger. L'évolution géodynamique crée un gradient hydraulique descendant le long du forage, permettant à la phase aqueuse contenant des radionucléides de pénétrer dans l'aquifère du Dogger, formation encaissante inférieure de la roche hôte. Le remblai du forage n'offre pas de résistance hydraulique significative, et sa capacité de rétention des radionucléides et des substances toxiques chimiques est négligeable. La phase aqueuse chargée en radionucléides se déplace avec l'écoulement naturel des eaux souterraines en direction du nord-ouest vers une zone de fracturation diffuse, où se trouve un puits de captage dont on admet de manière conservatrice qu'il pompe tous les solutés dans la biosphère.

En principe, il est logique d'envisager un scénario d'intrusion humaine dans lequel un forage pénètre dans l'aquifère dans l'encaissant inférieur de la roche hôte et court-circuite ainsi hydrauliquement les deux formations encaissantes situées en-dessous et au-dessus du Callovo-Oxfordien. La conceptualisation de l'ANDRA est particulièrement intéressante dans la mesure où une phase aqueuse contenant des polluants pénètre dans l'aquifère de l'encaissant inférieur par un gradient hydraulique descendant à travers le forage remblayé et y est transférée dans l'écoulement naturel des eaux souterraines sur une plus grande distance jusqu'à une zone de fractures, par laquelle l'eau souterraine est pompée par un puits de captage, les radionucléides se dispersant alors dans une biosphère différente de celle du site de Bure.

La situation d'une exploration au Dogger apparaît comme plausible, tout comme le diamètre du forage de 0,216 m. Elle peut donc être qualifiée d'« activité humaine actuellement habituelle

». Les hypothèses sur la date de réalisation du forage, les zones du stockage traversées, l'inventaire des radionucléides affecté en conséquence et les propriétés du remblai du forage sont pour la plupart conservatives voire « enveloppe ». La seule restriction est, comme pour le forage géothermique abandonné (chap.6.5.3), qu'aucun conteneur HA n'est considéré être perforé directement, mais seule la galerie d'accès l'est. Il s'agit d'une incohérence avec le scénario « Prélèvement de carottes de forage », dans lequel un conteneur HA est perforé, voir chap.6.4.1 et 6.5.2. Étant donné que les conteneurs HA0, HA1 et HA2 d'une épaisseur de paroi minimale de 53 mm ont une durée de vie de 3 800 ans et que seuls les conteneurs AVM d'une épaisseur de paroi de 20,5 mm ont une durée de vie d'environ 500 ans (tableau 5-2 en réf. [1]) et que le transfert de radionucléides entre les alvéoles de stockage et le forage intrusif entraîne une atténuation supplémentaire du transfert de radionucléides, l'approche de l'ANDRA ne couvre pas toutes les éventualités (non-enveloppe). À titre de comparaison, la Nagra a pris en hypothèse que le conteneur de stockage serait perforé directement lors du creusement du forage dans l'élaboration de son scénario IHI pour le projet de stockage suisse (cd. réf. [8]).

L'hypothèse d'une saturation complète en phase aqueuse du forage a pour conséquence qu'il n'y a pas de coussin de gaz qui serait soumis à une pression augmentée en raison de la corrosion des métaux et qui pourrait amener au rejet de phase aqueuse chargée de radionucléides à travers le forage non remblayé immédiatement après le forage, cf. chap.6.5.5. Cette hypothèse n'est donc pas conservative. La formation de gaz induit également un mouvement continu de phase aqueuse du stockage dans le forage en raison de la corrosion des métaux contenus dans les déchets. Cette contribution n'est pas incluse dans la conceptualisation de l'ANDRA, qui ne peut dès lors pas être considérée comme conservative.

De plus, la justification du gradient de charge hydraulique descendant, qui entraîne l'écoulement à travers le forage remblayé du Barrois le long du forage remblayé à travers la zone de stockage forée dans la roche hôte jusqu'au Dogger prête à questionnement. Il est théoriquement possible qu'un aquifère (Dogger) situé dans l'encaissant inférieur d'une formation aquiclude (Callovo-Oxfordien imperméable) ait un potentiel hydraulique inférieur à celui de l'aquifère (Barrois) situé au toit de l'aquiclude selon la topographie du terrain à grande échelle. L'ANDRA invoque l'évolution géodynamique maximaliste globale. Cependant, il n'est pas compréhensible que la même évolution géodynamique maximaliste se produise dans le cas du forage géothermique abandonné (chap.6.4.2) qui aurait entraîné un gradient hydraulique ascendant, alors que dans le cas de l'exploration dans le Dogger, il est descendant.

Dans le scénario du forage géothermique abandonné, les charges hydrauliques au niveau des zones de stockage avant le creusement du forage, soit 499 ans après la fermeture du stockage, sont comprises entre 281 m et 274 m (Figure 6-9). Dans le scénario du forage d'exploration dans le Dogger avant le forage, soit 499 ans après la fermeture du stockage, elles sont entre 261 m et 255 m (Figure 6-9), c'est-à-dire environ 20 m plus basses. Dans ce dernier cas, le niveau des zones de stockage est de plus positionné environ 50 m plus bas (50 m au-dessus de la limite inférieure du Callovo-Oxfordien, cf. Figure 6-2) que dans le premier (50 m au-dessous de sa limite supérieure), avec une épaisseur moyenne du Callovo-Oxfordien dans la ZIOS d'environ 153 m (chap. 5.2.2.1.1. en réf. [1]). Parce que le remblai de forage présente une perméabilité de plusieurs ordres de grandeur supérieure à celle de la roche hôte, il fonctionne en court-circuit hydraulique dans le cas du scénario du forage d'exploration au Dogger. En raison de sa forte perméabilité, le débit d'eau à travers le forage est en grande partie déterminé par sa longueur, mais surtout par la différence de charge hydraulique. Parce que la

charge au niveau du stockage est bien plus élevée avec un positionnement plus élevé comparé au Dogger qu'avec un positionnement bas, cf. Figure 6-9 et Figure 6-10, l'approche de l'ANDRA sur la base d'une position du stockage plus profonde n'est pas conservative.

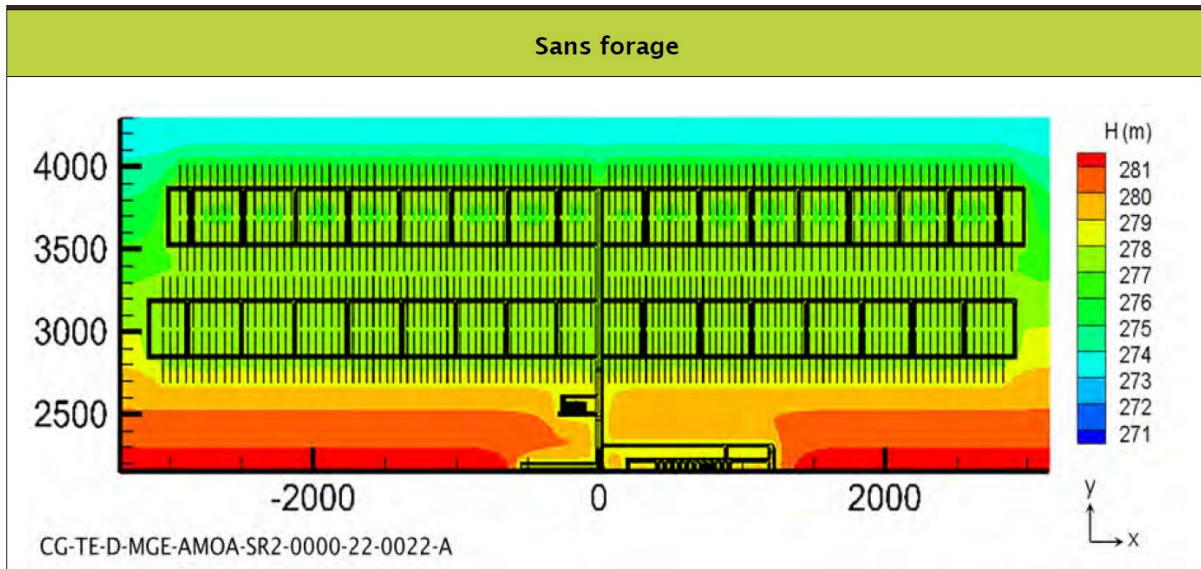


Figure 6-9: Charges hydrauliques (en mètres) dans le plan horizontal 2D à travers les zones de stockage du cas sans forage intrusif dans le scénario de puits géothermique abandonné (Figure 10-5 en réf. [1])

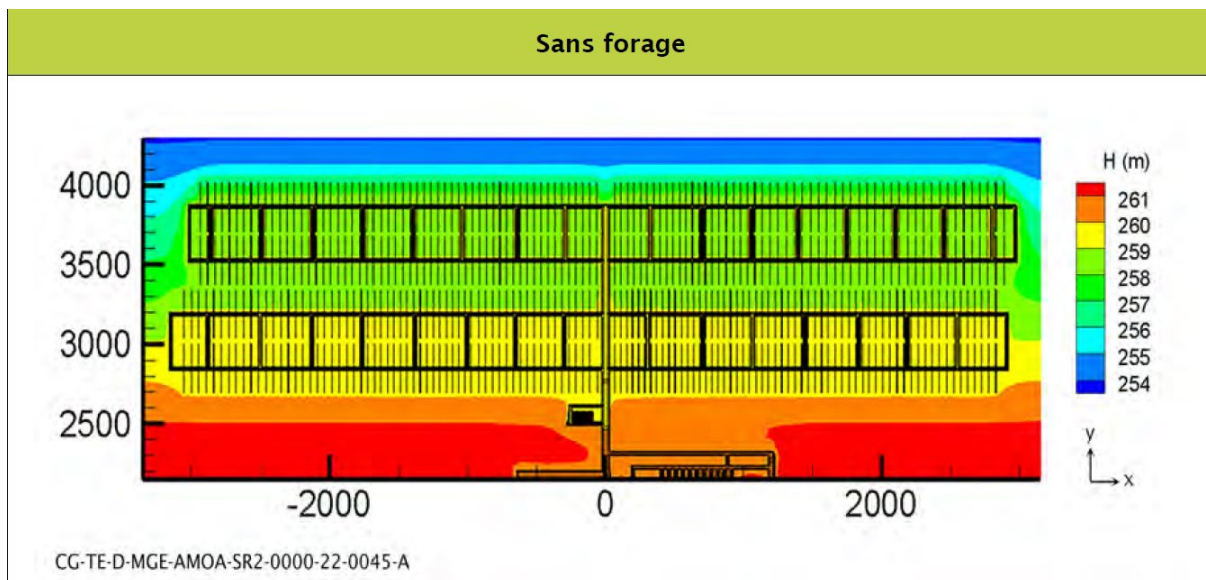
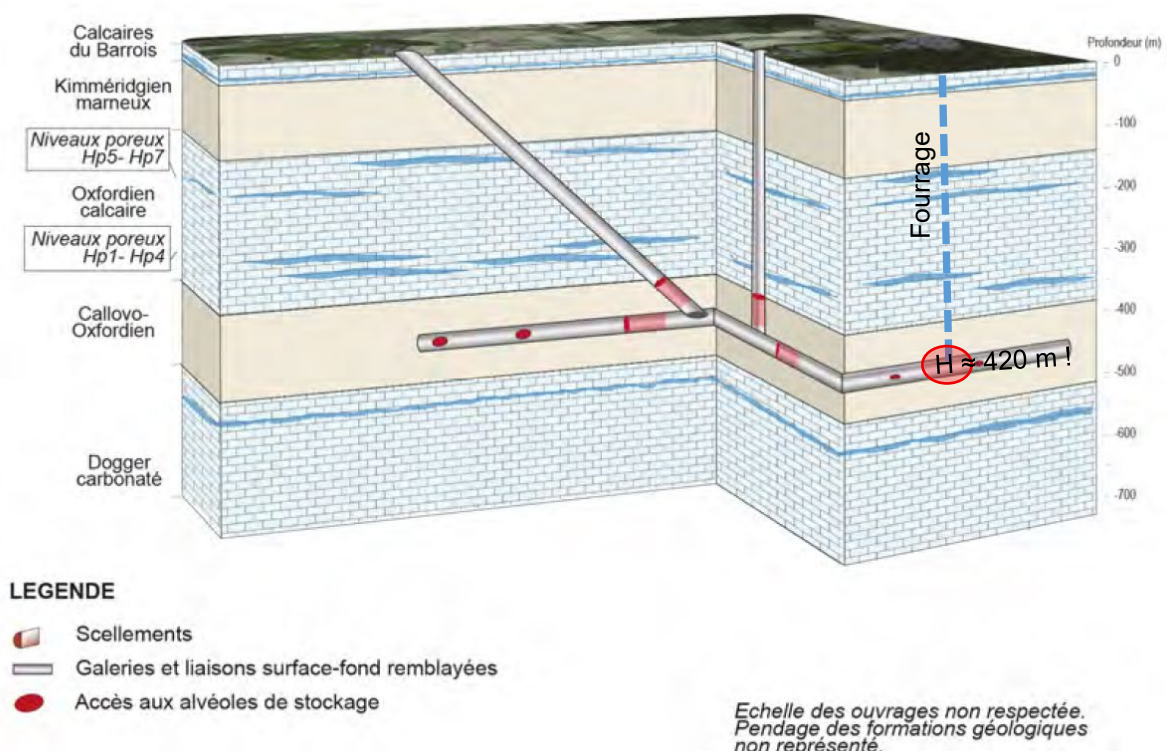


Figure 6-10: Charges hydrauliques (en mètres) dans le plan horizontal 2D à travers les zones de stockage du cas sans forage intrusif dans le scénario de forage d'exploration au Dogger (Figure 10-25 en réf. [1])

Ces écarts nécessitent dans tous les cas une explication plus détaillée. En supposant que les charges hydrauliques dans l'aquifère du Dogger soient comparables pour les deux scénarios 499 ans après la fermeture du stockage, les charges représentées figure 6-9 entraineraient des gradients hydrauliques nettement plus élevés depuis les zones de stockage vers l'aquifère

du Dogger, que dans la conceptualisation de l'ANDRA pour le scénario de forage d'exploration dans le Dogger.

En outre, les valeurs absolues des charges hydrauliques posent question. Le stockage est situé à une profondeur d'environ 450 m (réf. [1] ; Chapitre 1.1.2.2.1, Chapitre 5.2.7.1 et Figure 5-27). Dans des conditions de saturation hydraulique, une pression hydraulique d'environ 450 m serait attendue au niveau du stockage. Les calculs du modèle montrent des charges d'un maximum de 281 m, ce qui ne représente qu'un peu plus de la moitié de la valeur. Cela s'applique également à la situation de référence ([1], figure 61). Apparemment, les champs de charges hydrauliques sont exprimés par rapport au niveau de la mer (mNGF), ce qui n'est pas mentionné en réf. [1]. Sans cette indication, les champs de charge hydraulique présentés en réf. [1] ne sont pas compréhensibles.



CG-TE-D-MGE-AMOA-SR2-0000-20-0070-A

Figure 6-11: Représentation schématique de la couche du Callovo-Oxfordien et des formations encaissantes sus-jacentes (toit) et sous-jacentes (mur) (cf. Figure 5-27 réf. [1])

C'est d'autant plus vrai pour les charges hydrauliques avec impact du forage indiquées en [1]. Les forages partent de la surface, le forage géothermique abandonné au niveau du stockage représente une voie de relâchement dans les calcaires du Barrois (Figure 6-11).

