

5 Analyse des méthodes d'évaluation de l'impact des activités du site sur l'homme et l'environnement et des difficultés rencontrées

5.1 Méthode d'évaluation des impacts des rejets d'effluents

L'évaluation des impacts résultant des rejets d'effluents chimiques et radiologiques dans l'environnement comprend les étapes suivantes :

- l'identification du danger, qui comprend l'inventaire des substances par type de rejet, la connaissance de leur flux à l'émission ainsi que de leur toxicité ;
- l'évaluation de la toxicité des substances mises en jeu sur l'homme et l'environnement ;
- l'évaluation des concentrations résultant des rejets dans les différents compartiments de l'environnement (eau, air, sol, denrées alimentaires) ;
- l'évaluation des expositions réalisée à l'aide de scénarii pénalisants (exposition par ingestion et/ou inhalation);
- l'estimation du niveau de risque ajouté sur l'environnement ou les populations locales.

L'évaluation de l'impact des rejets d'effluents s'appuie sur l'utilisation de codes informatiques qui permettent de modéliser les transferts dans l'environnement des substances contenues dans les effluents. Ces codes permettent également d'estimer l'impact sur la santé des populations locales et l'environnement proches du Centre. La plateforme de calcul CERES (Code d'Évaluations Rapides Environnementales et Sanitaires), développée par le CEA, a été retenue pour réaliser ces calculs. Cet outil est l'outil de référence pour le CEA et est utilisé pour l'ensemble des évaluations des conséquences des rejets d'effluents des installations du CEA. Tous les paramètres utilisés par l'outil sont accessibles et les modèles physiques mis en œuvre ont déjà été analysés par l'Autorité de sûreté nucléaire.

La plateforme de calcul CERES permet de réaliser l'ensemble des calculs d'impact des rejets gazeux et liquides, en conditions normales (module GASCON pour les rejets gazeux, module ABRICOT pour les rejets liquides), ainsi que pour les conditions de rejets ponctuels ou accidentels (module MITHRA). Elle modélise la dispersion des rejets de substances dans l'air ou l'eau et fournit les concentrations des radionucléides et des substances chimiques dans les différents compartiments de l'environnement. Ces concentrations ajoutées permettent ensuite d'estimer l'exposition induite, en tenant compte des différents modes de transfert de l'environnement à l'homme au travers des pratiques agricoles ainsi que des habitudes de consommation, et d'effectuer une comparaison avec les niveaux de toxicité chimiques et radioactifs (en termes de doses) des substances pour l'environnement et les populations.

5.1.1 Impact dosimétrique (rejet de substances radioactives)

L'objectif de l'évaluation de l'impact du rejet de substances radioactives en fonctionnement normal est de situer l'impact ajouté vis-à-vis de la limite réglementaire d'exposition pour le public (1 mSv par an) et des objectifs de sûreté pour les travailleurs. Cet impact ajouté pour le public est comparé à la dose moyenne annuelle en France (2,4 mSv). Les doses efficaces sont évaluées après 1 an et 50 ans de fonctionnement des installations ou encore pour la durée de vie prévue des installations si celles-ci sont bien définies a priori.

Pour les populations des groupes de référence, les voies d'exposition à considérer sont l'irradiation externe par le panache et les dépôts (rejets radioactifs uniquement), la dose par inhalation et la dose par ingestion, en prenant en compte une ration alimentaire représentative du site et du groupe étudié.

L'impact sanitaire est alors estimé en évaluant, à l'aide de coefficients de dose définis par la réglementation française ou à défaut issus des travaux d'experts, des doses efficaces (organisme entier) en distinguant les adultes des adolescents et des enfants.

Ce chapitre ne traite que de l'impact des rejets. Pour déterminer la dose efficace totale, il faut également tenir compte du rayonnement produit par les installations elles-mêmes. Ce point est traité par ailleurs. De manière générale, celui-ci est extrêmement faible comparativement à la dose potentiellement induite par les rejets.

Il n'existe pas encore de méthodologie validée pour la détermination de l'impact environnemental (cf. §5.2.3). L'évaluation est basée sur la comparaison des concentrations ajoutées dans l'environnement à celles préexistantes dans le milieu ou rencontrées à proximité ou dans des lieux non exposés aux rejets des installations.

Comme le site de Cadarache existe depuis plusieurs dizaines d'années et ses rejets annuels sont relativement constants, on peut avoir une estimation de son impact environnemental réel grâce aux mesures réalisées périodiquement dans l'environnement.

5.1.2 Impact sanitaire et environnemental (rejet de substances chimiques)

La méthodologie retenue pour l'évaluation de l'impact sanitaire des rejets de substances présentant un risque chimique reprend les recommandations de l'Institut National de Veille Sanitaire (InVS) et de l'Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques (INERIS).

Après la définition et la caractérisation des substances chimiques émises à l'environnement par voie atmosphérique ou liquide, on détermine les concentrations ajoutées dans le milieu récepteur, c'est-à-dire l'atmosphère, le sol ou l'eau puis on estime les niveaux d'exposition par inhalation et/ou ingestion, en prenant en compte une ration alimentaire représentative du site et du groupe étudié.

L'impact sanitaire est estimé, en évaluant, à l'aide des valeurs toxicologiques de référence relatives aux substances étudiées, soit des indices de risque (IR) dans le cas des substances avec effet de seuil (substances non cancérogènes), soit des excès de risque individuel (ERI) dans le cas des substances sans effet de seuil (substances cancérogènes). On additionne les indices de risque à un même organe, dus aux différentes substances présentes dans le rejet. De même, par prudence, l'INERIS conseille d'additionner les ERI liés aux différentes substances.

D'après l'INERIS²⁰, si les indices de risque (IR) sont inférieurs à la valeur repère de 1, la survenue d'un effet toxique apparaît peu probable. Si les indices de risque sont supérieurs à 1, l'apparition d'un effet toxique ne peut être exclue.

D'après la littérature internationale (OMS, US-EPA), l'excès de risque individuel repère à ne pas dépasser se situe entre 10^{-5} (1 sur 100 000) et 10^{-6} (1 sur 1 million). Dans la fourchette de ces valeurs, la probabilité théorique qu'une personne développe un cancer d'un type donné lié à une exposition pendant sa vie entière (70 ans) à la substance considérée est comprise entre 1 sur 100 000 et 1 sur 1 million.

²⁰ Evaluation des risques sanitaires dans les études d'impact des ICPE, INERIS, 2013.

