Approche méthodologique pour la caractérisation géostatistique des contaminations radiologiques dans les installations nucléaires

Yvon Desnoyers

▶ **To cite this version:**

Yvon Desnoyers. Approche méthodologique pour la caractérisation géostatistique des contaminations radiologiques dans les installations nucléaires. Sciences de la Terre. École Nationale Supérieure des Mines de Paris, 2010. Français. NNT : 2010ENMP0063 . pastel-00839164

HAL Id: pastel-00839164
https://pastel.hal.science/pastel-00839164

Submitted on 27 Jun 2013

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

ParisTech
INSTITUT DES SCIENCES ET TECHNOLOGIES
PARIS INSTITUTE OF TECHNOLOGY

MINES ParisTech

Ecole doctorale n° 398 : Géosciences et Ressources Naturelles

Doctorat ParisTech

T H È S E

pour obtenir le grade de docteur délivré par

l'École nationale supérieure des mines de Paris

Spécialité "Géostatistique"

présentée et soutenue publiquement par

Yvon DESNOYERS

le 21 décembre 2010

Approche méthodologique pour la caractérisation géostatistique des contaminations radiologiques dans les installations nucléaires

Directeur de thèse : **Jean-Paul CHILES**

Jury

M. Francis MEILLIEZ, Professeur, Université de Lille 1	Président
M. Bertrand IOOSS, Ingénieur recherche, HDR, EDF R&D	Rapporteur
M. Philippe RENARD, Professeur, Université de Neuchâtel	Rapporteur
M. Jean-Paul CHILÈS, Directeur de recherche associé, HDR, MINES ParisTech	Examinateur
Mme Hélène DEMOUGEOT-RENARD, Consultant, Indépendant	Examinateur
M. Didier DUBOT, Chef de la section assainissement du site, CEA	Examinateur
Mme Chantal de FOUQUET, Maître de recherche, HDR, MINES ParisTech	Examinateur
M. Nicolas JEANNÉE, Directeur Etudes & Formations, GEOVARIANCES	Examinateur

MINES ParisTech
Centre de Géosciences – Equipe Géostatistique
35 Rue St Honoré, 77300 Fontainebleau, FRANCE

T H E S E

L'incertitude est le pire de tous les maux, jusqu'au moment
où la réalité nous fait regretter l'incertitude.
Alphonse Karr (1840) Les Guêpes

Comment pouvez-vous identifier un doute avec certitude ?
- A son ombre ! L'ombre d'un doute, c'est bien connu.
Raymond Devos (1989) A plus d'un titre

Thèse CIFRE n°1194/2007

Collaboration CEA n°C10832

Remerciements

Je tiens tout d'abord à remercier chaleureusement Jean-Paul Chilès pour avoir accepté d'encadrer ce projet de recherche et mis sa compétence, son recul et sa gentillesse à toute épreuve (même lorsqu'il s'agit de relire un papier à rendre pour le lendemain) au service de cette thèse. Par son intermédiaire, c'est également toute l'équipe géostatistique du centre de Fontainebleau que je souhaite saluer pour m'avoir accueilli et encouragé au long de ces trois années.

Ensuite, mes remerciements s'adressent à GEOVARIANCES, pour avoir fait le pari osé de cette thèse en entreprise, plus particulièrement à Yves Touffait, Jean-Jacques Péraudin et Nicolas Jeannée pour avoir proposé, monté, suivi et encadré ce projet innovant.

D'après la théorie du tabouret, il faut trois pieds solides pour être stable. C'est en effet grâce au CEA, et plus particulièrement Didier Dubot, que ce projet a pu voir le jour, acquérir sa pertinence méthodologique et son application industrielle. Finalement, tous ces efforts, c'est de ta faute au départ ! Merci pour tes idées, ton savoir-faire, ta disponibilité entre deux déplacements, cinq coups de téléphone et cent dix mails ! Cela fait déjà quelques années que l'on se côtoie et tes propos qui m'avaient tant surpris aux premiers jours de mon stage à la SAS se sont généralement avérés très pertinents : il faut toujours savoir ce que l'on cherche avant de chercher…

Je tiens ensuite à exprimer ma gratitude à Bertrand Iooss et Philippe Renard qui ont accepté la (douloureuse) mission d'être rapporteurs de cette thèse. Pour leurs remarques judicieuses, leurs commentaires avisés et l'intérêt porté à ces travaux, je tiens donc à les remercier vivement.

Je salue également Francis Meilliez qui a parfaitement accompli sa charge de président du jury, pour son regard critique et son soutien inconditionnel sur le désormais fameux « Chapitre 9 » !

Enfin, pour leurs compétences en géostatistique, leurs expériences respectives en pollution des sols et leur participation au jury de thèse, je souhaite remercier Hélène Demougeot-Renard et Chantal de Fouquet. La lecture minutieuse du manuscrit qui a été faite par cette dernière, accompagnée d'une multitude de corrections et d'une foultitude de remarques, a également grandement contribué à la qualité finale du document.

Il y a ensuite les nombreuses personnes qui ont gravité autour de cette thèse, de près ou de loin, de manière ponctuelle, ou en continu et qui ont largement participé à la réussite de ce projet.

Une campagne de mesure, dans une installation nucléaire de base, dès le deuxième mois de ma thèse, était un pari osé. C'était sans compter sur la détermination de Jean-Jacques pour décrocher la formation nécessaire, le réseau de Didier pour trouver l'accord d'une installation et mes « mesureux » préférés. Merci Thierry pour avoir ouvert le bal, traversé 5 fois le site de Cadarache pour toutes les formalités d'accès (et de visite médicale), et avoir accompagné mon grand moment de solitude juste avant le calcul du tout premier variogramme expérimental, le soir à l'hôtel, le premier jour où l'on avait enfin réussi à rentrer dans l'installation et faire des mesures malgré le déclenchement d'une balise (sacré radon). Merci Didier, à nouveau, Patrick, pour toutes les pièces sans trop d'intérêt qu'il fallait quand même mesurer avant, enfin, de pouvoir faire la pièce du fond qui crache un peu, et Lionel, parachuté et intéressé, avec son regard expert de radiopro, toujours enthousiaste pour faire une nouvelle manip'. Enfin tout cela n'aurait jamais pu être possible sans l'équipe du projet des ATUE, qui nous a formidablement accueillis, notamment Pierre Lisbonne, pour son accord bienveillant et sa connaissance de l'installation, Daniel Seisson, pour son aval également et le grand écart réalisé entre les besoins projet et les besoins de la thèse, Magali Guillemot et Magali Vatton, pour avoir suivi particulièrement les mesures et les prélèvements, Jean-Jacques Trouquet, cheville ouvrière pour la préparation de la campagne et pour les coups de main, Romain Castagné, pour le squattage dans son bureau (transformé en véritable QG de campagne)…

A cette liste, s'ajoutent les autres personnes du CEA qui ont fourni des données pour venir renforcer la méthodologie mise en place, plus particulièrement Fabrice Lamadie, Jean-Marc Idasiak, Marie-Anne Berton… et plus généralement le CEA pour la collaboration poussée tout au long de ce projet, notamment par le DTEC (ex-DDCO) pour le pilotage et le suivi de la thèse.

Une thèse est un projet de longue haleine. Ainsi les nombreux encouragements reçus, au cours des indénombrables présentations, séminaires et conférences, sont autant de soutiens précieux qui incitent toujours à persévérer. Comme aime le rappeler Jean-Guy Nokhamzon par exemple, les trois étapes-clés de l'assainissement sont : caractérisation, caractérisation et caractérisation ! Il reste encore beaucoup de travail de sensibilisation et de pédagogie à faire mais nous sommes sur le bon chemin.

J'ai une pensée pour tous les collègues de mes 3 bureaux durant cette thèse, au centre de géostatistique, à GEOVARIANCES et au CEA. C'est parfois un peu compliqué et pesant de ne pas être deux jours de suite au même endroit, mais votre accueil et votre soutien permanent ont toujours été une source profonde de réconfort. La liste est bien trop longue pour être dressée exhaustivement mais je me hasarde à en citer une partie. Que les personnes omises dans ce texte sachent qu'elles sont toutefois pleinement associées à ces remerciements. Feu à volonté de mercis. Edwige (et Seb), pour ces riches moments partagés, tes gaufres succulentes et ce toupet de t'être mariée le même jour que moi (bon d'accord, c'était prévu indépendamment), Chadia, pour notre expérience commune d'une thèse Cifre en entreprise et ta discrétion téléphonique (!), Béatrice, pour nos longues discussions sur l'échantillonnage in situ et sur nos travaux respectifs, pour également avoir tenu le bureau pendant nos déplacements (à Chadia et moi) répétés et aléatoires, Isabelle et Dominique, notamment pour la préparation de la soutenance de thèse. Spéciale dédicace aux transfuges : Claire (et Pierre par procuration), Julien et Emilie. Cela me permet de me tourner alors vers Magali, capable de décrocher un rendez-vous inespéré pour le lendemain et Carla, pour qui cela n'a pas toujours été facile de suivre mes déplacements. Il me faut encore citer Andrée pour sa relecture méticuleuse du manuscrit, Odile pour toutes mes demandes de badge d'accès et Antony pour la rapidité dans les résultats de labo (j'attends toujours la formation pour les mesures alpha). Enfin, dans le désordre, Fabien, Danitza, Nathalie, Jacques,

Didier (un autre), Hélène, les deux Christian, Thomas, Nicolas (un autre également), Françoise, Ophélie, les deux Benjamin, Jean-Yves, Yves-Marie, François, Sébastien, Ludovic, Matthieu, Vincent, Marie, Léa, Fabrice… et encore pleins d'autres que j'oublie, c'est certain.

C'est presque la fin de cette farandole des mercis et je souhaite me tourner maintenant vers ma famille, Brigitte, Jean-Marie, Dominique, Joël, Romain, Thomas, Nicolas (toi aussi, c'est un peu de ta faute si j'en suis là maintenant), Marie et Julien (même si c'est mieux les petites voitures) pour les moments partagés durant ces trois années particulières. Cela me comble de joie d'avoir toujours pu compter sur votre soutien malgré la difficulté parfois à tout comprendre de mes phosphorescences et de ma motivation pour les déchets radiologiques. Justement, c'est pour en produire moins !

Enfin, ces remerciements seraient bien incomplets sans ceux adressés à ma tendre moitié. Je sais tout ce que cela a représenté de tensions et de sacrifices. Alix, merci de ton soutien, merci pour tout. Tu resteras sans doute la seule d'entre nous d'eux à pouvoir présenter mes travaux en moins de deux minutes. Promis, je ne recommencerai pas une nouvelle thèse. Mais je crains en fait que ce ne soit que le début !

Table des matières

INTRODUCTION 1

PREMIERE PARTIE : LA CATEGORISATION RADIOLOGIQUE PAR GEOSTATISTIQUE 7

Chapitre 1 : **Mise en place d'une méthodologie de catégorisation 9**

I. Cadre réglementaire français du démantèlement 9
I.1. Cadre réglementaire des années 1990 11
I.2. Autorisation unique de déclassement de 2003 12
I.3. Nouveau cadre réglementaire de 2006 14
I.4. Gestion des déchets 15
II. Méthodologie d'assainissement complet des structures de génie civil 16
II.1. Mise en place du « Zonage déchets » 16
II.2. Méthodologies d'assainissement complet acceptables 17
II.3. Méthodologie déployée par le CEA 20
II.4. Retour d'expérience des opérations d'assainissement du génie civil 22
III. Nouvelle approche de catégorisation 24
III.1. Problématique de l'échantillonnage et de la mesure 24
III.2. Moyens d'investigation radiologique 28
III.3. Méthodologie de caractérisation 30

Chapitre 2 : **Site d'étude et campagne de mesures non destructives 35**

I. Présentation de l'atelier D des ATUE 35
I.1. Analyse historique et fonctionnelle 36
I.2. Caractérisation radiologique réalisée par le projet 39
I.3. Limitations d'une telle caractérisation 40
I.4. Difficultés rencontrées par le projet 40
II. Campagne de mesures non destructives 42
II.1. A la recherche de l'uranium !..... 43
II.2. Mesures par spectrométrie gamma in situ 45
II.3. Mesures surfaciques du signal émergent 47

Chapitre 3 : **Analyse exploratoire et variographique.....49**

I. Analyse exploratoire de la campagne de mesures..... 49
I.1. Mesures surfaciques..... 49
I.2. Mesures par spectrométrie gamma in situ..... 54
II. Analyse variographique des mesures βγ..... 57
II.1. Construction du variogramme..... 58
II.2. Mise en place de la géostatistique non linéaire..... 62
II.3. Analyse variographique des mesures par spectrométrie gamma in situ..... 68

Chapitre 4 : **Cartographies et analyse de risque.....71**

I. Cartographies d'estimation par krigeage 71
I.1. Estimateurs utilisés en géostatistique 71
I.2. Cartographies ponctuelles d'estimation 75
II. Analyse de risque..... 78
II.1. Risque de dépassement par espérance conditionnelle..... 79
II.2. Utilisation des simulations géostatistiques..... 81

Chapitre 5 : **Approche multivariable.....85**

I. Présentation de la campagne de prélèvements destructifs 85
I.1. Cinq zones témoins au préalable 86
I.2. Campagne complète de prélèvements 87
II. Traitement multivariable 89
II.1. Analyse variographique conjointe..... 89
II.2. Construction du cokrigeage..... 92
II.3. Cartographies et analyse de risque 93
III. Axes à poursuivre pour une approche 3D 99

DEUXIEME PARTIE : OPTIMISATION DE L'ECHANTILLONNAGE ...101

Chapitre 6 : **Densité de l'échantillonnage.....103**

I. Dégradation du jeu des données βγ..... 103
I.1. Présentation des sous-ensembles de données 103
I.2. Appréciation de la distribution statistique..... 105
I.3. Evaluation de la structure spatiale 106
II. Cartographies et analyse de risque 108
II.1. Ré-estimations aux points de mesure..... 108
II.2. Impact sur les cartographies 110
II.3. Impact sur l'évaluation des surfaces 111
III. Dégradation aléatoire 113
III.1. Présentation des 4 scénarios aléatoires 113
III.2. Analyse variographique 113
III.3. Cartographies et analyse de risque..... 114
IV. Vers une démarche itérative..... 115

Chapitre 7 : **Inventaire des structures spatiales 117**

I. Campagnes de mesures dans les ATUE..... 117
I.1. Influence de la voie de transfert dans l'atelier D..... 117
I.2. Données complémentaires dans l'atelier D 119

I.3. Autres ateliers de l'installation *122*
II. Autres données disponibles 125
II.1. Campagnes de mesures exhaustives *125*
II.2. Echantillonnage partiel de grandes zones *127*
III. Synthèse des structures spatiales 128
III.1. Bilan des données des campagnes de cartographie *128*
III.2. Allure générale des variogrammes *129*
III.3. Remarques complémentaires *130*
III.4. Réflexions sur l'optimisation de l'échantillonnage *132*

TROISIEME PARTIE : AXES DE RECHERCHE SPECIFIQUES 135

Chapitre 8 : **Tests de sensibilité aux paramètres géostatistiques 137**

I. Influence des parois pour le calcul du variogramme 137
II. Modélisation de l'effet de pépite sur le variogramme 139
II.1. Ré-estimation des données surfaciques *139*
II.2. Incidence sur les résultats d'analyse de risque *141*
III. Modélisation par anamorphose gaussienne 142
III.1. Développement en polynômes d'Hermite *143*
III.2. Utilisation préliminaire d'une transformation logarithme *145*
III.3. Modélisation des valeurs fortes *145*
III.4. Modélisation conjointe aux points communs de données *147*

Chapitre 9 : **Structuration des valeurs extrêmes 149**

I. Vérification de l'hypothèse multigaussienne 149
I.1. Rappel du contexte *149*
I.2. Tests de l'hypothèse bigaussienne *150*
II. Présentation des modèles isofactoriels 152
II.1. Krigeage disjonctif en modèle isofactoriel *152*
II.2. Cas particulier des facteurs polynomiaux *153*
II.3. Structuration des valeurs extrêmes en modèle bêta *153*
II.4. Apports des modèles isofactoriels *155*
III. Application des modèles isofactoriels 156
III.1. Modèle hermitien *156*
III.2. Modèle de Laguerre *159*
III.3. Synthèse *163*

CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES 165

REFERENCES 169

Introduction

Des installations nucléaires à assainir

La radioactivité naturelle a été découverte par Henri Becquerel en 1896. En 1934, ce fut le tour de la radioactivité artificielle par Irène et Frédéric Joliot-Curie. Depuis, le secteur nucléaire s'est considérablement développé dans le monde entier, avec de nombreuses applications dans la production d'électricité, la propulsion navale, la production d'isotopes radioactifs pour l'industrie et aussi la médecine, sans compter les applications militaires. Cette industrie a conduit à de multiples pollutions radiologiques dans ses installations ainsi que dans l'environnement. Nous reviennent en mémoire les bombardements d'Hiroshima et de Nagasaki en 1945, les essais nucléaires atmosphériques, l'accident de la centrale de Tchernobyl en 1986, etc. Les contaminations radiologiques dans les installations nucléaires existent et relèvent de l'exploitation industrielle « classique » d'installations : centrales de production d'électricité, installations du cycle du combustible, réacteurs expérimentaux, installations pour la production d'armes atomiques, etc.

Depuis une trentaine d'années en France, de nouvelles contraintes de reconversion de sites nucléaires et d'installations arrivées en fin de vie ainsi que le poids de l'opinion publique et les modifications de la réglementation ont fait évoluer la volonté d'assainir complètement ces installations. Un nouveau métier s'est alors développé dans le nucléaire, celui du démantèlement. De nombreuses installations sont en cours de démantèlement ou l'ont été récemment. Cela conduit à une organisation de plus en plus industrielle de ces projets notamment grâce à la forte évolution des techniques de décontamination ainsi que par la mise en application des résultats de nombreux projets de recherche associés.

L'industrie nucléaire s'était jusqu'alors principalement préoccupée de la construction de ses installations et de leur exploitation ; il lui faut désormais gérer leur fin de vie, ce qui implique leur démantèlement mais également la gestion des déchets issus des opérations d'assainissement. Cette dernière étape est incontournable pour que la filière nucléaire puisse prétendre maîtriser l'intégralité de son cycle et conserver sa crédibilité.

Les travaux d'assainissement et de démantèlement des Installations Nucléaires de Base (INB) doivent alors gérer des contaminations résiduelles présentes dans les procédés, les canalisations, les systèmes de ventilation continue ainsi que dans le reste des installations. Ce travail de recherche porte sur les structures de génie civil, principalement composées de bétons, qui ont connu divers évènements contaminants : dépôts d'aérosols radioactifs, débordements de cuve, fuites, etc. Les phénomènes d'activation des bétons (des noyaux stables deviennent radioactifs sous l'effet de

rayonnements ionisants) sont en revanche écartés de cette réflexion puisque le processus de pollution diffère fortement de celui qui intervient pour les contaminations.

Les projets d'assainissement et de démantèlement requièrent la connaissance la plus précise possible de la contamination en place et doivent tenir compte d'objectifs multiples lors de l'évaluation radiologique : évaluation des niveaux d'activité moyens pour permettre la catégorisation des surfaces (classification en différentes catégories de déchets nucléaires), localisation des points chauds (zones de petite dimension avec des niveaux d'activité importants), estimation du terme source (activité totale) contenu dans l'installation ou dans les structures.

De nombreuses estimations sont donc indispensables pour la bonne conduite de ces projets. Actuellement, elles restent souvent très empiriques malgré les moyens techniques et les efforts financiers mis en œuvre. Les approximations accumulées ont trop souvent de lourdes conséquences sur la gestion des projets de démantèlement. Nombre d'entre eux doivent, par exemple, gérer des profondeurs de migration ou des niveaux d'activité largement sous-estimés, ce qui entraîne des arrêts de chantier très pénalisants en ce qui concerne les coûts et les délais, avec un risque non négligeable de dépasser largement les budgets initiaux (les coûts globaux de démantèlement de chaque installation peuvent facilement atteindre des dizaines voire des centaines de millions d'euros). Dans les cas les plus critiques, le projet dans sa globalité peut être entièrement remis en cause en cas de non respect de la date de fin des travaux imposée dans le décret de démantèlement, ce qui se traduit par l'obligation de relancer les études de faisabilité, les enquêtes publiques, les marchés d'attribution des travaux, etc.

Inversement, une connaissance trop approximative de l'étendue de la contamination conduit souvent les responsables de projets à adopter des hypothèses très conservatives pour la classification des déchets nucléaires, ce qui entraîne une sur-catégorisation très fréquente des déchets, faute de pouvoir correctement évaluer les niveaux d'activité. Cette sur-catégorisation se traduit par un surcoût important qui n'est que très rarement pris en compte pour l'optimisation globale du projet alors qu'elle en représente une large part. Il y a en effet au moins un facteur 10 en ce qui concerne les coûts entre une catégorie de déchets et la catégorie supérieure sensée accueillir des déchets plus contaminés. De plus, les exutoires (centres de stockage), qui sont désormais considérés comme une ressource rare, sont partiellement remplis de colis qui auraient pu être orientés dans la filière inférieure. Il faut alors tenir compte de tous les coûts de prise en charge des déchets et de suivi de l'entreposage dans le temps qui se rajoutent inutilement du fait de cette sur-catégorisation.

Des contaminations radiologiques à caractériser

Les contaminations radiologiques d ans les installations nucléaires sont généralement complexes et les paramètres nombreux : isotopie, voie de transfert, nature du support contaminé, présence d'un revêtement imperméable intègre, etc. La modélisation s'en trouve d'autant plus difficile même si quelques tentatives pour appréhender les profils de migration ont été menées. A ce titre, des retours d'expérience ont pu être établis sur les profondeurs de migration par exemple, mais ils semblent conclure que chaque cas est vraiment particulier, ce qui nécessite une modélisation ad hoc pour chaque installation, voire plusieurs pour la même installation. La portée et l'utilisation de tels retours d'expérience s'en trouvent alors très limitées.

La caractérisation de la contamination est traditionnellement fondée sur la connaissance de l'historique de l'installation complétée par des prélèvements, souvent sous la forme de carottages.

La réalisation des inventaires historiques se heurte alors au problème de leur exhaustivité avec notamment des phases de vie oubliées ou des évènements non tracés. Il se peut parfois que les informations historiques soient totalement indisponibles pour certains sites dits orphelins : c'est le cas, par exemple, des industries du début du XX^{e} siècle autour du radium, dont les activités ont cessé depuis bien longtemps et dont certains sites contaminés ont été laissés en l'état. Se pose également la question de la représentativité des prélèvements collectés, souvent positionnés au jugé, sur la base des connaissances historiques. L'interprétation de l'ensemble de ces informations et de ces données est alors délicate et conduit souvent à des erreurs de diagnostic de la contamination.

En ce qui concerne les structures de génie civil, la maîtrise des projets de démantèlement nécessite ainsi de pouvoir déterminer des choix d'assainissement sur une description objective de l'état de la contamination. La limitation des risques, ou des « aléas » pour reprendre la terminologie employée par les projets de démantèlement, liés à une interprétation subjective et potentiellement erronée des données et de leur contexte est au cœur d'enjeux tant financiers que temporels et doit faire l'objet de la plus grande attention. Ainsi, les évaluations radiologiques sous-estiment généralement l'importance des incertitudes et des niveaux de confiance associés aux mesures comme aux estimations. Parfois quantifiés, ils le sont sur des hypothèses maximalistes ou au contraire ils sont largement sous-estimés faute de campagnes d'investigations pertinentes apportant les informations nécessaires. A une certaine époque, la gestion des travaux d'assainissement avec un « pilotage par la mesure » a pu conduire à des dérives et à de très mauvais résultats.

La problématique de la caractérisation de la contamination « sur pied » des structures de génie civil est donc l'une des étapes-clés pour le bon déroulement des projets de démantèlement des installations nucléaires. Ce besoin d'un diagnostic initial fiable et sur lequel s'appuient fortement les choix des projets d'assainissement, s'inscrit dans le cadre plus général de leur maîtrise financière ainsi que sur l'optimisation de la production des déchets nucléaires. En bref, l'objectif est d'envoyer le déchet radiologique dans la filière de traitement adaptée.