La différence de charge dans le forage par rapport à celle dans l'eau interstitielle du Callovo-Oxfordien dépend fortement de la localisation topographique du forage et de la profondeur de son intersection avec l'aquifère du Barrois. Aucune information à ce sujet n'est fournie dans la réf. [1], donc les résultats ne sont pas compréhensibles.

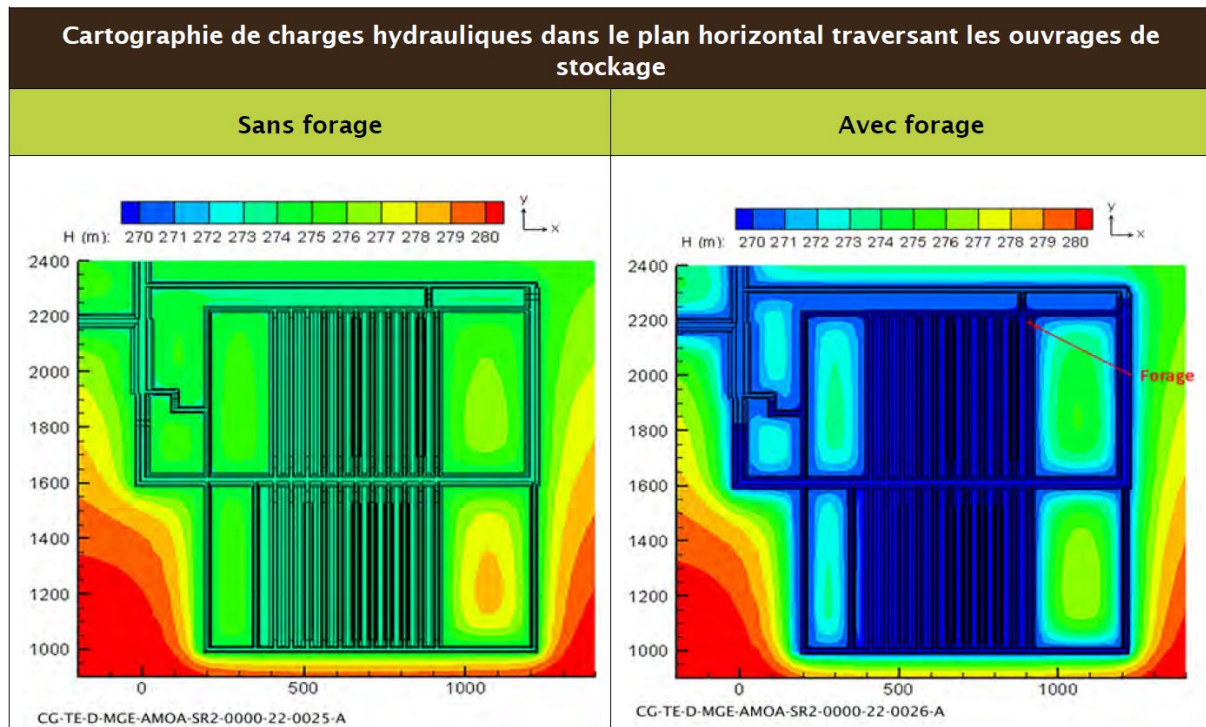


Figure 6-12: Scénario d'un puits géothermique abandonné au niveau du stockage – quartier de stockage MA-VL : champ de pression hydraulique (en mètres) pour un plan 2D horizontal traversant les structures de stockage, pour les cas avec et sans forage intrusif (Figure 5-27 réf. [1])

Le forage réduit la charge hydraulique à proximité du quartier de stockage MA-VL d'environ 275 m à environ 270 m. Cette valeur dépend cependant de la charge hydraulique de l'aquifère du Barrois au point d'intersection avec le forage et n'est donc pas compréhensible (Figure 6-11). De plus, à ceci s'ajoute la perte de charge hydraulique de la phase aqueuse le long du forage remblayé.

Des réserves similaires s'appliquent à la conceptualisation de l'exploration au Dogger, où l'aquifère dans l'encaissant inférieur de la roche hôte a une charge hydraulique plus faible, de sorte que le gradient hydraulique est dirigé vers le bas. Mais même dans ce cas, la partie supérieure du forage est exposée à l'aquifère de Barrois et se remplit de phase aqueuse, de sorte qu'une charge d'environ 270 m agirait dans le forage au niveau du stockage. Mais la modélisation de l'ANDRA donne des résultats différents. L'ANDRA écrit à ce sujet (réf. [1], chapitre 10.3.3.1.2) :

« Comme dans le quartier de stockage HA, le forage est en équilibre hydraulique avec la couche du Callovo-Oxfordien. Il est alimenté presque exclusivement par la couche de l'Oxfordien calcaire et draine un volume d'eau d'environ 0,6 mètre cube par an en direction du Dogger. Dans ces conditions, le forage n'entraîne pas de perte de charge significative dans les installations de stockage. La perte de charge est inférieure à un mètre dans le quartier de stockage MA-VL. »

La figure suivante (Figure 6-13, Figure 10-26 réf. [1]) ne correspond pas à cette description ; on n'observe pas une **perte de charge** dans la zone de stockage, **mais une augmentation de la charge** d'environ 260 à 261 m. Les deux illustrations « Sans forage » et « Avec forage » ont-elles été interverties ? Si l'on tient compte de la partie supérieure du forage, qui est remplie

d'eau, on s'attendrait dans tous les cas à des charges nettement plus élevées, à environ 270 m.

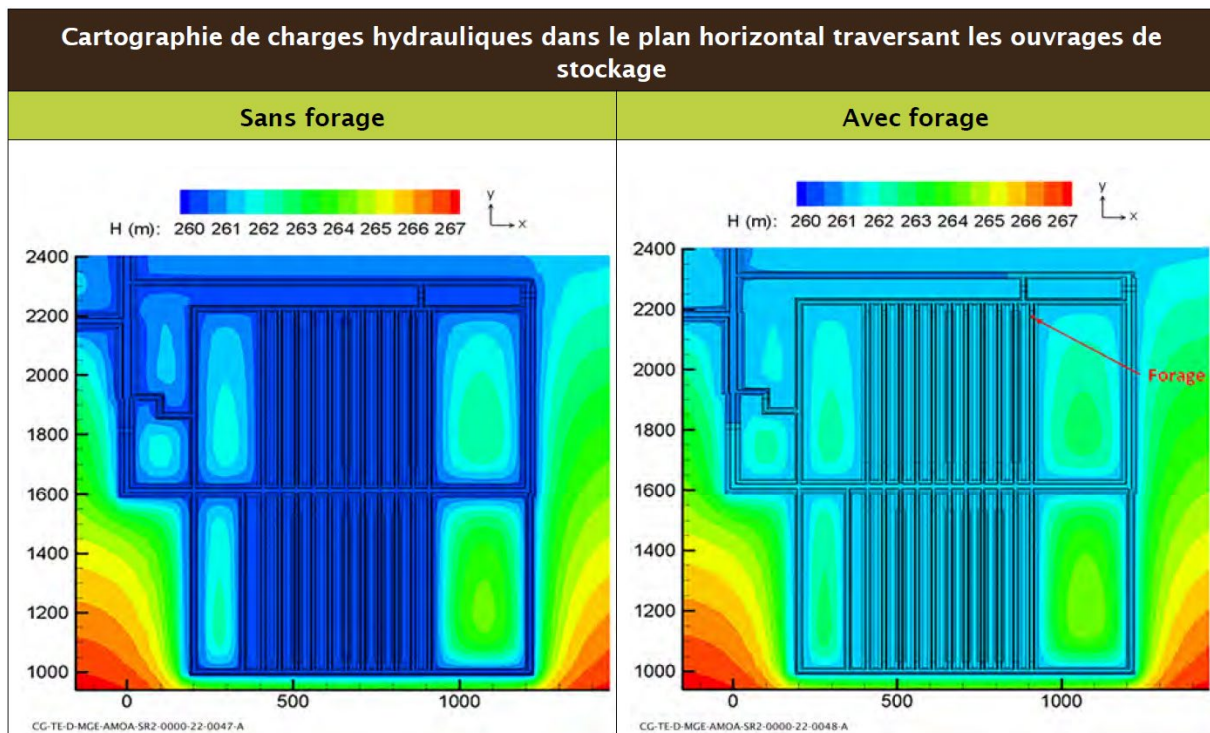
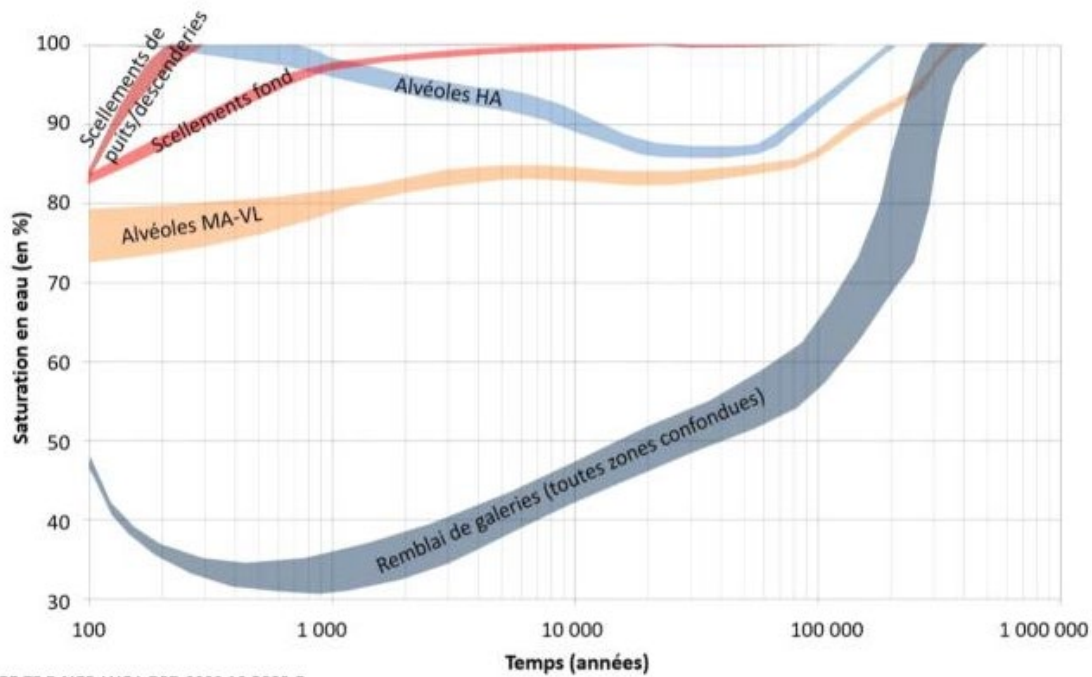


Figure 6-13: Scénario de forage d'exploration Dogger abandonné à sa cote cible– zone de stockage MA-VL : champ de pression hydraulique (en mètres) pour un plan horizontal 2D traversant les structures de stockage pour des cas avec et sans forage intrusif (Figure 1026 réf. [1])

Sur la base des informations de la réf. [1], il n'est pas possible de comprendre ce que l'ANDRA a réellement calculé et quel rôle joue « l'évolution géodynamique maximaliste » dans ce domaine. Dans les conditions actuelles – les scénarios d'intrusion humaine sont conçus pour la période de 500 ans après la fermeture du stockage, c'est-à-dire pour une géologie inchangée – les hypothèses conceptuelles pour le calcul des écoulements d'eau à travers les forages ne sont pas plausibles.

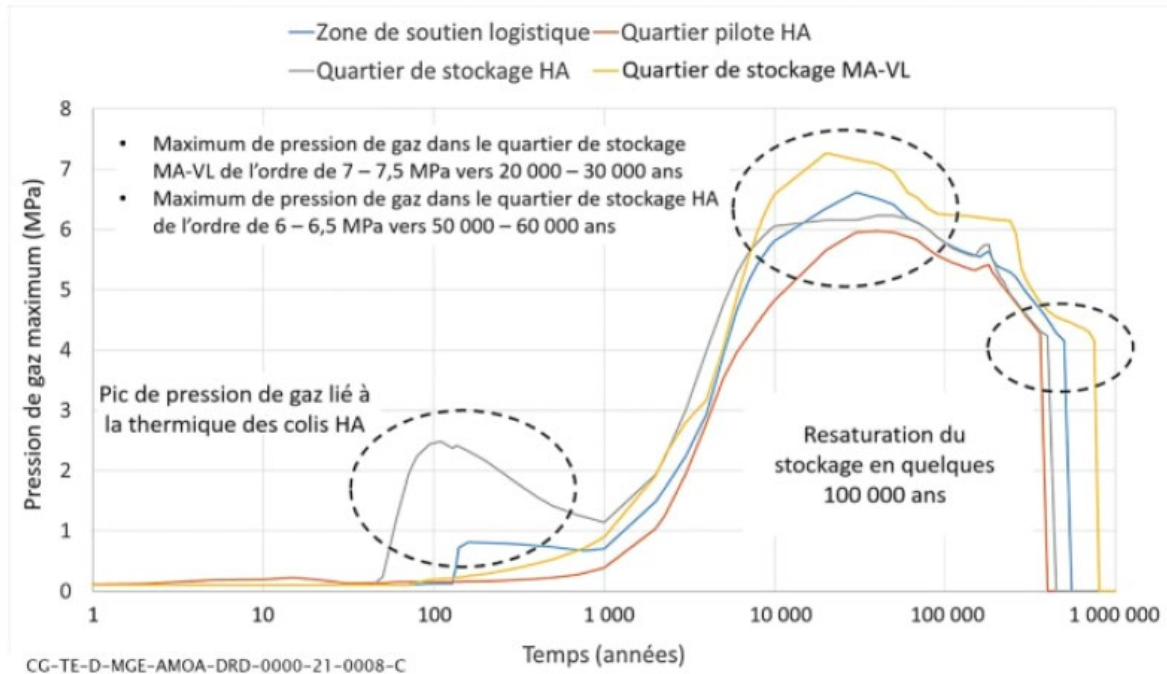
6.5.5 Évaluation de la conceptualisation « Forage d'exploration en phase du transitoire hydraulique-gaz »

La conceptualisation du forage d'exploration présentée par l'ANDRA pendant la phase du transitoire hydraulique-gaz du stockage n'est pas convaincante. La première critique est que la phase du transitoire hydraulique-gaz – selon la zone du stockage considérée – dure environ 10000 à 100000 ans, voir Figure 6-14 et Figure 6-15. Il ne s'agit donc pas d'un scénario distinct. Au contraire, l'effet des gaz piégés sous haute pression, de 6 à 7,2 MPa (Figure 6-15) sur le relâchement de la phase aqueuse chargée en radionucléides à partir du stockage est à considérer dans tous les scénarios envisagés pour l'évaluation de la sûreté à long terme, en particulier également dans les autres scénarios d'intrusion humaine involontaire dans le stockage.