L'évaluation de l'impact environnemental est basée, pour la voie atmosphérique, sur la comparaison des concentrations ajoutées dans l'environnement à des valeurs limites pour la protection des végétaux et des écosystèmes. Pour la voie liquide, cet impact est évalué par comparaison des concentrations dans l'environnement à des normes de qualité environnementales ou PNEC (Predicted No Effect Concentration).

5.1.3 Utilisation du code CERES pour estimer l'impact en fonctionnement normal

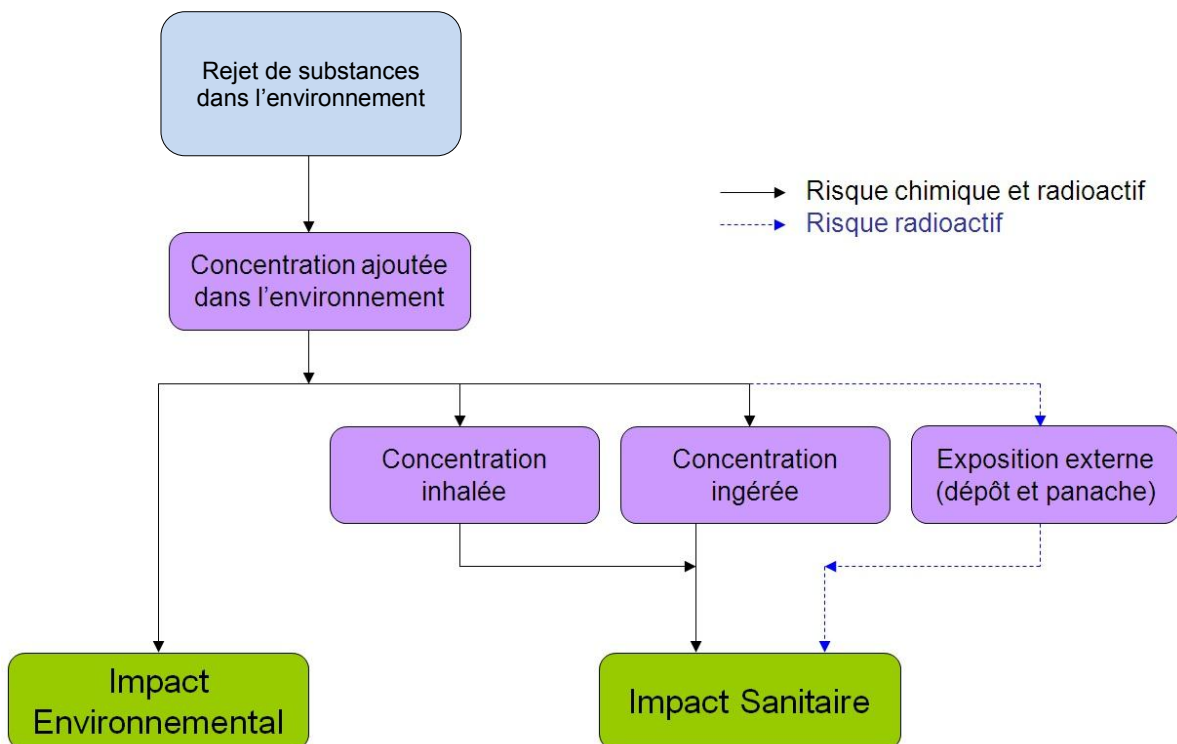
Une fois les données d'entrée du code CERES acquises, le code évalue la concentration (en Bq/m³ ou Bq/kg pour les substances radioactives et g/m³ ou g/kg pour les substances chimiques) transmise aux différents compartiments de l'environnement (air, eau, sol, végétation, animaux, etc.).

Pour les substances radioactives, les effets sur la santé des rejets sont évalués en calculant une « dose efficace » délivrée à l'individu et exprimée en Sievert (Sv). Cette valeur permet d'estimer la dose reçue pour l'ensemble de l'organisme. Pour les substances chimiques, les effets sur la santé sont évalués à partir de l'estimation d'Indices de Risque (IR) ou d'Excès de Risque Individuel (ERI).

CERES simule tout d'abord la dispersion des rejets dans l'environnement. Pour des rejets atmosphériques, la dispersion est basée sur des modèles à bouffées dont les formulations des écarts-types sont issues des travaux de Doury. Le code prend en compte l'effet d'appauvrissement du panache dû aux dépôts secs et humides.

La modélisation CERES prend également en compte, le cas échéant, la décroissance radioactive des radioéléments et leur filiation (un élément radioactif se transforme en un autre élément radioactif appelé son fils).

Ensuite, le code calcule les transferts des substances dans les divers compartiments de l'environnement (sol, plantes, animaux), en utilisant les facteurs de transfert spécifiques à chaque substance.



Le code prend ensuite en compte les habitudes alimentaires habituelles des populations locales pour calculer l'ingestion de substances.

☞ Pour les radionucléides, le code calcule la dose efficace annuelle reçue par les populations par les diverses voies d'exposition :