La phase de caractérisation des déchets doit ainsi être rationalisée et permettre la mise en place d'un échantillonnage pertinent. Or, les investigations ont également un coût : coût de réalisation du prélèvement avec les contraintes qu'impose la radioprotection dans les installations nucléaires, auquel s'ajoute le coût de la mesure pouvant atteindre quelques centaines d'euros en fonction du radionucléide recherché. C'est, par conséquent, toute la stratégie d'échantillonnage qui doit être réfléchie et optimisée afin de limiter les prélèvements superflus et les mesures inutiles.

La géostatistique pour progresser dans la caractérisation radiologique

L'apport de ce travail méthodologique passe par l'utilisation de la géostatistique. Ce cadre d'analyse et de traitement de données est récent, non dans son existence, mais dans son application aux contaminations radiologiques dans les installations nucléaires. En effet, cette approche est avantageusement employée depuis plus de 50 ans par l'industrie minière pour l'estimation des ressources, puis a été reprise par le secteur pétrolier pour la caractérisation des réservoirs et étendue depuis quelques dizaines d'années à des problématiques environnementales comme l'hydrogéologie, la qualité de l'air, la pédologie, l'halieutique, etc. De plus, elle a déjà fait ses preuves sur des pollutions conventionnelles (métaux lourds, hydrocarbures) comme radiologiques pour les sites et sols pollués tandis qu'elle n'a encore jamais été appliquée aux installations nucléaires.

La géostatistique s'intéresse à décrire des phénomènes structurés dans l'espace, éventuellement dans le temps, et à quantifier les incertitudes d'estimation, qu'elles soient globales ou locales. Les estimations sont faites à partir d'un échantillonnage fragmentaire et permettent de dresser différentes représentations de la contamination, la première d'entre elles étant la cartographie de la grandeur étudiée. S'arrêter à ce résultat serait cependant réducteur puisque la puissance et la valeur ajoutée de la géostatistique résident dans sa capacité à quantifier les incertitudes d'estimation et à fournir des analyses de risque permettant des prises de décision fondées sur des résultats pertinents et fiables.

La géostatistique est largement appliquée pour l'analyse et la valorisation de données, via la réalisation d'estimations et de cartographies. Elle peut également être employée pour rationaliser les données à collecter, principalement leur nombre et leur position. Il est alors envisageable de mettre en place des approches séquentielles d'investigation permettant, à chaque étape, d'optimiser et de répartir spatialement les données complémentaires à collecter dans le but d'atteindre les différents objectifs d'évaluation en fonction du degré de précision souhaité.

Les objectifs de la thèse

Les travaux présentés se proposent de vérifier la pertinence et la valeur ajoutée de l'utilisation de la géostatistique pour la caractérisation des contaminations radiologiques des structures de génie civil dans les installations nucléaires en démantèlement. Cette analyse des niveaux d'activités se fera naturellement par la mise en place d'une stratégie d'échantillonnage qui se voudra la mieux adaptée possible au processus de traitement des données et qui tiendra bien évidemment compte des spécificités du phénomène étudié et de la métrologie employée. La méthodologie d'investigation ainsi élaborée se veut une approche innovante de catégorisation des déchets nucléaires en place et une démarche rationnelle et optimisée pour la réussite des projets d'assainissement dans leur ensemble.

Ainsi un partenariat fort s'est naturellement constitué pour mener à bien ce projet avec le Centre de Géostatistique de MINES ParisTech pour le volet académique, la société GEOVARIANCES, éditrice de solutions logicielles de géostatistique et qui héberge cette thèse Cifre, et le CEA (Commissariat à l'Energie Atomique) pour ses installations en cours de démantèlement. Cette thèse de recherche possède donc une forte composante industrielle compte tenu des enjeux et des attentes des différents partenaires du projet.

Organisation et esprit du mémoire

La première partie du mémoire porte sur la mise en place d'une méthodologie de catégorisation d'une installation nucléaire en cours de démantèlement. L'approche proposée met à profit le traitement des données par géostatistique et cette démarche est principalement illustrée sur une campagne de grande envergure constituée de mesures non destructives. Cette phase est intermédiaire entre l'analyse historique et la réalisation des prélèvements destructifs et est souvent négligée ou sous-utilisée. Toutes les étapes du traitement par géostatistique sont abordées dans cette première partie, de l'analyse exploratoire et variographique des données, afin de mettre en évidence la structure spatiale de la contamination, jusqu'aux cartographies d'analyse de risque qui sont les outils d'aide à la décision proposés pour catégoriser le béton des structures de génie civil. La mise en œuvre de cette chaîne de traitement vise à illustrer la méthodologie et les outils géostatistiques sur un cas d'application spécifique et concret : la contamination radiologique de struc-

tures de génie civil. Elle propose également de tirer le maximum d'enseignements sur la manière dont doit être préparée et réfléchie une campagne d'investigations.

La seconde partie s'intéresse à l'optimisation de la stratégie d'échantillonnage pour la campagne de mesures in situ. La compréhension de la structure spatiale de la contamination est un élément clé pour le traitement de données par géostatistique. L'effet de la dégradation de la maille d'investigation sur les différents résultats est évalué. Le retour d'expérience permet alors de dresser un inventaire des structures spatiales des contaminations radiologiques présentes dans les structures de génie civil des installations nucléaires.

Enfin, la troisième partie s'intéresse plus particulièrement à différentes questions plus théoriques identifiées lors de la première partie : tests de sensibilité vis-à-vis de la modélisation des distributions statistiques et des variogrammes expérimentaux, ainsi que comparaison de modèles isofactoriels pour modéliser de manière appropriée des données très contrastées.

Ainsi, plusieurs axes thématiques de lecture sont disponibles pour le lecteur en fonction de ses intérêts. Nous espérons pouvoir donner des recommandations pertinentes d'échantillonnage aux entreprises en charge de la réalisation des mesures et des prélèvements, une méthodologie d'analyse et de traitement de données par géostatistique pour l'ingénieur chargé de réaliser l'inventaire radiologique, apporter une démarche d'investigation structurée et des outils d'aide à la décision au chef de projet quant à la catégorisation des déchets de son installation, fournir au théoricien un nouveau champ d'application de la géostatistique avec des problématiques de métrologie et une complexité de modélisation du phénomène. De plus, certaines parties introductives sont volontairement présentées dans le corps du document pour permettre une meilleure compréhension de tous, même s'il ne s'agira que de rappels pour certains.

L'application de la géostatistique à des données relatives à des contaminations radiologiques des installations nucléaires met en évidence un certain nombre d'axes de recherche. Certains sont abordés à travers ce travail, d'autres sont encore à approfondir. Cette première thèse en géostatistique appliquée à la catégorisation radiologique des installations nucléaires en phase de démantèlement se veut surtout pragmatique, en proposant une méthodologie complète de caractérisation des contaminations radiologiques et une réflexion portant sur l'optimisation de l'échantillonnage.

Première partie :
La catégorisation radiologique par géostatistique

Chapitre 1

Mise en place d'une méthodologie de catégorisation

La réglementation liée à la phase de démantèlement et d'assainissement des installations nucléaires a considérablement évolué afin d'accompagner les projets dans une dimension de plus en plus industrielle. Le démantèlement est désormais considéré comme une phase de vie à part entière d'une installation nucléaire, qui doit être dûment autorisée et encadrée.

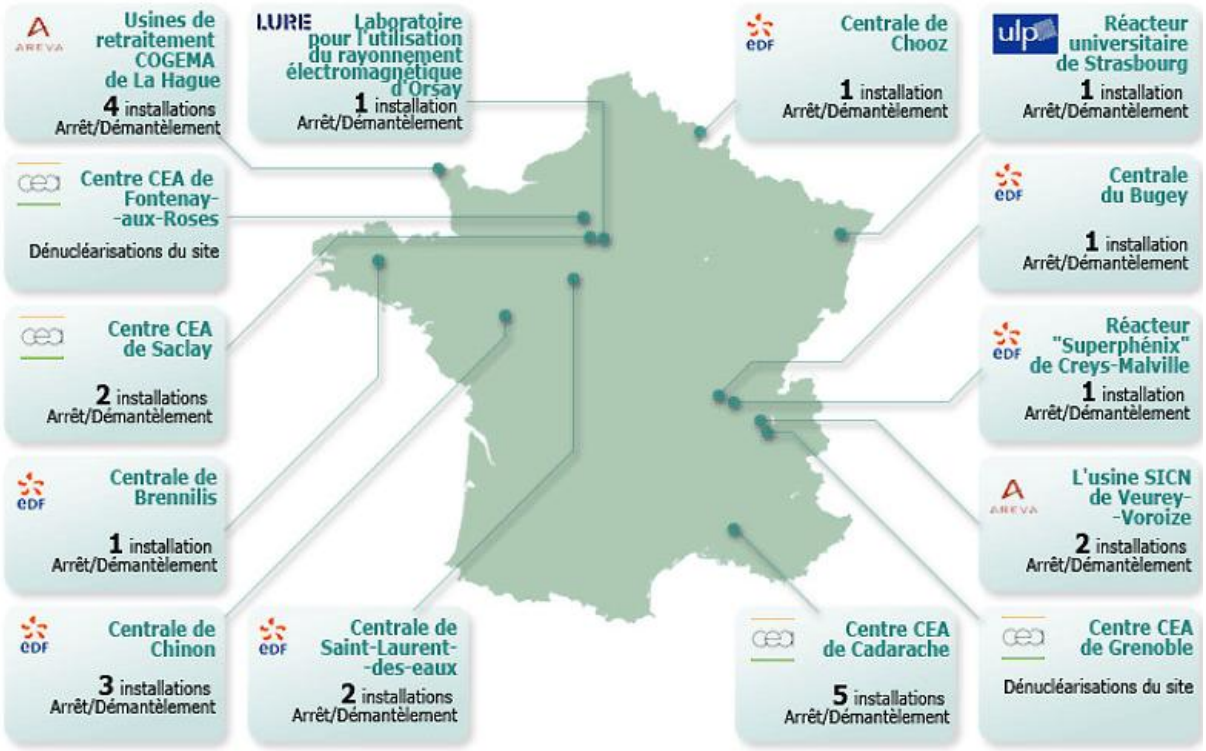
La problématique de la gestion des déchets radiologiques issus des opérations de démantèlement est capitale et implique une démarche volontaire d'optimisation de leur production de la part de toutes les parties prenantes. Pour ce faire, une nouvelle méthodologie de catégorisation des structures de génie civil est proposée afin de combler les lacunes rencontrées par l'application de la doctrine des autorités de sûreté. Cette approche remet les investigations (mesures et échantillons) au cœur de la catégorisation des déchets notamment par l'analyse et le traitement des données par géostatistique.

I. Cadre réglementaire français du démantèlement

Le démantèlement d'une installation nucléaire vient après sa mise à l'arrêt définitif et a pour but d'obtenir son déclassement. Le démantèlement terminé, une installation peut être rayée de la liste des Installations Nucléaires de Base (INB) et ne plus être soumise au statut d'INB : elle est alors déclassée, généralement en Installation Classée pour la Protection de l'Environnement (ICPE). Ce déclassement intervient après la démonstration de l'atteinte de l'état final envisagé. Des servitudes d'utilité publique peuvent être mises en place en fonction de l'état final atteint ou de la réutilisation envisagée. Le démantèlement regroupe notamment les opérations de démontage des procédés, l'assainissement des bâtiments et des sols environnants, le démontage des structures de génie civil le cas échéant, ainsi que toutes les opérations liées à la gestion des déchets, radioactifs ou non, produits lors de cette phase.

En France, de nombreuses installations nucléaires ont été construites entre les années 1950 et 1980. Ainsi, certaines d'entre elles sont progressivement arrêtées, puis démantelées. Les premiers travaux d'assainissement et de démantèlement d'installations nucléaires ont débuté dès les années 1960 sur notamment quelques laboratoires de recherche, des réacteurs expérimentaux et des installations du cycle du combustible. A partir du milieu des années 1980, plusieurs réacteurs de puissance (qui produisent industriellement de l'électricité) sont partiellement démantelés ou entament des travaux de démantèlement complet. Depuis les années 2000, les opérations de démantèlement et d'assainissement des installations nucléaires prennent une nouvelle dimension, avec le développement et le déploiement de technologies et de méthodologies appliquées à une échelle désormais industrielle.

Sur environ 160 installations nucléaires françaises, une trentaine est actuellement dans la phase d'arrêt définitif ou dans la phase de démantèlement (Figure 1). Le site de Marcoule, et en particulier l'usine de traitement UP1, vient compléter cette liste depuis 2008. Une vingtaine d'installations a déjà été déclassée (radiées de la liste des INB) depuis le début des années 1980.



Les réacteurs de première génération d'EDF (UNGG) : les réacteurs A1, A2 et A3 sur le site de Chinon, le réacteur de la filière graphite-gaz du Bugey et les réacteurs A1 et A2 de Saint-Laurent-des-Eaux.

Les autres réacteurs d'EDF : le réacteur Superphénix sur le site de Creys-Malville, le réacteur à eau sous pression sur le site de Chooz, la centrale de Brennilis (EL4).

Les installations en démantèlement sur les centres du CEA : le centre CEA de Saclay et de Cadarache.

Les centres du CEA en cours de dénucléarisation : le centre CEA de Fontenay-aux-Roses et le centre CEA de Grenoble.

Les autres installations en démantèlement : le Laboratoire pour l'utilisation du rayonnement électromagnétique (LURE) d'Orsay, le réacteur universitaire de Strasbourg, les usines de retraitement COGEMA de La Hague, l'usine SICN de Veurey-Voroize.

Figure 1 : Installations à l'arrêt ou en cours de démantèlement en 2008 (d'après ASN).

Le cadre réglementaire en vigueur pendant la période d'exploitation des installations nucléaires ne prend pas en compte les spécificités liées aux activités de démantèlement telles que l'évolution de la nature des risques, les changements rapides de l'état des installations, la durée

des opérations, etc. Ainsi, une réglementation spécifique et relative au démantèlement des installations nucléaires s'est progressivement mise en place depuis les années 1990 sur la base de retours d'expérience pertinents de projets de démantèlement en France et à l'étranger. Ce cadre réglementaire a été actualisé en 2003 avec l'autorisation unique de déclassement. En 2006, la loi sur « la transparence et la sûreté dans le domaine nucléaire » ainsi que la loi sur « la gestion durable des matières et des déchets radioactifs » complètent ce nouveau cadre réglementaire.

La loi sur « la transparence et la sûreté dans le domaine nucléaire » met également en place une autorité administrative indépendante : l'Autorité de Sûreté Nucléaire (ASN) (ex-Direction Générale de la Sûreté Nucléaire et de la Radioprotection). Elle est chargée de réglementer et de contrôler les activités nucléaires civiles en France. Elle a également une mission d'information.

Cette partie, consacrée au cadre réglementaire du démantèlement, est reprise des dossiers thématiques et des rapports annuels de l'ASN, ainsi que du rapport « Regulating the Decommissionning of Nuclear Facilities » (Nuclear Energy Agency, 2008).

I.1. Cadre réglementaire des années 1990

Les premières installations nucléaires françaises qui ont été démantelées étaient des petites installations de recherche. Elles l'ont été suivant un processus d'autorisation au cas par cas puisque le cadre réglementaire général concernant les installations nucléaires (décret du 11 décembre 1963) ne contenait pas de dispositions sur leur déclassement. La modification du décret a été effectuée à la fin des années 1980 afin de prendre en compte les notions de mise à l'arrêt définitif et de démantèlement.

Jusqu'en 2001, EDF avait comme stratégie de démanteler ses installations, à l'exception des bâtiments réacteurs, immédiatement après l'arrêt de la centrale (dans les 5 à 10 ans) et de différer les opérations de démantèlement du bâtiment réacteur pendant plusieurs dizaines d'années. Cette stratégie consiste à retirer les matières fissiles, à enlever les parties facilement démontables, à réduire au minimum la zone confinée et à aménager la barrière externe. Le démantèlement différé après 25 à 50 ans permet de bénéficier de la décroissance naturelle de la radioactivité. En effet, le cobalt 60 qui fait partie des produits d'activation et qui est très présent dans le cœur des réacteurs présente une période de demi-vie d'un peu plus de 5 ans, ce qui permet de diviser les niveaux d'activité d'un facteur 50 au bout de 30 années de confinement par exemple. Le démantèlement différé permet ainsi de réduire les termes sources et les volumes de déchets nucléaires, de simplifier les opérations de démantèlement (notamment par la réduction des doses radiologiques prises par les travailleurs) et de diminuer potentiellement les coûts de gestion des déchets.

L'approche réglementaire, à l'époque, permettait le démantèlement d'une installation par des modifications successives de son régime, notamment par un passage en état intermédiaire dit d'Installation Nucléaire de Base d'Entreposage (INBE).

Cependant, cette stratégie du démantèlement différé présente un certain nombre d'inconvénients. Citons par exemple les coûts financiers relativement élevés de la surveillance et du maintien en état sûr d'installations nucléaires durant cette période de confinement, avec notamment la gestion du vieillissement des structures de génie civil, la stabilité des structures, l'obsolescence des équipements, en particulier de surveillance, etc. En outre, les charges financières liées au démantèlement incomberont aux générations futures. Enfin, les compétences et les

connaissances de l'exploitant trouvent également des difficultés à être maintenues jusqu'au démarrage du démantèlement, après la période de différé.

De plus, le cadre réglementaire en vigueur dans les années 1990 souffrait de certaines limitations. Il était nécessaire, par exemple, d'obtenir au moins deux ou trois autorisations pour le déclassement d'un réacteur de puissance, ce qui n'était pas en adéquation avec le niveau de risque réduit d'une installation en cours de démantèlement. De plus, cette approche pas à pas n'était pas réellement adaptée aux installations prototypes ou de recherche de plus petite taille pour lesquelles les exigences complexes en matière d'autorisation trouvaient difficilement un sens vis-à-vis des risques existants. Enfin, l'exploitant, tout comme l'organisme de contrôle, ne disposaient pas d'une vision d'ensemble du projet de démantèlement en raison des différentes phases, ce qui limitait son optimisation globale.

Ainsi, la démarche générale de gestion des installations nucléaires en fin de vie s'est progressivement orientée vers une **stratégie de démantèlement immédiat** engagée dès l'arrêt de l'installation, sans période d'attente. Le cadre réglementaire n'était cependant pas encore réellement compatible avec une telle approche :

- il ne contenait pas de dispositions pour le processus de résiliation de l'autorisation,
- il ne favorisait pas un démantèlement immédiat en raison des lourdeurs administratives des autorisations successives.

Malgré tout et en cohérence avec l'évolution de la stratégie de démantèlement, au début des années 2000, EDF a modifié sa stratégie pour l'assainissement de ses réacteurs en optant désormais pour un démantèlement immédiat. Cela lui permet également de démontrer sa capacité à maîtriser la totalité du cycle de vie des centrales nucléaires.

Le CEA, quant à lui, a mis en place en 2001 un fond spécial pour garantir le financement des lourdes charges liées au démantèlement et à l'assainissement de ses installations. Ce « fond dédié » a permis de relancer ou d'achever un certain nombre de projets de démantèlement qui avaient été différés, rendant d'autant plus nécessaire une révision en profondeur du cadre réglementaire du déclassement afin d'adapter le processus d'autorisation.

I.2. Autorisation unique de déclassement de 2003

Compte tenu des différentes limitations du cadre réglementaire en vigueur pour le déclassement des premières installations nucléaires, avec notamment les premiers réacteurs de puissance mis à l'arrêt, la doctrine du déclassement a évolué en 2003 avec la rédaction du guide SD3-DEM-01. La réglementation définit alors un cadre d'autorisation pour le déclassement, ce qui permet d'avoir une vue globale du projet de déclassement avec notamment la définition de l'état final visé. L'autorisation est unique pour l'ensemble du projet de **mise à l'arrêt définitif et de démantèlement** (MAD-Dem) et introduit un processus de résiliation. Enfin, elle met en place une approche graduelle qui proportionne les procédures administratives au risque effectif lié à l'installation.

Ainsi, pour préparer une installation nucléaire en fin d'exploitation à son déclassement, l'exploitant doit désormais rédiger un dossier décrivant sa stratégie de démantèlement, précisant notamment l'état final visé ainsi qu'une description détaillée des opérations principales. Cet en-

semble de documents présente une évaluation de sûreté de chacune des phases successives de déclassement et des risques de radioprotection associés.

Par cette évolution de la réglementation, la vie d'une installation nucléaire est désormais décomposée en deux phases distinctes, exploitation et démantèlement, qui nécessitent des autorisations spécifiques (Figure 2). La mise à l'arrêt définitif et le démantèlement d'une installation font donc l'objet d'un nouveau décret pris après avis de l'ASN. La phase de démantèlement peut être précédée d'une étape de préparation à la mise à l'arrêt définitif réalisée dans le cadre de l'autorisation d'exploitation initiale : évacuation d'une partie ou de la totalité du terme source, préparation des travaux de démantèlement, opérations de caractérisation de l'installation, etc.

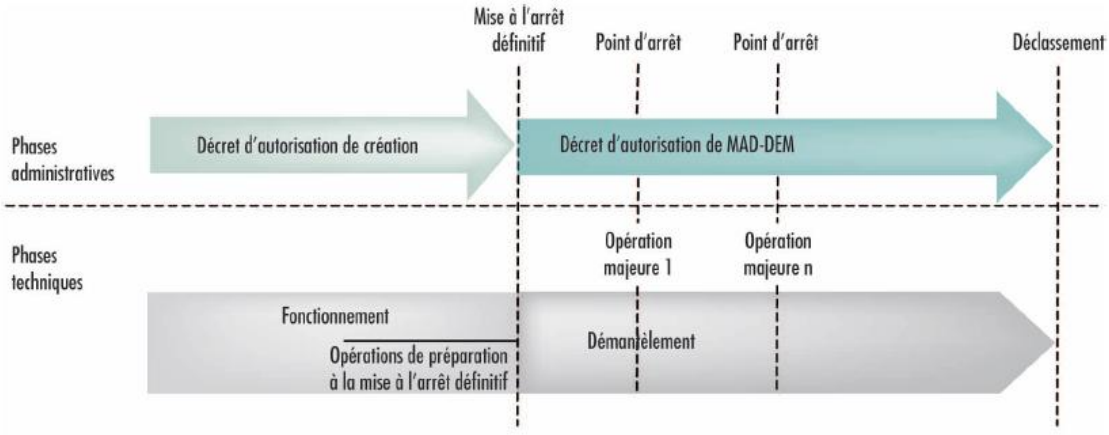


Figure 2 : Les différentes phases de la vie d'une installation nucléaire de base (d'après ASN).

Parallèlement à la mise en place d'une autorisation spécifique décrétant la mise à l'arrêt définitif et le démantèlement d'une installation nucléaire, les formalités administratives liées aux différentes phases de démantèlement sont allégées afin de permettre une plus grande souplesse dans la gestion du projet. Cette flexibilité accrue vise à simplifier les procédures réglementaires qui se doivent d'être proportionnées au niveau de risque présent dans l'installation ainsi qu'aux besoins de faire face à l'imprévu de manière responsable et réactive.

C'est ainsi que le **système d'autorisation interne** a été progressivement appliqué à l'ensemble des projets de démantèlement. Il sera réaffirmé dans le nouveau cadre réglementaire de 2006. Il s'appuie sur une mise à jour régulière, par l'exploitant lui-même, de l'ensemble de la documentation relative à la sûreté dans l'installation en démantèlement. Cette actualisation permanente prend tout son sens au cours du déclassement puisque l'installation est en constante évolution et nécessite une adaptation pertinente du référentiel de sûreté afin de gérer au mieux les incertitudes et les diverses situations inhérentes à un projet de démantèlement.

Ainsi, l'exploitant est autorisé à utiliser un système d'autorisation interne afin de s'adapter aux modifications de l'état de l'installation induites par les travaux de démantèlement. Ce système ne doit toutefois pas remettre en cause la démonstration de sûreté globale de l'installation. Il doit également être complètement transparent, vérifiable, et permettre de connaître à tout moment l'état de l'installation et les opérations en cours d'exécution.

Des comités d'experts sont mis en place par chaque exploitant pour réaliser ces modifications internes de sûreté et documenter leurs décisions. L'exploitant doit alors transmettre aux autorités de régulation le programme des opérations et des modifications prévues au cours de l'année sui-

vante ainsi qu'un compte-rendu des modifications autorisées en interne. Des contrôles sont réalisés pour vérifier l'objectivité des décisions ainsi que la pertinence des modifications vis-à-vis de l'avancement du projet de démantèlement.