CG-TE-D-MGE-AMOA-DRD-0000-19-3689-C

Figure 6-14: Évolution de la saturation en eau dans les principaux composants du stockage souterrain (Figure 39 réf. [11])



CG-TE-D-MGE-AMOA-DRD-0000-21-0008-C

Figure 6-15: Évolution de la pression maximale du gaz dans différentes zones du stockage (Figure 3-10 réf. [11])

Le deuxième point de critique concerne l'hypothèse conceptuelle de l'ANDRA selon laquelle la cavité résiduelle dans la partie sommitale du jeu résiduel d'un alvéole de stockage MA-VL ou un alvéole HA ne relâchera principalement que du gaz au percement par le forage, à l'exception de minuscules gouttelettes d'un film liquide sur la paroi de cette cavité. Cette hypothèse d'une séparation gravitationnelle du gaz et de l'eau n'est pas admissible pour la majorité

des quartiers de stockage et des galeries remplies des matériaux de remblai poreux. De manière plus réaliste on peut faire l'hypothèse que les espaces interstitiels des matériaux de remblai sont en partie remplis de phase aqueuse, en partie de gaz. Sous la pression de plusieurs MPa (Figure 6-15), une partie importante du gaz est dissoute dans l'eau. En cas de dépressurisation soudaine, ce gaz dissous mousse comme du champagne lorsque la bouteille est débouchée. Dans le même temps, les bulles de gaz dans le remblai se dilatent de plusieurs fois leur volume et déplacent la phase aqueuse des pores. Par conséquent, il faut s'attendre à ce que les phases gazeuse et aqueuse s'échappent de manière simultanée du milieu poreux sous forme d'une émulsion. Il n'en résulte pas un écoulement purement gazeux tel que mentionné ci-dessus, mais un rejet de grandes quantités de phase aqueuse potentiellement chargée en radionucléides. Le transfert des radionucléides en phase aqueuse est beaucoup plus important que celui en phase gazeuse. Cela affecte à la fois le personnel de forage et la population si, comme l'ANDRA en fait l'hypothèse, un mélange des phases aqueuse contenant des radionucléides dissous et gazeuse jaillit du forage et contamine le personnel de forage ainsi que l'environnement proche.

L'effet des pressions de gaz sur l'entraînement de la phase aqueuse contenant des radionucléides du stockage doit également être pris en compte dans les deux scénarios précédents sur l'intrusion humaine par forage, voir chapitre 6.5.3 et 6.5.4. Là, des charges hydrauliques comprises entre 260 m et 280 m ont été fixées au niveau du stockage, correspondant à des pressions de phase aqueuse d'environ 2,6 MPa à 2,8 MPa. Des valeurs de pression de gaz allant jusqu'à 7 MPa (Figure 6-15) entraîneraient des débits de relâchement de phase aqueuse nettement plus élevés et donc également des relâchements de radionucléides supérieurs à ceux correspondants à la différence de charge d'environ 5 m fixée par l'ANDRA, c'est à dire une différence de pression hydraulique de 0,05 MPa (Figure 6-9 et Figure 6-10). Même longtemps après le creusement du forage, du gaz continue d'être généré par le stockage ce qui entraîne un relâchement augmenté de la phase aqueuse chargée en radionucléides dissous.

Étant donné que les pressions de gaz les plus élevées ne se produisent que plusieurs millénaires voire plusieurs dizaines de millénaires après la fermeture du stockage, ce n'est pas une hypothèse a priori conservatrice de prendre la date de défaillance la plus proche après fermeture du stockage pour effectuer l'analyse du scénario IHI. Pour des dates ultérieures, les radionucléides à période de demi-vie intermédiaire dominent l'exposition aux rayonnements calculée après 500 ans, en particulier ^{108m}Ag et ^{14}C se sont déjà partiellement désintégrés. Cependant, des débits de phase aqueuse plus élevés pourraient plus que compenser l'effet positif de la progression de la décroissance radioactive spontanée. Cela ne peut être quantifié que par des calculs de modèles appropriés, qui prendraient en compte la génération de gaz.

6.6 Questions à l'ANDRA

- 6.6-Q1 : Pourquoi la modélisation de la biosphère de l'Andra montre-t-elle que pour l'iode 129 (^{129}I), les voies d'ingestion des aliments autres que l'eau potable sont négligeables même si l'iode est un oligo-élément important, que la carence en iode est la plus fréquente dans la biosphère et que le lait et la viande sont reconnus comme des sources importantes d'iode dans l'alimentation humaine ?
- 6.6-Q2 : Nous demandons à l'ANDRA d'expliquer les différences significatives dans les facteurs de conversion de dose calculés par l'ANDRA, en particulier pour le ^{36}Cl , le ^{79}Se et le ^{129}I , par rapport aux résultats d'autres pays, tels que l'Allemagne et la Suisse.
- 6.6-Q3 : Scénario « Prélèvement de carottes de forage » : Pourquoi la contribution du rayonnement bêta n'est-elle pas prise en compte ? Qu'en est-il de la voie d'exposition par inhalation et de l'absorption par les plaies, cf. Figure 2-4?

- 6.6-Q4 : Pourquoi l'ANDRA prend-elle généralement dans ses calculs l'hypothèse que le stockage est initialement déjà complètement saturé en phase aqueuse, alors que ses propres calculs montrent que la phase du transitoire hydraulique-gaz dure plus de 100 000 ans, cf. Figure 6-14?
- 6.6-Q5 : Il faut expliquer « l'évolution géologique maximaliste » et son influence sur l'évolution temporelle des pressions hydrostatiques dans le système de stockage. À quel moment cette influence devient-elle clairement perceptible ? Est-ce déjà significatif au moment de l'intrusion humaine, réputée se produire dès 500 ans après la fermeture du stockage ?
- 6.6-Q6 : Nous demandons que l'hypothèse sur la charge hydraulique retenue pour l'aquifère du Barrois à l'intersection avec le forage soit présentée par l'ANDRA.
- 6.6-Q7 : Pourquoi l'ANDRA ne prend-elle pas en compte les pressions générées par la génération de gaz due au stockage dans le calcul des champs de charge hydraulique dans le stockage, 2 MPa ou 200 m de colonne d'eau après 500 ans, augmentation à 7 MPa ou 700 m de colonne d'eau après 10 000 ans ? Ceux-ci génèrent un gradient hydraulique considérable qui participe au relâchement de phase aqueuse chargée de radionucléides dans les galeries et puits, mais aussi dans la roche hôte. Pourquoi cet effet n'est-il même pas mentionné en réf. [1] ?
- 6.6-Q8 : Dans le scénario du forage d'exploration dans le Dogger, l'ANDRA a positionné le niveau du stockage 50 m plus bas. Pourquoi les pressions à l'équilibre hydraulique sont-elles encore plus basses que dans le scénario du forage géothermique abandonné, dans le même scénario « d'évolution géologique maximaliste » ? Si ces résultats sont corrects, quelle est la raison pour laquelle l'ANDRA a adopté la position profonde du stockage, surtout si cela conduit à des gradients de pression et à des débits plus faibles et que ce n'est donc pas une hypothèse conservatrice ? Pourquoi la pression hydrostatique à proximité du forage diminue-t-elle, alors qu'il y a 270 m de colonne d'eau dans l'aquifère du Barrois ?
- 6.6-Q9 : Pourquoi le scénario sur la prise en compte du transitoire hydraulique-gaz (i.e. diphasique gaz/phase aqueuse) avec une saturation en phase aqueuse des conteneurs MA-VL de 80-90 % (Figure 3-9 de la réf. [11]) n'est-il pas vraiment modélisé comme un système diphasique ? Le gaz est dissous dans l'eau et est sous pression dans les pores. Si la pression se relâche soudainement ici, il faut s'attendre à la formation d'une « mousse » comme lors du débouchage d'une bouteille de champagne, en même temps que le gaz se dilate dans les pores et déplace la phase aqueuse de la matrice de déchets et du remblai. Il est possible que la mousse soit stabilisée par des composants organiques de déchets et leurs produits de décomposition. De cette façon, une partie importante de la phase aqueuse chargée en radionucléides des conteneurs MA-VL pourrait pénétrer dans le forage intrusif et être ensuite entraîné vers la surface avec le gaz ascendant. Le jaillissement hors du forage de la boue de forage et de la phase aqueuse expulsée qui se formerait pourrait mener à une dispersion des radionucléides dissous (en particulier ^{135}Cs , ^{79}Se , ^{36}Cl , ^{129}I) dans l'environnement et produire une contamination radioactive du sol. Quelle serait l'influence de la boue de forage dans cette situation ? Pourquoi la période qui suit la resaturation en phase aqueuse des conteneurs MA-VL (cela se produit rapidement par la présence du forage) et l'injection ultérieure de phase aqueuse chargée des radionucléides induite par le gaz à tra-

vers le forage n'est-elle pas prise en compte ici ? Quelle est la justification de l'hypothèse (« postulat ») selon laquelle il existerait un vide résiduel au sommet des galeries d'accès aux conteneurs HA perforées par le forage en dépit de la mise en place du remblai (réf. [1], p. 662) ? Pourquoi la roche hôte (argilite aux propriétés auto-cicatrisantes) ne flue-t-elle pas lentement et ne referme-t-elle pas ce vide résiduel ? Cf. les figures 5-37 à 5-43 en réf. [1], en particulier la figure 5-38 « Galeries ». Le postulat d'un vide résiduel n'est pas conservatif, car il est basé sur l'hypothèse que majoritairement du gaz s'écoule à travers le forage et qu'aucune quantité significative de phase aqueuse ne s'y écoule.

- 6.6-Q10 : Pourquoi l'ANDRA considère-t-elle la phase du transitoire hydraulique-gaz (gaz/phase aqueuse) comme un scénario à part entière en cas d'intrusion humaine si cette « phase de transition » dure environ 100 000 ans ?
- 6.6-Q11 : Pourquoi l'ANDRA ne prend-elle pas en compte la poussée de la phase aqueuse contenant des radionucléides des déchets et du remblai par le gaz qui s'est formé de manière continue sur une période d'environ 30 000 ans ?
- 6.6-Q12 : Pourquoi l'ANDRA ne prend-elle pas en compte la perforation directe d'un conteneur à déchets HA dans les scénarios « Forage géothermique abandonné », « Forage d'exploration au Dogger » et « Forage d'exploration en phase du transitoire hydraulique-gaz », mais dans le seul scénario « Prélèvement de carottes de forage » ? Cependant, le forage direct d'un conteneur de déchets HA supposé dans le scénario « Prélèvement de carottes de forage » conduit à une libération directe de radionucléides via le forage sous forme d'aérosol, ce qui affecte le personnel de forage à la surface, et après le remblai du forage, à un rejet de la phase aqueuse contenant des radionucléides via le forage dans la biosphère, ce qui affecte la population. Pourquoi l'ANDRA n'a-t-elle pas évalué ces conséquences ?

6.7 Réponses de l'ANDRA

- 6.6-Q1 : L'Andra justifie les contributions très faibles des différents aliments à la dose de l'iode 129 (¹²⁹I) par trois arguments :

L'iode serait principalement absorbé par les plantes par les feuilles et très peu par les racines. C'est pourquoi, en l'absence d'irrigation, l'iode ne pénétrerait pratiquement pas dans les plantes,

Dans la région de Bure, le sol serait hydrauliquement isolé de l'aquifère du Barrois, ce qui explique que, sans irrigation, l'iode provenant des eaux souterraines ne parvient absolument pas aux plantes,

En Europe centrale, les pâturages ne sont pas irrigués. Or les modèles du BfS [13] et de la Nagra/ENSI [14] partent du principe que les pâturages sont irrigués. Cette hypothèse est trop prudente et explique la contribution à la dose d'iode 129 via le lait, les produits laitiers et la viande dans les études du BsF et de la Nagra/ENSI. Dans son scénario climatique « type tropical humide », l'ANDRA ne suppose pas non plus d'irrigation intensive mais part du principe que l'agriculture pratiquée dans la région serait de type méditerranéen.

- 6.6-Q2 : L'ANDRA justifie les différences par rapport aux résultats obtenus en Allemagne [13] et en Suisse [14] par le fait que ces évaluations datent de 2002, alors que

les bases de données [24] ont été mises à jour depuis. De plus, contrairement à la DAC, les travaux cités ne sont pas spécifiques à un site.

- 6.6-Q3 : « Conformément au guide n°1 de l'ASN, l'ANDRA a décidé de ne prendre en compte que l'exposition externe pour le scénario de forage avec carottage. Il est important de noter que, compte tenu du rôle des scénarios d'intrusion dans la démonstration de sûreté, le choix des voies d'exposition ou des cumuls d'évènements ne vis pas à maximiser arbitrairement les impacts. Sur cette base, l'ANDRA se rallie à la position de l'ASNR exprimée dans son rapport... ».
- 6.6-Q4 : Dans un préambule détaillé de son document répondant aux questions [25], l'ANDRA explique que l'hypothèse d'une saturation instantanée et complète du site de stockage par l'eau est prudente en ce qui concerne le transport des radionucléides par les eaux souterraines.
- 6.6-Q5 : L'ANDRA renvoie sur ce point à la réponse apportée à la question 6.5.4-Q2 et présente le nouveau document [29] à titre d'explication.
- 6.6-Q6 : L'ANDRA répond en substance : « Il est considéré un gradient de charge hydraulique vertical (appliqué au Callovo-Oxfordien et au forage) et qui ne tient pas compte de la colonne d'eau dans le forage abandonné (...) et que des flux de solutés captés par le forage drainant sont injectés directement dans le forage d'exploitation de l'exutoire du Barrois, sans prendre en compte le transfert depuis le toit du Callovo-Oxfordien ».
- 6.6-Q7 : L'ANDRA invoque la perméabilité plus faible des matériaux de remblayage non entièrement saturés en solution pour justifier le caractère prudent de l'hypothèse d'une saturation complète en solution.
- 6.6-Q8 : Lors de la discussion avec l'ANDRA (visioconférence du 11 février 2026), il est apparu que les deux illustrations « sans forage/avec forage » de la figure 10-26 de [1] n'avaient pas été interverties mais que la description dans le texte au-dessus de l'illustration mentionnait par erreur une « perte de charge » (perte de pression) alors qu'il s'agissait en réalité d'un « gain de charge » (augmentation de pression).
- 6.6-Q9 : L'ANDRA justifie son approche modélisée par le fait que toute l'eau présente se trouve dans les pores du ciment et de l'argilite, saturés à seulement 80 %, et qu'elle n'est donc pas mobile.
- 6.6-Q10 : L'ANDRA part du principe que l'hypothèse d'une saturation instantanée et complète de la solution est « prudente » pour le transport des radionucléides par les eaux souterraines.
- 6.6-Q11 : La réponse de l'ANDRA ne porte que sur l'écoulement à court terme d'eau contenant des radionucléides immédiatement après le forage. Elle ne répond donc pas à la question posée.
- 6.6-Q12 : Lors des réunions des 11 février et 5 mai 2026, l'ANDRA a répondu que le scénario avec prélèvement de carottes avait pour seul but d'évaluer l'exposition du personnel lors de l'examen d'une carotte.

6.8 Position de l'ASNR

- 6.6-Q1 et 6.6Q2 : L'ASNR avait été informée, par courrier daté du 7 août 2025, des incohérences dans la modélisation de la biosphère réalisée par l'ANDRA.

Lors d'une visioconférence le 4 septembre 2025, l'ASNR a admis ne pas avoir vérifié la modélisation de la biosphère réalisée par l'ANDRA à l'aide de ses propres calculs. Elle estime que les résultats des modélisations réalisées par le BfS [13] et la Nagra/ENSI [14] ne sont pas comparables à ceux de l'ANDRA car des ajustements avaient été apportés en 2010 à la base de données internationale BIO-MASS [24]. Celles-ci auraient conduit dans plusieurs cas à des réductions des « facteurs de transfert » qui permettent de calculer la proportion de radionucléides passant de la nappe phréatique dans la chaîne alimentaire. Les résultats du BfS et de la Nagra seraient donc obsolètes et surestimeraient la dose.