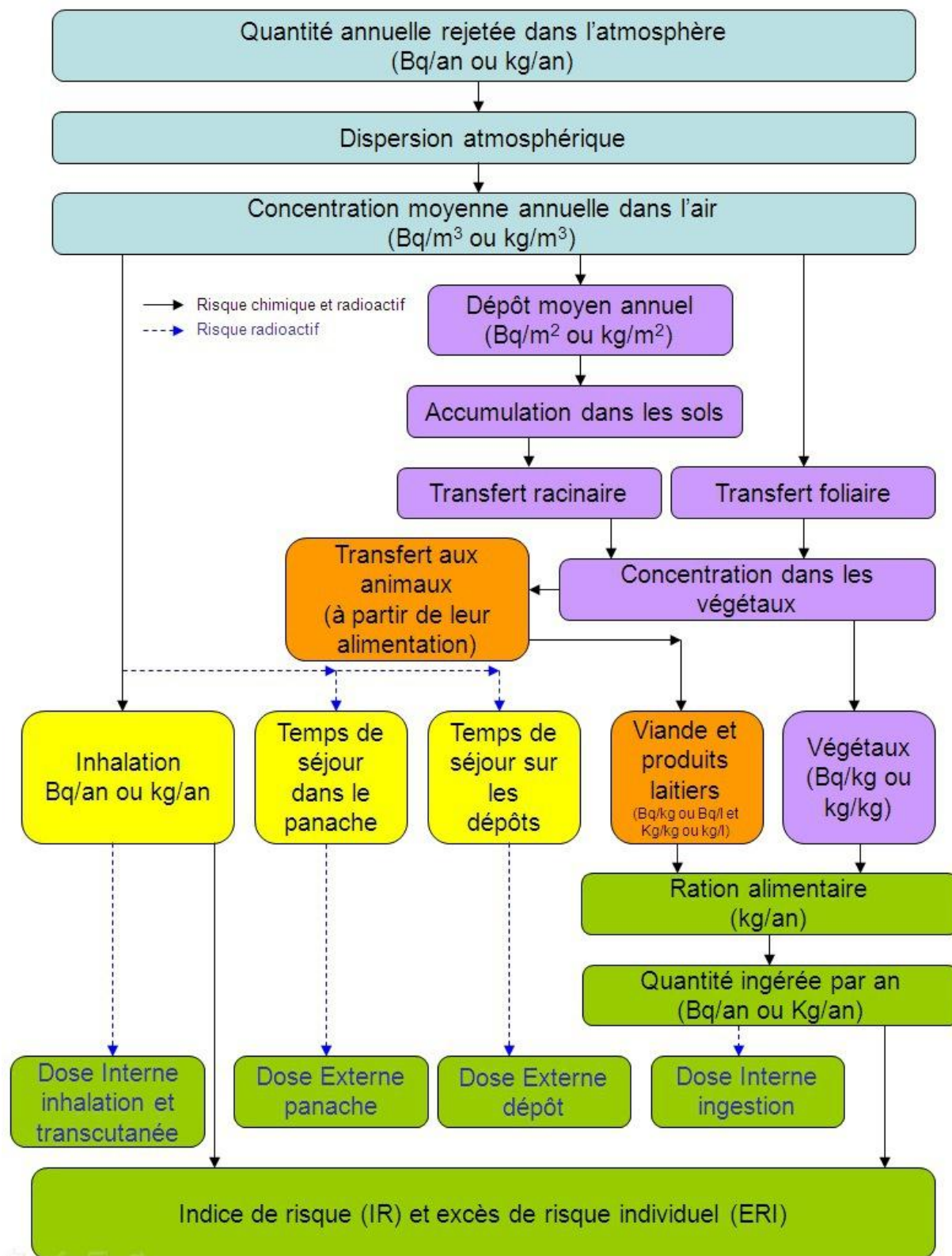
- rayonnements provenant du panache, du dépôt au sol et des sédiments ;
- inhalation et transfert par la peau ;
- ingestion d'eau potable, de poissons et de nourriture contaminés par des rejets atmosphériques ou liquides.

☞ Pour les substances chimiques une évaluation est faite à partir des indices de risques reçus par les populations selon les diverses voies d'exposition :

- inhalation ;
- ingestion d'eau potable, de poissons et de nourriture contaminés par des rejets atmosphériques ou liquides.

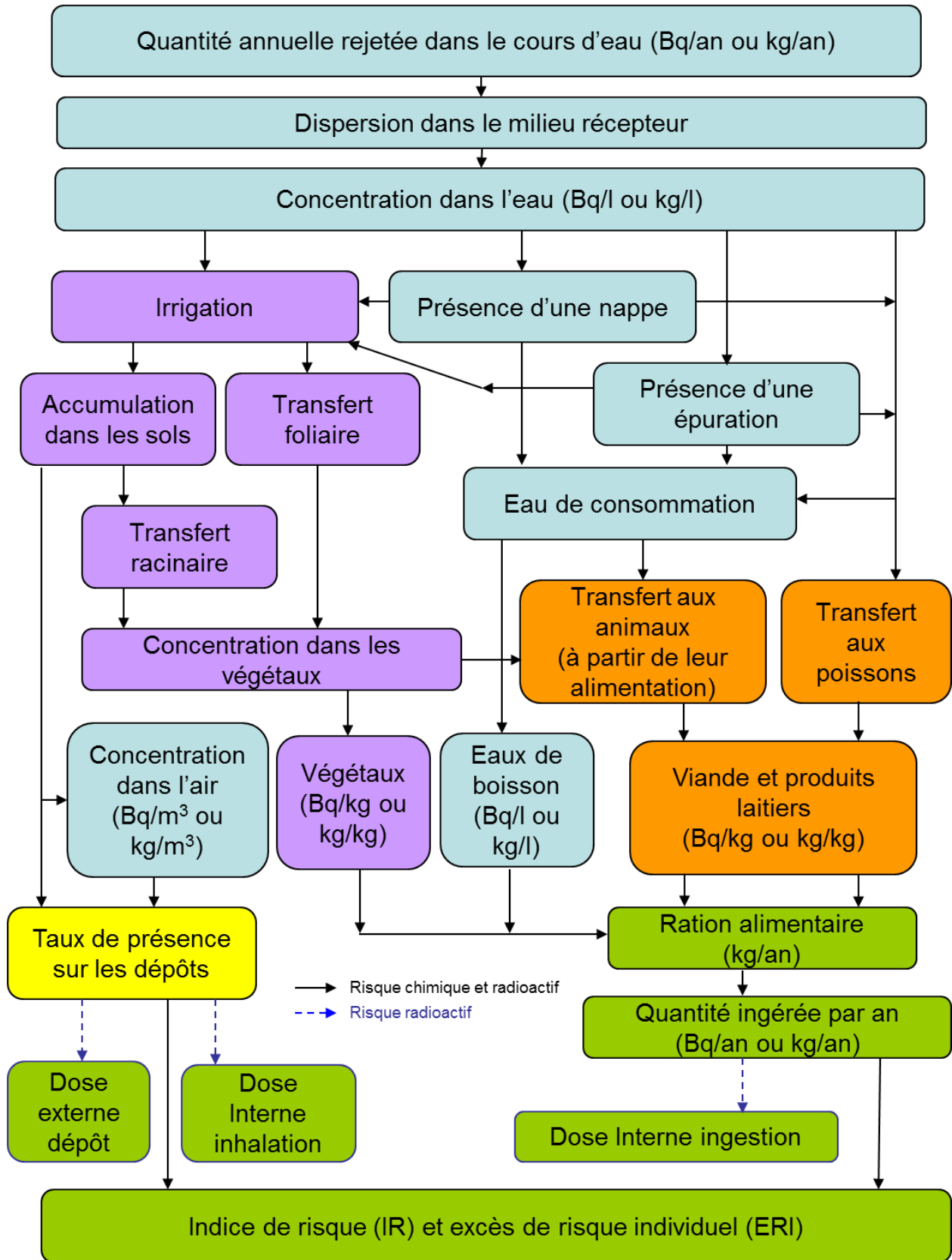
La partie suivante synthétise les méthodes de calcul utilisées pour estimer l'impact environnemental et sanitaire en conditions normales. Le détail est fourni en Annexe 2 (notamment les équations utilisées dans la plateforme CERES).