I.3. Nouveau cadre réglementaire de 2006

L'année 2006 a apporté des évolutions majeures au cadre réglementaire en France, afin de répondre aux enjeux du démantèlement des installations nucléaires. Elles prennent forme grâce à deux lois et à leurs décrets d'application.

Loi du 13 juin 2006 sur la transparence et la sûreté dans le domaine nucléaire (loi TSN)

Avec cette loi, l'exploitant est désormais tenu d'anticiper, dès la création d'une nouvelle installation nucléaire, la mise en place d'un **plan de démantèlement**, mis à jour tout au long de la vie de l'installation. Il précise notamment les capacités techniques et financières de l'exploitant à réaliser le déclassement ; il présente l'ensemble des modalités envisagées pour la réalisation du démantèlement de l'installation ainsi que pour la remise en l'état et la surveillance de son site d'implantation. Ce plan permet d'intégrer les problématiques de démantèlement au cœur de la conception d'une nouvelle installation pour faciliter son assainissement et pour limiter les difficultés techniques qui pourraient être rencontrées (dimension des locaux, choix des matériaux de construction dont la gestion pourrait poser problème s'ils étaient contaminés…).

Trois ans avant l'arrêt définitif, le plan de démantèlement est mis à jour et transmis aux autorités de sûreté. Il sert de document de référence pour la planification et la gestion des activités de démantèlement. Un an avant la mise à l'arrêt définitif, l'exploitant constitue un dossier de demande de MAD-Dem contenant, entre autres, un rapport de sûreté, les règles générales de surveillance et de maintenance pour le déclassement, un document actualisé prouvant les capacités techniques et financières pour mener à bien le déclassement, une évaluation d'impact sur l'environnement, une consultation des parties prenantes (public, administrations concernées et commission locale d'information) et, le cas échéant, un projet de servitude d'utilité publique.

Ce nouveau cadre réglementaire est ainsi mieux adapté à la mise en place d'un démantèlement immédiat des installations nucléaires en fin de vie, ce qui permet de réduire la transition entre la période d'exploitation et celle du démantèlement. Les différentes dispositions réglementaires liées à la mise à l'arrêt définitif et au démantèlement des installations nucléaires de base en France sont synthétisées dans le Guide n°6 de l'Autorité de Sûreté Nucléaire (2010a).

Dans le même esprit, le système d'autorisation interne mis en place en 2003 est désormais régi par la loi TSN et vient conforter la flexibilité accordée aux exploitants par les autorités de régulation, flexibilité nécessaire pour mener à bien les opérations et les modifications d'un projet de démantèlement.

Loi du 28 juin 2006 relative à la gestion durable des matières nucléaires (loi déchets)

Cette loi de programme relative à la gestion durable des matières et des déchets nucléaires établit également la sécurisation du financement des charges liées au démantèlement des installations nucléaires. C'est le principe « pollueur-payeur » qui est ainsi confirmé. Les exploitants doivent évaluer et assumer le coût de démantèlement de leurs installations. Ils sont ainsi responsables devant l'Etat du financement de ces opérations via la constitution d'un portefeuille d'actifs dédiés

à hauteur des charges anticipées. Le contrôle est mis en œuvre par la Direction Générale de l'Energie et du Climat (DGEC), en lien avec l'ASN, avec qui a été signée une convention pour l'application des procédures de contrôle des charges de long terme.

Des rapports triennaux et des notes d'actualisation annuelles sont constitués par les exploitants, détaillant l'évaluation des charges de démantèlement de leurs installations ou, dans le cas de leurs installations de stockage de déchets radioactifs, les charges d'arrêt définitif, d'entretien et de surveillance. Ils évaluent également les charges de gestion de leurs combustibles usés et de leurs déchets radioactifs. Ces charges sont partagées selon les rubriques suivantes : démantèlement des installations nucléaires de base, gestion des combustibles usés, reprise et conditionnement des déchets anciens, gestion à long terme des déchets radioactifs, et surveillance après fermeture des stockages. Ces évaluations sont naturellement basées sur le choix prudent d'une stratégie de référence pour les opérations de démantèlement et sur l'état radiologique final, sur la prise en compte des aléas techniques et de réalisation, ainsi que sur les retours d'expérience.

I.4. Gestion des déchets

La gestion des déchets radiologiques issus du démantèlement des installations nucléaires est une problématique capitale pour la conduite des projets. En effet, la disponibilité de filières d'élimination (exutoires) adaptées à l'ensemble des déchets susceptibles d'être générés lors des opérations de démantèlement est une condition nécessaire à la réussite de ces programmes.

Le démontage des équipements, l'assainissement ou la démolition des bâtiments pour le démantèlement d'une installation nucléaire produisent majoritairement, en volume, des déchets très faiblement actifs (TFA). Des quantités plus réduites de déchets de faible ou moyenne activité (FMA) sont également générées. Ces deux catégories représentent plus de 90 % du volume total des déchets radiologiques produits en France.

L'Agence Nationale pour la gestion des Déchets RAdioactifs (ANDRA) est en charge de la mise en place des filières permettant la gestion de l'ensemble des déchets radioactifs produits par le démantèlement des installations nucléaires (Tableau 1). Des centres de stockage sont opérationnels pour la majorité des déchets produits (TFA et FMA). Des démarches sont en cours, encadrées par la loi et le plan national de gestion des matières et des déchets radioactifs (PNGMDR), afin de disposer à moyen terme de filières d'élimination pour l'ensemble des déchets.

Par exemple, le démantèlement complet des réacteurs mettant en œuvre la technologie uranium naturel / graphite-gaz (UNGG) est dépendante de la mise en place d'une solution d'entreposage définitif des déchets radifères-graphites, prévue pour le moment en 2019. Le démantèlement peut toutefois être envisagé avec l'utilisation d'un entreposage des déchets en attente de la mise en service de l'exutoire. De la même manière, des recherches pour la mise en place d'un centre d'enfouissement profond pour les déchets de moyenne activité à vie longue et les déchets de haute activité sont actuellement en cours (laboratoire expérimental de Bure). La mise en service de ce dernier exutoire est prévue pour 2025.

<table>
<tr><th>Activité \ Période</th><th>VIE TRES COURTE (PERIODE < 100 Jours)</th><th>VIE COURTE (PERIODE < 31 ANS)</th><th>VIE LONGUE (PERIODE > 31 ANS)</th></tr>
<tr><td>TRES FAIBLE ACTIVITE (TFA)</td><td rowspan="3">Gestion par décroissance radioactive sur le site de production

puis élimination dans les filières conventionnelles</td><td colspan="2">Stockage de surface
(centre de stockage de Morvilliers)</td></tr>
<tr><td>FAIBLE ACTIVITE (FA)</td><td rowspan="2">Stockage de surface
(centre de stockage de l'Aube)
Sauf certains déchets tritiés et certaines sources scellées</td><td>Stockage à faible profondeur
(loi du 28 juin 2006)
(radifère, graphite)</td></tr>
<tr><td>MOYENNE ACTIVITE (MA)</td><td rowspan="2"></td></tr>
<tr><td>HAUTE ACTIVITE (HA)</td><td colspan="2">Stockage profond
(à l'étude dans le cadre de la loi du 28 juin 2006)</td></tr>
</table>

Tableau 1 : Solutions de gestion développées dans le cadre du PNGMDR pour les différentes catégories de déchets radioactifs.

II. Méthodologie d'assainissement complet des structures de génie civil

II.1. Mise en place du « Zonage déchets »

A l'issue du démantèlement d'une installation nucléaire, l'état final visé doit permettre de prévenir et limiter les nuisances et les risques externes que peuvent présenter l'installation démantelée et son site d'implantation pour la sécurité, la salubrité publique ou la protection de la nature et de l'environnement. C'est le sens de l'arrêté du 31 décembre 1999 qui fournit la réglementation technique générale vis-à-vis de cette problématique et qui définit la mise en place du « zonage déchets » pour les installations nucléaires de base en exploitation.

Cet arrêté impose aux exploitants d'installations nucléaires de mettre en place une gestion optimisée de leur production de déchets. Cette gestion doit permettre de réduire leur volume et de favoriser leur valorisation et leur traitement par rapport à une solution de stockage définitif réservée aux déchets ultimes. Les exploitants sont donc amenés à rédiger des « études déchets » pour chacune de leurs installations afin de préciser les objectifs fixés quant à la gestion des déchets ainsi que les étapes retenues pour y parvenir.

Un plan de zonage déchets est donc établi à la création de l'installation et modifié au cours de ses évolutions de fonctionnement. Il identifie les parties de l'installation à l'origine de déchets dits « nucléaires » (c'est-à-dire contaminés, activés ou susceptibles de l'être) et les parties à l'origine de déchets dits « conventionnels ». Il est distinct du zonage relatif à la radioprotection (niveaux d'irradiation, présence de matériaux contaminants) tout en restant cohérent avec celui-ci.

La discrimination des « zones à déchets nucléaires » et des « zones à déchets conventionnels » doit s'appuyer sur une méthodologie rigoureuse, utilisant plusieurs lignes de défense indépendantes dont la succession doit permettre d'avoir un niveau de confiance élevé. La note SD3-D-01 décrit en détail le processus d'établissement du **zonage déchets** et les modalités de contrôle associées, dans le cadre général de l'élaboration des études déchets.

II.2. Méthodologies d'assainissement complet acceptables

Après l'évacuation des matières radioactives et la dépose des procédés de l'installation en démantèlement, des opérations d'assainissement des structures de génie civil sont généralement engagées par l'exploitant afin de parvenir à l'état final envisagé pour la réutilisation des bâtiments ou du site. Le zonage déchets établi pour et durant l'exploitation de l'installation ne concerne que l'intérieur des locaux et non les structures de génie civil qui les constituent. Une nouvelle limite entre les zones à déchets nucléaires et les zones à déchets conventionnels est à mettre en place dans l'épaisseur des structures afin de permettre leur assainissement complet.

Les opérations d'assainissement des structures doivent ainsi être basées sur un nouveau zonage déchets qui prend en compte la présence de radioactivité ajoutée à l'intérieur même des structures constitutives d'une zone à déchets nucléaires. Ainsi, un mur en béton sera partiellement classé en « zone à déchets nucléaires », le reste pouvant être « zone à déchets conventionnels ». Le retrait de cette radioactivité ajoutée nécessite la mise en œuvre d'opérations d'agression des structures afin d'éliminer les parties considérées comme déchets nucléaires (écroûtage d'une paroi en béton par exemple). Les différentes zones assainies sont alors progressivement déclassées de « zone à déchets nucléaires » en « zone à déchets conventionnels ».

La note SD3-DEM-02 (Autorité de Sûreté Nucléaire, 2006) décline la doctrine générale en matière de gestion des déchets nucléaires dans le cas de l'assainissement complet des structures de génie civil. C'est la transposition de la note SD3-DEM-01 après la mise à l'arrêt de l'installation. La note SD3-DEM-02 est en cours d'actualisation dans le projet de GUIDE N°14 (Autorité de Sûreté Nucléaire, 2010b) qui est déjà applicable mais présente un caractère provisoire. Il tient compte du retour d'expérience présenté au second semestre 2009 par les exploitants sur la mise en œuvre de la méthodologie préconisée par l'ASN pour l'assainissement complet des structures de génie civil des installations nucléaires de base.

Selon ce guide, l'élaboration de la nouvelle limite du zonage déchets repose sur la mise en œuvre de lignes de défense successives et indépendantes. L'objectif reste de garantir un niveau de confiance élevé en ce qui concerne la distinction entre la « zone à déchets nucléaires » et la « zone à déchets conventionnels ».

Première ligne de défense

La première ligne de défense repose sur une réflexion approfondie concernant l'état des différents locaux de l'installation nucléaire concernée. Elle passe par la compréhension du ou des phénomènes physiques ayant pu conduire à la contamination ou à l'activation de la structure de génie civil à déclasser.

Ainsi une **représentation physique ou un modèle simplifié** doit permettre de déterminer et de quantifier *a priori* l'activité susceptible d'être présente à l'intérieur de la structure à assainir en

fonction de la profondeur. Cette représentation peut être éloignée de la réalité physique si son caractère enveloppe peut être démontré.

Pour s'assurer du caractère conservatif de la représentation physique, il est nécessaire de s'appuyer sur des investigations in situ, des investigations visuelles, des expertises techniques, des analyses du génie civil, la prise en compte d'éventuels éléments de retour d'expérience pertinents sur des opérations d'assainissement de zones à déchets nucléaires similaires, des prélèvements et des mesures radiologiques. Des investigations complémentaires ou plus poussées peuvent être nécessaires dans le cas d'installations nucléaires très anciennes pour lesquelles la connaissance historique est souvent très fragmentaire voire inexistante.

Le guide précise également qu'un premier assainissement, ou prétraitement, peut être nécessaire afin de s'affranchir des éventuelles zones singulières de la structure qui ont pu conduire à des chemins préférentiels pour l'activation ou la migration de la contamination (discontinuité de la structure, irrégularités ponctuelles, fissures…).

L'objectif de ces investigations est de mieux comprendre et quantifier le ou les phénomènes physiques en jeu. Cette quantification peut notamment être basée sur des modèles mathématiques ou des méthodes statistiques ayant un niveau de confiance élevé, conduisant à une analyse globale des phénomènes et non à une analyse ponctuelle uniquement basée sur des mesures radiologiques. Le guide stipule ainsi qu'en aucun cas, le « zonage déchets » ne doit être établi sur la base de mesures radiologiques systématiques. Des mesures peuvent cependant être réalisées a posteriori afin de vérifier la pertinence du zonage retenu.

A partir de la quantification du phénomène par cette représentation simplifiée, l'exploitant doit définir et justifier un **objectif de propreté**, le cas échéant par bâtiment, zone ou local. En effet, selon le guide, il n'est pas possible de définir de façon intrinsèque une limite au-delà de laquelle le phénomène d'activation ou de migration de la contamination à l'intérieur des structures disparaît. En fonction de la représentation physique retenue, cet objectif de propreté doit correspondre à une épaisseur minimale d'assainissement modélisée.

Des études d'impact viennent confirmer la pertinence de l'objectif de propreté vis-à-vis des usages envisagés. Néanmoins, l'ASN n'accepte pas une démarche qui consisterait à calculer l'objectif de propreté à partir d'une valeur d'impact. En France, il n'existe pas de **seuil de libération** stipulant qu'en dessous de telle activité massique pour tel matériau, le déchet pourrait être considéré comme conventionnel ou éliminé vers une filière non nucléaire.

Les incertitudes sont nombreuses : représentation physique du phénomène ou du modèle simplifié retenu, manque de connaissance de l'historique de l'installation, méconnaissance de l'état réel de la structure considérée, efficacité des moyens techniques mis en œuvre pour l'assainissement, etc. Elles doivent être compensées par l'application d'une **marge supplémentaire forfaitaire d'assainissement** ajoutée à l'épaisseur minimale d'assainissement obtenue par la représentation physique proposée.

L'application des étapes précédentes conduit alors l'exploitant à définir l'épaisseur totale d'assainissement comme l'addition de l'épaisseur minimale d'assainissement et de la marge supplémentaire forfaitaire de précaution, établissant ainsi la limite entre zone à déchets nucléaires et zone à déchets conventionnels (Figure 3).

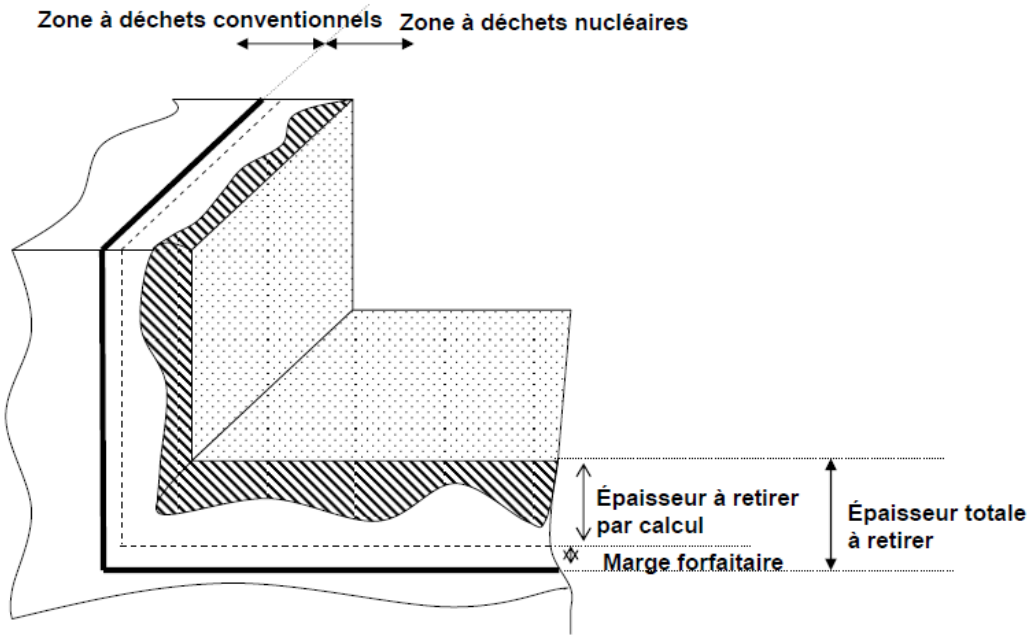


Figure 3 : Application de la première ligne de défense (source ASN).

Le guide introduit également et encourage la mise en place de « chantiers pilotes » afin de vérifier le caractère satisfaisant et conservatif de la première ligne de défense. Ces chantiers pilotes permettent également à l'exploitant d'ajuster sa méthodologie d'assainissement en fonction des résultats obtenus sur ces premières opérations.

Par rapport à la note éditée en 2006, le projet de guide paru en 2010 apporte des précisions sur la possibilité de découper des zones de grandes dimensions en plusieurs surfaces unitaires, en cohérence avec les phénomènes physiques en présence.

Deuxième ligne de défense

La deuxième ligne de défense est constituée de contrôles radiologiques dans le cadre d'un programme d'investigations visant à **vérifier le caractère conventionnel des structures restantes** *à l'issue des opérations d'assainissement*.

Une approche de type statistique est préconisée (par exemple, application de la norme ISO TR 8550) permettant de dimensionner le taux d'échantillonnage à respecter pour valider le critère de décision que l'exploitant doit définir. Cette approche statistique a notamment été validée au CEA par Pérot et Iooss (2009) dans une revue méthodologique de méthodes d'échantillonnage statistiques pour le démantèlement.

Les méthodes et techniques de mesure doivent être précisées et le critère de décision permettant de considérer que la zone à déchets nucléaires peut être déclassée en zone à déchets conventionnels doit se situer entre l'objectif de propreté et la limite de détection des appareils de mesure employés. L'ASN précise que ce critère de décision ne doit, en aucun cas, être considéré comme un seuil de libération.

Une procédure de gestion des écarts doit être mise en place par l'exploitant afin de préciser les actions menées en cas d'écart observé lors de la réalisation du programme de contrôle final.

Tout écart doit nécessairement conduire l'exploitant à prendre position sur son caractère ponctuel ou sur une remise en cause de la méthodologie d'assainissement utilisée.

Troisième ligne de défense

La troisième ligne de défense pour le zonage déchets des structures d'une installation en démantèlement, identique à celle employée pour le zonage déchets mis en place lors de l'exploitation de l'installation, est constituée de contrôles réalisés par les portiques de détection de la radioactivité situés *en sortie du site nucléaire*.

II.3. Méthodologie déployée par le CEA

En cohérence avec la doctrine des autorités de sûreté, le CEA a défini sa méthodologie d'assainissement complet des parois et des structures de génie civil (Commissariat à l'Energie Atomique, 2004). Elle comporte plusieurs phases successives :

1) Une **phase d'expertise**

Elle concerne les voiles, sols, dalles, plafonds de chaque local afin de permettre leur classement en différentes catégories. Cette phase d'expertise s'appuie sur l'historique des locaux, sur le procédé qui a été utilisé et sur les conditions d'exploitation, les incidents à l'origine de contaminations, les assainissements déjà réalisés, l'état des lieux radiologique et le zonage déchets de référence, etc. Elle s'appuie également sur l'étude des méthodes de construction mises en œuvre lors de la réalisation du génie civil, sur d'éventuelles études de migration de la contamination dans les milieux considérés et sur une phase d'analyse comportant :

- une analyse de l'état de surface de chaque paroi pour déterminer si la contamination est superficielle ou non,
- une mesure globale de l'activité pour détecter les points chauds et orienter les prélèvements,
- les résultats obtenus sur les échantillons prélevés.

2) Une **phase de catégorisation des surfaces**

Les surfaces d'intérêt sont classées en quatre catégories, selon le mode et la profondeur de pénétration de la contamination qui sont déterminés « a priori » ou par les résultats des analyses définies précédemment :

- Catégorie 0 (ou S0) : parois n'ayant pas pu être contaminées.
- Catégorie 1 (ou S1) : parois susceptibles d'être contaminées ou dont l'historique a montré une contamination sous forme d'aérosols ou de poussières radioactives mais non sous forme de liquides.
- Catégorie 2 (ou S2) : parois suspectées ou ayant été de façon certaine, mise en évidence par l'historique, en contact avec des liquides contaminés. L'analyse de l'état de surface de ces parois contribue à garantir le caractère homogène en surface de la contamination et l'absence de pénétration locale plus profonde de cette contamination.
- Catégorie 3 (ou S3) : parois qui ont été, de façon certaine, en contact avec des liquides contaminés et qui présentent une contamination radioactive avérée pénétrante c'est-à-dire ayant migré dans la structure. Les parois dans lesquelles de l'activation a

été induite par des interactions « faisceaux de particules-matières » sont assimilables à cette catégorie.

Il faut toutefois noter que ce classement peut être rendu difficile lorsque l'historique de l'installation ne fait pas état des travaux d'assainissement qui ont eu lieu pendant la phase d'exploitation. Dans ce cas, en effet, la contamination peut être masquée par différentes couches de peinture voire des chapes sur dalles. Un prétraitement est alors opéré pour permettre une expertise ne risquant pas de sous-estimer le niveau de contamination et donc la catégorie d'appartenance : celui-ci consiste à enlever les couches superficielles de peinture ou de béton présentes à la surface du génie civil. En revanche, si l'historique de l'installation retrace toutes les « phases de vie », les surfaces peuvent être surclassées sans avoir recours à un prétraitement.

La prise en compte des singularités (fissurations, chevilles, huisseries, joints de dilatation…) fait l'objet d'une méthodologie de caractérisation et d'un traitement distincts. Le principe général est qu'en l'absence de contamination au voisinage d'une singularité lors des contrôles radiologiques réalisés dans le cadre de la cartographie préalable aux travaux d'assainissement, la singularité est réputée non contaminée. Elle fait alors l'objet du même traitement que celui associé à la surface sur laquelle elle se situe, sans traitement ajouté. En cas de présence de contamination au voisinage d'une singularité située sur une surface de catégorie S2, la zone contaminée, élargie d'une marge forfaitaire de précaution, est reclassée en surface de catégorie S3. La singularité fait alors l'objet du traitement défini au cas par cas, selon son type et selon les résultats des expertises. Sur une surface de catégorie S1, compte tenu de l'absence de risque de migration des poussières ou aérosols contaminés, les singularités ne sont pas surclassées.

3) Une **phase de traitement des surfaces**

Pour chacune de ces catégories, un traitement d'assainissement spécifique est préconisé :

- Catégorie 0 : aucun traitement n'est mis en œuvre.
- Catégorie 1 : enlèvement de la couche superficielle de peinture ou du revêtement, ou d'une épaisseur égale à 2 mm pour les parois nues.
- Catégorie 2 : enlèvement d'une épaisseur de quelques millimètres (> 2 mm, à définir).
- Catégorie 3 : au cas par cas.

Les épaisseurs à traiter pour les surfaces de catégories 2 et 3 varient en fonction de l'objectif radiologique à atteindre mais aussi en fonction des caractéristiques physico-chimiques des bétons utilisés et du pouvoir de migration de chaque radionucléide.

4) Une **phase de mesures post-assainissement**

A l'issue des travaux d'assainissement (traitement des surfaces), des contrôles radiologiques sont effectués par sondages, sur la base d'études statistiques, pour vérifier le caractère assaini des éléments de structure. Ces contrôles sont de type surfacique direct, surfacique indirect sur prélèvements et massique sur prélèvements ou in situ.