En réponse à la demande de réaliser ses propres modélisations concernant la biosphère ou de commander une étude comparative internationale, comme l'avait fait par exemple l'ENSI, l'ASNR a répondu au CLIS le 29 mai 2026 : « *Sur ce point, il nous semble avoir convenu lors de l'échange par visioconférence avec M. Niemeyer en septembre dernier, que des travaux au sein d'un groupe de travail international (de type BIOPROTA) pourraient apporter une valeur ajoutée pour expliciter/évaluer les différences dans les hypothèses et les paramètres retenus par les différents pays en ce qui concerne les facteurs de transfert vers les aliments, les volumes de consommation alimentaire, etc., voire pour réaliser une analyse comparative (benchmark) des calculs et de leurs résultats sur la base d'un même scénario. En revanche, il serait plus opportun que l'ANDRA sollicite elle-même ce type de travaux au niveau international, par exemple à la demande du CLIS, car nous ne consacrons pas les mêmes ressources à ce type de groupe international.* »

- 6.6-Q3 : L'ASNR écrit dans son avis n° 2025-00263 du 06/06/2025 [26] (p. 89) : « *PSE-ENV souligne que des hypothèses plus sévères auraient pu être retenues pour ce scénario (longueur totale de carottes supérieure à 1 m, si mises bout à bout après leur extraction, comme pratiqué habituellement, durée d'examen plus longue, voies d'exposition incluant l'inhalation de poussières, etc.). Comme mentionné ci-dessus, de tels scénarios sont toutefois, d'une part hautement improbable pour les stockages géologiques et, d'autre part leur évaluation quantifiée doit être considérée avec une grande prudence compte tenu des fortes incertitudes associées, que ce soit en termes de conceptualisation des scénarios ou de données prises en compte dans les calculs. En outre, PSE-ENV, en accord avec la CIPR [67], estime qu'une remontée de déchets à la surface entraînant une exposition directe du foreur, voire de la population avoisinante, introduit la possibilité d'expositions élevées et de doses significatives, ce qui est une conséquence inévitable de la perte postulée dans ce scénario de toutes les dispositions associées aux lignes de défense du système de stockage. Le PSE-ENV estime donc que la conceptualisation de ce scénario « extraction de carotte » est suffisante pour appréhender ses enjeux en termes de niveaux d'exposition du foreur.* »

6.9 Evaluation des réponses de l'ANDRA

- 6.6-Q1 : Les arguments avancés par l'ANDRA concernant la modélisation de la biosphère ne sont pas fondés :

A l'issue de la réunion du 11 février 2026, l'ANDRA a été invitée à étayer, par des références à la littérature scientifique, son affirmation selon laquelle les plantes absorbent l'iode principalement par les feuilles. Elle ne l'a toujours pas fait à ce jour. Des revues scientifiques récentes, par exemple [27], démontrent au contraire que l'absorption par les racines est généralement plus importante que celle par les feuilles. Il existe trois exceptions : (1) les régions côtières, (2) la dispersion atmosphérique d'isotopes radioactifs de l'iode à courte durée de vie, en particulier après des accidents dans des installations nucléaires en surface (tableau 9-1), (3) les expériences d'enrichissement artificiel des aliments en iodes par irrigation des plantes avec de l'eau iodée. Ces exceptions ne s'appliquent pas au projet Cigéo : Bure se trouve à 400 km de la côte, l'iode 129 à longue durée de vie se propage avec les eaux souterraines et la modélisation de la biosphère vise à évaluer les pratiques agricoles.

La séparation hydraulique entre les eaux souterraines du Barrois et le sol, supposée par l'ANDRA, s'explique probablement par les calcaires karstifiés du Barrois. De ce fait, les eaux souterraines se trouvent à la base du Barrois. Or, le paysage autour aux alentours de Bure présente des collines et des vallées. Dans les zones plus basses, le sous-sol n'est plus constitué de calcaire du Barrois, mais de Kimmeridgien, une roche plus perméable sur le plan hydraulique. Dans la ZT, les eaux souterraines du Barrois s'écoulent dans le sol [figure 9-2], ce qui permet aux radionucléides de se répandre naturellement, sans irrigation, dans les prairies et les pâturages. Ces zones doivent également être prises en compte dans la modélisation de la biosphère.

Au printemps et à l'été 2022, une sécheresse persistante en Europe centrale a entraîné une récolte de foin très faible. En raison de la pénurie de fourrage, il a fallu abattre d'urgence des vaches dans de nombreuses régions. Avec le changement climatique, de tels événements se produiront plus fréquemment à l'avenir. C'est pourquoi il faudra recourir de plus en plus à l'irrigation dans l'agriculture. L'ANDRA part-elle du principe que le bétail laitier est exclusivement élevé en pâturage ? Dans l'agriculture conventionnelle, le bétail laitier est nourri à seulement 40,5 % d'ensilage d'herbe, mais à 32,2 % d'ensilage de maïs et à 19,6 % d'aliments concentrés (céréales, colza, soja) [28]. La photo (figure 9-4) prise dans ma commune (Plateau suisse, 420 m d'altitude, 15 août 2022) montre un champ de maïs non irrigué. La base de calcul actuelle pour l'estimation de la dose, qui est obligatoire pour les projets de stockage définitif en Allemagne, comprend donc une formule qui calcule l'arrosage nécessaire en fonction de la température, de l'humidité de l'air et des précipitations (figure 9-5). Celle-ci inclut expressément les pâturages [15].

Même en se basant sur les hypothèses explicatives de l'ANDRA, ses résultats ne sont pas plausibles. Puisque, selon l'ANDRA, les céréales utilisées également comme fourrage sont arrosées, pourquoi les contributions à la dose provenant de la volaille et des œufs sont-elles malgré tout si faibles (figure 9-3) ? Le fait que la salade verte, avec 3 %, contribue le plus à l'iode 129 par l'alimentation puisse s'expliquer par des expériences scientifiques visant à enrichir les aliments en iode par pulvérisation de composés iodés [30], cela reste toutefois incompréhensible compte tenu de la faible part de la salade verte dans les besoins de l'être humain.

Il convient donc de retenir que la modélisation réalisée par l'ANDRA repose sur des hypothèses scientifiquement indéfendables, qu'elle n'est pas prudente au regard des pratiques agricoles et du changement climatique, et que les résultats sont incompréhensibles même en partant de ces hypothèses. Une vérification indépendante de ces

hypothèses et de ces résultats, si possible par le biais d'une étude comparative internationale, est donc absolument nécessaire. Pour cela, il convient de prendre en compte les prescriptions relatives au calcul de doses publiées en Allemagne et en Suisse par les autorités de contrôle [15], [31].

- 6.6-Q2 : Il est expressément recommandé de mener une étude comparative sur la base des paramètres et des méthodes de calcul actuels [15] et [31]. Comme le montre la comparaison entre [32] et [1], il faut s'attendre à des valeurs de dose plus élevées avec des paramètres actualisés. L'argument de l'ANDRA selon lequel la modélisation de la biosphère serait spécifique au site n'est pas valable lorsque – comme dans le cas de la DAC [1] – les voies spécifiques par lesquelles les eaux souterraines contenant des radionucléides pénètrent dans le sol sont représentées, par souci de simplification, par le prélèvement dans un puits (pompage) suivi d'un arrosage. Dans le cadre d'une modélisation spécifique au site, l'ANDRA devrait également prendre en compte les zones situées plus en profondeur ou les versants, où les eaux souterraines s'infiltreraient naturellement dans le sol. Elle ne l'a pas fait.
- 6.6-Q3 : L'ANDRA inverse la réalité lorsqu'elle écrit que « *dans le cadre de la démonstration de sûreté, le choix des voies d'exposition ou des cumuls d'évènements ne vise pas à maximiser arbitrairement les impacts* ». En réalité, elle a arbitrairement minimisé les impacts calculés en négligeant la voie d'exposition la plus importante dans un scénario défini.
- 6.6-Q4 : Pour le scénario de référence (SEN), l'approche de l'ANDRA consistant à supposer un site de stockage instantanément et entièrement saturé en eau est sans aucun doute prudente. En effet, dans ce cas, le transport des radionucléides s'effectue principalement par diffusion et la vitesse de diffusion augmente avec la saturation en eau. Dans les scénarios alternatifs (SEA) et les SIHI présentant un flux advectif significatif, la situation est nettement plus complexe, de sorte que le caractère prudent d'une saturation en eau instantanée ne doit pas être supposé a priori. L'ANDRA a réalisé de nombreux calculs en deux phases pour des conditions de saturation partielle dans le site de stockage, mais ne les a pas documentés dans [1]. L'ASNR parle dans ce contexte d'un « effet piston » (lié aux gaz) par lequel le gaz repousse l'eau et substances qui y sont dissoutes, à la manière d'un piston dans un cylindre [26]. Dans les scénarios SIHI, les débits d'eau, de plusieurs m³/an, sont particulièrement élevés et très fortement canalisés par le forage. C'est pourquoi l'influence de la formation de gaz sur l'expulsion de l'eau doit ici être calculée et publiée par l'ANDRA. Cela vaut en particulier parce que la zone forée se sature rapidement d'eau en raison du forage remblayé et qu'ensuite, en raison de la formation continue de gaz, une pression élevée s'accumule à nouveau dans la zone de stockage, ce qui n'a pas été pris en compte jusqu'à présent par l'ANDRA.
- 6.6-Q5 : Voir 6.5.4-Q2.
- 6.6-Q6 : Cela n'est pas compréhensible tel quel. Si, comme décrit par l'ANDRA dans son approche modélisée, l'eau était « pompée » directement depuis le toit du Callovo-Oxfordien vers l'aquifère du Barrois sans tenir compte de la colonne d'eau dans le forage abandonné, alors le potentiel hydraulique à l'extrémité du forage, c'est-à-dire dans la zone de stockage, devrait être bien plus faible. Or l'ANDRA indique dans [1], figure 10-5, un potentiel hydraulique de 271 m, soit seulement environ 8 m de moins que dans la zone de stockage non perturbée. Malheureusement, que ce soit lors de la

visioconférence du 11 février ou lors de la réunion du 5 mai, cette question n'a pas pu être débattue, faute de temps.

- 6.6-Q7 : La réponse de l'ANDRA est trop générale pour s'appliquer à la situation particulière du SIHI. Il faudrait des calculs biphasiques spécifiques tenant compte notamment de la saturation de la zone de stockage forée par le forage abandonné et de la remontée de pression qui s'ensuit dans le site de stockage, due à la formation continue de gaz. Voir également à ce sujet les explications de l'ASNR dans [26], chapitre 5.1.3 « Effet piston lié au gaz ».
- 6.6-Q8 : La confusion, c'est-à-dire la description erronée de la figure dans le texte, a pu être clarifiée. Les résultats de la modélisation sont très difficiles à comprendre sans explications supplémentaires.
- 6.6-Q9 : Il est vrai que l'eau présente une très faible mobilité dans l'espace poreux d'un ciment non entièrement saturé en eau, c'est-à-dire qu'elle ne s'écoule pas, même en cas de décompression brusque. L'ANDRA n'a toutefois pas décrit les conditions régnant dans le colis de déchets MA-VL. Celui-ci est constitué, au moins en partie, de déchets compactés présentant des pores plus grands. S'il y a de l'eau à cet endroit, celle-ci peut se dégazer brusquement en cas de décompression soudaine, comme le mentionne la question. Son éventuelle fuite par le trou de forage dépendra alors de l'étanchéité hydraulique du ciment environnant ou de la présence de fissures formées sous la pression de la roche.
- 6.6-Q10 : Pour les scénarios SIHI, l'ANDRA n'a pas démontré le caractère prudent de son approche. Voir également l'évaluation de la réponse à la question 6.6-Q7.
- 6.6-Q11 : La réponse de l'ANDRA ne porte que sur l'évacuation à court terme d'eau contenant des radionucléides immédiatement après le perçage. Elle ne répond donc pas à la question posée. Voir également l'évaluation de la réponse à la question 6.6-Q7.
- 6.6-Q12 : L'ANDRA n'a pas répondu à la question posée. En cas de forage direct à travers un conteneur de déchets HA, il faut s'attendre à un rejet de radionucléides plus important dans la biosphère par le trou de forage abandonné qu'en cas de forage dans la galerie d'accès à côté ou entre les conteneurs HA. Il est donc recommandé que l'ANDRA évalue également ce scénario (« prélèvement du cœur ») en ce qui concerne le rejet à long terme de radionucléides dans la biosphère, afin de démontrer qu'elle a évalué tous les scénarios de manière exhaustive. La dose qui en résulterait pour la population serait certes probablement inférieure à celle résultant du forage dans un alvéole MA-VL – évaluée par l'ANDRA. Il s'agit toutefois d'assurer la cohérence entre les scénarios considérés et de prendre en compte toutes les voies d'exposition.

6.10 Evaluation de l'avis de l'ASNR

- 6.6-Q1, 6.6-Q2 : L'ASNR, en tant qu'autorité de sûreté chargée de la sûreté nucléaire et de la radioprotection, a pour mission de contrôler et de vérifier les travaux de l'ANDRA. L'examen de la DAC du projet Cigéo implique bien entendu également la vérification de la modélisation de la biosphère réalisée par l'ANDRA, car les coefficients de biosphère sont directement pris en compte dans le calcul des doses pour la population. Leur comparaison avec les objectifs de radioprotection constitue le fondement de l'admissibilité du site de stockage à l'autorisation. Par conséquent, le rapport d'expertise

n° 2025-00263 du 06/06/2025 doit être repris, car l'ASNR n'a pas examiné la DAC sur un point essentiel, et la comparaison avec le BfS et la Nagra/ENSI indique que la DAC sous-estime les doses résultantes d'un facteur compris entre 10 et 30.

L'ANDRA avait déjà calculé des coefficients de biosphère dans son dossier de 2005 [32] (tableau 5.4-1). En revanche, les coefficients de biosphère actuels présentés dans [1] sont supérieurs de 15 % pour ^{129}I , 3,6 fois plus élevés pour ^{36}Cl et 3,3 fois plus élevés pour ^{79}Se . L'affirmation de l'ASNR selon laquelle la mise à jour des facteurs de transfert dans le cadre du projet BIOMASS conduirait à des coefficients de biosphère plus faibles est donc réfutée par les résultats de l'ANDRA.

La vérification de la modélisation de la biosphère par l'ANDRA incombe à l'ASNR. Celle-ci doit mettre à disposition les ressources nécessaires à cet effet. Si elle ne dispose pas des ressources humaines et/ou financières requises, cela est la preuve qu'elle n'est pas en mesure de remplir sa mission de contrôle. Dans ce cas, l'Etat français doit prendre les mesures qui s'imposent.

- 6.6-Q3 : La faible probabilité de survenue d'un scénario donné, les incertitudes liées aux données utilisées pour son évaluation et le fait que, dans ce scénario, il n'y ait plus de barrière, ce qui entraîne des doses élevées pour les personnes exposées, ne justifient pas de négliger, dans le calcul des doses, la voie d'exposition manifestement la plus importante, à savoir l'inhalation de poussières contaminées. Le fait que l'ASNR ait identifié cette erreur de l'ANDRA mais qu'elle la minimise ne jette pas un bon éclairage sur la manière dont elle exerce sa fonction de surveillance.
- 6.6-Q4 : L'ASNR écrit dans [26], chapitre 5.1.3 « Effet piston lié aux gaz » : « *PSE-ENV constate que ces volumes d'eau sont comparables à ceux qui ont été évalués, au stade de la DAC, après saturation du stockage par l'ANDRA (chapitre 6.1) en sortie de la liaison surface-fond, dans le cadre de la situation enveloppe du SEN, qui atteignent 300 L/an, et sont cohérents avec les résultats des simulations de PSE-ENV (voir annexe T8). Par conséquent, PSE-ENV estime qu'à ce stade, l'hypothèse de l'ANDRA selon laquelle l'impact de l'effet piston n'est pas majeur est justifiée. Il convient néanmoins de vérifier que cette hypothèse reste valable à la lumière des résultats des futurs travaux de l'ANDRA portant sur l'évaluation du transfert des gaz dans le stockage, notamment dans le cadre de son engagement 2024-E14, qu'elle a pris à l'issue de l'examen du GP 1* ». L'ASNR n'aborde pas ici la situation différente des SIHI, où les débits d'eau annuels sont environ 10 fois supérieurs à la fourchette indiquée pour le SEN et où les effets sont amplifiés par l'effet de canalisation du forage.