Le principe de détermination des impacts des rejets d'effluents gazeux est illustré dans le schéma de principe ci-après, valable pour les substances chimiques et radioactives.



Principe de détermination des impacts des rejets d'effluents gazeux

Le principe de détermination des impacts des rejets d'effluents liquides est illustré dans le schéma de principe ci-après, valable pour les substances chimiques et radioactives.



Principe de détermination des impacts des rejets d'effluents liquides

5.1.4 Conséquences potentielles des rejets d'effluents sur l'environnement et la santé humaine

5.1.4.1 Méthodes employées

Les conséquences sur l'environnement résultent des sources d'exposition constituées par les rejets d'effluents liquides et gazeux, associés aux activités des installations, contenant des substances chimiques et radioactives.

Libérées dans l'environnement, les différentes matières se dispersent au sein du milieu dans lequel elles ont été rejetées et peuvent, sous l'influence de divers mécanismes, atteindre d'autres milieux.

Ainsi, les effluents rejetés dans l'atmosphère peuvent atteindre l'homme par le biais de l'air dans lequel il se trouve et qu'il respire, du dépôt au sol de particules, de pluie et/ou du transfert à d'autres milieux comme la chaîne alimentaire.

La dispersion atmosphérique est étroitement liée à la vitesse et à la direction du vent ainsi qu'à la turbulence de l'atmosphère. Elle dépend aussi des conditions d'émission (hauteur de rejet) et des phénomènes climatiques tels que la pluie dans le cas d'émission d'aérosols ou de vapeurs.

Ainsi, au terme d'un cheminement variable, les éléments rejetés peuvent atteindre l'homme, provoquant alors une exposition à des rayonnements ionisants et/ou une toxicité chimique.

Un cas particulier, le tritium

Le tritium peut être rejeté sous forme d'eau tritiée (HTO) et d'hydrogène tritié (HT). Bien qu'une partie du rejet puisse être effectuée sous forme d'hydrogène tritié, tous les calculs d'impact sont considérés le plus souvent avec une forme de vapeur d'eau tritiée (HTO), une forme chimique du tritium plus de 10 000 fois plus radiotoxique que l'hydrogène tritié, mais bien moins radiotoxique que les autres types de matières radioactives.

Les transferts du tritium dans l'environnement sont les suivants :

- atmosphère ; la vapeur d'eau tritiée (HTO) est assez facilement captée par les gouttes d'eau et se dépose même sans pluie ;
- sols ; une partie de l'eau tritiée déposée au sol est réémise dans l'atmosphère par évaporation à la vitesse d'environ 1% par heure. Une autre partie s'enfonce dans le sol et se mélange à l'eau du sol. Le tritium peut aussi être apporté à la surface du sol par infiltration directe d'eau tritiée liquide ;
- végétation ; le tritium sous forme de vapeur d'eau est relativement bien absorbé par les plantes :
 - suite à un transfert par voie foliaire, la majeure partie (99%) du tritium des feuilles est emportée par l'eau de transpiration et disparaît à raison de 50% toutes les 30 minutes. Le reste du tritium, fixé dans les cellules, disparaît beaucoup plus lentement ;
 - suite à un transfert par voie racinaire, le temps de résidence dans les plantes est plus long (quelques jours) et est fonction de celui du tritium dans le sol.

5.1.4.2 Exposition externe (spécifique rejets radioactifs)

Il y a exposition par voie externe lorsque le corps humain est soumis aux rayonnements émis par une source radioactive qui lui est externe. C'est l'irradiation externe. Dans ce cas, l'action directe des rayonnements prend fin dès que l'individu s'éloigne suffisamment de la source des rayonnements. Il peut exister également une exposition externe superficielle due aux dépôts de substances radioactives sur les vêtements ou la peau. Il s'agit de la contamination externe.

5.1.4.3 Exposition interne

Il y a exposition par voie interne lorsqu'il y a incorporation dans l'organisme humain, soit par inhalation, soit par ingestion de substances, soit encore par voie transcutanée (absorption directe par la peau ou blessure, considérée seulement pour les rejets radioactifs).

Toute contamination (de l'atmosphère, des surfaces, des vêtements ou des fluides) engendrant une exposition radioactive interne est également une source d'exposition externe. En effet, chaque élément de volume ou de surface contaminé constitue une source radioactive qui irradie à distance.

Un cas particulier : le tritium

L'absorption par l'organisme et le transfert vers le sang diffèrent selon les composés. L'hydrogène tritié (HT) est peu soluble dans l'eau ou les fluides corporels. Son assimilation est environ 10 000 fois plus faible que sous forme d'eau tritiée (HTO), si bien que la seule forme considérée dans les calculs est cette dernière, de manière pénalisante. L'absorption d'eau tritiée peut se faire également par ingestion d'eau de boisson ou par ingestion de l'eau des aliments. Le tritium peut aussi être absorbé sous forme de nourriture contenant du tritium dit organique (lié à des molécules organiques).

Le rayonnement β mis par le tritium ayant une faible énergie et un faible parcours, le tritium ne présente un risque radiologique que s'il pénètre dans l'organisme (exposition interne) :

- l'absorption par ingestion du tritium (HT), de l'eau tritiée (HTO) ou de fractions réduites de tritium organiquement lié (TOL) qui pourrait être généré dans les installations est quasi complète. En fonction de sa forme chimique, le tritium peut être absorbé directement ou après dégradation de la molécule porteuse. Suite aux recommandations de la Commission internationale pour la protection radiologique (CIPR), on considère que 3 % du tritium sous forme d'HTO sera converti en composé organique dans le corps humain, avec une **période effective biologique** de 10 jours. La moitié du TOL provenant de la nourriture est convertie en HTO en une **période biologique** de 40 jours. En 30 minutes, la distribution est homogène dans l'organisme ;

Période radioactive et période biologique

Une molécule non radioactive absorbée par l'organisme disparaîtra progressivement « par les voies naturelles » selon une loi du même type que celle de la décroissance naturelle de la radioactivité. Au bout d'un temps « t », il ne restera plus que la moitié de la substance considérée, au bout de 2t, il restera le quart, au bout de 3t, le 8^{ème}, etc. Le paramètre « t » est appelé « période biologique ». Un produit radioactif ingéré décroît à la fois par sa période radioactive et sa période biologique.

- le tritium et l'eau tritiée peuvent être inhalés sous forme gazeuse. Moins de 0,01% de l'activité inhalée d'hydrogène tritié (HT) passe dans le sang où une partie pourra être transformée en eau tritiée. 99% de l'eau tritiée inhalée est transférée dans le sang sans modification de la forme chimique.