Les programmes de contrôle radiologique sont également dimensionnés en fonction de la catégorisation de la surface : d'un faible pourcentage de la surface dans le cas des catégories S0 et S1 à des contrôles exhaustifs surfaciques pour S2, voire massiques pour S3.

Les résultats de ces contrôles doivent être systématiquement inférieurs ou de l'ordre de grandeur des valeurs cibles fixées.

La qualité de ces contrôles est liée à l'état de surface après traitement. En particulier, les contaminations α nécessitent des surfaces relativement lisses. Les résultats dépendent également de la présence ou non d'éventuelles sources de perturbation, telle la radioactivité naturelle, compte tenu des faibles niveaux d'activité mesurés à ce stade de l'assainissement.

II.4. Retour d'expérience des opérations d'assainissement du génie civil

Difficultés techniques

Fin 2008, un retour d'expérience national a été initié par l'ASN sur l'application de sa doctrine d'assainissement complet dans les projets de démantèlement des installations nucléaires. Malgré certaines difficultés techniques détaillées ci-après, il en ressort que la méthodologie employée a permis le déclassement en « zone à déchets conventionnels » d'un nombre important de locaux dans les installations nucléaires en démantèlement.

Cependant, la plupart des installations en cours de démantèlement a été construite dans les années 1960-1970. Les normes et les pratiques de l'époque quant à la traçabilité des opérations et des évènements qui s'y sont déroulés ne permettent pas de disposer d'un historique précis et complet de l'installation. Ces lacunes dans l'état de connaissance conduisent généralement les exploitants à adopter, par précaution, une démarche de sur-classement de zones pour lesquelles les informations disponibles ne sont pas suffisantes. Cette approche conservative conduit à une augmentation de la production de déchets nucléaires sans que cela ne soit réellement justifié, les déchets n'étant pas forcément radioactifs.

De plus, la migration des radionucléides dans les structures de génie civil se prête difficilement à des modélisations mathématiques simples, ce qui semble moins être le cas pour les phénomènes d'activation. En effet, les contaminations et les milieux rencontrés peuvent différer fortement au sein de la même installation, rendant une généralisation peu pertinente. Ainsi, d'importantes erreurs de caractérisation ont été rencontrées lors des travaux d'assainissement concernant des contaminations plus étendues ou plus importantes que prévu par la représentation physique simplifiée, entraînant de lourdes conséquences pour le projet en ce qui concerne la planification et les coûts. La réalisation de campagnes d'investigation en amont se révèle alors indispensable pour prévenir ces situations et mieux appréhender les phénomènes de migration en cause. Les projets d'assainissement ont un besoin capital de disposer d'un état radiologique initial fiable où le niveau de confiance est adapté aux enjeux et notamment à la réutilisation envisagée.

A cela s'ajoute la problématique des singularités (ou points singuliers) constituées des discontinuités dans le génie civil comme les joints de dilatation, les fissures, chevilles, inserts métalliques, etc. La caractérisation de la contamination et les opérations d'assainissement en sont d'autant plus difficiles et une approche au cas par cas doit être mise en place.

Limitations de la doctrine actuelle

L'un des problèmes majeurs soulevés par l'application du guide SD3-DEM-02, et donc désormais par le GUIDE N°14, sur les méthodologies d'assainissement complet acceptables est le caractère très majorant de la catégorisation ainsi obtenue. En effet, la connaissance imparfaite de l'historique d'installations anciennes ainsi que la difficulté à modéliser correctement les phénomènes de migration de la contamination dans les bétons, même de manière enveloppe, font que les exploitants, par précaution, sur-catégorisent généralement leur zonage. Ainsi, une partie des

déchets produits, catégorisés comme nucléaires, ne le sont pourtant pas. De plus, l'épaisseur totale d'assainissement, profondeur modélisée + marge forfaitaire, est pratiquement toujours déterminée sur le point le plus pénalisant (contamination la plus importante ou la plus profonde) et est appliquée ensuite à l'ensemble des surfaces concernées afin de respecter le caractère enveloppe du modèle physique simplifié.

Par défaut, lors des opérations d'assainissement des structures, tout déchet *susceptible* d'avoir été mis en contact avec de la contamination radioactive ou activé par rayonnement doit au moins être considéré comme un déchet TFA. C'est ce qui conduit les exploitants à faire, dans leur jargon, du « Becquerel administratif » faute de pouvoir prouver, pour des raisons économiques, techniques ou temporelles, le caractère conventionnel des déchets. Ainsi, le centre de stockage des déchets TFA est rempli d'une proportion non négligeable de déchets sans aucune radioactivité artificielle ajoutée qui ont été sur-catégorisés en déchets nucléaires par précaution. Dans l'absolu, l'application de ce principe de précaution ne pourrait se heurter qu'à la politique de minimisation de la production des déchets radiologiques. Cependant, le coût de ce stockage est relativement important en raison du conditionnement, de l'entretien et du suivi (on parle d'une surveillance de quelques centaines d'années pour les déchets TFA entreposés, et d'encore plus pour les autres catégories de déchets). De plus, et c'est une contrainte supplémentaire, ce stockage est limité en volume. Depuis quelques années maintenant, les centres de stockage de déchets nucléaires, même de très faible activité, sont considérés comme une ressource rare qu'il faut ménager et gérer intelligemment. En ce sens, toutes les parties prenantes qui gravitent autour de la gestion des déchets radioactifs, producteurs-contrôleurs-stockeurs, doivent porter une grande attention à cette ressource.

Il semble donc que l'approche relativement majorante, préconisée par les autorités de sûreté, puisse être en contradiction avec les obligations de minimisation de la production des déchets présentes dans la loi de 1999 qui établit le « zonage déchets ». Il est notamment précisé dans chaque décret de mise à l'arrêt définitif et de démantèlement d'une installation nucléaire : *L'exploitant s'efforce de réduire le volume des déchets produits lors des opérations de mise à l'arrêt définitif et de démantèlement et optimise leur gestion en veillant à les valoriser ou à les traiter chaque fois que cela est possible, le stockage définitif devant être réservé aux déchets ultimes.*

De plus la démarche d'optimisation employée pour les pollutions conventionnelles comme pour les contaminations radiologiques des sites et sols pollués se heurte à la définition de l'objectif de propreté tel que défini dans le nouveau GUIDE N°14. En effet, une approche de type coût/bénéfice du plan de gestion, telle que mise en place par les textes de 2007 du Ministère de l'Ecologie, de l'Energie et du Développement Durable, adossés au Code de l'environnement, prévoit d'optimiser la réhabilitation d'un site en prenant en compte les contraintes économiques et l'impact résiduel sur l'environnement. Le principe ALARA (as low as reasonably achievable), incontournable dans le domaine de la radioprotection, va dans le même sens que l'approche coût/bénéfice.

Enfin, il peut être impossible de retirer certaines contaminations radiologiques dans des installations nucléaires en démantèlement, sur certains sites nucléaires ou dans l'environnement au sens large. Parfois, cela peut être techniquement ou économiquement impossible, la décontamination d'une nappe ayant subi une pollution radiologique diffuse étant un exemple probant. Cette approche n'est pas non plus très compatible avec la démarche de gestion durable des déchets ra-

dioactifs et la problématique de minimisation des volumes. Cela pourrait remettre en cause la volonté de ne pas utiliser de seuil de libération.

Il faut toutefois tempérer ces remarques puisque la doctrine actuelle a été mise en place pour pallier l'approche au cas par cas des méthodologies d'assainissement développées dans le passé, avec un recours systématique aux mesures a priori afin de détecter les zones à assainir. Les chantiers d'assainissement des structures de génie civil étaient ainsi « pilotés à la mesure », ce qui a pu entraîner de nombreuses dérives financières de projets (la contamination était plus importante et plus profonde que prévu, ce qui pouvait remettre entièrement en cause les décisions prises et les choix techniques retenus). Cela a également pu conduire à laisser en place des zones contaminées du fait d'un historique incomplet et de mesures d'investigation et de suivi mal dimensionnées. Il faut pourtant raison garder et ne pas tomber dans l'excès inverse en excluant quasiment les investigations radiologiques pour l'élaboration du zonage déchet (interprétation du guide SD3-DEM-02 faite par les exploitants).

III. Nouvelle approche de catégorisation

III.1. Problématique de l'échantillonnage et de la mesure

Coût des investigations souvent négligé

Du point de vue des pratiques internationales, telles qu'évaluées par des instances comme l'Agence Internationale de l'Energie Atomique (AIEA) ou l'Agence pour l'Energie Nucléaire (AEN) de l'Organisation de Coopération et de Développement Economiques (OCDE), il est reconnu depuis de nombreuses années que la caractérisation et la catégorisation des matériaux contaminés sont les éléments-clés de la minimisation de la production des déchets radioactifs pour le démantèlement d'installations nucléaires (International Atomic Energy Agency, 2001).

De plus, d'après un récent retour d'expérience mené sur l'évaluation des coûts de démantèlement à un niveau international (Nuclear Energy Agency, 2010), il ressort dans un premier temps que les coûts sont largement liés à l'inventaire radiologique et à l'étendue de la contamination, ainsi qu'au niveau d'assainissement envisagé. Une part importante de la maîtrise budgétaire du démantèlement et de la gestion des déchets réside par conséquent dans la caractérisation radiologique de l'installation et par la définition d'un zonage déchets pertinent. Le coût de l'inventaire et de la caractérisation peut être significatif par rapport au coût global du projet de démantèlement ; il dépend de la qualité et de la sophistication de la caractérisation, de la qualité et de la quantité des informations historiques. Cependant, le coût d'une mauvaise caractérisation peut être encore plus élevé puisque des déchets mal ou non caractérisés se retrouvent sur-catégorisés par défaut, avec des coûts associés de production, de gestion et de stockage élevés.

Ainsi, en France, la situation actuelle fait que la gestion globale des déchets radiologiques dans le cadre du démantèlement d'installations nucléaires – caractérisation, production, contrôle, stockage – incombe à des acteurs différents : exploitant, autorité de sûreté et ANDRA. Il est également possible que les coûts de l'exploitant vis-à-vis de ces déchets soient rattachés à des entités différentes ; ce ne sont pas les mêmes directions qui supportent le coût des investigations et de la caractérisation, ceux associés aux opérations de démantèlement et d'assainissement, et ceux liés à

l'évacuation pour entreposage. En ce sens, il semble très difficile d'aboutir à une vision globale, pour le projet de démantèlement dans son intégralité, à propos de la gestion des déchets radiologiques. Cette vision globale est pourtant demandée par la réglementation, tout comme l'optimisation de la production des déchets pour en assurer une gestion durable.

La Figure 4 synthétise le retour d'expérience concernant les coûts de la réhabilitation des sites et sols pollués qui a été dressé en 2008 lors des journées techniques du Ministère de l'écologie, de l'énergie et du développement durable. La phase de diagnostic (de caractérisation) ne doit pas être déconnectée du bilan coûts/avantages d'un plan de gestion. Le diagnostic doit être proportionné aux enjeux ; il permet de choisir et dimensionner les options de gestion dans le souci d'un optimum technique et économique tout en maîtrisant les incertitudes.

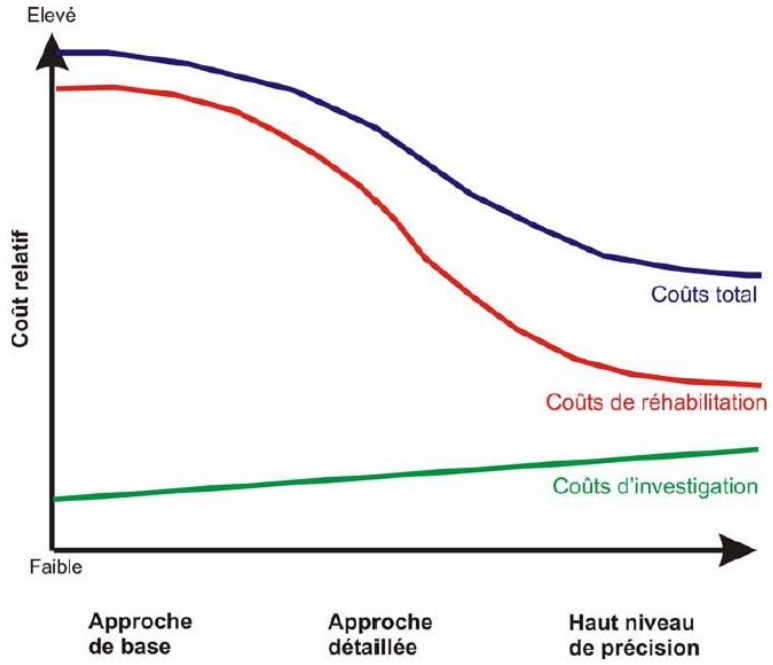


Figure 4 : Répartition des coûts d'un projet de dépollution de sites et sols pollués en fonction du degré d'investigation (Hube, 2008).

La phase d'investigation peut représenter un coût non négligeable à l'échelle du projet entier. Il est donc nécessaire d'avoir également une démarche d'optimisation et de rationalisation lors de cette phase-clé. Cependant, d'après les pratiques actuelles, les investigations par des mesures et des échantillons sont souvent insuffisantes vis-à-vis des enjeux. Il faut souvent justifier le coût du prélèvement avant d'avoir pu prouver et quantifier les niveaux d'activité ou l'optimisation des volumes à assainir, ce qui est précisément l'objet de la phase de caractérisation. C'est une spirale sans fin ! De plus, la prestation de diagnostic, en l'absence d'une réglementation claire ou de pratiques méthodologiques reconnues et validées, est souvent négligée. Dans le cadre d'un marché concurrentiel difficile pour les prestataires de services et compte tenu des politiques de choix des prestataires par les services achats des grandes entreprises, c'est souvent la parole du moins-disant qui prévaut au détriment de la qualité de la caractérisation. Le recours à une contre-expertise est encore marginal, voire inexistant, malgré les enjeux.

Le manque de vision globale ne milite pas en faveur d'un renforcement de cette phase d'investigation, même si les dérives budgétaires souvent rencontrées pour les projets de démantèlement et d'assainissement forcent de plus en plus les exploitants à revoir leur approche. Les pre-

miers retours d'expérience notamment financiers sur la place de la phase de caractérisation radiologique dans l'optimisation de la production des déchets et la réduction du coût global du projet seront très intéressants et attendus de ce point de vue. La conduite et la maîtrise de ces chantiers industriels de grande envergure dépendent de cette projection des maîtres d'ouvrage sur le moyen et le long terme pour aboutir à une stratégie optimisée, en décalage parfois avec les contraintes, en particulier financières, à plus court terme.

Stratégies d'échantillonnage

Toute campagne d'investigation doit déployer une stratégie d'échantillonnage construite afin de répondre à un **objectif d'évaluation** fixé et en respectant un degré de précision souhaité. Il importe donc de définir le plus précisément possible les buts de la campagne de mesures et de prélèvements, ce qui permet de dimensionner un plan d'échantillonnage adapté et pertinent.

L'objectif d'évaluation peut en effet varier en fonction des situations rencontrées et des attentes : quantification du risque de dépassement d'un niveau de contamination, estimation des caractéristiques statistiques représentatives d'une population (moyenne, variance…), identification de « points chauds » (zones où les niveaux de contamination sont très élevés), caractérisation de la nature et de l'étendue de la contamination, surveillance dans le temps de paramètres ou d'indicateurs environnementaux, etc. Le plan d'échantillonnage doit alors être adapté à l'objectif d'évaluation, ce qui conditionne par la suite le traitement des données qui peut être réalisé et les résultats qui peuvent en être tirés. Il prend également en compte les contraintes de temps et de budget. Une bonne stratégie d'échantillonnage a pour but de répondre aux attentes de l'évaluation avec une gestion optimisée des ressources. Dans le cas de ressources limitées ou d'objectifs multiples d'évaluation, des compromis sont alors à trouver pour respecter les différentes contraintes et ils conduisent souvent à une réduction du degré de précision souhaité.

Les stratégies d'échantillonnage sont généralement regroupées en deux catégories. Les approches probabilistes s'appuient sur une sélection aléatoire des échantillons et permettent de réaliser des inférences statistiques sur l'ensemble de la population à partir des données collectées. Elles visent plutôt à fournir des résultats quantitatifs. Par opposition, les approches par jugement sont réalisées sur la base de la connaissance du site et du savoir-faire de l'expert. Elles visent, quant à elles, plutôt des résultats qualitatifs. Chacune de ces approches possède bien évidemment des avantages et des inconvénients, ce qui nécessite de les adapter à l'objectif d'évaluation (U.S. Environmental Protection Agency, 2002). Par exemple, les approches probabilistes nécessitent le plus souvent un nombre relativement important d'échantillons, tandis que les approches de jugement ne permettent pas de réaliser des inférences statistiques en raison du biais originel du plan d'échantillonnage.

Trois stratégies d'échantillonnage sont plus particulièrement employées et permettent de répondre à une très grande majorité des besoins d'évaluation :

- Avec l'**approche par jugement**, la sélection des points de mesure ou de prélèvement (nombre et positionnement) est fondée sur l'expertise et le jugement. Le jugement prend en compte la connaissance historique et la représentation physique du phénomène. Elle ne nécessite que très peu d'échantillons, ce qui peut être avantageux d'un point de vue des coûts et des délais. Elle permet de statuer sur la présence ou l'absence de contamination à un niveau considéré. Elle ne permet cependant pas de fournir un niveau de confiance ni de réelle quantification du phénomène.

- L'**approche systématique** déploie un positionnement des échantillons selon un maillage régulier. Elle assure une couverture homogène de la zone investiguée. Sa mise en œuvre sur le terrain est pratique et simple. Le premier point de la grille peut être choisi aléatoirement, le reste du réseau est alors tout à fait déterministe. Cette approche permet d'estimer des paramètres statistiques de la population (moyenne, variabilité, proportion, etc.). Elle permet également de délimiter l'extension de la contamination et d'effectuer une recherche spécifique garantissant une certaine probabilité de toucher les cibles dont la dimension est connue. Cette approche ne nécessite pas ou peu d'informations préalables sur le site, ce qui peut également être considéré comme un inconvénient puisque l'on ne tient pas compte a priori de connaissances sur le phénomène.
- L'**approche aléatoire** (ou statistique) qui détermine par tirage aléatoire le positionnement des échantillons. Cette stratégie est particulièrement employée lorsque la population à caractériser est relativement homogène (pas de zone contaminée ni de point chaud). Elle permet d'obtenir des estimations non biaisées de paramètres statistiques tels que la moyenne, la variabilité, les proportions, etc. Elle est assez facile à comprendre et à mettre en œuvre puisque n'importe quel ordinateur est aujourd'hui capable de réaliser des tirages de nombres aléatoires. Les calculs pour l'obtention des résultats sont relativement simples et utilisent, sous certaines hypothèses de distribution statistique, des formules mathématiques largement connues et répandues. Enfin le nombre d'échantillons peut être aisément dimensionné en fonction de niveaux de confiance statistiques souhaités.

Il est tout à fait envisageable de combiner ou d'itérer ces différentes approches afin d'optimiser la stratégie d'échantillonnage globale. Des sondages peuvent par exemple être positionnés par jugement ou aléatoirement et les carottes découpées de manière systématique avec un pas régulier. L'échantillonnage adaptatif par cluster (ou grappe) est, quant à lui, constitué d'un tirage aléatoire initial qui est complété par des échantillons de jugement positionnés autour des valeurs d'intérêt selon un pas fixé (activités les plus fortes dans le cas de contaminations radiologiques). Plusieurs phases complémentaires d'échantillonnage peuvent être nécessaires afin de complètement délimiter l'extension des taches de contamination.

Dans le cadre du démantèlement et de l'assainissement des structures des installations nucléaires, l'application de ces différentes approches est facilement transposable aux objectifs d'évaluation : le positionnement par jugement permet d'effectuer rapidement une levée de doute (ou « détrompage ») par rapport à une éventuelle contamination radiologique, des mesures réparties selon une grille régulière sont utilisées pour cartographier l'extension de la contamination et les approches aléatoires valident l'absence de contamination à l'issue des opérations d'assainissement.

Dans la pratique, faute de méthodologies éprouvées et du fait d'une réglementation qui ne précise pas suffisamment les approches à adopter, les plans d'échantillonnage sont souvent décidés au jugement par les exploitants ou les opérateurs, faisant appel à leur connaissance de la contamination, leur expérience, leur expertise et leur bon sens. Ainsi la norme 8550 citée dans le GUIDE N°14 qui utilise une approche aléatoire pour la vérification du caractère conventionnel des zones assainies est parfois utilisée pour caractériser la contamination en place ! De plus, les critères de choix et de dimensionnement du nombre de mesures restent encore très empiriques et sont souvent guidés par des contraintes éloignées des objectifs de précision de l'estimation ou de

réduction des incertitudes : budget et temps limités, reconnaissance préférentielle de zones d'intérêt, etc.

Objectifs d'évaluation multiples

La problématique de l'évaluation radiologique des structures de génie civil à assainir semble, en raison de la réglementation et de la doctrine des autorités de sûreté, se focaliser principalement sur l'élaboration du « zonage déchets » et donc sur la détermination de la limite entre les zones à déchets nucléaires et les zones à déchets conventionnels. Cependant les besoins d'évaluation pour les projets sont beaucoup plus axés sur la catégorisation des déchets selon les filières d'évacuation compte tenu des techniques de production et de conditionnement, et des coûts correspondants. En effet, les coûts associés à un déchet nucléaire varient au minimum d'un facteur 10 entre les différentes catégories : conventionnel, TFA, FMA, etc. Ainsi, la gestion globale du projet, et donc plus particulièrement celle relative aux déchets, nécessite la connaissance des « limites » entre ces différentes catégories.

L'estimation des niveaux d'activité est donc une préoccupation globale des projets d'assainissement et de démantèlement au niveau de la caractérisation de la contamination puisqu'elle conditionne les volumes des déchets à produire, et donc les coûts, les délais et les techniques associés. Les cartographies radiologiques constituent ainsi le support de la prise de décision pour les projets. Elles doivent également fournir une quantification de l'incertitude afin de guider les choix et permettre une analyse de risque pertinente et éclairée. En effet, une estimation ne vaut rien sans l'incertitude associée. De plus, les projets ont besoin de connaître et de prendre en compte des informations plus globales comme le terme source résiduel (activité totale restante) afin de rationaliser la stratégie d'assainissement en choisissant les meilleures opérations pour diminuer au maximum cette valeur.

Ainsi les objectifs d'évaluation sont multiples et nécessitent la mise en place d'une stratégie d'investigation la plus cohérente et optimisée possible pour répondre simultanément à tous ces besoins de caractérisation.

III.2. Moyens d'investigation radiologique

Les surfaces et les volumes à caractériser sont relativement importants : une installation nucléaire, même de petite taille, peut aisément présenter des surfaces excédant des dizaines de milliers de m² (sols, murs, voiles et plafonds) et représenter quelques centaines de milliers de tonnes de béton à caractériser. Ainsi les techniques d'investigation, mesures non destructives et prélèvements, doivent répondre à des contraintes industrielles de grande envergure.

Les techniques d'échantillonnage pour réaliser des prélèvements destructifs ont largement profité de technologies et d'équipements utilisés dans des secteurs non nucléaires comme des cloches de carottage incrustées de diamants, particulièrement adaptées pour les bétons, des ablations laser ou plus classiquement, des carottages ou des bouchardages (voir International Atomic Energy Agency, 2001 et 2008). Des développements spécifiques au nucléaire ont toutefois été mis en place pour garantir le confinement des poussières contaminées ainsi que pour réduire la production de déchets secondaires.

Deux grandes catégories de mesures radiologiques peuvent être considérées : celles réalisées en laboratoire sur des prélèvements obtenus par les méthodes décrites ci-dessus et celles réalisées

in situ qui permettent de mesurer la contamination sur place de manière non invasive. Les dispositifs de mesure peuvent être les mêmes dans les deux cas mais les investigations in situ permettent d'utiliser une gamme d'équipements spécifiquement développés pour ces caractérisations en place. Les analyses en laboratoire permettent des investigations plus poussées grâce à des techniques plus sophistiquées et du matériel plus encombrant : radiochimie (dilution, attaque acide, etc.), chaînes blindées de mesure, etc.

Trois types de mesures in situ peuvent être réalisés : des mesures de débit de dose, des mesures surfaciques de contamination et des mesures d'activité massique de radionucléides par spectrométrie.