7 Résultats du modèle

7.1 Facteurs de transfert de la biosphère

Comme déjà mentionné au chapitre 6.5.1, les coefficients de biosphère calculés par l'ANDRA sont nettement inférieurs aux coefficients de biosphère calculés sur la base du même modèle par d'autres organismes de stockage pour des conditions comparables (zone climatique d'Europe occidentale). L'application de ces facteurs aux taux de relâchement des radionucléides permet de réduire de 3 à 30 fois l'exposition aux rayonnements calculée dans tous les scénarios, et pas seulement dans les scénarios d'intrusion humaine. Il est donc possible que les valeurs de dose calculées par l'ANDRA pour la population ne soient pas conservatives.

Ce point a déjà été discuté avec l'ASNR en raison de son importance particulière. La première chose qui est apparue est que l'ANDRA, conformément à la recommandation de l'ASNR, fixe une consommation quotidienne d'eau potable de 1,5 litre, tandis que l'OMS, par exemple, recommande une consommation d'eau potable de 2 litres par jour. Cela explique la légère différence dans la contribution calculée de ^{129}I sur la dose d'eau potable (Chapitre 6.5.1). Des trois anions déterminants pour la dose ^{36}Cl , ^{79}Se et ^{129}I , l'ANDRA s'est focalisé sur l'iode 129, parce que cet anion contrairement au sélénium 79 n'a pas de capacité d'adsorption au sol et donc un état stationnaire s'installe en quelques années dans les eaux souterraines. Les conditions pour le chlore 36 sont complexes, en raison de la forte teneur en chlorures des eaux souterraines profondes et la prise en compte de la dilution isotopique. Pour l'iode 129, la dilution avec de l'iode naturel non-radioactif ne joue aucun rôle, car l'iode est un oligo-élément essentiel pour lequel il existe une carence dans la plupart des régions éloignées des côtes maritimes et qui s'accumule donc dans les organismes des humains et des mammifères et est stocké dans la glande thyroïde.

Après le poisson d'eau salée et les fruits de mer, le lait et les produits laitiers sont des aliments importants de la chaîne alimentaire pour l'approvisionnement en iode de la population. Par conséquent, il n'est pas plausible que, selon la modélisation de la biosphère de l'ANDRA, l'eau potable contribue le plus, soit 88 %, à l'exposition aux rayonnements de l'iode 129, contre seulement 5 % pour le lait et les produits laitiers. Dans les modèles de comparaison, les chiffres sont de 15 % pour l'eau et de 38 % pour le lait et la viande (BfS, réf. [13]) et de 10 % pour l'eau et de 60 % pour le lait (Nagra/IFSN, réf. [14]). Dans ce contexte, l'ASNR a souligné que la modélisation correspondante par le BfS et la Nagra remonte à 2002, mais que les facteurs de transfert sous-jacents pour l'iode 129 ont été réduits par l'AIEA en 2010 d'un facteur de $\sim 1/2$ pour le lait et de $\sim 1/5$ pour la viande (réf. [AIEA TRS 472]). Dans le même temps, la réglementation allemande ([AVV]) contient des facteurs de sûreté de l'ordre de 2 à 5 dans les taux moyens de consommation d'eau potable et de denrées alimentaires. Selon l'ASNR, cela pourrait expliquer les différences dans les résultats.

L'examen qui a suivi a révélé que l'ordonnance allemande sur la radioprotection (réf. [16]) se base sur une consommation annuelle de 130 litres de lait par personne, et l'hypothèse que seulement 50 % des aliments proviennent de la région d'implantation et sont contaminés. En France, l'ASNR retient l'hypothèse que 76 litres de lait et 48 kg de produits laitiers sont consommés annuellement, sans aucune indication de contenu non-contaminé. Cela signifie que les taux de consommation de lait et de produits laitiers en France et en Allemagne sont au moins comparables. Ainsi, les différences dans les contributions de dose pour le ^{129}I ne sont pas encore entièrement compréhensibles. Cependant, la modélisation de la biosphère est très

complexe. Il est donc recommandé d'effectuer un test de référence indépendant pour les résultats des différentes organisations internationales, comme l'ENSI l'a fait pour les résultats de la Nagra (réf. [14]).

7.2 Vérification de la plausibilité des résultats de l'ANDRA sur l'intrusion humaine avec des calculs approximatifs

7.2.1 Vérification de la plausibilité des résultats du carottage

L'ANDRA a calculé le scénario du forage dans le stockage avec prélèvement des carottes et examen visuel ultérieur des carottes de forage exclusivement pour la voie d'exposition aux rayonnements directs. Comme décrit au chapitre 6.5.2, cela ne suffit pas. Si l'on se base sur la méthode de travail actuelle documentée par la photo de l'ANDRA (absence de masque de protection respiratoire, absence de lunettes de protection ou de gants, figure 101 en réf. [1]), cela conduit à une inhalation au moins significative de particules fines de la matrice de déchets pour le personnel examinant les carottes de forage et donc à une voie d'exposition supplémentaire. Étant donné que ces poussières se déposent au moins partiellement dans les poumons et que les radionucléides peuvent également passer dans le sang, cette exposition aux rayonnements persiste longtemps après l'examen de la carotte de forage. Cette voie d'exposition par inhalation n'a pas été incluse dans l'évaluation de l'ANDRA. Il n'a pas non plus été tenu compte du fait que les radionucléides peuvent pénétrer directement dans le système sanguin par des lésions cutanées causées par des particules tranchantes de la matrice des déchets.

C'est pourquoi un calcul approximatif séparé est effectué ci-dessous pour la dose d'inhalation qui résulte du forage carotté à travers un conteneur COGEMA-HA et de l'examen ultérieur des carottes de forage par le personnel. Comme point de départ de ces calculs, l'inventaire des radionucléides par conteneur de déchets est nécessaire. Cela n'est pas présenté d'une manière spécifique aux radionucléides, ni dans le rapport [1] ni dans le document réf. [18] qui y est cité comme référence. Alternativement, les informations de la Nagra sur l'inventaire des radionucléides des déchets vitrifiés hautement radioactifs COGEMA sont utilisées [19]. Ceux-ci proviennent de la même usine de retraitement avec le même procédé et ont donc une composition comparable en moyenne. Les types de conteneurs de déchets sont donc comparables à ceux de l'ANDRA qui sont destinés à être stockés dans Cigéo. Par souci de simplicité, les contributions de certains éléments transuraniens – émetteurs alpha avec un inventaire élevé de radionucléides spécifiques et un débit de dose élevé – sont évaluées ici à titre d'exemple : ^{239}Pu , ^{240}Pu et ^{241}Am . En conséquence, la prise en compte de tous les radionucléides conduirait à une exposition totale aux rayonnements plus élevée.

Tableau 7-1: Inventaire des radionucléides pour les quatre chaînes de désintégration des éléments transuraniens. Extrait de la réf. [19], tableau A3.42c.

NAGRA NTB 02-06

C-50

Tab. A3.4-2c: (Cont.)

Radionuclides and stable isotopes		Inventory per waste package after 40 years decay [mol]		Total inventory after 40 years decay [mol]		
		Reference inventory (ILW: Cemented waste option) (1)				High force compacted waste option (2)
		COGEMA	BNFL	ILW-1	ILW-2	ILW-1
4N chain	²²⁸ Ra	1.17×10^{-17}	2.43×10^{-18}	0	0	0
	²²⁸ Th	1.59×10^{-10}	3.33×10^{-11}	2.30×10^{-8}	0	2.34×10^{-8}
	²³² Th	3.61×10^{-8}	7.54×10^{-9}	0	0	0
	²³² U	5.21×10^{-9}	1.20×10^{-9}	8.14×10^{-7}	0	8.04×10^{-7}
	²³⁶ U	3.01×10^{-2}	6.55×10^{-3}	1.35×10^1	2.17	1.35×10^1
	²⁴⁰ Pu	9.43×10^{-2}	1.14×10^{-1}	1.17×10^1	3.80×10^{-1}	1.18×10^1
	²⁴⁴ Cm	2.05×10^{-2}	1.64×10^{-2}	7.35×10^{-3}	1.36×10^{-4}	7.23×10^{-3}
4N+1 chain	²²⁹ Th	3.28×10^{-9}	3.75×10^{-9}	2.06×10^{-9}	0	2.07×10^{-9}
	²³³ U	3.73×10^{-5}	4.21×10^{-5}	2.18×10^{-5}	9.22×10^{-7}	2.05×10^{-5}
	²³⁷ Np	2.76	3.24	1.20	8.07×10^{-2}	1.19
	²⁴¹ Am	1.01	3.27	5.37	2.25×10^{-1}	5.31
	²⁴¹ Pu	9.66×10^{-4}	2.39×10^{-3}	6.27×10^{-1}	3.37×10^{-2}	6.32×10^{-1}
	²⁴⁵ Cm	3.79×10^{-3}	4.18×10^{-3}	9.73×10^{-4}	2.36×10^{-5}	9.72×10^{-4}
	²¹⁰ Pb	3.88×10^{-11}	1.37×10^{-10}	7.93×10^{-11}	1.03×10^{-11}	7.98×10^{-11}
²¹⁰ Po	6.30×10^{-13}	2.26×10^{-12}	1.30×10^{-12}	1.76×10^{-13}	1.30×10^{-12}	
4N+2 chain	²²⁶ Ra	6.53×10^{-9}	2.30×10^{-8}	1.85×10^{-8}	2.41×10^{-9}	1.86×10^{-8}
	²³⁰ Th	1.77×10^{-5}	6.27×10^{-5}	1.05×10^{-4}	1.33×10^{-5}	1.05×10^{-4}
	²³⁴ U	1.86×10^{-3}	1.84×10^{-3}	1.02	1.21×10^{-1}	1.02
	²³⁸ Pu	2.06×10^{-3}	5.11×10^{-3}	5.06×10^{-1}	2.54×10^{-2}	5.06×10^{-1}
	²³⁸ U	6.42	2.03	3.68×10^3	4.91×10^2	3.67×10^3
	^{242m} Am	6.35×10^{-3}	1.27×10^{-2}	1.09×10^{-3}	1.62×10^{-4}	1.11×10^{-3}
	²⁴² Pu	3.12×10^{-3}	9.92×10^{-3}	2.16	1.19×10^{-1}	2.16
²⁴⁶ Cm	3.93×10^{-4}	4.29×10^{-4}	1.10×10^{-4}	2.33×10^{-6}	1.09×10^{-4}	
4N+3 chain	²²⁷ Ac	1.04×10^{-9}	2.63×10^{-9}	6.05×10^{-10}	6.93×10^{-11}	6.04×10^{-10}
	²³¹ Pa	2.06×10^{-6}	4.95×10^{-6}	2.06×10^{-6}	2.37×10^{-7}	2.06×10^{-6}
	²³⁵ U	6.38×10^{-2}	1.60×10^{-2}	5.30×10^1	5.91	5.30×10^1
	²³⁹ Pu	3.83×10^{-2}	1.22×10^{-1}	3.10×10^1	1.19	3.10×10^1
	²⁴³ Am	4.23×10^{-1}	4.90×10^{-1}	2.01×10^{-1}	2.05×10^{-2}	2.03×10^{-1}
	²⁴³ Cm	5.94×10^{-4}	6.38×10^{-4}	2.03×10^{-4}	3.54×10^{-6}	2.07×10^{-4}

Le calcul ultérieur est présenté ci-dessous. Les informations d'inventaire dans la réf [19] se rapportent à la durée de stockage après une durée d'entreposage présumé de 40 ans. Jusqu'à la date de l'intrusion humaine involontaire, ici par le forage carotté, 500 ans se sont écoulés, au cours desquels une partie des radionucléides s'est désintégrée. La conversion des quantités de substances au moment de la mise en place [mol] en activité après 500 ans [Bq] se fait au moyen de l'équation

$$i = I_0 \cdot \frac{\ln(2) \cdot N_L}{HWZ \cdot a} \cdot \exp - \left(\frac{\ln(2)}{HWZ} \cdot t \right)$$

avec

i	Inventaire des activités en fonction du temps	[Bq]
I_0	Inventaire molaire au moment du stockage	[mol]
HWZ	Période de demi-vie radioactive	[Années]
$\ln(2)$	Logarithme népérien de 2, environ 0,69315	[-]
N_L	Nombre de Loschmidt,	[1/mol]
	Nombre d'atomes par mole, $6,022 \cdot 10^{23}$	[1/mol]
a	Nombre de secondes par an, 31557600	[s/an]
t	Temps après la fermeture du stockage	[Années]

La masse de la matrice de déchets vitrifiés par conteneur est calculée à partir du diamètre intérieur du conteneur HA de 0,43 m, de sa longueur de 1,03 m et de la densité de la matrice de déchets de 2750 kg/m³ à 411,3 kg ; toutes les informations proviennent de réf. [19]. À partir de là, l'activité spécifique en Bq/kg peut être calculée pour chaque radionucléide. Ceci est également utilisé pour la poussière soulevée lors de l'examen de la carotte de forage.

La valeur limite pour les poussières respirables sur le lieu de travail est de 5 mg/m³ selon réf. [20]. Selon réf. [21], le volume respiratoire à 14 respirations par minute et 600 ml par respiration est de 8,4 litres par minute soit 0,504 m³/h. Avec une exposition de dix minutes, cela donne une quantité de poussière inhalée de 0,42 mg.

Les coefficients de dose pour l'inhalation sont documentés dans la CIPR 2012 réf. [4]. Pour le calcul suivant, les valeurs « S » faibles (« taux d'absorption lent ») ont été choisies. La multiplication par la quantité de poussières inhalées et l'activité spécifique des radionucléides des poussières inhalées donne la dose d'inhalation de l'opérateur, Tableau 7-2.

Tableau 7-2: Calcul de l'exposition aux rayonnements par inhalation de poussières contaminées par la radioactivité lors de l'examen des carottes de forage pour les trois nucléides exemple 239Pu, 240Pu et 241Am

	239Pu	240Pu	241Am	
HWZ	24000	6600	430	Années
DFInh	$1,60 \cdot 10^{-05}$	$1,60 \cdot 10^{-05}$	$1,60 \cdot 10^{-05}$	Sv/Bq (Inh)
I0	$3.83 \cdot 10^{-02}$	$9.43 \cdot 10^{-02}$	1.01	mol/récepteur HAA
I(500 a)	$3.78 \cdot 10^{-02}$	$8.95 \cdot 10^{-02}$	$4.51 \cdot 10^{-01}$	
<i>i</i> (500 a)	$2.08 \cdot 10^{+10}$	$1.79 \cdot 10^{+11}$	$1.39 \cdot 10^{+13}$	Bq/Conteneur
	$5.06 \cdot 10^{+07}$	$4.36 \cdot 10^{+08}$	$3.37 \cdot 10^{+10}$	Bq/kg
	$5.06 \cdot 10^{+01}$	$4.36 \cdot 10^{+02}$	$3.37 \cdot 10^{+04}$	Bq/mg
	$8.09 \cdot 10^{-04}$	$6.98 \cdot 10^{-03}$	$5.40 \cdot 10^{-01}$	Sv/mg
Dose	$3.40 \cdot 10^{-04}$	$2.93 \cdot 10^{-03}$	$2.27 \cdot 10^{-01}$	Sv/10 min

La dose d'inhalation calculée par inhalation de poussières radioactives lors de l'examen de dix minutes de la carotte de forage à travers un conteneur COGEMA est donc de 0,23 Sv et est principalement causée par le ²⁴¹Am. C'est environ 20 fois la valeur calculée par l'ANDRA en prenant uniquement en compte le rayonnement direct.