Le tritium est un des radionucléides les plus étudiés par la recherche, même si tout n'est pas encore connu à son sujet. Le tritium est un des radionucléides les moins radiotoxiques pour l'homme.

5.1.4.4 De la quantité de radioactivité absorbée à la dose

La dose absorbée représente la quantité d'énergie absorbée, par unité de matière. Elle se mesure en Gray (Gy), 1 Gray représentant 1 Joule déposé dans 1 kg de matière.

Les différents types de rayonnement (α , β et γ) n'exercent pas le même effet sur les tissus. Afin de tenir compte de ces différences, la dose équivalente a été définie comme le produit

de la dose absorbée par le tissu ou l'organe par un facteur de pondération propre à chaque type de rayonnement. La dose équivalente s'exprime en Sievert (Sv) ; un Sievert représente une dose très élevée et on utilise généralement le milli-Sievert ($1 \text{ mSv} = 0,001 \text{ Sv}$).

Le rayonnement a une incidence différente sur chaque tissu et chaque organe. Afin de tenir compte de ces différences, la dose efficace a été définie comme la somme des doses équivalentes délivrées aux différents tissus ou organes du corps, par exposition interne et externe et pondérées par un facteur de sensibilité du tissu ou de l'organe. Elle s'exprime également en Sievert.

La dose efficace calculée par CERES est la somme des doses efficaces annuelles délivrées par expositions interne et externe aux différents tissus et organes du corps. Elle est liée aux différentes voies d'atteinte de l'homme.

Les doses efficaces sont estimées après la première année et après 50 ans. Le calcul est en effet effectué pour des rejets continus de la première année jusqu'à la cinquantième année d'exploitation.

La dose efficace par exposition externe aux dépôts tient compte de l'activité accumulée dans l'environnement depuis la mise en service de l'installation, ainsi que de la décroissance des radionucléides.

5.1.5 Hypothèses et méthodes utilisées pour les calculs d'impact des rejets atmosphériques

5.1.5.1 Filtration avant rejet (rejets radioactifs)

Les éléments de filtration de Très Haute Efficacité (THE) sont caractérisés par un coefficient d'épuration traduisant leur efficacité. De manière conservatrice pour la définition des rejets atmosphériques, le coefficient d'épuration, pour le premier filtre THE, est pris égal au minimum requis par cette norme à la dimension de particule la plus pénétrante, soit une efficacité de 99,9 %, dans le cas des aérosols, ce qui correspond à la prise en compte d'un rapport entre l'activité avant et après l'élément de filtration d'au moins 1000. Lorsque deux filtres à très haute efficacité sont en série, le coefficient d'épuration du second filtre THE en série est pris égal à 10, ce qui conduit à une efficacité globale de 99,99%.

5.1.5.2 Conditions de rejet

Compte tenu du nombre important d'exutoires et de leur répartition sur le Centre de Cadarache, on considère que le rejet de radioéléments de toutes les installations est effectué par une cheminée équivalente.

Les rejets de substances chimiques étant émis par un nombre plus restreint d'installations, chaque exutoire de rejet a été considéré.

5.1.5.3 Conditions météorologiques

Les conditions météorologiques sont établies à partir de mesures enregistrées par les stations météorologiques du Centre de Cadarache. Les données météorologiques sont réparties dans une rose des vents de 18 secteurs présentée au paragraphe 1.3.

Concernant les rejets non permanents de substances chimiques (rejets séquentiels) une condition météorologique unique a été retenue parmi celles mesurées sur le site de Cadarache. Il s'agit d'une condition météorologique raisonnablement pénalisante, c'est-à-dire qu'il s'agit d'une condition défavorable en termes de dispersion des polluants dans l'atmosphère mais néanmoins observée sur le site de Cadarache.

5.1.5.4 Populations exposées

Les populations retenues pour l'étude des effets des rejets gazeux sur l'environnement sont, compte tenu des conditions météorologiques locales, celles qui se trouvent être les plus proches du site : le Hameau, Saint-Paul-lez-Durance et Ginasservis.

L'impact radiologique est calculé pour l'adulte (17 ans et plus), l'enfant de 10 ans (représentatif de la tranche 7 à 12 ans) et l'enfant de 1 à 2 ans. L'impact chimique est évalué pour un adulte.

5.1.5.5 Habitudes alimentaires

De façon très pénalisante, on considère des taux de présence égaux à 100% quel que soit le lieu étudié et une autarcie alimentaire dans les villages pour les denrées produites localement.

On ne prend en compte pour le calcul d'impact que les denrées alimentaires susceptibles d'être produites localement. Le complément de la ration, non produit localement, n'est pas impacté par les rejets du site de Cadarache.

Les rations alimentaires retenues sont présentées en annexe 2.

5.1.5.6 Hypothèses associées au transfert de rejets atmosphériques vers le corps humain

☞ Rejets radioactifs

Les coefficients de dose efficace relatifs à l'incorporation de radionucléides par la voie interne (inhalation / ingestion) sont ceux préconisés par l'arrêté du 01/09/2003 définissant les modalités de calcul des doses efficaces et des doses équivalentes résultant de l'exposition des personnes aux rayonnements ionisants. Ces facteurs spécifiques à chaque radioélément fournissent la dose engagée pour chaque becquerel incorporé et dépendent de l'âge de la personne.

Pour le calcul de l'exposition externe, les facteurs de conversion en dose efficace ne dépendent pas du métabolisme des personnes et ne varient donc pas en fonction de l'âge. En revanche, ces facteurs sont fonction de la nature de la source : exposition au panache, à un dépôt de sol pour le domaine terrestre. Les coefficients de dose efficace qui permettent de quantifier l'exposition externe à partir des activités de l'air et de la surface du sol sont donnés par le rapport Federal Guidance n°12.

☞ Rejets chimiques

Les valeurs « repère » retenues pour l'évaluation de l'impact environnemental et sanitaire des rejets proviennent de l'article R. 221-1 du code de l'environnement, de l'Organisation Mondiale pour la Santé (OMS) également pour la qualité de l'air, de l'Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR) proposant des valeurs de type "Minimal Risk Level" (MRL) pour différentes substances, de la base de données IRIS de l'US-EPA (United States - Environmental Protection Agency) synthétisant les informations épidémiologiques concernant plus de 500 polluants cancérigènes ou classés tels, des fiches de l'INERIS décrivant les caractéristiques de différentes substances, présentant des synthèses bibliographiques des études de toxicité réalisées sur ces substances, du rapport sur l'étude épidémiologique des installations du Nord Cotentin et de la base de données "the risk assessment information system" (RISK) fournissant des valeurs de toxicité pour des substances, à effets de seuil ou non, pour les voies inhalation et ingestion.