Les mesures de débit de dose permettent un comptage global de l'ensemble des rayonnements. Elles permettent de remonter aux niveaux d'activité si le lien entre l'activité présente et l'irradiation induite est correctement établi. Cependant, cette conversion n'est pas très précise en présence d'une géométrie complexe, d'une hétérogénéité de la distribution de la contamination en surface ou en profondeur, du niveau du bruit de fond, etc. Elles ne permettent pas non plus d'identifier les radionucléides présents ni leurs quantités respectives. Elles sont cependant très faciles à mettre en œuvre et permettent de quantifier comparativement, en relatif, les évolutions de la contamination. De récents développements permettent par exemple de coupler une sonde de mesure avec une caméra permettant d'obtenir, en temps réel, une visualisation sur l'écran vidéo de la contamination (par la mesure de son irradiation) superposée à l'image filmée (voir Mahé, 2010 pour l'imagerie alpha).

Les mesures de contamination surfacique peuvent être réalisées soit par prélèvements de surface (frottis) ensuite mesurés par des dispositifs adaptés, soit par des mesures directes en tenant le dispositif de mesure (sonde ou contaminamètre) juste au-dessus de la zone à mesurer (généralement de 100 à 300 cm²). Contrairement aux mesures d'ambiance, chaque sonde permet de mesurer un type de rayonnement (alpha, bêta, gamma, neutron, X, etc.) et fournit une conversion en activité surfacique dépendant également d'une modélisation (surface, bruit de fond…). Les différents radionucléides ne sont toutefois pas discriminés.

Enfin les mesures par spectrométrie gamma in situ utilisent des sondes un peu plus complexes qui permettent d'obtenir une analyse plus détaillée des radionucléides émetteurs gamma. Les radionucléides présents sont ainsi identifiés ainsi que leurs ratios respectifs. Les mesures in situ par spectrométrie gamma sont largement répandues et fournissent, avec des hypothèses de modélisation de la contamination, des niveaux d'activité massique par radionucléide. Comme certains radionucléides rayonnent à différents niveaux d'énergie, des travaux récents tentent de déterminer les caractéristiques de la profondeur de la contamination en s'appuyant sur la différence d'émission en fonction de l'énergie provoquée par la profondeur.

Les hypothèses de modélisation sont un peu le talon d'Achille des mesures in situ : profondeur, homogénéité, type d'émetteurs, etc. Les mêmes dispositifs de mesures sont employés dans les laboratoires de mesure pour déterminer les activités d'échantillons. Les conditions de mesures sont alors beaucoup mieux maîtrisées : chaînes blindées pour s'affranchir du bruit de fond, conditionnement dans des géométries standardisées, analyse radionucléide par radionucléide…

En présence de larges spectres contenant une grande diversité de radionucléides, certains des émetteurs peuvent être difficilement mesurables car ils émettent à de très faibles énergies qui sont couvertes par des émetteurs plus énergétiques ou sont présents en quantité insuffisante vis-à-vis

des limites de détection des dispositifs de mesure. C'est pourquoi il est très courant, pour les mesures radiologiques, de recourir à des spectres types qui lient entres elles les activités d'émetteurs aisément mesurables et d'autres qui le sont moins. Cela nécessite toutefois que les activités soient corrélées, ce qui est souvent le cas puisque l'on connaît généralement les compositions des barreaux de combustibles et des produits de fission en fonction de leur âge, l'isotopie des procédés, le taux d'enrichissement, etc. Il est alors possible de ne mesurer que les émetteurs prépondérants ou les plus faciles à mesurer, on parle alors de traceur, et de remonter à l'activité totale en utilisant les ratios précédemment établis.

III.3. Méthodologie de caractérisation

Les méthodologies de caractérisation radiologique sont particulièrement développées pour estimer des niveaux d'activité moyens et par conséquent les termes sources. Elles permettent également de tester si les niveaux d'activité dépassent le bruit de fond environnemental ou certains seuils radiologiques fixés. Ces caractérisations se prêtent très bien à l'emploi de méthodes d'analyse statistique et sont mises en œuvre pour valider l'atteinte de l'objectif d'assainissement. En France, la norme ISO TR 8550 est souvent employée puisqu'initialement recommandée dans la SD3-DEM-02. Au niveau international, c'est l'approche MARSSIM (Multi-Agency Radiation Survey and Site Investigation Manual del'U.S. Environmental Protection Agency, 2000) qui fait référence. Elle permet de dimensionner le nombre de données à collecter pour atteindre des objectifs d'évaluation et de précision souhaités.

Ces techniques, adaptées à des contaminations aléatoirement réparties sur une zone d'étude (ou à l'absence de contamination), trouvent en revanche leurs limites d'utilisation dans le cas de contaminations structurées dans l'espace : contamination préférentielle de certaines zones, zones exemptes de contamination, etc. Il est alors nécessaire de prendre en compte cette structuration spatiale si l'on veut fournir une réponse appropriée au problème de caractérisation de la zone d'étude.

Parallèlement, pour la réalisation de cartographies radiologiques avant les opérations d'assainissement, aucune méthodologie n'est pour le moment suffisamment éprouvée ni reconnue. La stratégie d'échantillonnage est donc le plus souvent empirique et peine à fournir des cartographies et des estimations fiables : réalisation d'une cartographie du signal émergent par un scanning rapide puis implantation de sondages aux points les plus chauds. Les résultats d'analyses sont ensuite reportés sur un plan de l'installation et servent ainsi de cartographie radiologique. Ainsi, les données acquises sont très peu valorisées tandis qu'un effort financier certain a déjà été entrepris.

Des cartographies radiologiques fiables et pertinentes sont pourtant indispensables avant les opérations d'assainissement pour évaluer les différents scénarios possibles de réhabilitation et, très en amont, pouvoir faire des choix avec les bons outils d'aide à la décision. Ce sont elles qui permettront une gestion plus globale du projet et la rationalisation de la production des déchets nucléaires.

Méthodologie de catégorisation séquentielle

Les investigations pour la caractérisation radiologique doivent intervenir le plus en amont possible des opérations d'assainissement. Parfois, pour des raisons de radioprotection, les points

les plus irradiants des structures de génie civil sont enlevés afin de réduire le débit de dose pour les travailleurs. En contrepartie, ce prétraitement peut détériorer la structure spatiale de la contamination, ce qui rend une analyse ultérieure plus difficile. Il est donc important de peser les avantages et les inconvénients de ce type d'opérations.

La méthodologie proposée s'organise selon trois phases d'investigation successives correspondant à trois types de données spécifiques :

1. L'**analyse historique et fonctionnelle**. Elle est constituée de la collecte des informations sur l'installation, sur la base d'une analyse documentaire et d'interviews d'anciens exploitants, afin d'obtenir une connaissance précise sur ses caractéristiques, son mode de fonctionnement, les incidents qui se sont produits, etc. Elle permet une première analyse, souvent incomplète et plutôt qualitative de la zone à investiguer.
2. La **cartographie surfacique**. Elle emploie des moyens d'investigation non destructifs permettant d'obtenir une représentation surfacique du signal émergent. Elle s'appuie sur l'analyse historique et fonctionnelle pour le dimensionnement et le positionnement des mesures. La quantification n'est que relative puisque soumise à modélisation. Cette étape peut parfois ne pas être pertinente dans le cas de contaminations très en profondeur et donc peu mesurables en surface ou de contaminations se prêtant mal à des investigations in situ (en particulier les contaminations alpha).
3. Les **investigations en profondeur**. Intégrant les informations de l'analyse historique et fonctionnelle et celles de la cartographie surfacique, des prélèvements sont réalisés pour investiguer les profondeurs de migration et les niveaux d'activité. Les analyses sont réalisées principalement en laboratoire sur les échantillons. Cependant, des mesures rapides peuvent être faites sur place avec, par exemple, des mesures surfaciques avant chaque passe ou des mesures au contact de l'échantillon (utilisation de la technique de gamma scanning notamment).

Au fur et à mesure de l'avancement des investigations, la précision, le délai d'obtention et le coût de l'information vont croissants. On tâchera donc de rassembler le maximum d'informations au niveau de l'analyse historique et fonctionnelle, afin d'optimiser la campagne d'investigations in situ et enfin limiter au strict nécessaire les investigations destructives (Figure 5).

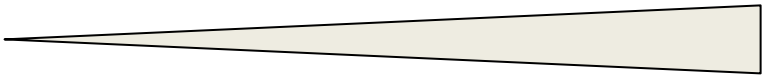
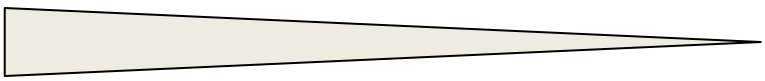
	Analyse historique et fonctionnelle	**Cartographie surfacique**	**Investigations en profondeur**
Techniques d'investigation	Rapports, archives, interviews…	Mesures surfaciques in situ	Prélèvements et analyses laboratoire
Coût de l'information			
Quantité d'informations			

Figure 5 : Coût de l'information et quantité apportée pour chaque étape d'évaluation de la méthodologie proposée.

Cette approche est compatible avec ce qui est préconisé pour le diagnostic de sites et sols potentiellement contaminés par des substances radioactives dans le guide de l'IRSN (Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire, 2008). Ce guide est actuellement en cours de révision

sous l'impulsion du ministère chargé de l'écologie et de l'Autorité de Sûreté Nucléaire pour être mis en cohérence avec les circulaires de gestion des sols pollués du 8 février 2007 et en tenant compte du retour d'expérience acquis dans le domaine des sites pollués par des substances radioactives.

Apports de la géostatistique pour le traitement des données

La géostatistique s'intéresse à décrire les phénomènes structurés dans l'espace et à quantifier les incertitudes d'estimations, globales ou locales, à partir d'un échantillonnage partiel. L'analyse exploratoire et variographique est l'étape permettant d'appréhender le phénomène étudié en mettant en évidence sa continuité spatiale. Les cartographies d'estimation et d'analyse de risque (variance, probabilité de dépassement de seuil, etc.) sont ainsi des outils robustes proposés pour la prise de décision au niveau du projet.

Par sa capacité à intégrer et à valoriser des données secondaires (informations historiques, mesures avec un autre dispositif d'acquisition), l'approche multivariable déployée par la géostatistique permet l'amélioration des estimations de la variable principale (activité massique), souvent moins bien échantillonnée.

Enfin, à partir de la connaissance de la structure spatiale du phénomène, de l'utilisation de plusieurs types de mesures ou d'informations, et compte tenu des incertitudes jugées acceptables, la géostatistique permet la rationalisation de la stratégie d'échantillonnage (principalement nombre de mesures et positionnement) afin d'optimiser les coûts d'investigation tout en respectant les objectifs d'évaluation et le degré de précision souhaité.

Les mesures réalisées dans le cadre de la cartographie du signal émergent sont principalement réparties selon une grille systématique. La maille d'échantillonnage est dimensionnée en fonction des informations historiques et fonctionnelles et par rapport au retour d'expérience sur les structures spatiales des contaminations radiologiques dans les installations nucléaires. Ce maillage régulier permet une couverture homogène et non biaisée de l'ensemble de la zone à investiguer. Il est préféré à un positionnement aléatoire des points de mesure pour des raisons de mise en œuvre pratique et parce qu'il fournit des estimations plus précises par l'utilisation d'un traitement de données par géostatistique.

C'est également dans le cadre des investigations non destructives que la réactivité du traitement des données permet une optimisation et une adaptation en temps réel de la stratégie et du plan d'échantillonnage. Des zones sous-échantillonnées ou à forte variabilité sont ainsi ré-échantillonnées, opération facilitée par l'utilisation du maillage régulier (la taille de la maille est simplement diminuée). Des itérations sont ainsi mises en place afin d'obtenir la qualité de cartographie souhaitée.

Les prélèvements destructifs sont principalement positionnés au jugement, par expertise, sur la base des cartographies du signal émergent en fonction des niveaux d'activité visés. C'est la phase un peu délicate de la méthodologie puisqu'il n'y a pas de règle automatique et que les niveaux d'activité ne sont pas encore connus. De plus, la collecte des données par des phases itératives est plus délicate puisque les temps de réalisation et d'analyse en laboratoire ne permettent pas d'obtenir les résultats rapidement.

Cette stratégie d'échantillonnage qui combine deux étapes d'investigation est notamment connue sous le nom de « Ranked Set Sampling » dans le cadre de « Guidance on Choosing a

Sampling Design for Environmental Data Collection » (U.S. Environmental Protection Agency, 2002). Elle fait se suivre une approche d'échantillonnage par grille systématique puis un positionnement par jugement. Cette méthode novatrice est particulièrement adaptée dans le cas d'une variable auxiliaire peu onéreuse (dans notre cas, les mesures de signal émergent) qui est corrélée à la variable d'intérêt (les activités massiques obtenues sur les prélèvements). Elle nécessite un traitement analytique adapté permis par la méthodologie géostatistique dans notre cas d'application.

Enfin, la méthodologie séquentielle de caractérisation proposée vient compléter et renforcer la première ligne de défense de la doctrine des autorités de sureté. En effet, les surfaces présentant potentiellement une contamination en profondeur sont les zones qui sont souvent traitées au cas par cas au niveau de l'assainissement. Les modèles et les marges forfaitaires conduisent le plus souvent, compte tenu de la complexité des phénomènes physiques en jeu, à des catégorisations trop conservatives. La démarche de caractérisation proposée tente ainsi de fournir une méthodologie plus fine pour la catégorisation de ces surfaces, tout en garantissant sa robustesse et sa pertinence.

Chapitre 2

Site d'étude et campagne de mesures non destructives

L'atelier D des ATUE a été exploité pendant 30 ans pour le retraitement de rebuts contenant de l'uranium. Cet atelier, comme le reste de l'installation, est désormais en cours de démantèlement et d'assainissement. La méthodologie de caractérisation commence par une analyse historique et fonctionnelle de la zone d'étude mettant en évidence une contamination des structures de génie civil de l'installation.

Par la suite, la campagne de mesures non destructives de grande envergure qui a été menée en 2008 dans cet atelier est présentée.

I. Présentation de l'atelier D des ATUE

Les Ateliers de Traitement de l'Uranium Enrichi (ATUE) font partie du Centre CEA de Cadarache et constituent l'Installation Nucléaire de Base n°52, créée en 1962 et mise en service en 1965.

Les ATUE ont permis de travailler sur la conversion de l'hexafluorure d'uranium en provenance des usines d'enrichissement isotopique en oxyde frittable et en assuraient la production en soutien des industriels. Ils effectuaient en outre le retraitement chimique des déchets de fabrication des éléments combustibles en vue de la récupération de l'uranium enrichi contenu dans ces éléments. Plus de 500 tonnes d'uranium ont ainsi transité au long des 30 années d'exploitation. Par ailleurs, certains ateliers permettaient la fusion de l'uranium métal pour ajustement isotopique en milieu liquide, l'incinération de liquides organiques faiblement radioactifs ainsi que la mise au point expérimentale de procédés de décontamination de surfaces. Les activités de production des

ateliers ont cessé en juillet 1995 et l'incinérateur a été arrêté fin 1997 après avoir incinéré plus de 480 m^3 de liquides organiques.

Le décret d'autorisation de mise à l'arrêt définitif et de démantèlement de l'installation est paru en février 2006. L'année 2006 a permis de terminer la phase de démantèlement des équipements de procédé (Lisbonne and Seisson, 2008). Les phases de démontage des structures (notamment la ventilation) et d'assainissement complet du génie civil sont en cours. L'exploitant a également engagé un programme de caractérisation des sols en dehors des bâtiments, afin de détecter toute trace de pollution en vue d'un traitement ultérieur.

Nous nous intéressons plus particulièrement à l'atelier D de cette installation (Figure 6) dans lequel vont être réalisées les différentes campagnes de mesures et de prélèvements. Les informations relatives à cet atelier sont notamment issues du document « Synthèse des bilans d'assainissement des postes et locaux de l'atelier D » (Castagné, 2008).

Figure 6 : Atelier D des ATUE à la fin de son exploitation (à gauche) et après la dépose des procédés (à droite)

I.1. Analyse historique et fonctionnelle

L'atelier D présente la particularité d'avoir des locaux ayant eu deux phases de vie, intégrant des procédés différents : la première phase avec la production d'uranium métallique, la seconde avec la production d'uranium sous forme d'oxyde.

Les différents postes de production étaient répartis de part et d'autre d'un long couloir central pour une superficie totale de l'atelier de 800 m² environ (53 m de long par 15 m de large, hors appentis). Les différents postes sont numérotés sur les plans pour une meilleure identification (par exemple P.403, les centaines se rapportant à l'atelier, ici D).

Présentation des procédés entre 1965 et 1980

Entre 1965 et 1980, les procédés principaux exploités dans cet atelier avaient pour fonction d'extraire, sous forme de nitrate d'uranyle, l'uranium faiblement enrichi (avec un taux ^{235}U inférieur à 5 %) contenu dans des déchets divers (copeaux, billettes, galettes, lingots, chiffons, crasses de fusion, creusets) et de le transformer en lingot d'uranium métallique.

L'organisation des postes de production et des procédés est présentée Figure 7 :

- étapes 1 à 3 : procédés de récupération de l'uranium des déchets et de production de nitrate d'uranyle purifié,
- étapes 4 et 5 : séparation des procédés en deux chaînes parallèles Da et Db :
  - l'ensemble Da assurait la production d'UO_3 à partir du nitrate d'uranyle, puis la transformation en UF_4,
  - l'ensemble Db assurait la production de diuranate d'ammonium (ADU) à partir du nitrate d'uranyle, puis la transformation en UF_4,
- étape 6 : procédé de transformation de l'UF4 provenant de Da ou Db en lingot d'uranium métallique,
- étape 7 : traitement de scories issues des procédés.

Un procédé secondaire de Recherche et Développement appelé Kestner a été exploité de manière indépendante et peu fréquente (local P.451). Il permettait le traitement des eaux mères peu actives provenant des procédés de l'atelier.

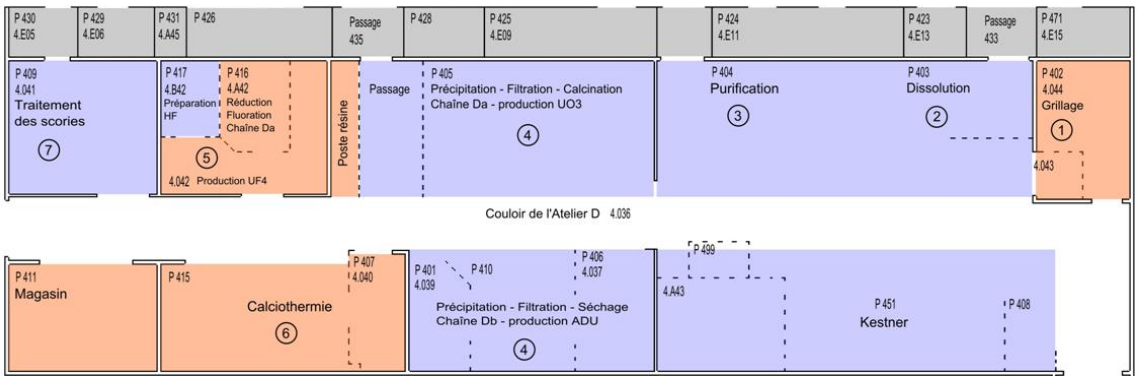


Figure 7 : Organisation des procédés de l'atelier D entre 1965 et 1980.

Les procédés sont présentés sur les différents plans à l'aide de deux couleurs permettant de distinguer sous quelle forme était le produit manipulé : sèche en rouge et humide en bleu. Cependant, un local réputé voie sèche peut avoir connu un incident mettant en jeu une contamination liquide et vice versa.

Présentation des procédés entre 1980 et 1995

Après 1980 et jusqu'à la fin de l'exploitation de l'installation en 1995, l'atelier D était destiné à la récupération de l'uranium contenu dans les rebuts divers non irradiés (rebuts de fabrication des éléments combustibles des réacteurs nucléaires), pour le transformer en produits de pureté nucléaire (oxydes d'uranium frittables principalement) par voie humide. L'enrichissement en ^{235}U de l'uranium traité était inférieur à 10 %. Les rebuts, de nature et de provenance diverses, pouvaient se présenter sous forme d'oxydes, d'alliages, de métal ou de solutions.

L'atelier était divisé en postes, correspondant aux divers traitements chimiques et physiques du procédé de transformation. Ces procédés sont présentés Figure 8 :

- étapes 1 à 5 : procédés de récupération de l'uranium des déchets et de production de nitrate d'uranyle purifié,
- étapes 6 à 8 : procédés de transformation du nitrate d'uranyle en oxydes d'uranium (U_3O_8 ou UO_2 après réduction).

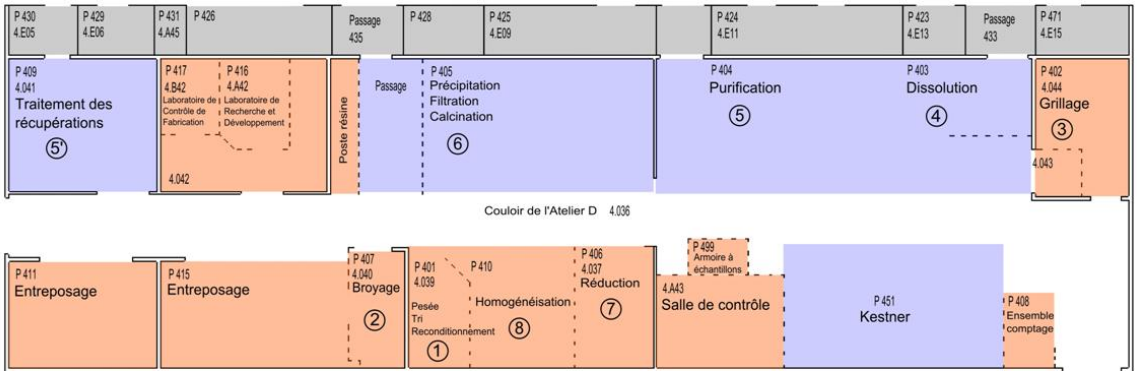


Figure 8 : Organisation des procédés de l'atelier D entre 1980 et 1995.

Durant cette période, l'atelier D comprenait d'autres procédés secondaires tels que :

- le procédé Kestner (déjà exploité lors de la première phase de vie de l'atelier),
- les laboratoires de frittage puis de R&D ou de contrôle de fabrication,
- l'ensemble de comptage des fûts de déchets générés dans les ateliers B, C et D.

Evénements significatifs

Durant l'exploitation de l'atelier, plusieurs incidents se sont produits, entraînant des contaminations des structures de génie civil. Ces incidents sont susceptibles d'avoir une influence sur le classement par catégorie des surfaces du génie civil. Un certain nombre d'entre eux ont été renseignés, principalement pour la seconde phase de vie :

- plusieurs fuites d'UO_2 dans le P.410, sous forme de poudre répandue au sol, causées par le déchirement du sac en sortie de l'homogénéiseur (80 kg), l'éclatement d'un joint et un appui accidentel sur une vanne guillotine à aspiration,
- dans le P.406, une fuite d'environ 40 kg de poudre d'U_3O_8 (^{235}U = 7,5 %) en raison du déboîtement du soufflet de raccordement entre la trémie d'alimentation et le réacteur de réduction,
- dans le P.409, une contamination par une solution liquide composée de nitrate d'uranyle, puis une projection de nitrate d'uranyle et de poudre d'oxyde d'uranium lors d'un chargement de dissolveur, contaminant l'ensemble du poste de travail,
- un débordement de nitrate d'uranyle dans le P.405 contaminant les plafonds et les sols,
- dans le P.403, une projection d'U_3O_8 sous forme de liquides et de boues (pas d'aérosols) sur tout le poste de travail (murs, plate-forme, tuyauteries, sols contigus, couloir central de l'atelier).

Ces incidents ont, pour la plupart, été suivis de travaux d'assainissement immédiats.

En raison des activités en voie humide, les locaux de l'atelier D présentent un risque avéré de contamination par voie liquide. De plus, l'ensemble de l'atelier était régulièrement nettoyé par brosse rotative humide. Ainsi, une contamination, même sous forme solide, a probablement été étalée en surface et a potentiellement pu migrer légèrement en profondeur du fait de cette action mécanique.