Ce résultat montre que l'inhalation de poussières de forage contribuerait le plus à l'exposition de l'opérateur aux rayonnements et doit être prise en compte dans tous les cas. La valeur de dose évaluée à 0,2 Sv n'est qu'une indication approximative. L'exposition réelle aux rayonnements dépendrait fortement des conditions de travail réelles, de la proportion de particules radioactives fines à la surface de la carotte de forage et de la durée de l'exposition. La valeur elle-même est encore inférieure à la gamme des effets déterministes des rayonnements.

Dans l'évaluation, il convient de tenir compte du fait que seules quelques personnes devraient être touchées par ce scénario. Étant donné que la dose calculée se situe toujours dans la plage des dommages causés par les rayonnements stochastiques, la probabilité qu'une maladie grave se produise chez un petit nombre de personnes est faible.

7.2.2 Vérification de plausibilité des résultats du forage géothermique abandonné

Une plausibilité des résultats de l'ANDRA sur le forage géothermique abandonné n'a pu être vérifiée sur la base des informations fournies et des hypothèses présentées en réf. [1]. Cela est principalement dû au fait que le scénario n'a pas été conceptualisé de manière plausible par l'ANDRA et que la réf. [1] ne présente pas de manière compréhensible les hypothèses prises sur les différences de charges hydrauliques dans le stockage, qui représentent la force motrice pour le rejet de la phase aqueuse chargée des radionucléides du forage :

- (i) Le scénario part de l'hypothèse que le forage intrusif aurait lieu dès que la mémoire des connaissances sur le stockage n'est plus garantie, 500 ans après la fermeture du stockage. Les charges hydrauliques sur lesquels se basent les calculs ultérieurs du modèle sont issues des calculs du modèle de l'ANDRA couvrant « l'évolution géodynamique maximaliste ». Ceux-ci sont brièvement décrits au chapitre 5.3.1.2 réf. [1], qui stipule : « Le scénario d'évolution maximaliste (applicable à la situation enveloppe ; cf. Chapitre 2 du présent volume) est caractérisé par un déplacement de la ligne d'inversion vers le sud-ouest, avec une position relativement stable jusqu'à 600 000 ans. » L'ANDRA n'explique à aucun endroit comment l'évolution géodynamique conduit aux charges présentées seulement 500 ans après la fermeture du stockage, c'est-à-dire pour la géologie actuelle.
- (ii) Les valeurs absolues des charges hydrauliques présentées au chapitre 10.2.3 réf. [1] ne sont pas compréhensibles ; C'est particulièrement vrai pour les résultats du forage ; ils dépendent des hypothèses concernant l'intersection du forage avec l'aquifère de Barrois, qui ne sont pas présentées.
- (iii) La pression créée par la génération de gaz par le stockage n'est pas prise en compte. Elle augmente jusqu'à 7 MPa, surtout à des dates ultérieures, Figure 6-15, et conduit alors à une compression d'un ordre de grandeur plus élevée de la phase aqueuse contenant des radionucléides que celle modélisée par l'ANDRA.
- (iv) De plus, les coefficients de biosphère modélisés par l'ANDRA sont 3 à 30 fois inférieurs aux valeurs calculées par d'autres organismes de stockage pour des conditions climatiques et de vie comparables.

Pour ces raisons, les résultats de l'ANDRA ne sont pas suffisamment compréhensibles et ne peuvent ne pas être qualifiés de conservatifs. Aucun calcul approximatif n'est présenté ici pour vérifier les calculs du modèle.

7.2.3 Vérification de plausibilité des résultats des forages d'exploration dans le Dogger

Une plausibilité des résultats de l'ANDRA sur les forages d'exploration dans le Dogger n'a pu être vérifiée sur la base des informations fournies et des hypothèses présentées dans la réf. [1]. Cela est principalement dû au fait que le scénario n'a pas été conceptualisé de manière plausible par l'ANDRA et que la réf. [1] n'a pas montré de manière compréhensible comment les différences de charges hydrauliques dans le stockage, qui représentent la force motrice pour l'extraction de la phase aqueuse contenant des radionucléides du puits, se produisent :

- (i) Le scénario suppose que le forage a lieu à la date où la mémoire des connaissances sur le stockage ne peut plus être garantie, soit 500 ans après la fermeture du stockage. Les charges hydrauliques sur lesquels se basent les calculs ultérieurs du modèle sont basés sur les calculs du modèle de l'ANDRA pour « couvrir l'évolution géodynamique maximaliste ». Ceux-ci sont brièvement décrits au chapitre 5.3.1.2 réf. [1], qui stipule : « Le scénario d'évolution maximaliste (applicable à la situation enveloppe ; cf. Chapitre 2 du présent volume) est caractérisé par un déplacement de la ligne d'inversion vers le sud-ouest, avec une position relativement stable jusqu'à 600 000 ans. » L'ANDRA n'explique à aucun endroit comment l'évolution géodynamique conduit aux charges présentées seulement 500 ans après la fermeture du stockage, c'est-à-dire à l'échelle des temps géologiques actuels.

Elles sont particulièrement incompréhensibles par rapport aux charges du forage géothermique abandonné. Bien que dans la conceptualisation du scénario pour le forage d'exploration dans le Dogger, l'horizon du stockage ait été fixé environ 50 m plus bas que dans la conceptualisation du scénario pour le forage d'exploration abandonné, dans ce dernier cas, les charges calculées par l'ANDRA sont plus de 10 m plus bas. C'est contre-intuitif, et aucune explication n'est donnée par ANDRA.

- (ii) Le forage remblayé n'a pas de résistance hydraulique significative. Les charges hydrauliques plus élevées calculées pour le forage géothermique abandonné au niveau du stockage entraîneraient des flux significativement plus importants de phase aqueuse contenant des radionucléides du stockage vers le Dogger qu'avec les charges calculées par l'ANDRA pour le forage d'exploration dans le Dogger. À cet égard, les calculs du modèle de l'ANDRA sur « l'évolution géodynamique maximaliste » ne constituent pas un scénario enveloppe.
- (iii) Les valeurs absolues des charges hydrauliques présentées au chapitre 10.3.3 réf. [1] ne sont pas compréhensibles ; à proximité du forage à environ 261 m, elles devraient augmenter jusqu'à environ 270 m en raison de la pression hydrostatique du forage rempli d'eau. Au lieu de cela, elles diminuent d'environ 1 m.
- (iv) La pression créée par la formation de gaz n'est pas prise en compte. Elle monte jusqu'à 7 MPa, surtout à des moments ultérieurs, Figure 6-15, et conduit alors à un relâchement de la phase aqueuse chargée en radionucléides d'un ordre de grandeur plus élevé que celui calculé par ANDRA.
- (v) De plus, les coefficients de biosphère calculés par l'ANDRA sont 3 à 30 fois inférieurs aux valeurs calculées par d'autres organismes de stockage pour des conditions climatiques et de vie comparables.

Pour ces raisons, les résultats de l'ANDRA sont incompréhensibles et peuvent ne pas être conservatifs. Aucun calcul approximatif n'est présenté ici pour vérifier les calculs du modèle.

7.2.4 Vérification de plausibilité des résultats du forage d'exploration pendant la phase du transitoire hydraulique-gaz

La conceptualisation de ce scénario par l'ANDRA n'est pas plausible, comme nous l'avons déjà exposé au chapitre 6.5.5:

- (i) Il n'est pas logique de traiter la phase du transitoire hydraulique-gaz du stockage comme un scénario distinct, car l'intrusion humaine dans le stockage par forage est supposée dans tous les scénarios se produire 500 ans après la fermeture du stockage, date à laquelle la saturation dans les chambres MA-VL, par exemple, n'est que de 75 % à 80 % selon les propres calculs de l'ANDRA et dépasse à peine cette valeur dans les 10 000 ans qui suivent (Figure 6-14). Par conséquent, le transitoire hydraulique-gaz doit être pris en compte dans tous les scénarios.
- (ii) La pression du gaz dans les alvéoles MA-VL est d'environ 0,5 MPa à 500 ans après la fermeture du stockage et augmente à environ 7 MPa en 10 000 ans (Figure 6-15). Même si le forage ne perce « que » la partie sommitale remplie de gaz d'un alvéole MA-VL, le relâchement soudain de la pression affecte également les pores partiellement remplis de gaz dans le remblai et les déchets dans cet alvéole. La saturation en gaz est initialement de 20 % à 25 %. Lorsque la pression chute de

0,5 MPa à 0,1 MPa (pression atmosphérique), le gaz inclus dans l'espace poral se dilate jusqu'à cinq fois son volume, c'est-à-dire qu'il déplace la phase aqueuse des pores. De cette façon, la phase aqueuse contenant des radionucléides pénètre rapidement dans la cavité située dans la partie haute de l'alvéole et est entraînée vers le haut à travers le forage par le flux continu de gaz et de phase aqueuse provenant d'autres zones du stockage.

- (iii) Ce déplacement de la phase aqueuse contenant des radionucléides du remblai poreux par le gaz en expansion devrait être modélisé à l'aide d'un code diphasique approprié, par exemple TOUGH3 [22]. La conception de l'ANDRA selon laquelle seul le gaz s'échapperait et transférerait tout au plus de petites gouttelettes de liquide de la paroi de l'alvéole n'est probablement pas adaptée au système considéré.
- (iv) L'ANDRA calcule l'exposition aux rayonnements résultant de l'immersion de l'opérateur dans un nuage de gaz contenant principalement du ^{14}C . Cette approche est insuffisante. De grandes quantités de gaz et de phase aqueuse contenant des radionucléides s'échapperont du forage. En fonction des conditions diphasiques et de la vitesse d'écoulement, la phase aqueuse radioactive va former un panache de mélange liquide-gazeux hors du forage ou former une fontaine, ce qui entraînera alors *a minima* une contamination de la peau et des vêtements de l'opérateur et l'inhalation de l'aérosol, éventuellement en plus par ingestion.
- (v) De plus, la phase aqueuse qui s'échapperait entraînerait une contamination des sols environnants et, par conséquent, exposerait une partie significative de la population par le biais de l'alimentation.

Les calculs de dose de l'ANDRA sont donc insuffisants et sous-estiment significativement les conséquences radiologiques du scénario.

Dans l'ensemble, on peut dire que les scénarios ont été choisis judicieusement, mais la conceptualisation et la mise en œuvre par l'ANDRA sont contradictoires.

7.3 Questions à l'ANDRA

- 7.3-Q1 : Spécifier les inventaires moyens et maximaux spécifiques aux radionucléides par conteneur HA, ainsi que les dimensions et la densité de la matrice des déchets vitrifiés afin de pouvoir calculer l'activité spécifique.
- 7.3-Q2 : Comment l'ANDRA justifie-t-elle l'affirmation selon laquelle seuls les radionucléides gazeux (^{14}C) dans le panache de gouttelettes de gaz et d'eau qui émerge du forage sont radiologiquement significatifs, mais pas les radionucléides contenus dans l'aérosol (réf. [1], chapitre 10.4.2.2) ?

7.4 Réponses de l'ANDRA

- 7.3-Q1 : En invoquant des données confidentielles relatives à la protection des matières nucléaires, notamment dans le domaine de la défense, l'ANDRA n'a fourni aucune information sur les inventaires.

- 7.3-Q2 : L'ANDRA part du principe que toute l'eau se trouve dans les pores du bouchon de ciment. Au moment du forage, soit 500 ans plus tard, celui-ci n'est pas encore entièrement saturé d'eau. Par conséquent, l'eau contenue dans les pores du ciment est immobilisée par l'effet capillaire, ce qui explique pourquoi même la surpression élevée régnant dans le site de stockage ne parvient pas à l'expulser par le trou de forage. C'est pourquoi pratiquement aucun aérosol contenant des radionucléides n'est libéré, et c'est le terme source gazeux du ^{14}C qui domine la dose. Pour l'expulsion du gaz par le trou de forage et l'entraînement des gouttelettes d'eau depuis la paroi de l'alvéole forée, on utilise un modèle 3D que l'ANDRA explique plus en détail dans une note.

7.5 Evaluation des réponses de l'ANDRA

- 7.3-Q1 : L'ANDRA ne souhaitant pas fournir d'informations plus détaillées sur l'inventaire des radionucléides, on continue de se référer, à titre de remplacement, aux spécifications correspondantes de la Nagra (tableau 7-1). Ces déchets ayant été conditionnés par la COGEMA de la même manière que ceux provenant des centrales nucléaires françaises, cette approximation est suffisante pour l'objectif visé, à savoir l'estimation de la dose de rayonnement due à l'inhalation de poussières issues de la carotte de forage.
- 7.3-Q2 : L'utilisation d'un modèle 3D de type « Computational Fluid Dynamics » pour l'entraînement de gouttelettes de liquide depuis la paroi de l'alvéole et la propagation subséquente du gaz à travers le trou de forage semble inadéquate. De plus, le refroidissement supposé du gaz en expansion ne se produit pas, car il s'agit principalement d'hydrogène, dont la température d'inversion pour l'effet Joule-Thompson est d'environ -90°C . Cela signifie que le gaz ne se refroidit pas lors de son expansion, mais se réchauffe car la température initiale dans la zone de stockage est supérieure à cette valeur.

Il serait en revanche plus pertinent d'examiner plus en détail dans quels matériaux, et avec quelles propriétés, se trouve l'eau contenant des radionucléides dans l'alvéole foré. L'ANDRA ne prend en compte que le ciment à pores fins et la roche hôte (Callovo-Oxfordien), dans lesquels l'eau est largement immobile en raison des forces capillaires. Or, la matrice des déchets (en particulier pour les déchets compactés) contient de grands pores dans lesquels l'eau présente est mobile et s'échappe immédiatement en cas de chute soudaine de pression due au forage.

Selon les prévisions, ce scénario n'exposerait à court terme qu'un nombre restreint de personnes à une exposition accrue aux rayonnements : le personnel de forage et les personnes se trouvant par hasard à proximité. La phase partiellement saturée revêt donc une importance plus grande pour la sûreté à long terme en raison des pressions de gaz qui, à long terme, augmentent l'expulsion d'eau contenant des radionucléides par le trou de forage et contribuent ainsi à une exposition aux rayonnements de la population plus importante que celle calculée par l'ANDRA. Il convient d'en tenir compte dans les scénarios correspondants, cf. chapitres 7.2.2 et 7.2.3.

8 Conséquences pour l'évaluation de la DAC

La conceptualisation des scénarios SIHI, relatifs à une intrusion humaine involontaire dans le stockage, présente des erreurs et des incohérences, notamment :

- (i) L'absence d'évaluation de l'exposition du personnel aux rayonnements due à l'inhalation de poussières radioactives lors de l'examen des carottes de forage.
- (ii) L'absence d'évaluation de l'expulsion d'eau contenant des radionucléides par le trou de forage à la suite du forage à travers un conteneur de déchets HA avec prélèvement du cœur.
- (iii) L'absence de prise en compte de l'influence des pressions de fluide accrues dues à la formation de gaz dans le calcul des débits avec lesquels l'eau contenant des radionucléides est refoulée à travers le trou de forage vers les eaux souterraines.