5.1.5.7 Évaluation de l'impact des rejets atmosphériques

Les effluents rejetés par voie atmosphérique se dispersent dans l'atmosphère selon les caractéristiques météorologiques du site.

Une certaine partie des particules contenues dans ces rejets se dépose, soit par gravité, soit par impact sur le sol ou la végétation rencontrée, soit à la suite de précipitations sur le sol. Elle migre ensuite dans la terre, dans les végétaux, dans les fourrages et les animaux. L'individu, en relation avec ces rejets par inhalation d'air, contact avec le sol et ingestion de produits alimentaires issus de la culture ou de l'élevage, est donc susceptible de subir un détriment par des rayonnements et/ou des toxiques chimiques, soit de façon directe (ingestion d'aliments ayant subi des dépôts d'aérosols et la pluie), soit de façon indirecte (ingestion d'aliments influencés par les transferts racinaires à partir du sol).

5.1.5.8 Transfert par le milieu atmosphérique

Le transfert par le milieu atmosphérique est évalué au moyen d'un calcul de dispersion atmosphérique qui permet, à partir du terme source exprimé en Bq/an (rejets radioactifs) ou kg/an (rejets chimiques) et des conditions météorologiques, d'évaluer les concentrations dans l'air des substances rejetées en moyenne annuelle (Bq/m^3 ou kg/m^3).

Ainsi, la détermination de l'impact passe par le calcul du coefficient de transfert atmosphérique, défini d'une façon générale entre une source et un point M (x,y,z) comme le rapport de la concentration intégrée sur le temps au point M à la quantité totale Q de substances émise par la source.

Le transfert atmosphérique est calculé en trois points représentatifs des différentes voies d'atteinte à l'homme :

- le lieu d'habitation ;
- le lieu de production du fourrage destiné aux animaux ;
- le lieu de production des végétaux consommés.

En chacun de ces points, un coefficient de transfert moyen spécifique à chaque substance est calculé en tenant compte des conditions météorologiques, de la décroissance radioactive (le cas échéant) et de l'appauvrissement par dépôts sec et humide (par lessivage par temps de pluie) des aérosols au sol.

Les calculs de concentration intégrée dans l'air sont effectués en considérant ce transfert atmosphérique à la distance du point d'émission.

☞ Rejets radioactifs

Cette concentration permet de calculer :

- la dose efficace due à l'irradiation par le panache ;
- la dose efficace due à l'inhalation de radionucléides lors du passage du panache qui est fonction du débit respiratoire moyen ($0,96 m^3/h$ pour l'adulte, $0,64 m^3/h$ pour l'enfant de 10 ans et $0,22 m^3/h$ pour le nourrisson).

Le code calcule des flux de dépôts moyens annuels, en déduit des débits de dose dus au dépôt ainsi que les transferts aux végétaux.

☞ Rejets chimiques

Dans le cas d'un rejet d'une substance chimique, cette concentration permet de calculer l'indice de risque ou l'excès de risque individuel par inhalation qui est fonction du débit respiratoire moyen.

Le code calcule des flux de dépôts moyens annuels et en déduit les transferts aux végétaux.

5.1.5.9 Transfert par le milieu terrestre

Pour tenir compte de l'évolution des concentrations des substances rejetées en fonction de l'année, il faut additionner la concentration due aux dépôts des rejets de l'année et la concentration résiduelle due aux dépôts des années précédentes.

Les calculs sont effectués pour une exposition annuelle un an après le début de l'exploitation de l'installation considérée et 50 ans après le début de l'exploitation, en tenant compte pour les substances radioactives des produits de filiation des radioéléments rejetés et de leur décroissance radioactive.

Les concentrations en substances des végétaux dues au transfert par le sol sont estimées à partir de l'évaluation des dépôts au sol.

5.1.5.10 Transfert par la chaîne alimentaire

Les concentrations ajoutées dans les végétaux permettent de calculer :

- la dose efficace due à l'ingestion de végétaux et à l'ingestion de productions animales, pour les substances radioactives ;
- l'indice de risque ou l'excès de risque individuel dus à l'ingestion de végétaux et de productions animales, pour les substances chimiques.

De manière pénalisante, il est considéré que la totalité de l'alimentation des populations provient des productions locales impactées par les rejets.

Un calcul de la concentration en substances dans les produits d'origine végétale est effectué en prenant en compte le dépôt direct sur la masse foliaire et indirect via l'absorption racinaire. Pour les produits d'origine animale, on considère que leur alimentation est assurée uniquement par des produits d'origine locale.

5.1.6 Hypothèses et méthodes utilisées pour le calcul d'impact des rejets liquides

5.1.6.1 Conditions de rejet

Pour les calculs de dispersion, on suppose que les rejets dans la Durance sont continus, avec le débit minimal de la rivière de 4,5 m³/s.

5.1.6.2 Populations exposées

Les populations exposées aux rejets liquides sont les populations voisines utilisant l'eau de la Durance. La commune de Saint-Paul-lez-Durance a ainsi été retenue.

Saint-Paul-lez-Durance utilise l'eau de la Durance à des fins d'irrigation et pour l'abreuvement des animaux. L'eau potable provient de la source d'Abéou, qui n'est pas affectée par les rejets liquides dans la Durance.

L'impact radiologique est calculé pour les adultes, les enfants de 10 ans et les enfants de 1 à 2 ans.

5.1.6.3 Habitudes alimentaires

Les hypothèses adoptées sont identiques à celles présentées pour l'évaluation de l'impact des rejets atmosphériques.

5.1.6.4 Évaluation de l'impact des rejets liquides

Les substances rejetées dans la Durance sont diluées dans celle-ci en fonction du débit de rejet et du débit de la rivière. Une partie d'entre elles est emportée par le courant et transmise à l'homme via la chaîne alimentaire ou par inhalation suite à une remise en suspension d'aérosols provenant de l'eau d'irrigation après évaporation.

Les concentrations ajoutées pour chaque substance rejetée sont calculées à partir des quantités annuelles rejetées et du débit minimum de la Durance.

5.1.6.5 Transfert par le milieu aquatique

Les substances rejetées dans la Durance se répartissent en fonction de leurs caractéristiques physico-chimiques entre une phase aqueuse et une phase solide (matières en suspension) dans l'eau brute.

On utilise dans les calculs la notion de facteur de partage, rapport entre la part fixée sur les matières en suspension et celle de l'eau filtrée. La concentration moyenne annuelle est calculée en faisant le rapport des quantités de substances émises annuellement sur le débit annuel.