I.2. Caractérisation radiologique réalisée par le projet

Après les travaux d'assainissement et de dépose des procédés, les surfaces des structures de génie civil ont été catégorisées sur la base d'une étude analytique : les procédés exploités, les risques potentiels induits par ces procédés et leur fonctionnement, les incidents avérés, l'état du génie civil, ses évolutions et ses singularités.

Une expertise de l'état de surface a également été conduite pour la classification. Elle permet de relever l'état général des surfaces ainsi que les singularités présentes. L'état du revêtement peut induire un risque supplémentaire de migration de la contamination dans le béton, un revêtement dégradé protégeant moins la surface qu'un revêtement sain. Cette observation réalisée dans chaque local présente cependant quelques limites. En effet, l'état des surfaces est jugé selon des critères visuels comme l'apparence globale et l'âge du revêtement, le nombre d'éclats, la répartition des craquelures, etc. De plus, l'observation faite après la dépose des procédés ne présume en rien de l'état des surfaces pendant l'exploitation de l'installation et plus particulièrement lors des évènements contaminants.

Enfin, des mesures radiologiques surfaciques et massiques sont venues conforter l'étude analytique, aboutissant à des « cartographies » dont une synthèse est présentée Figure 9.

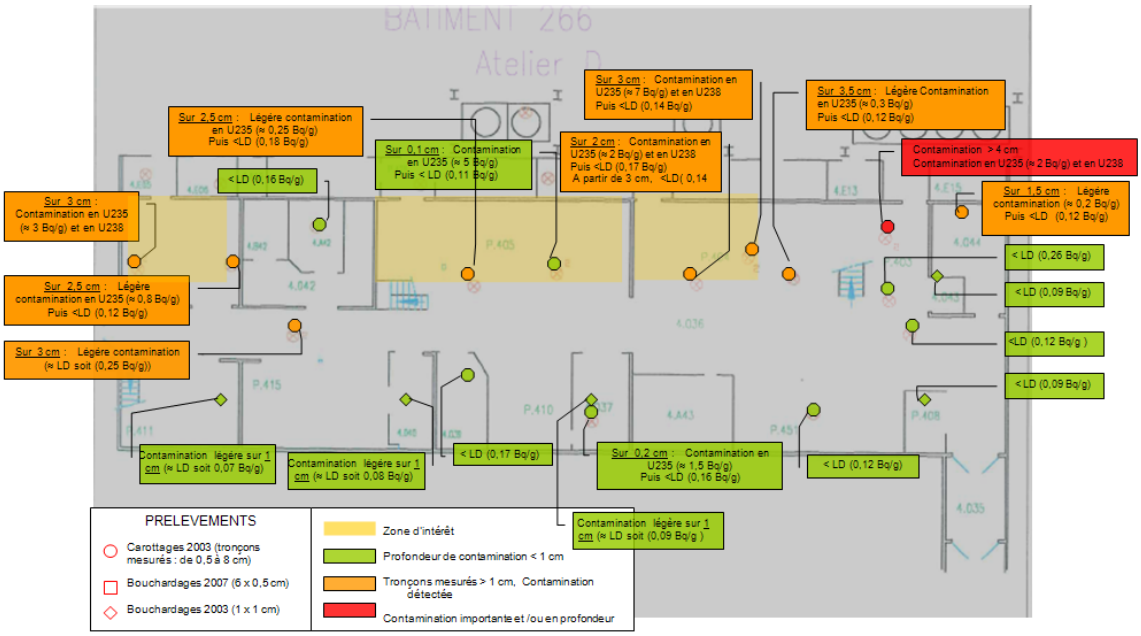


Figure 9 : Cartographie radiologique des sols de l'atelier D dressée par l'exploitant.

La catégorisation des sols qui en découle donne un classement de l'ensemble des locaux en catégorie S2 à l'exception des locaux P.407, P.411 et P.415 qui sont classés en S1 (locaux d'entreposage) et des locaux P.405 et P.409 qui sont classés en S3.

La méthodologie de traitement des surfaces prévue dans le projet d'assainissement et de démantèlement des ATUE prévoit un écroûtage du béton sur 10 mm minimum pour les surfaces de catégorie S2. Pour les surfaces classées S3, un prétraitement de type S2 est réalisé, puis un traitement complémentaire est envisagé selon les résultats de l'expertise.

I.3. Limitations d'une telle caractérisation

Les informations historiques et fonctionnelles présentées précédemment sont fondées sur l'analyse faite par l'exploitant. Les informations collectées sont partielles, ce qui est tout à fait normal compte tenu de l'ancienneté de l'installation et des pratiques de l'époque vis-à-vis du suivi des incidents. Il faut par exemple ajouter la présence d'une douche de décontamination située à proximité de l'entrée de l'atelier, dans le couloir, et une contamination dans les zones d'entreposage par un poste de mesure qui avait été installé lors de la dépose des procédés. Ces informations complémentaires seront pointées par les campagnes d'investigation qui ont pour but de quantifier les niveaux d'activité, mais également de compléter et de renforcer l'analyse historique et fonctionnelle. Cette première étape de la méthodologie doit couvrir l'ensemble des activités de l'installation jusqu'au démontage de ses procédés pendant la phase de démantèlement, opération qui peut avoir provoqué des contaminations additionnelles des structures de génie civil : remise en suspension de poussières contaminées, incidents contaminants de rinçage ou de découpe des procédés malgré les barrières de confinement, etc.

De plus, la démarche de catégorisation préconisée par les autorités de sûreté est basée sur une présomption de contamination : les locaux sont classés dans une certaine catégorie puisque les procédés qui y étaient exploités ne permettent pas d'exclure une contamination éventuelle de type surfacique ou pénétrante. Cette démarche a pour conséquence paradoxale une sur-catégorisation généralisée des structures de génie civil et, en même temps, des erreurs de caractérisation par sous-estimation des niveaux d'activité et des profondeurs. En effet, des zones potentiellement saines (ce qui resterait à prouver) sont englobées dans les zones contaminées par la représentation enveloppe et, comme la démarche ne répond pas à une méthodologie rigoureuse, il n'est pas rare d'aboutir à une mauvaise appréhension des niveaux d'activité les plus forts et des configurations de contamination les plus défavorables.

I.4. Difficultés rencontrées par le projet

La problématique de la caractérisation est fondamentale pour la conduite d'un projet de démantèlement d'une installation nucléaire. Afin d'illustrer les difficultés rencontrées, les préoccupations et les contraintes inhérentes à un tel projet, deux exemples sont illustrés sur les ATUE.

L'objectif, plutôt que d'insister sur certaines erreurs passées, est de mettre en évidence la grande difficulté de la caractérisation des déchets lors des opérations de démantèlement et d'assainissement. L'absence d'une méthodologie éprouvée et pertinente pour la caractérisation radiologique des structures de génie civil est ainsi mise en évidence malgré la grande nécessité de cette phase-ci pour la réussite des projets de démantèlement.

Avis d'incident sur un colis de déchet mal caractérisé (Autorité de Sûreté Nucléaire, 2003)

« Atelier d'uranium enrichi (ATUE) - Cadarache - CEA

Dans le cadre des opérations de cessation définitive d'exploitation de l'installation ATUE (Ateliers de traitement d'uranium enrichi), un colis de déchets a été constitué, comprenant plusieurs objets contaminés tel que : une armoire, des boîtiers électriques, un tabouret, etc. Il a été dirigé le 19 avril 2003 vers la station de traitement des effluents et déchets solides (INB 37), située également sur le site de Cadarache, afin d'y être traité.

La masse de matière nucléaire fissile présente dans le colis a été estimée à l'origine par une procédure forfaitaire basée sur des mesures surfaciques partielles.

Après traitement, en juin 2003, les déchets ont fait l'objet d'une mesure de radioactivité très précise, qui a mis en évidence la présence d'une masse d'uranium nettement supérieure à celle qui avait été estimée forfaitairement (35,5 grammes d'uranium 235 présents au lieu de 0,035 gramme estimés).

Cet écart semble dû à l'inadaptation de la procédure utilisée pour évaluer forfaitairement la masse de matière nucléaire dans ce type de colis. Des investigations sont en cours pour confirmer ce diagnostic. Cet écart a conduit à un non-respect des conditions de sûreté du transport interne des déchets entre les deux installations, ainsi qu'à un non-respect des règles de comptabilisation des matières nucléaires.

Cet évènement n'a eu aucune conséquence sur le personnel et l'environnement. En particulier, tous les déchets font systématiquement l'objet d'une mesure de radioactivité précise avant leur évacuation du centre de Cadarache, vers une installation extérieure d'élimination des déchets.

Cet évènement est classé au niveau 1 de l'échelle INES, compte tenu de l'application d'une procédure manifestement inadéquate. »

Bien que cet évènement n'ait entraîné ni contamination de l'environnement ni impact sur les travailleurs, il met en doute le bien-fondé de la méthodologie de caractérisation employée jusqu'ici : présence d'un facteur 1000 entre valeur estimée de manière forfaitaire et valeur mesurée. Rappelons que l'uranium est un émetteur alpha qui se quantifie difficilement à partir de mesures surfaciques si la contamination est en profondeur (1 mm de vernis suffit à masquer le rayonnement alpha). Cet événement, d'une portée relativement limitée, n'est malheureusement pas isolé et imputable au seul projet des ATUE. Des erreurs de caractérisation sont malheureusement chose assez courante, ce qui pénalise systématiquement la catégorisation des déchets et la bonne conduite des projets d'assainissement.

Chantier pilote de l'atelier B

Pour la déclinaison du guide SD3-DEM-02 par le projet de démantèlement et d'assainissement des ATUE, des chantiers pilotes ont été mis en place afin de valider la méthodologie d'assainissement retenue. Ils concernaient les appentis Ouest de l'atelier C ainsi qu'un local de l'atelier B. Ils ont mis en évidence un nombre très important de singularités présentes dans les structures : chevilles, fissures, inserts métalliques, plans de joints, tuyaux noyés dans la chape ou dans les murs, etc. De plus, les enduits et revêtements ont une qualité variable, ce qui complique les opérations d'agression des structures par rabotage ou bouchardage.

La méthodologie d'assainissement a alors été modifiée pour intégrer le retour d'expérience sur les chantiers pilotes des ATUE ainsi qu'en tenant compte d'autres projets d'assainissement. La méthodologie de traitement des singularités a été complétée et des cartographies complémentaires se sont avérées nécessaires pour ajuster la catégorisation des surfaces (afin d'optimiser la gestion des déchets).

Les sols, murs et plafonds de l'atelier B ont été traités (Figure 10). Cependant, l'atelier reste à ce jour partiellement écroûté, suite à des difficultés contractuelles avec le prestataire. De ce fait, il n'est que partiellement assaini (quelques contaminations sont encore présentes malgré le traitement des surfaces).

Figure 10 : Atelier B pendant les opérations d'assainissement (à gauche) et à l'issue des travaux (à droite).

La méthodologie de caractérisation après assainissement a également fait l'objet de modifications (seconde ligne de défense) par l'évolution du critère de décision qui a été adapté pour atteindre un processus industriel. Le programme des contrôles finaux a également été redéfini par rapport à des contraintes de limite de détection des appareils de mesures afin d'optimiser le temps de comptage nécessaire.

Le retour d'expérience sur ce chantier pilote a montré la nécessité de disposer d'une analyse historique beaucoup plus poussée que celle réalisée à l'époque et l'importance de la mise à jour de la cartographie radiologique du génie civil après dépose des équipements de procédés (constitution de l'état radiologique initial avant les opérations d'assainissement). Le zonage déchets en vigueur pendant l'exploitation de l'installation ne coïncide pas systématiquement avec le zonage « opérationnel » pour l'assainissement des bâtiments. Cette démarche va dans le sens de l'optimisation des surfaces à écroûter et de la gestion des déchets.

II. Campagne de mesures non destructives

Une campagne de mesures in situ a été réalisée en février 2008 dans l'atelier D des ATUE afin de fournir un jeu de données d'envergure pour soutenir les travaux méthodologiques de la thèse. Cette campagne d'investigations non destructives, associée aux informations historiques concernant l'atelier, constitue une base de données pour la cartographie de la contamination résiduelle présente dans l'installation. Il s'agit de la deuxième phase de la méthodologie de caractérisation développée dans le cadre de la thèse (cartographie surfacique).

Les procédés ayant été déposés lors du démantèlement, l'atelier est complètement vide lors de la campagne de mesures, il ne reste que les structures de génie civil, principalement composées de béton. Les murs et parois sont en moellons tandis que les sols sont constitués d'un radier ferraillé sur lequel repose une chape de béton d'environ 5 cm.

La campagne de mesures a été réalisée en trois semaines par l'équivalent de deux personnes à temps plein (le doctorant lui-même et un personnel accompagnant CEA). En tenant compte des journées de transport, des formalités administratives inhérentes au travail en zone réglementée et des différentes réunions réalisées pendant la campagne pour présenter l'avancement des travaux aux personnes en charge du projet de démantèlement des ATUE, seule une dizaine de jours effectifs a permis de réaliser l'ensemble des mesures. La campagne d'investigations a permis de collecter environ 4 000 mesures surfaciques et 200 mesures par spectrométrie gamma.

Les dispositifs de mesures employés sont relativement courants dans le secteur nucléaire : de nombreux types de contaminamètres, dont celui utilisé pour les mesures réalisées lors de la campagne d'investigation, sont disponibles dans toutes les installations nucléaires. De la même manière, des détecteurs par spectrométrie gamma sont présents dans tous les laboratoires de mesures nucléaires. Les moyens utilisés ne nécessitent donc pas de développements particuliers (mise à part la table de mesure pour transporter la spectrométrie gamma) et sont à la portée de n'importe quel projet.

II.1. A la recherche de l'uranium !

L'uranium est un élément naturel, dense et faiblement radioactif. Une tonne d'uranium naturel pur est composée de 7,1 kg d'^{235}U et de 54 g d'^{234}U, la majorité restante étant de l'^{238}U. Les autres isotopes sont d'origine artificielle.

Les réacteurs nucléaires, en particulier ceux fonctionnant à l'eau pressurisée, ont généralement besoin d'une teneur en ^{235}U plus importante que celle rencontrée naturellement. C'est en effet le seul isotope naturel fissile, c'est-à dire qui se désintègre en plusieurs nucléides plus légers sous l'effet d'un bombardement par des neutrons, permettant de maintenir la réaction en chaîne. Il est donc nécessaire d'augmenter la proportion de cet isotope, généralement de 3 à 5 %, c'est le procédé d'enrichissement. L'atelier D avait pour vocation de récupérer l'uranium présent dans des rebuts non irradiés et dont l'enrichissement était inférieur à 10 %. Ces rebuts étaient alors retransformés en produits de pureté nucléaire.

L'uranium est radioactif et est un émetteur alpha : il y a émission d'une particule d'hélium à chaque désintégration. Ce rayonnement peut être accompagné d'une désexcitation du noyau obtenu sous la forme d'une émission gamma (rayonnement electro-magnétique par un photon de haute énergie). La Figure 11 retrace ces différents types d'émission. Le rayonnement bêta (émission d'un électron ou d'un positron) n'est pas directement associé à l'uranium mais intervient pour la désintégration de certains de ses descendants.

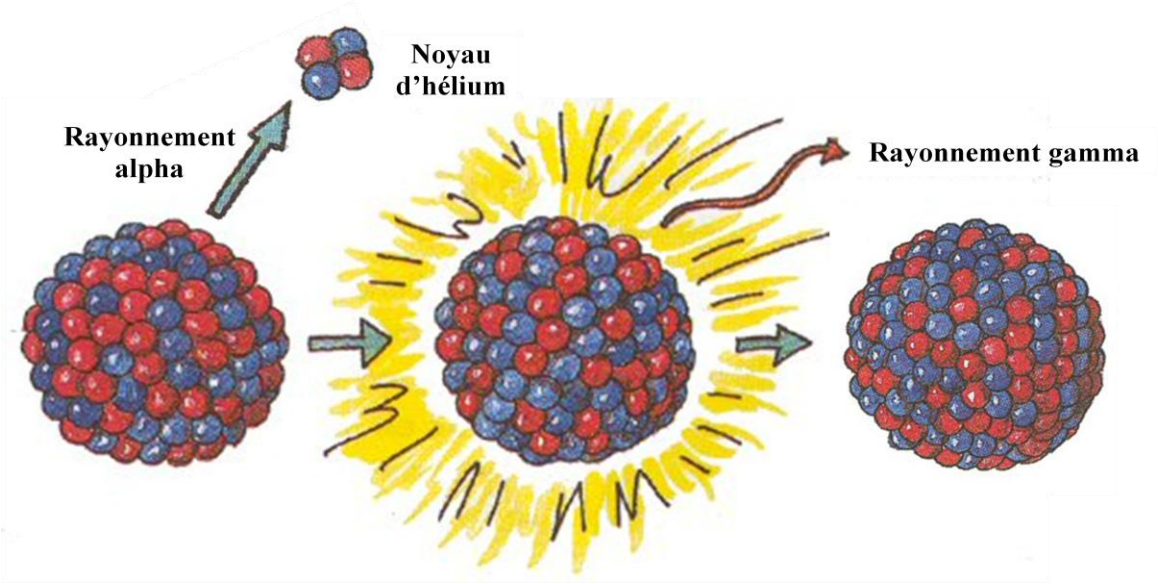


Figure 11 : Désintégration d'un noyau radioactif par rayonnement alpha suivi d'une désexcitation gamma (adapté d'Afchain et al. 1999).

La mesure du rayonnement alpha est relativement délicate puisque ce rayonnement possède un libre parcours dans l'air de quelques centimètres seulement (une simple feuille de papier le stoppe complètement). Le rayonnement gamma est beaucoup plus énergétique et pénètre dans plusieurs dizaines de centimètres de béton ; il est seulement atténué. Sa mesure en est d'autant plus facilitée et il est notamment possible de capter le rayonnement de radionucléides masqués par une petite épaisseur de béton. Ainsi la mesure de l'uranium pourra être réalisée à partir de son rayonnement alpha mais plus aisément par le rayonnement gamma de ses descendants à l'équilibre. C'est le cas notamment de l'^{238}U qui est couramment mesuré par spectrométrie gamma par le rayonnement du ^{234}Th ou du ^{234m}Pa. L'^{235}U peut également être mesuré par le rayonnement gamma du ^{231}Th qui, avec une période de demi-vie de 25,5 heures, est à l'équilibre avec l'^{235}U. Les têtes des chaînes de désintégration sont présentées Figure 12.

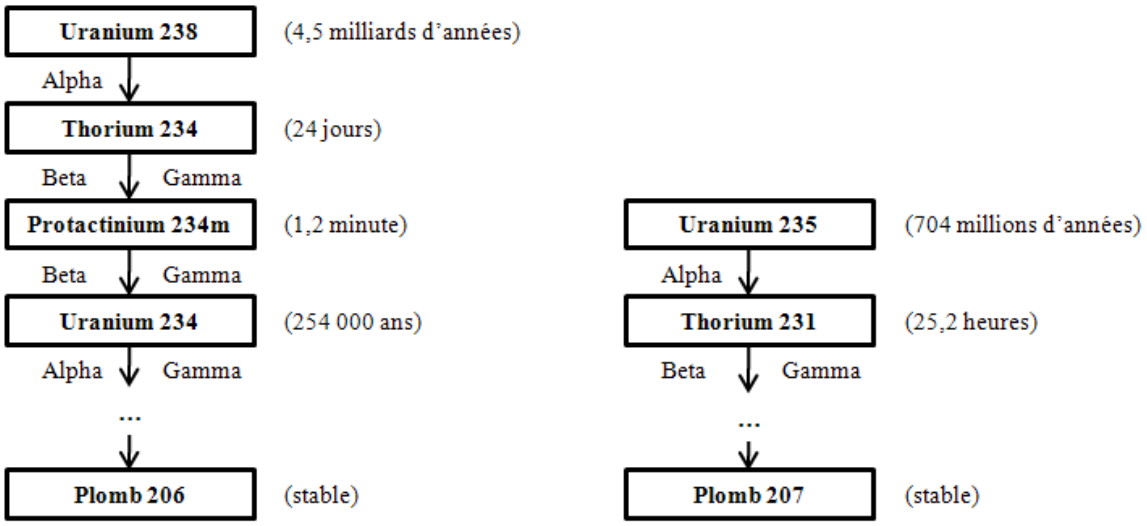


Figure 12 : Chaînes (partielles) de désintégration de l'^{238}U et de l'^{235}U. Indication des rayonnements émis et des périodes de demi-vie (adapté de Delacroix et al. 2006).

Il existe aussi un rayonnement X dû à des transitions électroniques durant la chaîne de désintégration. Il est de même nature que le rayonnement gamma, provoqué par des transitions nucléaires (au niveau du noyau). Il est produit par certains descendants des chaînes de l'uranium. Ce rayonnement n'a pas été exploité lors de la campagne de mesures.

II.2. Mesures par spectrométrie gamma in situ

Détection par spectrométrie gamma

Le rayonnement gamma est un rayonnement électromagnétique formé lors de la désexcitation d'un noyau radioactif, accompagnant une désintégration alpha ou bêta ou encore la capture d'un neutron par un noyau (Afchain et al. 1999).

Comme l'atome, le noyau possède des états d'énergie bien définis. Le saut d'un état d'énergie à un autre se fait en émettant un photon gamma d'énergie unique, caractéristique de la transition et du noyau. La mesure de l'énergie des photons gamma constitue ainsi un moyen d'identification de la nature du noyau émetteur.

Le rayonnement gamma provoque des ionisations par effet photo-électrique quand il traverse la matière. Lorsqu'une tension est appliquée à un détecteur semi-conducteur, ces ionisations sont, après amplification, détectées comme des impulsions électriques (Chevalier, 1996). La hauteur des impulsions dépend de l'énergie des photons gamma absorbés, de la résolution du détecteur et du matériel électronique. En établissant une discrimination entre les hauteurs des impulsions, on obtient un spectre en énergie. Ainsi, en spectrométrie gamma, l'étude des pics d'absorption permet d'effectuer des mesures qualitatives et quantitatives. Les différents pics sont attribués aux radionucléides ayant émis les rayonnements gamma correspondants. La concentration en radionucléides présents dans l'échantillon est ensuite calculée en associant au nombre d'impulsions de chaque raie d'émission gamma, un rendement de comptage intrinsèque au détecteur (efficacité du détecteur) dépendant des énergies de pic. On obtient alors l'activité de chaque radionucléide en intégrant le temps de mesure.

La spectrométrie gamma effectuée à partir d'un GeHP (détecteur germanium hyper pur) est l'une des techniques d'analyse multi-élémentaire la plus répandue pour la mesure de radioactivité grâce à son excellente résolution en énergie. Le détecteur est conservé à basse température par une canne plongeant dans un réservoir d'azote liquide. Ce dispositif est employé en laboratoire pour mesurer des échantillons mais également en configuration portable pour réaliser des mesures non-destructives in situ.

Les limites de détection (LD) sont des paramètres importants pour la mesure de radionucléides par spectrométrie. En effet, les niveaux d'activité qui peuvent être mesurés dépendent du temps. Ainsi, un radionucléide présent en très faible quantité peut ne pas être mesuré par spectrométrie en raison d'un temps de mesure trop court qui correspond à une limite de détection supérieure à l'activité présente. En spectrométrie gamma, pour des temps d'acquisition standards, la limite de détection est inversement proportionnelle à la racine carrée du temps de comptage. Elle dépend également du radionucléide (énergie et taux d'émission), du bruit de fond et de la modélisation retenue (distance du détecteur à la source, répartition homogène, ponctuelle, surfacique ou en profondeur de la contamination, etc.).

Maillage régulier par spectrométrie gamma in situ

La spectrométrie gamma utilisée lors de la campagne de mesure est disposée sur une table de mesure placée à 70 cm de hauteur dont l'angle solide permet de couvrir une surface au sol de 5 m² en version collimatée (diamètre de 2,5 m).