Dans son examen de la demande d'autorisation pour la création de Cigéo [26], l'ASNR n'a pas relevé les erreurs (ii) et (iii). Certes, l'ASNR écrit au chapitre 5.3.1 : « Effet piston lié au gaz » de [26] que : « *sous l'influence de la pression de gaz croissante après 1 000 à 10 000 ans, des écoulements d'eau dans des milieux biphasiques se produisent à travers les joints d'étanchéité de la zone de stockage HA. (...) L'ANDRA avait alors précisé que ces écoulements s'élevaient au maximum à quelques centaines de litres par an et n'avaient pas d'impact significatif sur la migration des radionucléides. PSE-ENV constate que ces volumes d'eau sont comparables à ceux qui ont été évalués par l'ANDRA, au stade du DDAC, après saturation du stockage (chapitre 6.1) à la sortie de la liaison surface-fond, dans le cadre de la situation enveloppe du SEN, qui atteignent 300 L/an et sont cohérents avec les résultats des simulations de PSE-ENV (voir annexe T8). Par conséquent, PSE-ENV estime qu'à ce stade, l'hypothèse de l'ANDRA selon laquelle l'impact de l'effet piston n'est pas majeur est justifiée* ». Ces valeurs chiffrées concernent toutefois expressément la situation enveloppe du SEN, c'est-à-dire avec une zone de stockage opérationnelle. En cas de court-circuit hydraulique provoqué par le forage entre la zone de stockage et la nappe phréatique, l'influence de la pression du gaz sur le flux advectif (« effet piston ») serait nettement plus importante, en raison du forage remblayé (iii). Or, dans son évaluation des scénarios SIHI, l'ASNR ne fait aucune mention de ce point.

Concernant (i), l'ASNR écrit [26] : « *PSE-ENV souligne que des hypothèses plus sévères auraient pu être retenues pour ce scénario (longueur totale de carottes supérieure à 1 m, si mises bout à bout après leur extraction, comme pratiqué habituellement, durée d'examen plus longue, voies d'exposition incluant l'inhalation de poussières, etc.). Comme mentionné ci-dessus, de tels scénarios sont toutefois, d'une part hautement improbable pour les stockages géologiques et, d'autre part leur évaluation quantifiée doit être considérée avec une grande prudence compte tenu des fortes incertitudes associées, que ce soit en termes de conceptualisation des scénarios ou de données prises en compte dans les calculs. En outre, PSE-ENV, en accord avec la CIPR [67], estime qu'une remontée de déchets à la surface entraînant une exposition directe du foreur, voire de la population avoisinante, introduit la possibilité d'expositions élevées et de doses significatives, ce qui est une conséquence inévitable de la perte postulée dans ce scénario de toutes les dispositions associées aux lignes de défense du système de stockage. Le PSE-ENV estime donc que la conceptualisation de ce scénario « extraction de carotte » est suffisante pour appréhender ses enjeux en termes de niveaux d'exposition du foreur* ».

Cet argument n'est pas valable, car il vise à déterminer comment classer de tels scénarios. Or, l'ANDRA avait pour mission de conceptualiser un tel scénario et de calculer l'exposition aux rayonnements qui en résulterait pour le personnel. Le fait qu'elle ait « oublié » la principale voie d'exposition du personnel et qu'elle ait ainsi sous-estimé la dose reçue d'au moins un facteur 10 ne saurait être excusé par l'ASNR au motif qu'un tel scénario serait extrêmement improbable. Cela soulève la question de savoir dans quelle mesure l'ASNR a examiné le dossier de DAC avec rigueur et si elle a fait preuve d'une négligence similaire sur d'autres points décisifs.

Les incohérences dans la modélisation de la biosphère réalisée par l'ANDRA sont toutefois bien plus graves. La dose de rayonnement pour la population résultant d'un rejet de radionucléides est obtenue en multipliant la concentration en radionucléides dans les eaux souterraines par ce que l'on appelle les coefficients de biosphère. Ceux-ci sont calculés à l'aide de modèles qui prennent notamment en compte les conditions climatiques du site de stockage, le type d'agriculture qui y est pratiqué et les habitudes alimentaires de la population. Ces éléments sont comparables pour la région Grand Est, le nord de la Suisse et la plaine d'Allemagne du Nord. Par conséquent, les coefficients de biosphère devraient également être comparables pour ces trois régions. En d'autres termes : si un radionucléide apparaît à une concentration donnée dans les eaux souterraines exploitées sur l'un des sites de stockage à Bure (F), Stadel (CH) ou Morsleben (D), cela devrait entraîner des doses similaires pour la population vivant à cet endroit.

Or, la comparaison montre que pour les principaux radionucléides qui, sur de longues périodes, sont rejetés dans la biosphère depuis le stockage via les eaux souterraines – le ^{36}Cl , le ^{79}Se et le ^{129}I – les coefficients de biosphère calculés par l'ANDRA sont inférieurs d'un facteur compris entre 8 et 30 à eux calculés par le BfS et par la Nagra/ENSI [14]. Les valeurs du BfS et de la Nagra/ENSI concordent d'ailleurs beaucoup mieux, les valeurs faibles de l'ANDRA sortent du cadre (figures 6-7 et 6-8). Cela est particulièrement flagrant pour ^{129}I , pour lequel, selon l'ANDRA, l'apport alimentaire est négligeable par rapport à celui de l'eau potable, tandis que selon le BfS et la Nagra/ENSI, l'apport provenant notamment du lait, des produits laitiers et de la viande représente plusieurs fois la dose provenant de l'eau potable (figure 6-7). Ce dernier point se reflète également dans les recommandations médicales concernant l'apport en iode de la population [12], l'iode (sous sa forme non radioactive) constituant un oligo-élément essentiel tant pour l'homme que pour les animaux.

L'affirmation de l'ANDRA selon laquelle l'absorption d'iode par les plantes (notamment par le fourrage) via les racines serait négligeable contredit la littérature scientifique [27]. De plus, l'ANDRA ne tient pas compte du fait que le bétail laitier est principalement nourri avec des aliments concentrés (surtout du maïs) [28], qui, en raison de la sécheresse croissante due au changement climatique, doivent être irrigués de plus en plus souvent, et son modèle de biosphère ne couvre pas les zones dans lesquelles des eaux souterraines contenant des radionucléides s'écoulent naturellement, c'est-à-dire sans pompage, dans le sol et pénètrent ainsi dans la chaîne alimentaire. On peut en conclure que la modélisation de la biosphère réalisée par l'ANDRA sous-estime les conséquences radiologiques.

Selon ses propres déclarations, l'ASNR n'a pas vérifié les calculs de l'ANDRA à l'aide de ses propres simulations. Son objection selon laquelle les coefficients de biosphère du BfS et de la Nagra/ENSI ne devraient pas être utilisés à des fins de comparaison, au motif que leur base de données serait obsolète et que les données actuelles issues du projet BIOMASS 2010 indiqueraient un transfert nettement moindre de radionucléides dans la chaîne alimentaire, n'est pas fondée : les coefficients de biosphère de l'ANDRA dans la DAC sont comparables

pour le ¹²⁹I, et même supérieurs à ceux du dossier 2005 [32] pour le ³⁶Cl et le ⁷⁹Se. Les autorités de régulation et de surveillance en Allemagne et en Suisse, BASE [15] et l'ENSI [29] ont établi des bases de calcul contraignantes pour l'évaluation des doses. L'ASNR a rejeté la proposition de vérifier la modélisation de la biosphère de l'ANDRA à l'aide d'une étude comparative internationale, comme l'a fait l'ENSI pour la modélisation de la biosphère de la Nagra [14], au motif qu'elle n'investissait pas de ressources dans ce type d'études, mais que cela pouvait être envisageable dans un autre cadre.

Il en résulte que la sûreté à long terme de Cigéo ne peut être évaluée sur la base des coefficients de biosphère de l'ANDRA [1] : l'ASNR n'a pas vérifié ces coefficients de biosphère et ne dispose pas non plus des ressources nécessaires pour le faire à l'avenir ; les coefficients de biosphère de l'ANDRA ne sont pas plausibles. Cela vaut en particulier pour la faible contribution de l'alimentation par rapport à l'eau potable ; les explications de l'ANDRA contredisent la littérature scientifique et montrent que l'ANDRA sous-estime des facteurs importants.

Une estimation est possible en utilisant les coefficients de biosphère publiés par le BfS [13] et la Nagra/ENSI [14], car les biosphères et habitudes alimentaires des régions d'implantation concernées sont comparables à celles de la région de Bure. Avec les coefficients de biosphère (BC) du BfS, la dose augmente d'un facteur 8, surtout en raison de la contribution du ⁷⁹Se.

Tableau 8-1 : Impacts radiologiques pour le scénario de référence, calculés par l'ANDRA, complétés par l'application des coefficients de biosphère tirés de [13] (Tableau T-5.1 : Impact radiologique déterminé par l'ANDRA pour le SEN [47, modifié] tiré de [26])

Scénario d'évolution normale	Dose (mSv/an), BC ANDRA	Dose (mSv/an), BC BfS
SEN - situation de référence - pompage dans le Dogger	0,0015	0,012
SEN - situation de référence - pompage dans le Barrois	0,00043	0,00344
SEN - situation de référence – adaptabilité à l'inventaire de réserve	0,024	0,192
SEN – situation enveloppe – Cas 1 – « stockage haut » maximisant les transferts verticaux ascendants des solutés vers le Barrois	0,06	0,48
SEN – situation enveloppe - Cas 2 - « stockage haut » maximisant les transferts horizontaux des solutés dans l'Oxfordien calcaire2	0,25	2

SEN – situation enveloppe - Cas 3 - « stockage bas » maximisant	0,1	0,8
Scénario d'évolution normale	Dose (mSv/an), BC ANDRA	Dose (mSv/an), BC BfS
les transferts horizontaux des solutés dans le Dogger		
SEN – situation enveloppe – adaptabilité à l'inventaire de réserve – pompage dans le Barrois (cas 1)	0,09	0,72
SEN – situation d'enveloppe – adaptabilité à l'inventaire de réserve – pompage dans l'Oxfordien (cas 2)	0,39	3,12
SEN – situation enveloppe – adaptabilité à l'inventaire de réserve – pompage dans le Dogger (cas 3)	0,18	1,44

Il apparait ainsi clairement que l'ANDRA n'a pas encore apporté la preuve de la sûreté à long terme de Cigéo. Le Guide de sûreté [5] stipule :

« La stabilité (qui englobe une évolution limitée et prévisible) du milieu géologique devant, selon les critères du sous-chapitre 4.3, être démontrée pour une période d'au moins 10 000 ans, la valeur des résultats des prévisions portant sur cette période devrait pouvoir être attestée de manière objective, notamment sur la base d'études d'incertitudes explicites. La contrainte de dose de 0,25 mSv/an sera retenue pour vérifier que la conception du stockage satisfait à l'objectif fondamental de sûreté. Son dépassement doit conduire, soit à réduire les incertitudes par un programme de recherche adapté, soit à réviser la conception de l'installation.

Au-delà de cette période, les incertitudes concernant l'évolution de l'environnement du système de stockage augmentent progressivement. Des estimations quantifiées majorantes des expositions individuelles devront néanmoins être réalisées, éventuellement complétées par des appréciations qualitatives des résultats de ces estimations, en tenant compte des facteurs d'évolution du milieu géologique, afin de vérifier que le rejet de substances radioactives n'entraîne pas de doses inacceptables. Lors de cette vérification, la valeur de 0,25mSv/an précédemment citée sera conservée comme référence ».

Il en résulte que le projet Cigéo ne peut pas être autorisé sur la base du dossier de DAC [1] et de l'examen réalisé jusqu'à présent par l'ASNR.

Illustrations issues de la discussion avec l'ANDRA et l'ASNR

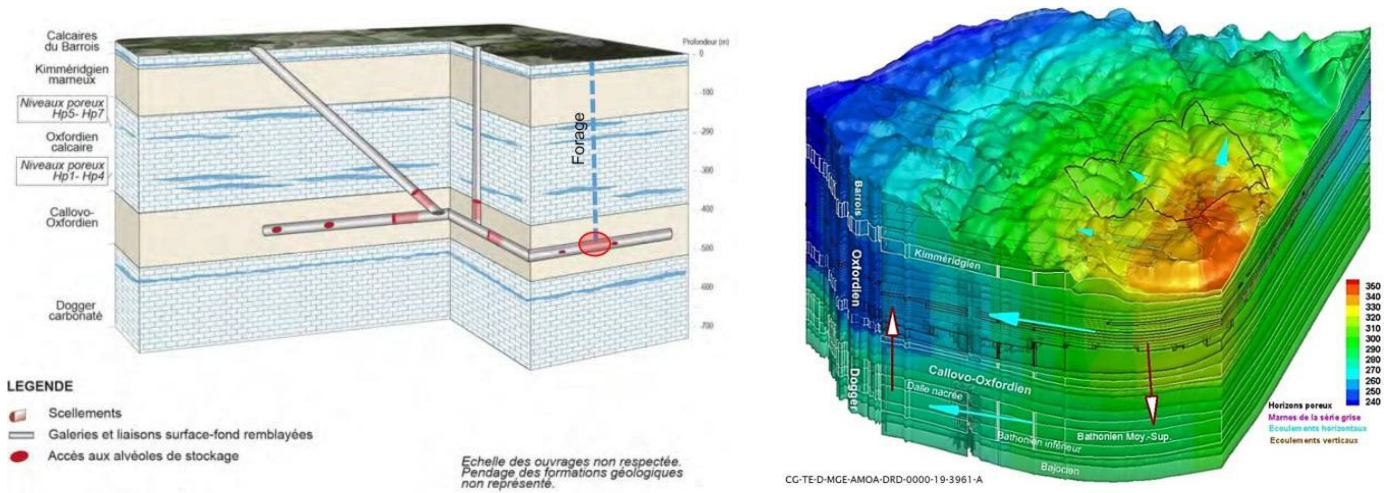


Figure 9-1 : Représentation simplifiée par l'ANDRA de la situation hydrogéologique dans la zone pour la modélisation de la biosphère (à gauche) et situation tenant compte de la topographie (à droite : figure 2-53 tirée de [29])

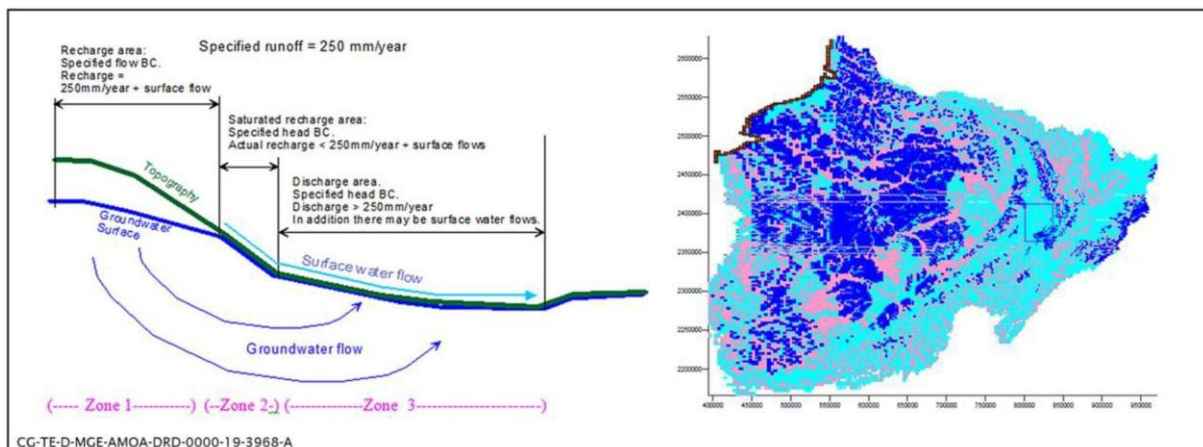


Figure 9-2 : Influence de la topographie sur l'infiltration et l'exfiltration (à gauche) et situation à grande échelle dans l'ensemble du modèle hydrogéologique (à droite ; la zone modélisée de la région autour de Bure est représentée par un petit rectangle bleu foncé) ; figure 3-7 tirée de [29]