Le code de calcul permet de distinguer deux cas :

- l'utilisation directe de l'eau de la rivière pour l'irrigation ou l'abreuvement du bétail (eau brute) ou l'ingestion sous forme d'eau de boisson ;
- le pompage indirect via la nappe alluviale. Dans ce cas le modèle tient compte d'une atténuation des concentrations due à une possible dilution par d'autres sources et due également à la filtration par les terrains traversés qui dépend du facteur de distribution entre l'eau et les matières solides.

Pour les substances radioactives, l'utilisation d'un facteur de conversion en dose efficace permet d'évaluer l'influence par ingestion d'eau de boisson.

Les concentrations des substances dans le poisson sont supposées égales celles se trouvant dans l'eau. Il est considéré de façon maximaliste que la totalité du poisson consommé provient de la Durance.

5.1.6.6 Transfert par la chaîne alimentaire

Transfert aux végétaux irrigués

La concentration des substances dans les végétaux irrigués est calculée en tenant compte d'une part de la contamination directe par transfert eau-feuille et d'autre part du transfert racinaire. Ce dernier dépend des caractéristiques du sol et du métabolisme des plantes vis-à-vis des différentes substances considérées.

Le calcul du transfert racinaire est effectué pour des périodes d'accumulation dans le sol jusqu'à 50 ans. On tient compte pour ce calcul des apports annuels dans le sol et des pertes par **lixiviation** et décroissance radioactive, le cas échéant. On utilise la concentration en substances de l'eau brute (eau de surface).

Lixiviation

Traitement d'une substance par un liquide pour en extraire les constituants solubles. Par extension, perte des constituants solubles d'une substance exposée à l'eau.

Transfert aux produits d'origine animale

Toutes les substances ajoutées dans l'environnement par les rejets liquides se retrouvent dans les produits d'origine animale par :

- ingestion d'aliments solides ; on suppose ici que tous les aliments consommés par les animaux d'élevage sont produits localement ;
- abreuvement.

Pour chaque voie de transfert, la concentration des substances dans les parties consommées de l'animal est le produit d'un facteur de transfert spécifique à cette voie, par la quantité journalière incorporée correspondante. Les concentrations résultant de chaque voie de transfert sont sommées.

Transfert aux poissons

La concentration dans les poissons des substances rejetées est déduite directement de la concentration dissoute dans l'eau de la rivière par utilisation de facteurs de transfert à l'équilibre.

5.1.6.7 Transfert par le milieu atmosphérique

Une partie des aérosols du sol sur lequel se fixent les substances présentes dans l'eau d'irrigation est remise en suspension par évaporation. CERES évalue alors, selon la nature de la substance, la dose intégrée ou l'indice de risque et l'excès de risque individuel par inhalation correspondante.

5.2 Difficultés rencontrées

5.2.1 Caractérisation des effluents

Les rejets réels des différentes installations du site peuvent varier considérablement d'une année sur l'autre, en fonction des programmes de recherche qui sont menés et de la survenue ou non d'éventuels événements exceptionnels d'exploitation (la vidange d'une cuve ou le rejet de gaz rares après décroissance, etc.).

Par exemple, les rejets annuels d'un réacteur de recherche sont intimement liés à sa durée effective de fonctionnement. Le réacteur peut être arrêté plusieurs années, le temps de le modifier pour l'adapter aux nouvelles expériences à mener. Dans ce cas, il rejettera très peu. A l'inverse, lors de sa période de fonctionnement, il produira beaucoup plus d'effluents, le rapport peut dépasser largement un facteur 100 ou 1 000. Dans tous les cas, les rejets resteront bien en deçà des valeurs pour lesquelles un risque sanitaire pourrait apparaître.

En raison de cette imprécision de la prévision des rejets réels des installations, on prend systématiquement les limites annuelles de rejet pour faire les calculs d'impact. Ainsi on est sûr que les résultats des calculs seront toujours supérieurs aux impacts réels.

Néanmoins, on cherche à se rapprocher au plus près possible de la réalité. C'est notamment pour cette raison que la rose des vents moyenne annuelle et les conditions de diffusion sont issues de mesures réalisées sur site depuis de nombreuses années.

5.2.2 Calculs d'impacts radiologique et chimique

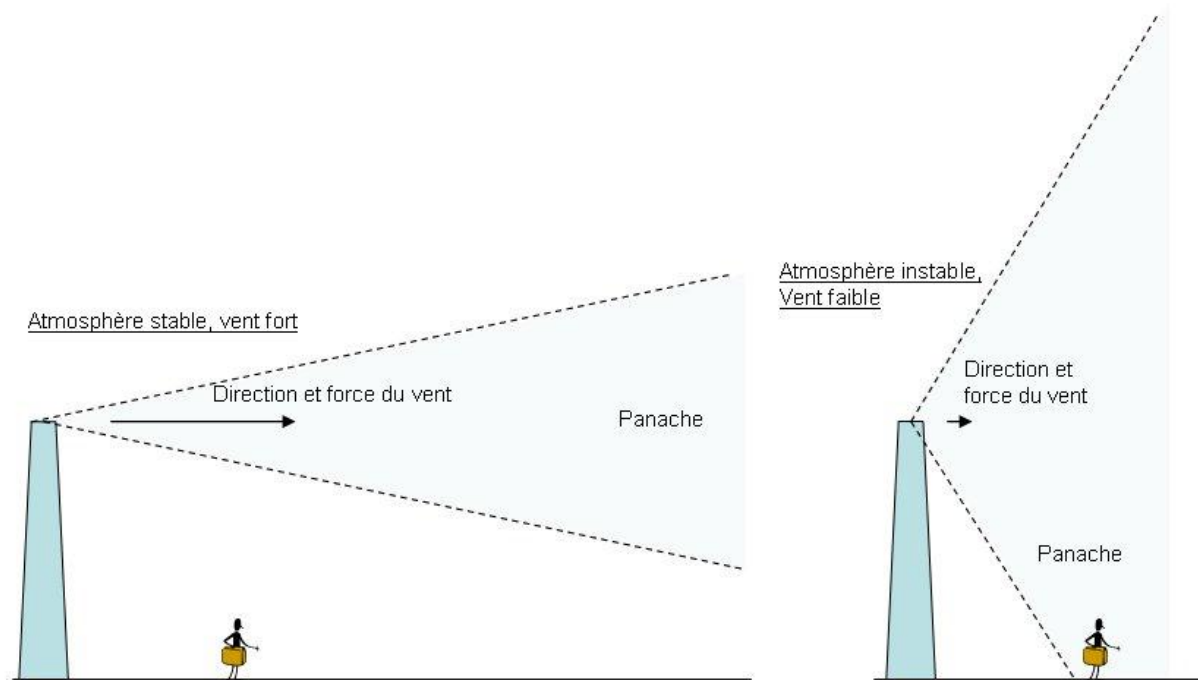
Les méthodes utilisées qui ont été présentées dans les paragraphes précédents sont le résultat de plusieurs dizaines d'années de recherches et de mises au point. Ces méthodes sont à présent totalement acceptées par la communauté internationale et ne présentent plus de difficultés de mise en œuvre.