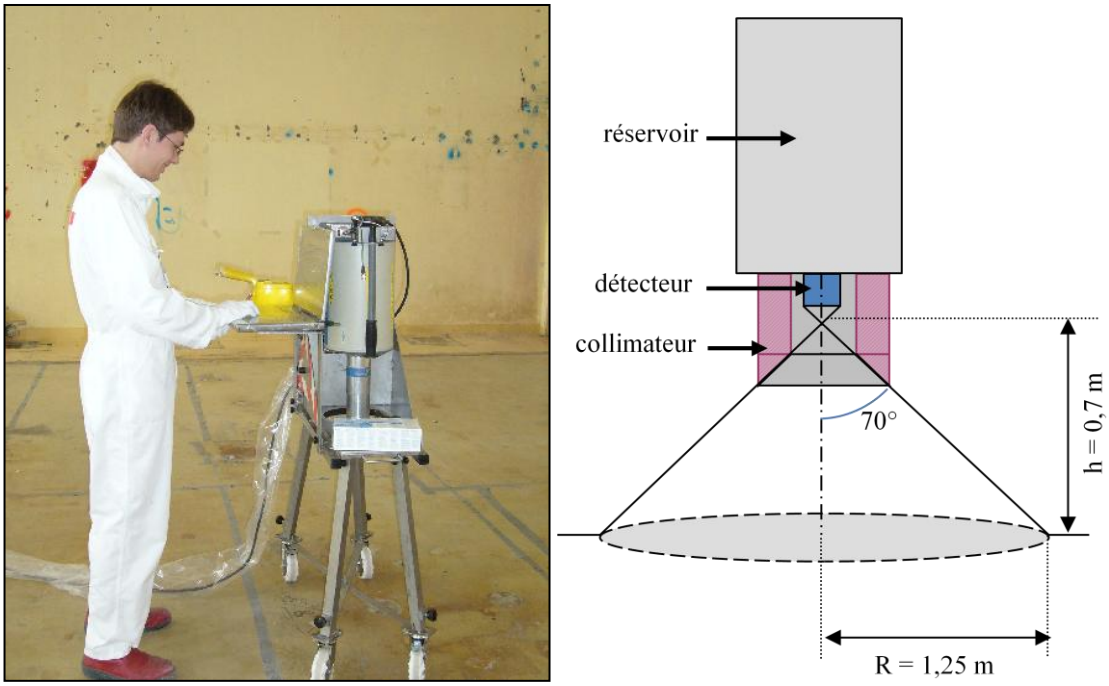


Figure 13 : Mesure par spectrométrie gamma in situ dans l'atelier D en version non collimatée (à gauche) et schéma de fonctionnement avec le collimateur (à droite).

Un maillage systématique régulier de 2 m par 2 m (Figure 14) a conduit à la réalisation de 172 acquisitions de 10 minutes pour obtenir des limites de détection intéressantes en ^{235}U. Cette résolution permet une couverture presque exhaustive de la zone d'étude : les surfaces de mesures successives se superposent partiellement. La grille n'est pas tout à fait régulière afin de tenir compte des dimensions et de la configuration des pièces mais la maille de 2 mètres est globalement respectée.

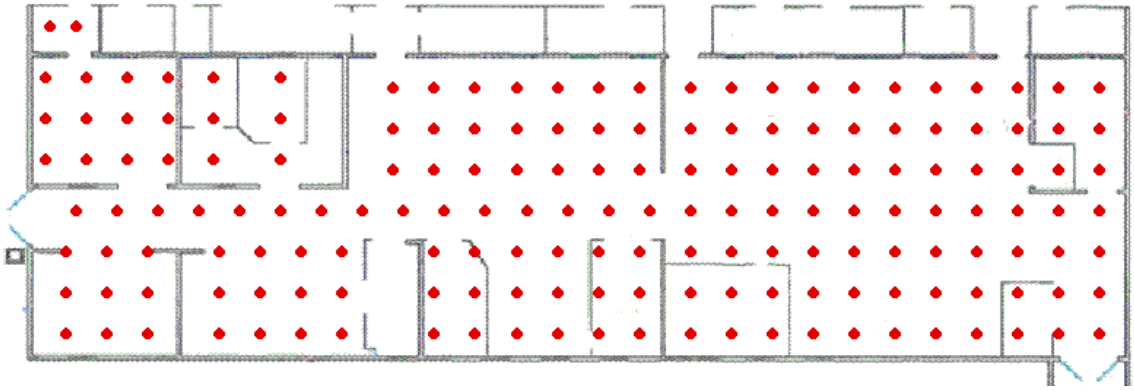


Figure 14 : Localisation des 172 mesures par spectrométrie gamma in situ collimatée (maillage de 2 m).

Une dizaine d'acquisitions sans collimateur et de plus longues durées (1, 2 et 15 heures) ont également été réalisées afin d'obtenir des limites de détection beaucoup plus faibles et pouvoir ainsi détecter et mesurer des radionucléides présents en très faible quantité.

II.3. Mesures surfaciques du signal émergent

Dispositif de mesure employé

Le COMO 170 (Saphymo) est un scintillateur plastique traité au sulfure de zinc (ZnS). N'étant pas constitué d'une chambre d'ionisation ou de compteur proportionnel à gaz, ce type de contaminamètre est beaucoup plus autonome, relativement robuste et pratique. Il permet de mesurer des contaminations surfaciques exprimées en coups par secondes (cps) ou en activité surfacique (Bq/cm²) pour des rayonnements de type alpha et bêta-gamma. La surface de mesure est de 170 cm² (17 cm par 10 cm).

Le détecteur est composé d'un milieu scintillant (sous la forme d'une fine feuille) associé à un photomultiplicateur qui permet de compter les photons de désexcitation qui sont produits après le passage d'une particule à travers la photocathode.

Figure 15 : Photographies du détecteur COMO 170.

Dans l'atelier D, la contamination présente dans les structures de génie civil n'est pas labile ; elle est fixée et ne contamine pas par simple contact. Les mesures ont donc pu être réalisées en posant l'appareil directement au contact avec la surface à mesurer (surface sans aspérités). Le temps d'acquisition est de l'ordre de la dizaine de seconde, le temps que le signal se stabilise.

Maillage régulier par mesures surfaciques

Un maillage systématique régulier de 66 cm par 66 cm a conduit à la réalisation d'environ 1600 mesures pour les sols de l'atelier D (Figure 16). Ce maillage correspond à 9 points de mesure surfacique pour chacune des mesures par spectrométrie gamma. De la même manière qu'avec les mesures par spectrométrie gamma, le maillage s'adapte localement aux dimensions et

à la configuration des pièces, la maille de 66 cm est globalement respectée dans l'ensemble de l'atelier.

Certaines zones n'ont pas pu être investiguées puisqu'inaccessibles (local encombré, bloc et gaines de ventilation encore présents). Les appentis ne faisaient pas partie du périmètre de la campagne d'investigation.

Figure 16 : Localisation des mesures surfaciques au sol selon une grille régulière (maille de 66 cm).

Les différents maillages employés ont été dimensionnés en tenant compte du retour d'expérience des opérations de cartographies radiologiques sur des sols extérieurs contaminés et également sur les premiers traitements de données réalisés pour des caractérisations radiologiques de sols d'installations. De plus amples informations sont disponibles au Chapitre 6 qui traite de la dégradation de l'échantillonnage dans l'atelier D ainsi qu'au Chapitre 7 qui dresse un inventaire des structures spatiales des contaminations présentes dans les structures de génie civil, ce qui permet de rationaliser les stratégies d'échantillonnage.

Le Chapitre 7 présente également les autres investigations utilisant des mesures surfaciques réalisées dans l'atelier D lors de la campagne de mesures : 3 zones de 4 m² qui ont été mesurées de manière exhaustive (3 x 240 mesures), les investigations sur les singularités des sols de l'installation (environ 500 mesures sur fissures, pieds de poteaux, contours des bacs de rétention…) et environ 1000 mesures réalisées sur le premier niveau des murs (< 2 m) avec le même maillage régulier de 66 cm.

Chapitre 3

Analyse exploratoire et variographique

L'analyse exploratoire des données est une étape incontournable pour la compréhension d'un jeu de données. Elle permet dans un premier temps de nettoyer la base d'informations (positionnement, erreurs de recopie…) et dresse ensuite les caractéristiques, principalement statistiques, de chaque grandeur étudiée ainsi que les relations qui les lient.

Les mesures surfaciques alpha, influencées par la présence d'un vernis, ne sont pas représentatives ; elles ne sont pas retenues pour la suite de l'étude. Les mesures par spectrométrie gamma in situ mettent en évidence une isotopie relativement homogène dans l'ensemble de l'atelier. Les mesures bêta-gamma constituent alors la principale variable d'étude et présentent une distribution statistique très dissymétrique.

Le cadre théorique de l'analyse variographique est rappelé. Les outils présentés sont ensuite appliqués dans le cadre non linéaire après utilisation d'une transformation par anamorphose gaussienne. Le variogramme expérimental met alors en évidence une structuration de la continuité spatiale du phénomène étudié.

I. Analyse exploratoire de la campagne de mesures

I.1. Mesures surfaciques

Les 1617 mesures surfaciques, réalisées sur les sols de l'atelier D en suivant un plan d'échantillonnage régulier avec une maille de 66 cm, fournissent des comptages bruts pour le rayonnement alpha (α) d'une part et pour le rayonnement bêta-gamma ($\beta\gamma$) d'autre part. Ces mesures sont exprimées en coups par seconde (cps).

Le rayonnement naturel en l'absence de contamination radiologique est appelé bruit de fond. Il est possible de l'estimer expérimentalement, pour chaque point de mesure en mettant un cache sur l'appareil de mesure. Il n'a cependant pas été mesuré lors de cette campagne, il n'est donc pas soustrait du comptage brut (voir Chapitre 7 pour l'identification de la structure spatiale avec et sans bruit de fond). Pour chacun des rayonnements α et βγ, les valeurs présentées correspondent donc à une mesure équivalente à un débit de dose, intégrant le rayonnement radiologique naturel et le rayonnement dû à la contamination.

Plan de position et distribution statistique des mesures alpha

Les mesures α forment un ensemble de données très contrastées. Les mesures sont, dans une large proportion, de l'ordre du bruit de fond qui est inférieur à 1 cps. Quelques valeurs sont relativement élevées (11 mesures seulement dépassent 10 cps). Les grandeurs caractéristiques de la distribution statistique sont présentées au Tableau 2. Elles illustrent la forte dissymétrie des données : les valeurs des différents quantiles restent relativement faibles même pour des quantiles élevés vis-à-vis de la valeur maximale. De plus, le coefficient de variation *σ/m* est relativement important. Enfin, la médiane *Q50* est largement inférieure à la valeur moyenne *m*, ce qui conforte le caractère fortement dissymétrique des valeurs.

Min	0,0 cps
Max	160,0 cps
m	1,6 cps
σ	5,2 cps
σ/m	3,3

Q10	0,1 cps
Q25	0,3 cps
Q50	0,6 cps
Q75	1,3 cps
Q90	3,1 cps

Tableau 2 : Statistiques classiques des mesures α (valeurs minimale, maximale, moyenne, écart-type et coefficient de variation) ainsi que les 3 quartiles et les quantiles 10 et 90.

Les données étant très dissymétriques, une transformation est usuellement employée afin de mieux appréhender leur distribution. Une transformation par logarithme décimal est ici employée en rajoutant une constante de 1 pour régler le problème des valeurs nulles.

Le plan de position des mesures couplé aux différents histogrammes (Figure 17) met en évidence un certain nombre de zones relativement homogènes où les niveaux de rayonnement α sont faibles, et d'autres où ces niveaux sont plus élevés. La taille des symboles est en lien avec la valeur mesurée.

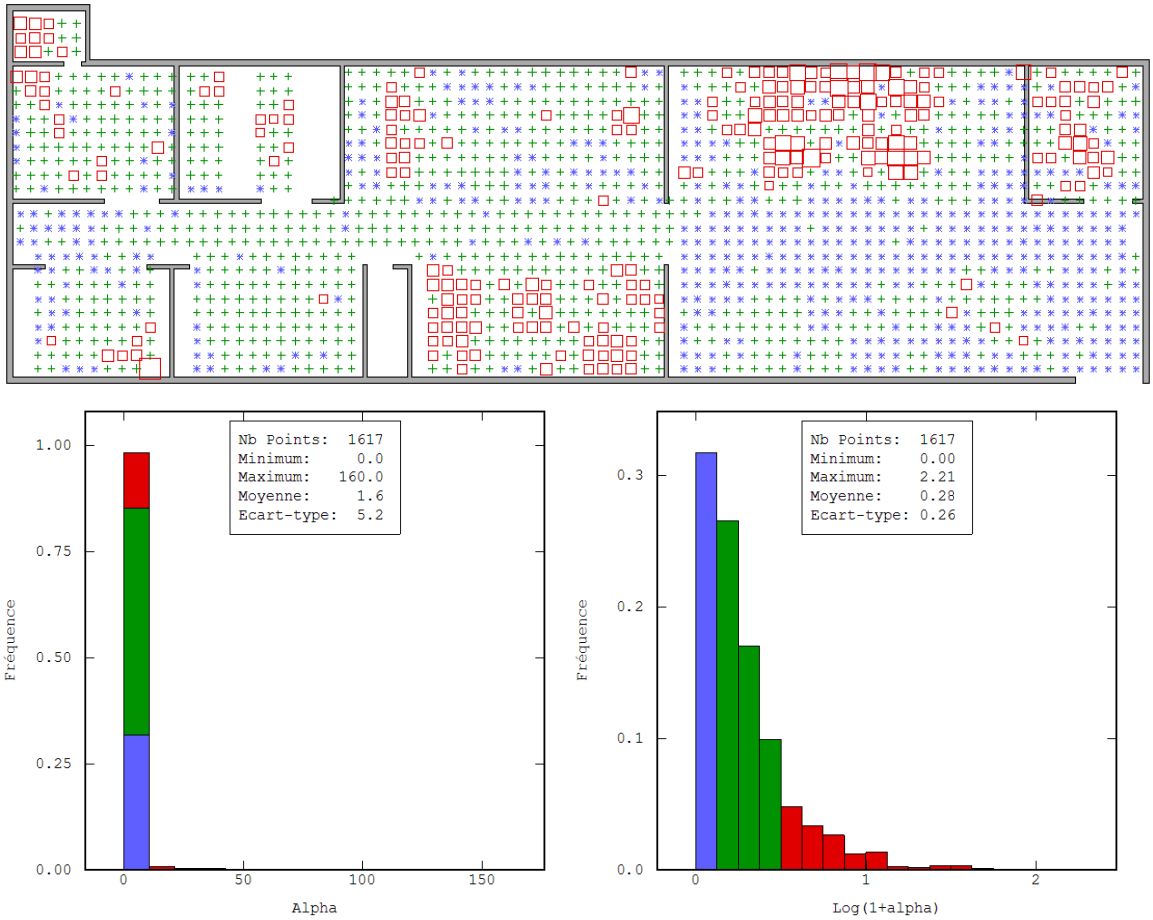


Figure 17 : Plan de position des mesures α et histogrammes des données brutes et de leur transformée par logarithme décimal. Mise en évidence des valeurs faibles (en bleu) et des valeurs élevées (en rouge).

Les niveaux de rayonnement α les plus élevés sont principalement observés dans les locaux de purification, d'homogénéisation, une partie de la zone de filtration et une partie du poste de grillage (la désignation des locaux fait référence à la nomenclature utilisée lors de la seconde phase de vie de l'atelier, entre 1980 et 1995, voir Figure 8). La valeur maximale rencontrée est située dans un coin de l'un des deux locaux d'entreposage et semble relativement isolée des autres valeurs fortes.

Les niveaux de rayonnement α les plus faibles sont majoritairement rencontrés dans le couloir et sous le pilote Kestner.

Plan de position et distribution statistique des mesures bêta-gamma

Tout comme les mesures α, les données βγ sont également très contrastées. La gamme de valeurs est beaucoup plus large (comprise entre 17 et 14070 cps), mais les mêmes caractéristiques de dissymétrie de la distribution sont constatées : une grande proportion des mesures est située autour du bruit de fond de l'ordre de 15 à 50 cps. La mesure du rayonnement βγ est beaucoup plus sensible et le bruit de fond varie au sein de l'atelier en fonction principalement du revêtement en place : un béton nu n'émet pas le même signal qu'un béton recouvert d'une résine d'étanchéité (l'activité « naturellement » contenue diffère d'un matériau à l'autre).

Les grandeurs statistiques classiques (Tableau 3) illustrent la forte dissymétrie des données relatives au rayonnement βγ : les valeurs des différents quantiles restent relativement faibles, même pour des quantiles élevés, en comparaison de la valeur maximale. De plus, le coefficient de variation *σ/m* est encore important, tout comme celui observé pour les mesures α. Enfin, la médiane *Q50* est largement inférieure à la valeur moyenne *m*, ce qui conforte le caractère fortement dissymétrique des valeurs.

Min	17 cps
Max	14070 cps
m	180 cps
σ	664 cps
σ/m	3,7

Q10	35 cps
Q25	50 cps
Q50	75 cps
Q75	128 cps
Q90	265 cps

Tableau 3 : Statistiques classiques des mesures βγ (valeurs minimale, maximale, moyenne, écart-type et coefficient de variation) ainsi que les 3 quartiles et les quantiles 10 et 90.

De la même manière qu'avec les mesures α, le plan de position des mesures βγ couplé aux différents histogrammes (Figure 18) met en évidence un certain nombre de zones relativement homogènes où les niveaux de rayonnement sont faibles, et d'autres où ces niveaux sont plus élevés. La taille des symboles est en lien avec la valeur mesurée. L'histogramme des données fait apparaître une distribution unimodale très dissymétrique. De ce fait, il ne semble pas y avoir des populations distinctes.

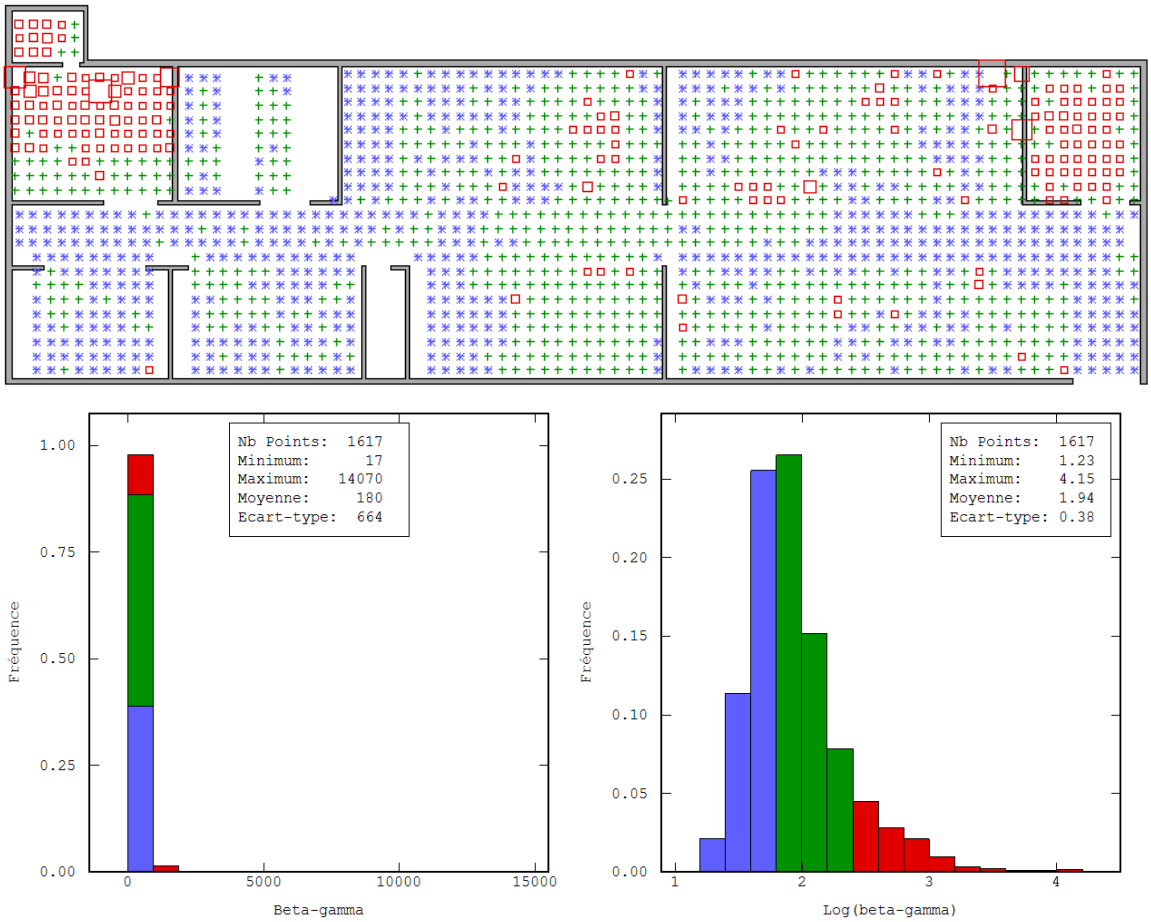


Figure 18 : Plan de position des mesures βγ et histogrammes des données brutes et de leur transformée par logarithme décimal. Mise en évidence des valeurs faibles (en bleu) et des valeurs élevées (en rouge).

Les zones où les niveaux de rayonnement βγ sont les plus élevés diffèrent sensiblement de celles observées pour le rayonnement α. Elles concernent principalement le poste de traitement de récupération et le poste de grillage. Il semble également qu'il y ait plus de points isolés où la mesure est relativement élevée.

Les niveaux de rayonnement βγ les plus faibles se situent majoritairement dans le couloir, les locaux d'entreposage, de tri et de reconditionnement, le poste résine et la partie laboratoire.

Corrélation entre les deux rayonnements

Les mesures des rayonnements α et βγ ont été réalisées simultanément avec le même contaminamètre. Dans ce cas, il est intéressant d'étudier le lien entre ces deux grandeurs. Le nuage de corrélation représente, pour chaque point de mesure, la première variable en fonction de la seconde. Compte tenu de la forte dissymétrie des deux variables, le nuage de corrélation entre leur logarithme est également utilisé.

Le plan de position des mesures couplé aux deux nuages de corrélation entre les deux grandeurs et entre leurs logarithmes est présenté Figure 19.

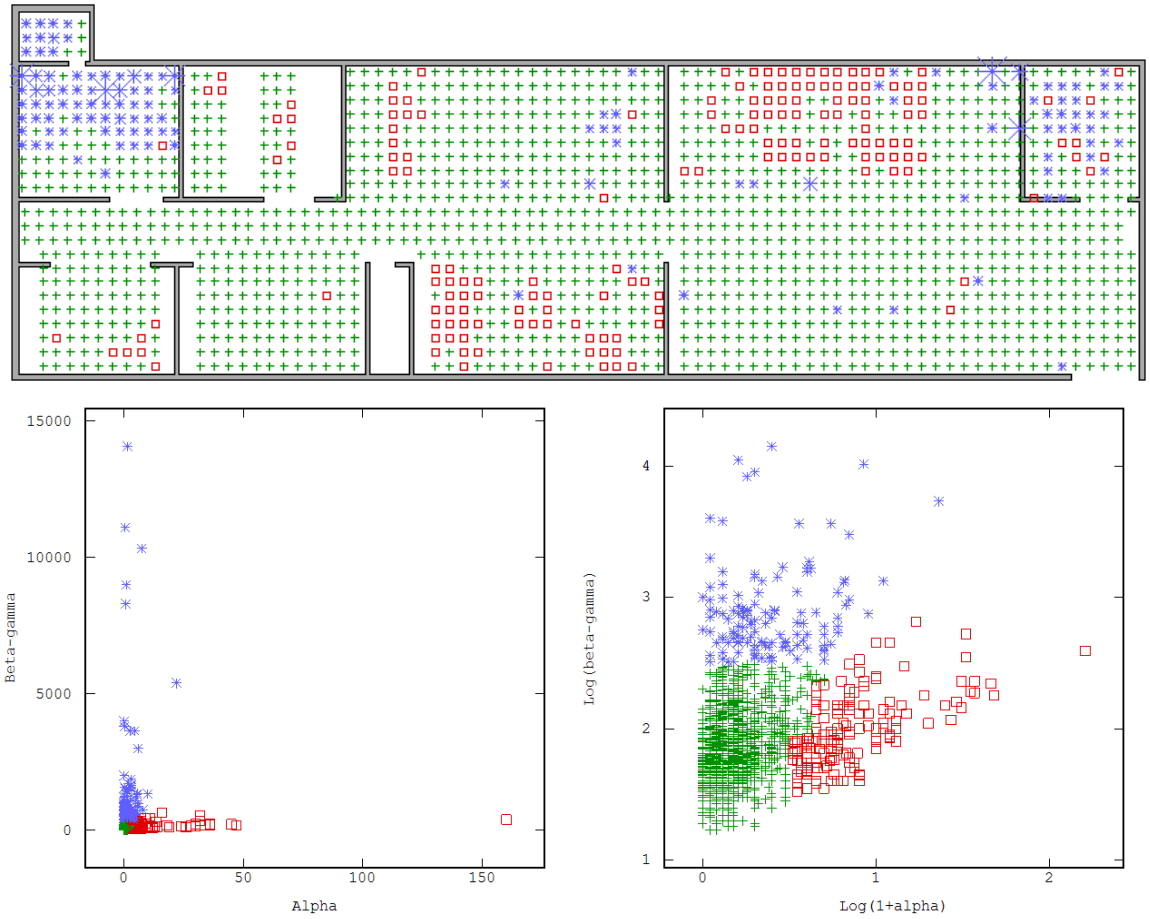


Figure 19 : Plan de position des points de mesures et nuages de corrélations entre les mesures α et βγ et entre leurs logarithmes. Indication en couleur de groupes de population.