Tableau 9-1 : Importance des différentes voies pour la modélisation des voies de transfert des isotopes radioactifs de l'iode dans les plantes

Phase	Voie dominante	Importance
Immédiatement après sa libération	Atmosphère → feuilles	Critique pour le ¹³¹ I
Mois-années	Sol → racines	Importance croissante sante
À long terme (dépôt, cycle mondial)	Sol → racines → feuilles	Facteur déterminant pour ¹²⁹ I
Processus de perte	Volatilisation des feuilles → atmosphère	Réduit la rétention

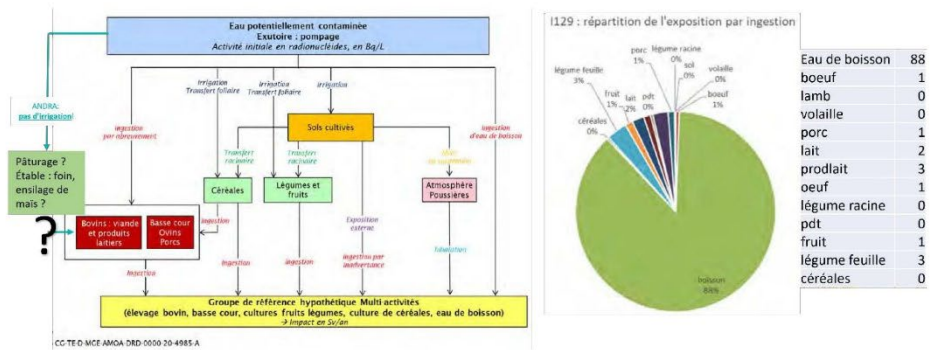


Figure 9-3 : Schéma de modélisation de la biosphère par l'ANDRA, sans transfert de radionucléides des eaux souterraines vers les pâturages ; résultats pour ¹²⁹I (figures 7-8 tirées de [1])



Figure 9-4 : Champ de maïs fourrager non irrigué (Schafisheim, nord-ouest de la Suisse, 420 m d'altitude, 15 août 2022)

12.2.2 Abschätzung des Wasserbedarfs für die Landwirtschaft

(1) Es wird von einer Bewässerung (Beregnung und sonstige Formen der Bewässerung) nach Bedarf ausgegangen. Daher ist für jeden Klimazustand die monatlich benötigte Wassermenge zum Ausgleich des Wasserdefizits abzuschätzen. Aufgrund der Saisonalität in den Jahressganglinien der klimatischen Parameter sind Monatswerte der Klimadaten (z. B. Monatsmittelwerte über 30 Jahre) zu verwenden. Mit folgender Gleichung kann die für die Bewässerung der Nutzpflanzen benötigte monatliche Wassermenge abgeschätzt werden:

$$B_1 = (2 + 0,2 \cdot T_1) \cdot T_1 - 1,2 \cdot (F_1 - 80) - P_1 \quad (1)$$

Hier bedeuten:

- I: Index zur Kennzeichnung des Monats eines Bezugsjahres
- B_1 : Im Monat I benötigte Wassermenge für Bewässerungszwecke in mm
- T_1 : Mittlere monatliche Lufttemperatur im Monat I in °C
- F_1 : Mittlere monatliche relative Luftfeuchte im Monat I in %
- P_1 : Mittlerer monatlicher Niederschlag im Monat I in mm

(2) Falls $B_1 < 0$ gemäß Gleichung (1), liegt kein Wasserdefizit vor und es ist $B_1 = 0$ zu setzen. In diesem Fall erfolgt keine Bewässerung. Ebenso erfolgt unterhalb einer mittleren Monatslufttemperatur von 5 °C keine Bewässerung.

(3) Das Wasserdefizit während der Wachstumszeit von Weidebewuchs und pflanzlichen Nahrungsmitteln (Vegetationsperiode) muss über die Bewässerung ausgeglichen werden. Vereinfachend darf während dieses Zeitraums von einer konstanten Bewässerungsrate landwirtschaftlicher Flächen ausgegangen werden. Hierbei ist der jährliche Wasserbedarf zugrunde zu legen, der sich aus dem mit Gleichung (1) ermittelten monatlichen Wasserbedarf ergibt. Für kühlgemäßiges Klima ist eine Bewässerung (Beregnung und sonstige Formen der Bewässerung) während sechs Monaten eines Jahres zu unterstellen. Sofern die Pflanzen über oberflächennahes Grundwasser versorgt werden, ist keine zusätzliche Bewässerung anzunehmen.

Figure 9-5 : Extrait de la base de calcul [BASE 2022] concernant l'irrigation en fonction de la température, de l'humidité de l'air et des précipitations, y compris pour les plantes fourragères

Références bibliographiques

- [1] : DAC (Dossier d'autorisation de création de l'installation nucléaire de base (INB) Cigéo), Pièce 7 : Version préliminaire du rapport de sûreté, Partie III, Démonstration de sûreté, Volume 8 : La démonstration de sûreté après fermeture
- [2] : DAC (Dossier d'autorisation de création de l'installation nucléaire de base (INB) Cigéo), Pièce 8 : Étude de maîtrise des risques
- [3] : International Features, Events and Processes (IFEP) List for the Deep Geological Disposal of Radioactive Waste, Version 3.1. NEA Nuclear Energy Agency, Radioactive Waste Management Committee, Paris, 7 November 2024.
- [4] : ICRP, 2012. Compendium of Dose Coefficients based on ICRP Publication 60. ICRP Publication 119. Ann. ICRP 41(Suppl.).
- [5] : Guide de sûreté relatif au stockage définitif des déchets radioactifs en formation géologique profonde. ASN Autorité de sûreté nucléaire, 12 février 2008.
- [6] : Empfehlung der Entsorgungskommission. Leitlinie zum menschlichen Eindringen in ein Endlager für radioaktive Abfälle. RSK/ESK-Geschäftsstelle beim Bundesamt für Strahlenschutz. ESK-Empfehlung vom 26.04.2012.
- [7] : Beuth, T., Baltés, B., Keller, S., Kienzler, B., Krone, J., Mönig, J., Navarro, M., Preuss, J., Röhlig, K.-J., Schäfer, S., Weber, J.R., Wollrath, J.: Position of the Working Group on „Scenario Development“: Handling of human intrusion into a repository for radioactive waste in deep geological formations, Working Group on „Scenario Development“. atw, Vol. LIII, No. 8/9 : 538-540, 2008.
- [8] : Nagra, Radiological Consequences of Future Human Actions. Arbeitsbericht NAB 24-09. Nagra, Wettingen, October 2024.
- [9] : Verordnung über Sicherheitsanforderungen an die Endlagerung hochradioaktiver Abfälle (Endlagersicherheitsanforderungsverordnung – EndLSiAnfV). Deutscher Bundestag – 19. Wahlperiode, Drucksache 19/19291.
- [10] : Grammont, V., Boudet, C. Évaluation de l'état des milieux et des risques sanitaires – Démarche intégrée pour la gestion des émissions et substances chimiques par les installations classées - Impact des activités humaines sur les milieux et la santé. Ineris (2013). N°DRC-12-125929-13162B. 102 p.
- [11] : DAC (Dossier d'autorisation de création de l'installation nucléaire de base (INB) Cigéo), Pièce 7 : Version préliminaire du rapport de sûreté, Partie II: Description de l'INB, de son environnement et de son fonctionnement et évolution du système de stockage après fermeture, Volume 7 : L'évolution phénoménologique du système de stockage après sa fermeture.
- [12] : Le lait et les produits laitiers comme sources d'iode : quels sont les facteurs qui influencent la teneur en iode ? Office fédéral suisse de la sécurité alimentaire et des affaires vétérinaires. <https://www.blv.admin.ch/blv/fr/home/lebensmittel-und-ernaehrung/forschung/forschungsprojekte/milch-als-jodlieferant.html> , consulté le 08.08.2025
- [13] : Planfeststellungsverfahren zur Stilllegung des Endlagers für radioaktive Abfälle Morsleben. Verfahrensunterlage. Dosiskonversionsfaktoren zur Berechnung der Strahlenexposition in der Nachbetriebsphase von Endlagern nach dem Entwurf der Allgemeinen Ver-

waltungsvorschrift zu § 47 Strahlenschutzverordnung in Anlehnung an die Vorgehensweise im Rahmen des Planfeststellungsverfahrens des geplanten Endlagers Konrad. Pröhl, G. & Gering, F. Unterlagen-Nummer P-162, Bundesamt für Strahlenschutz, Salzgitter, 2002.

- [14] : Valls, A. & Duro, L. : Verification of Nagra's Biosphere Modelling Results. Project 'Opalinus Clay'. Expertenbericht zuhanden des Eidgenössischen Nuklearsicherheitsinspektorates ENSI. Swiss Federal Nuclear Safety Inspectorate ENSI, May, 2012.
- [15] : Bundesamt für die Sicherheit der nuklearen Entsorgung: Berechnungsgrundlage für die Dosisabschätzung bei der Endlagerung von hochradioaktiven Abfällen. BAnz AT 30.12.2022 B15
- [16] : Strahlenschutzverordnung vom 29. November 2018 (BGBl. I S. 2034, 2036; 2021 I S. 5261), die zuletzt durch Artikel 10 des Gesetzes vom 23. Oktober 2024 (BGBl. 2024 I Nr. 324) geändert worden ist. Bundesgesetzblatt (Deutschland), 23.10.2024.
- [17] : Beta-Minus-Zerfall und Beta-Minus-Strahlung. <https://www.leifiphysik.de/kern-teilchenphysik/radioaktivitaet-einfuehrung/grundwissen/beta-minus-zerfall-und-beta-minus-strahlung#:~:text=Reichweite%20und%20Abschirmung%20von%20Betas-Strahlung&text=Grunds%3%A4tzlich%20ist%20ihre%20Reichweite%20jedoch,Aluminium%20fast%20v%3%B6llig%20abgeschirmt%20werden.>
- [18] : DAC (Dossier d'autorisation de création de l'installation nucléaire de base (INB) Cigéo), Pièce 7 : Version préliminaire du rapport de sûreté, Partie II: Description de l'INB, de son environnement et de son fonctionnement et évolution du système de stockage après fermeture, Volume 3 : Les colis de déchets.
- [19] : Project Opalinus Clay. Models, Codes and Data for Safety Assessment. Demonstration of disposal feasibility for spent fuel, vitrified high-level waste and long-lived intermediate-level waste (Entsorgungsnachweis). Nagra Technical Report NTB 02-06. National Cooperative for the Disposal of Radioactive Waste, CH-5430 Wetingen/Switzerland, December 2002.
- [20] : [What Are the OSHA Levels for Dust: Key Limits Explained.](https://oizom.com/what-are-the-osh-a-levels-for-dust/#:~:text=OSHA%20sets%20the%20limit%20for,over%20an%208%2Dhour%20workd.)
<https://oizom.com/what-are-the-osh-a-levels-for-dust/#:~:text=OSHA%20sets%20the%20limit%20for,over%20an%208%2Dhour%20workd.>
- [21] : [Atemminutenvolumen – Wikipedia](https://de.wikipedia.org/wiki/Atemminutenvolumen)
<https://de.wikipedia.org/wiki/Atemminutenvolumen>
- [22] : TOUGH : Suite of Simulators for Nonisothermal Multiphase Flow and Transport in Fractured Porous Media. Berkeley Lab, <https://tough.lbl.gov/> .
- [23] : "Reference biospheres" for solid radioactive waste disposal: report of biomass theme 1 of the Biosphere modelling and Assessment (BIOMASS) programme. International Atomic Energy Agency (IAEA) (2003). N°IAEA-BIOMASS-6. 563 p. Disponible à l'adresse : https://wwwpub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/Biomass6_web.pdf.
- [24] : La méthodologie BIOMASS. Modélisation de la biosphère pour les évaluations de sûreté à long terme des installations de stockage des déchets radioactifs solides. Agence Internationale de l'Energie Atomique (AIEA), Vienne (2025) https://wwwpub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/p15636-PUB2097_web.pdf.
- [25] : Levieux, Marine : Réponses aux questionnements du rapport NU-5630/01. ANDRA, CG-AMOA-LET-26-0003, Chatenay-Malabry, le 04/02/2026.
- [26] : Autorité de Sûreté Nucléaire et de Radioprotection (ASNR) : Rapport d'expertise. Demande d'autorisation de création du projet Cigéo. GP 3 – Sûreté après fermeture.

Réunion du groupe permanent d'experts pour les déchets des 25 et 26 juin 2025. Rapport n° 2025-00263 du 06/06/2025.

- [27] : Nascimento, V.L., SOUZA, B.C.O.Q, LOPES, G. & Guilherme, L. R. G. : Sur le rôle de l'iode chez les plantes : commentaires sur les bienfaits de cet élément. *Frontiers in Plant Science*, mars 2022, Volume 13, Article 836835/full.
- [28] : Hofstetter, P., Freys, H.J., Petermann, R., Gut, W., Herzog, L. & Kunz, P. : Comparaison des systèmes de production laitière à Hohenrain : élevage en stabulation versus élevage au pâturage – alimentation, performances et efficacité. *Agrarforschung Schweiz* 2 (9) : 402-411, 2011. https://www.agrar-forschungschweiz.ch/wp-content/uploads/2019/12/2011_09_1695.pdf.
- [29] : ANDRA, Justification des données d'entrée (site). Le socle de connaissances scientifiques et techniques du centre de stockage Cigéo. Les notes conceptuelles. Le modèle hydrogéologique actuel et son évolution au cours du prochain million d'années. ANDRA, CG-TE-D-NTE-AMOA-GE0-0000-20-0002/B, 2026.
- [30] : Smolen, S., Czernica, M., Kowalska, I., Keska, K., Halka, M., Grzebelus, D., Grzanka, M., Skoczylas, L., Pitala, J., Koronowicz, A., & Kovac, P. : Nouveaux aspects de l'absorption et du métabolisme des composés iodés organiques et non organiques – Le rôle du vanadium et des analogues d'hormones thyroïdiennes d'origine végétale chez la laitue. *Front.Plant Sci.*, 16 avril 2021, sec. Plant Nutrition, volume 12 – 2021. <https://doi.org/10.3389/fpls.2021.653168>
- [31] : Inspection fédérale de la sécurité nucléaire (IFSN) : Calcul de l'exposition aux rayonnements aux abords des installations nucléaires due aux substances radioactives émises et au rayonnement direct. Directive pour les installations nucléaires suisses IFSN-G14. Edition de mai 2025.
- [32] : ANDRA : Dossier 2005 Argile : Tome Evaluation de la sûreté d'un dépôt géologique. Agence nationale pour la gestion des déchets radioactifs, décembre 2005.