Les difficultés de détermination de certains paramètres méritent cependant quelques développements.

Tout d'abord, les calculs ne sont pas représentatifs du mode de vie de chaque individu, un exemple suffit à le mettre en évidence : tous les habitants de Saint-Paul-lez-Durance n'arrosent pas leur jardin avec l'eau de la Durance. Leur exposition aux rejets liquides du site de Cadarache sera donc différente.

Pour contourner cette difficulté, la méthode utilisée définit des groupes théoriques d'individus, dits « groupes de référence » qui, selon leur position géographique (sous les vents dominants ou non, près de la Durance ou éloignés, etc.) et leur mode de vie (âge, type d'alimentation et de boisson), pourront être plus ou moins exposés aux conséquences des rejets gazeux et liquides du site.

Il est évident qu'un groupe qui ne consomme que des produits locaux, influencés par les rejets du site, sera plus exposé qu'un groupe qui n'en consomme pas. Par contre, il est beaucoup moins évident qu'un groupe qui se trouve à proximité immédiate du site soit plus exposé aux rejets gazeux qu'un groupe plus éloigné : il faut tenir compte de la direction des vents et de l'état de l'atmosphère au moment du rejet (stable ou instable).



Il n'est donc pas facile de déterminer, *a priori*, quel sera le groupe théorique le plus exposé. C'est pour cette raison que l'on fait plusieurs calculs sur plusieurs groupes afin de déterminer les conséquences des rejets pour chacun d'eux.

Le but ultime de tous ces calculs est de vérifier que les conséquences des rejets sont acceptables pour tous les individus susceptibles d'y être exposés. Comme tous les paramètres ne peuvent pas être déterminés avec précision, on résout la difficulté en utilisant une démarche pénalisante qui consiste à systématiquement retenir les hypothèses ou paramètres qui conduiront à une détermination de l'impact par excès. Par exemple, comme on ne peut savoir avec précision la part de produits locaux dans l'alimentation, on suppose que l'alimentation est composée à 100% de produits locaux. Ainsi on est sûr que l'impact réel sera au plus égal à celui qu'on a calculé et très certainement inférieur, puisque l'immense majorité de la population ne consomme pas que des produits locaux.

Comme cette surestimation est systématique, dès qu'un paramètre peut être entaché d'une incertitude ; les calculs d'impact donnent ainsi des résultats très supérieurs à la réalité.

Concernant les estimations des impacts des rejets chimiques, le CEA est régulièrement confronté, pour les besoins de ses installations, à des interrogations quant au choix des Valeurs Toxicologiques de Référence (VTR) dans les évaluations des risques sanitaires telles qu'usuellement pratiquées pour les études d'impact des installations classées et la gestion des sites et sols pollués.

L'INERIS a développé un portail spécifique concernant les substances chimiques (<http://www.ineris.fr/substances/fr/>). Le portail substances chimiques de l'INERIS fournit des grandeurs caractéristiques sur les substances chimiques dans les domaines suivants : écotoxicologie, toxicologie, données technico-économiques ; il n'est malheureusement pas exhaustif à ce jour.

Il reste donc de nombreuses substances pour lesquelles les VTR sont absentes, que ce soit sur le portail INERIS ou dans la littérature (US-EPA, ATSDR, OMS, etc.).

5.2.3 Les calculs d'impact radiologique sur l'environnement

Les méthodes de calcul d'impact ont été en priorité développées pour estimer l'impact sanitaire des rejets d'effluents radioactifs. Pour ce qui concerne l'impact sur l'environnement, les méthodes et paramètres sont en cours de définition. De nombreux groupes de travail Autorité de sûreté / organismes de recherche / exploitants d'installation étudient le sujet.

Aujourd'hui, nous avons une bonne connaissance des méthodes de détermination des impacts des rejets radioactifs sur la santé humaine, les incertitudes sur les effets de la radioactivité à faible dose sont prises en compte dans les modèles. Ces connaissances ne peuvent que très partiellement être transposées directement aux autres êtres vivants. Nous savons par exemple que les bactéries résistent beaucoup mieux que l'homme à l'exposition aux rayonnements.

D'autre part, l'acquisition de la connaissance fine des effets de la radioactivité sur tous les organismes vivants non humains est une tâche compliquée qui n'a pas encore abouti à la mise en place de méthodologie et a fortiori d'outils pour l'évaluation de l'impact associé.

Dans l'état actuel des choses, les codes de calcul donnent les activités ajoutées dans les différents compartiments de l'environnement mais ne permettent pas d'estimer les niveaux d'exposition car il n'existe pas aujourd'hui de valeurs réglementaires pour la faune et la flore du même type que celles utilisées pour caractériser l'exposition du public (dose unitaire issue de l'arrêté du 1^{er}/09/2003). Il n'existe également pas de valeur de référence qui permettent de caractériser le risque.

Pour les substances chimiques l'évaluation de l'impact environnemental se base sur la méthodologie de l'évaluation des risques décrite dans le Document Guide Technique européen (TGD) mais ne présentent des concentrations prédites sans effets (PNEC) que pour un nombre restreint de substances.

Dans le cadre du programme de surveillance du site de Cadarache, nous disposons du suivi de l'environnement depuis la création du Centre, soit une cinquantaine d'années. Les rejets d'effluents chimiques et radioactifs ont varié au cours des différentes années, et en moyenne ont été plus importants par le passé, notamment quand l'installation Rapsodie était en fonctionnement.

La surveillance de l'environnement n'a jamais montré de marquage significatif de l'environnement attribuable aux rejets de Cadarache. Par exemple, l'analyse de la Durance en amont et en aval du rejet ne montre pas de différence notable, que ce soit pour les concentrations de substances chimiques et radioactives dans l'eau ou dans les sédiments et les organismes aquatiques (cf. §1.9.2.1). Ce sont ces résultats et leur extrapolation qui permettent de porter un jugement sur l'impact environnemental des activités du site de Cadarache et sur son évolution dans le temps.