Les nuages de corrélation font apparaître des données aux comportements relativement distincts ne permettant pas d'établir un lien fort entre les variables. Cependant, ces graphiques per-

mettent de mettre en évidence des liens particuliers. Plusieurs regroupements sont envisageables. Trois sont ici illustrés pour les zones où l'un des deux signaux est élevé alors que l'autre est relativement faible et réciproquement, et le reste des mesures, où le signal est relativement faible pour les deux grandeurs mesurées.

L'explication de ce faible lien entre les deux grandeurs est fournie par un détail de l'analyse historique non mentionné jusqu'alors. En effet, après les travaux de dépose des procédés, un vernis a été appliqué sur une partie des sols de l'atelier afin de fixer la contamination labile déjà présente à la fin de l'exploitation de l'installation ou engendrée par les opérations de démantèlement. Ainsi, cette fine pellicule protectrice perturbe fortement le signal α (une feuille de papier stoppe complètement ce type de rayonnement) et donc la mesure. De plus, l'épaisseur de vernis n'est pas uniforme dans l'ensemble de l'atelier. En particulier, il est particulièrement abondant dans les deux locaux où le signal βγ est important, ce qui pénalise fortement la corrélation entre les deux grandeurs.

Au mieux, la zone identifiée en rouge sur la Figure 19 pourrait présenter le lien qui existe entre les deux rayonnements (vernis presque inexistant). Ainsi une corrélation linéaire pourrait être établie. Il faut toutefois rester prudent puisque la mesure α provient uniquement du rayonnement surfacique de la contamination alors que la mesure βγ capte également partiellement des émissions provenant de la contamination plus en profondeur (même sur quelques millimètres ou quelques centimètres).

Ainsi les mesures α ne sont pas considérées comme représentatives du phénomène étudié. Par la suite, seules les mesures du rayonnement βγ seront retenues comme variable surfacique.

I.2. Mesures par spectrométrie gamma in situ

Les mesures par spectrométrie gamma in situ sont au nombre de 172, réparties selon un maillage régulier de 2 m. Contrairement aux mesures surfaciques réalisées avec un contaminamètre, les mesures par spectrométrie gamma permettent de discriminer les radionucléides présents et d'estimer les niveaux d'activité en fonction d'une modélisation de la contamination. Dans le cas présent, la scène considérée prend l'hypothèse d'une contamination homogène répartie sur 1 cm d'épaisseur.

Les radionucléides émetteurs gamma identifiés sont ^{40}K, ^{226}Ra, ^{228}Th, ^{234}Th, ^{235}U (par le ^{231}Th) et ^{238}U (par le ^{234m}Pa). Pour quelques uns de ces radionucléides, certaines des valeurs mesurées sont au niveau de la limite de détection. La mesure de comptage global est également renseignée ; elle intègre le bruit de fond et le bruit électronique (notamment l'effet Compton), la radioactivité naturelle et la radioactivité provenant de la contamination radiologique des sols.

Une analyse en composantes principales permet d'analyser un ensemble de variables initiales corrélées sous la forme de combinaisons linéaires de variables non corrélées, appelées facteurs. Les facteurs sont hiérarchisés par la part d'explication de la variance qu'ils apportent.

Cette analyse en composantes principales sur les différentes grandeurs mesurées par la spectrométrie gamma in situ permet d'identifier, sur la Figure 20, 4 groupes principaux :

- Premier facteur (62 %) : ^{234}Th, ^{235}U et ^{238}U et le comptage global, c'est la contamination radiologique recherchée,
- Deuxième facteur (18 %) : ^{40}K qui est d'origine naturelle et est contenu dans les bétons avec ^{226}Ra (radium),
- Troisième facteur (11 %) : opposition des deux radionucléides du deuxième facteur,
- Quatrième facteur (7 %) : ^{228}Th issu de la chaine de l'^{236}U.

Les facteurs restants représentent alors moins de 2 % de la variabilité.

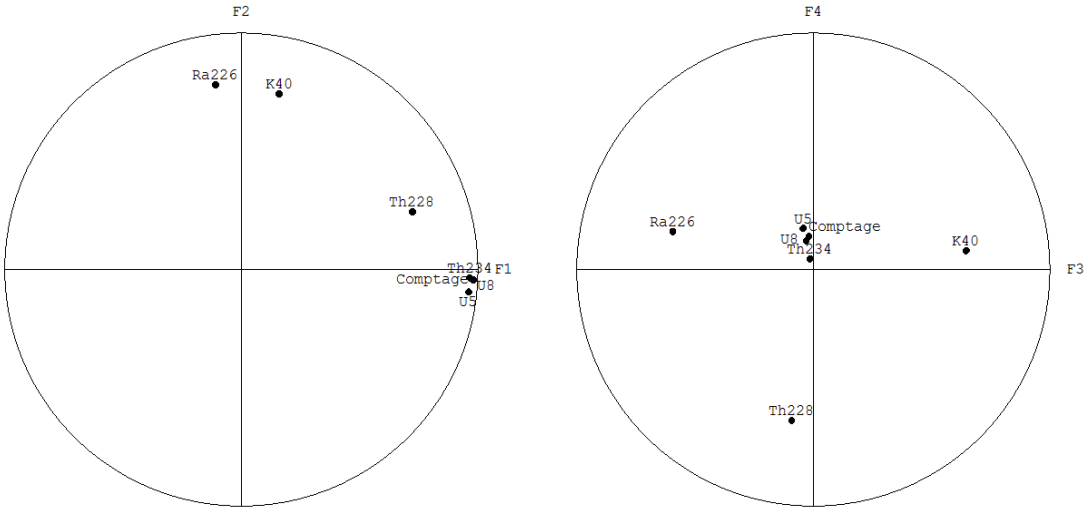


Figure 20 : Cercles de corrélation entre les facteurs 1 et 2 (à gauche) et 3 et 4 (à droite).

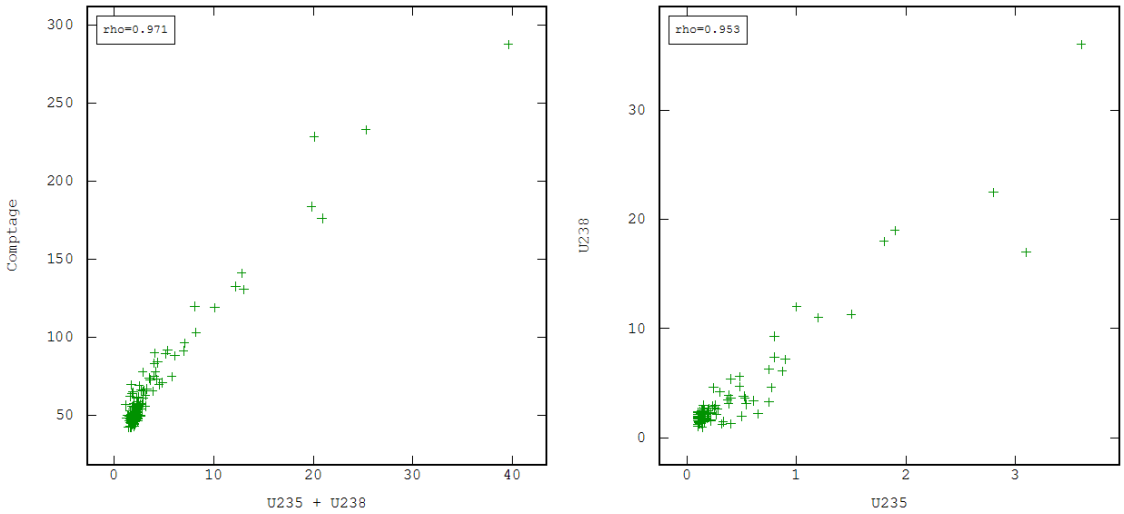


Figure 21 : Nuages de corrélation entre le comptage et la somme ^{235}U et ^{238}U (à gauche) et entre les niveaux d'activité ^{235}U et ^{238}U par spectrométrie gamma in situ (à droite).

Le comptage global et les niveaux d'activité en ^{235}U et ^{238}U sont fortement corrélés (Figure 21). Cela conforte la pertinence de l'utilisation des mesures surfaciques bêta-gamma pour la dé-

tection de la contamination uranium en place. De plus, le nuage de corrélation entre ^{235}U et ^{238}U confirme le fort lien entre ces deux radionucléides. Ceci conduit à considérer une isotopie homogène dans l'ensemble de l'atelier : le ratio $^{235}U/^{238}U$ est relativement constant, environ 1/10, ce qui permet, par la suite d'établir le spectre type de la contamination. Présent seulement à l'état de traces, l'^{236}U n'est pas intégré au spectre type.

Les mesures d'^{238}U se font généralement par celles du ^{234m}Pa qui est le fils du ^{234}Th, lui même issu de la désintégration de l'^{238}U. Il est donc normal de trouver une bonne corrélation linéaire entre le ^{234}Th et la mesure de l'^{238}U par le ^{234m}Pa (Figure 22). Cependant, le nuage de corrélation entre leurs logarithmes décimaux met en évidence un comportement singulier pour les faibles valeurs. C'est le phénomène de limite de détection qui est visible pour les mesures d'^{238}U (par le ^{234m}Pa), tandis que les mesures en ^{234}Th sont toutes supérieures à la limite de détection. En spectrométrie gamma, la limite de détection dépend de nombreux facteurs dont le temps d'acquisition, le bruit de fond (pouvant légèrement différer entre chaque point de mesure) et la modélisation retenue.

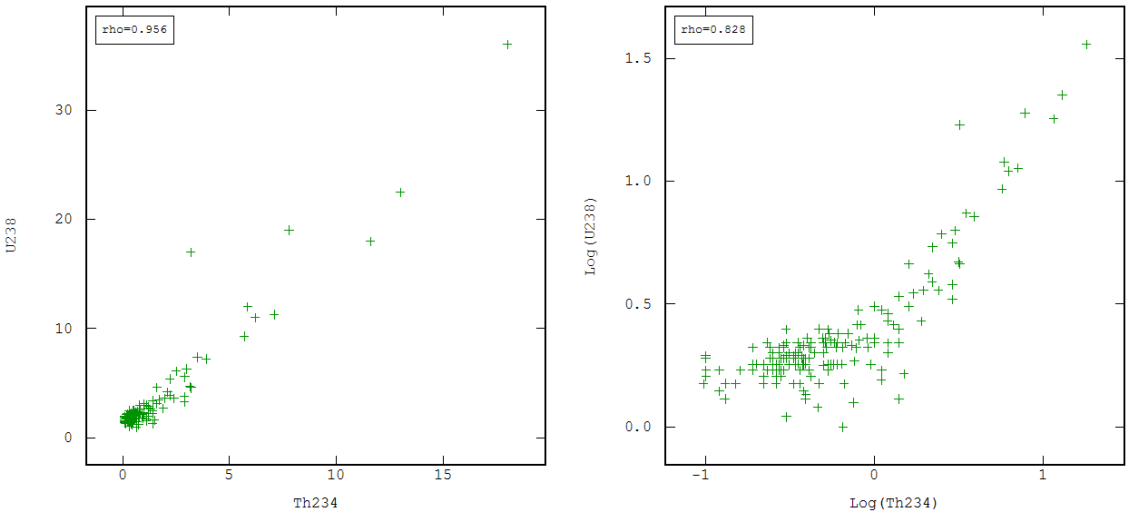


Figure 22 : Nuage de corrélation entre le ^{234}Th et l'^{238}U (par le ^{234m}Pa) ainsi qu'entre leurs logarithmes.

En complément de l'analyse historique, les mesures par spectrométrie gamma in situ sont donc un excellent moyen de déterminer rapidement et en première approche le spectre type de la contamination : radionucléides présents (émetteurs gamma) et leurs ratios respectifs. Il est également intéressant d'observer s'il est variable au sein de l'installation, ce qui n'est pas le cas dans l'atelier D. Enfin, ce type de mesure permet d'identifier un ou plusieurs traceurs afin d'orienter ultérieurement les analyses en laboratoire sur les prélèvements (choix du radionucléide avec la limite de détection la plus basse dans le cas d'émetteurs fortement corrélés par exemple).

Corrélation entre les deux dispositifs de mesures

La mesure par spectrométrie gamma in situ couvre une surface circulaire au sol de 5 m² (diamètre de 2,5 m environ). Les mesures surfaciques sont réalisées sur une surface de 170 cm². Les maillages ont été réalisés de façon que, pour chaque mesure par spectrométrie, il y ait 9 mesures surfaciques.

Ainsi, les mesures par spectrométrie gamma sont statistiquement moins dispersées que les mesures surfaciques en raison de l'effet de support : le coefficient de variation autour de la moyenne σ/m est compris entre 1 et 2 pour les différents radionucléides du spectre uranium et pour le taux de comptage moyen alors qu'il est de 3,7 pour les mesures surfaciques du rayonnement βγ. La mesure par spectrométrie fournit une moyenne pondérée des différentes contributions de signal émergent situées dans sa surface de mesure.

Ainsi, à la Figure 23, la corrélation entre la mesure par spectrométrie et la mesure surfacique βγ située aux mêmes coordonnées montre un certain lien entre les deux résultats, mais la corrélation n'est pas très satisfaisante (ρ = 0,746). En revanche, le coefficient de corrélation linéaire augmente sensiblement à 0,848 lorsque l'on considère la moyenne des cinq mesures surfaciques situées au plus près du centre de la mesure par spectrométrie gamma. Cette moyenne reproduit grossièrement la manière dont sont vues les mesures surfaciques : à proximité du centre, l'efficacité est proche de 1, en périphérie l'efficacité est beaucoup plus faible (ici prise à 0).

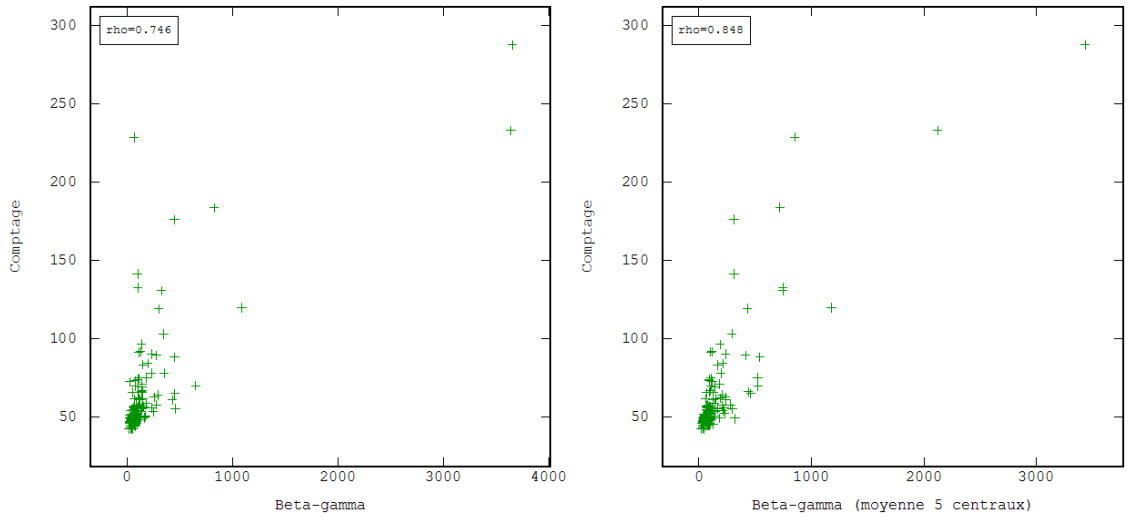


Figure 23 : Nuages de corrélation entre le taux de comptage moyen mesuré par spectrométrie gamma in situ et la mesure surfacique βγ positionnée aux mêmes coordonnées (à gauche) et avec une moyenne pondérée des mesures surfaciques βγ (à droite).

L'effet de support de la spectrométrie gamma n'est pas modélisé dans la suite du document car la résolution spatiale des mesures surfaciques apporte plus d'information sur les différentes cartographies et estimations de la contamination.

Les résultats des mesures par spectrométrie gamma sont plus utilisés pour identifier les radionucléides présents (émetteurs gamma) et analyser l'évolution spatiale des différents ratios entre radionucléides que pour dresser des cartographies et des estimations qui nécessiteraient la prise en compte de l'effet de support du dispositif.

II. Analyse variographique des mesures βγ

L'analyse des données ne peut s'arrêter à l'analyse exploratoire et aux seuls résultats issus de l'approche statistique classique. En effet, à plusieurs reprises, des zones spécifiques de l'atelier

ont présenté des caractéristiques communes entre elles ou, au contraire, des liens différents. Intuitivement, des mesures proches dans l'espace ont des valeurs semblables alors que des mesures qui sont plus éloignées présentent des valeurs mesurées plus différentes. Le positionnement relatif des données est ainsi une information importante afin d'affiner encore l'analyse du phénomène étudié. De plus, l'indépendance des observations, qui simplifie les calculs statistiques, n'est généralement pas vérifiée dans le cadre d'une variable régionalisée (définie dans l'espace géographique).

C'est ainsi que le cadre géostatistique, et plus particulièrement l'analyse variographique, va permettre d'approfondir la connaissance spatiale de la contamination. Le variogramme étant l'outil fondamental de la géostatistique, son application aux mesures $\beta\gamma$ est relativement détaillée. Cet outil structural est indispensable pour la réalisation des cartographies et des différentes estimations détaillées dans les deux chapitres suivants. Il est également à la base de la démarche d'optimisation d'échantillonnage présentée en deuxième partie de document.

Pour ce chapitre et les deux suivants, la présentation des méthodes et des outils géostatistiques est notamment issue d'ouvrages généraux comme Emery (2001a et 2001b) et Chiles and Delfiner (1999). On pourra également se référer à Matheron (1970 et 1989), Isaaks and Srivastava (1989), Goovaerts (1997) et Chauvet (1999).

II.1. Construction du variogramme

Le cadre probabiliste

La géostatistique interprète la variable régionalisée comme la réalisation d'une **fonction aléatoire** dans l'espace. Cette conceptualisation permet de tenir compte d'une part du caractère erratique au niveau ponctuel où les variations locales peuvent être imprévisibles, et d'autre part d'un aspect structuré traduisant le comportement du phénomène dans l'espace. La représentation du phénomène sous la forme d'une fonction aléatoire peut être considérée comme un intermédiaire de calcul : le modèle probabiliste est un objet théorique, il n'existe pas dans la réalité mais il va permettre de résoudre un certain nombre de problèmes d'estimation. Ce choix n'est ni vrai, ni faux, il sera simplement plus ou moins pertinent.

Les données disponibles ne sont connues qu'en un nombre limité de points. Elles vont cependant permettre d'apprécier la structure spatiale du phénomène en intégrant la notion de **stationnarité**. La régionalisation est supposée homogène dans l'espace, c'est-à-dire que les différentes régions du champ d'étude possèdent les mêmes caractéristiques. Cette propriété permet d'inférer les principaux paramètres de la loi de distribution de la fonction aléatoire à partir de sa répétition spatiale plutôt que sur la répétition de ses réalisations (souvent inaccessible), si du moins le domaine d'étude est suffisamment grand (théorème ergodique).

Enfin, les caractéristiques structurales d'une même régionalisation et la possibilité de la représenter par un processus stationnaire dépendent souvent de l'**échelle de travail** considérée. Un modèle peut être acceptable à une certaine échelle d'observation, mais ne plus l'être à des échelles plus grandes ou plus petites. Cela permet de réduire les hypothèses de stationnarité à une échelle locale si, par exemple, elles ne sont pas valides à l'échelle du champ entier.

La variable régionalisée est habituellement notée $z(x)$, où x est un vecteur spatial de positionnement (les coordonnées au point considéré) et sa représentation en fonction aléatoire, notée $Z(x)$.

Modèle stationnaire et covariance

Une fonction aléatoire $Z(x)$ est dite stationnaire du second ordre quand ses deux premiers moments (espérance et fonction de covariance) existent et sont invariants par translation, c'est-à-dire :

- $E[Z(x)] = m$ indépendant de x
- $cov[Z(x+h), Z(x)] = C(h)$ ne dépend que de h

Pour h=0, il vient $C(0) = cov[Z(x), Z(x)] = var[Z(x)] = \sigma^2$.

L'hypothèse de stationnarité d'ordre deux signifie pour une variable régionalisée qu'elle fluctue autour de la même valeur constante dans toutes les régions de l'espace et que ces fluctuations présentent la même dispersion. Certaines variables régionalisées ne présentent pas des fluctuations aussi régulières et ne respectent pas l'hypothèse de stationnarité du second ordre : la moyenne peut ne pas être stable sur l'ensemble du domaine et la variance n'est pas forcément finie sur le domaine considéré. Il est donc nécessaire d'introduire l'hypothèse intrinsèque, moins restrictive, afin de permettre l'occurrence de variances a priori infinies.

Modèle intrinsèque et variogramme

Une fonction aléatoire $Z(x)$ est dite intrinsèque et sans dérive (par la suite nous dirons simplement « intrinsèque ») quand ses accroissements sont stationnaires du second ordre (espérance nulle et de variance invariante par translation), c'est-à-dire :

- $E[Z(x+h) - Z(x)] = 0$
- $var[Z(x+h) - Z(x)] = 2\,\gamma(h)$

La variance ne dépend pas des positions x et $x+h$ des points mais seulement de leur différence h.

Le cas des fonctions aléatoires avec dérive est traité dans le cadre du modèle du krigeage universel ou des fonctions aléatoires intrinsèques d'ordre k. Nous n'y aurons pas recours dans ce document (voir Chiles and Delfiner (1999) pour de plus amples informations).

Dans ce cadre de l'hypothèse intrinsèque simplifiée, le variogramme est donc défini par la formule :

$$\gamma(h) = \frac{1}{2} E\{[Z(x+h) - Z(x)]^2\}$$

L'utilisation d'une fonction aléatoire intrinsèque place l'utilisation du variogramme dans un cadre plus général puisque les fonctions aléatoires stationnaires d'ordre deux sont intrinsèques ; la réciproque n'est pas forcément vérifiée. C'est pourquoi l'analyse structurale dans le cadre intrinsèque, avec le variogramme comme outil principal, est souvent préférée au cadre stationnaire qui n'utilise que la covariance et qui restreint donc l'ensemble des fonctions aléatoires pouvant être étudiées, même si la covariance est un outil structural un peu plus riche que le variogramme.

Sous l'hypothèse de stationnarité du second ordre, la covariance existe et il est équivalent de travailler avec la fonction de covariance ou le variogramme étant donnée la relation :

$$\gamma(h) = C(0) - C(h)$$

Calcul du variogramme expérimental

Le variogramme décrit la dégradation de l'auto-corrélation des données en fonction de la distance entre leurs positions respectives, ou, de façon équivalente, l'augmentation de la variabilité. Les nuages de corrélation différée permettent une analyse du lien entre les données en fonction de la distance qui les sépare. Cependant, cette approche nécessite la construction et l'analyse de nombreux graphiques (autant que de distances), ce qui la rend un peu fastidieuse.

L'analyse de la variabilité en fonction de la distance passe alors par la construction de la nuée variographique. Ce graphique reporte, couple de points par couple de points, le carré de la différence des valeurs en fonction de la distance entre les points expérimentaux.

Appliquée aux mesures de rayonnement βγ, la nuée variographique présentée Figure 24 met en évidence le comportement singulier de quelques points de mesures (structures en étoile sur le plan de position). Ils correspondent aux couples de points dont l'un possède une valeur très élevée. Comme la nuée variographique présente le carré de la différence, la contribution apportée par ces valeurs les plus fortes est alors significativement plus importante.

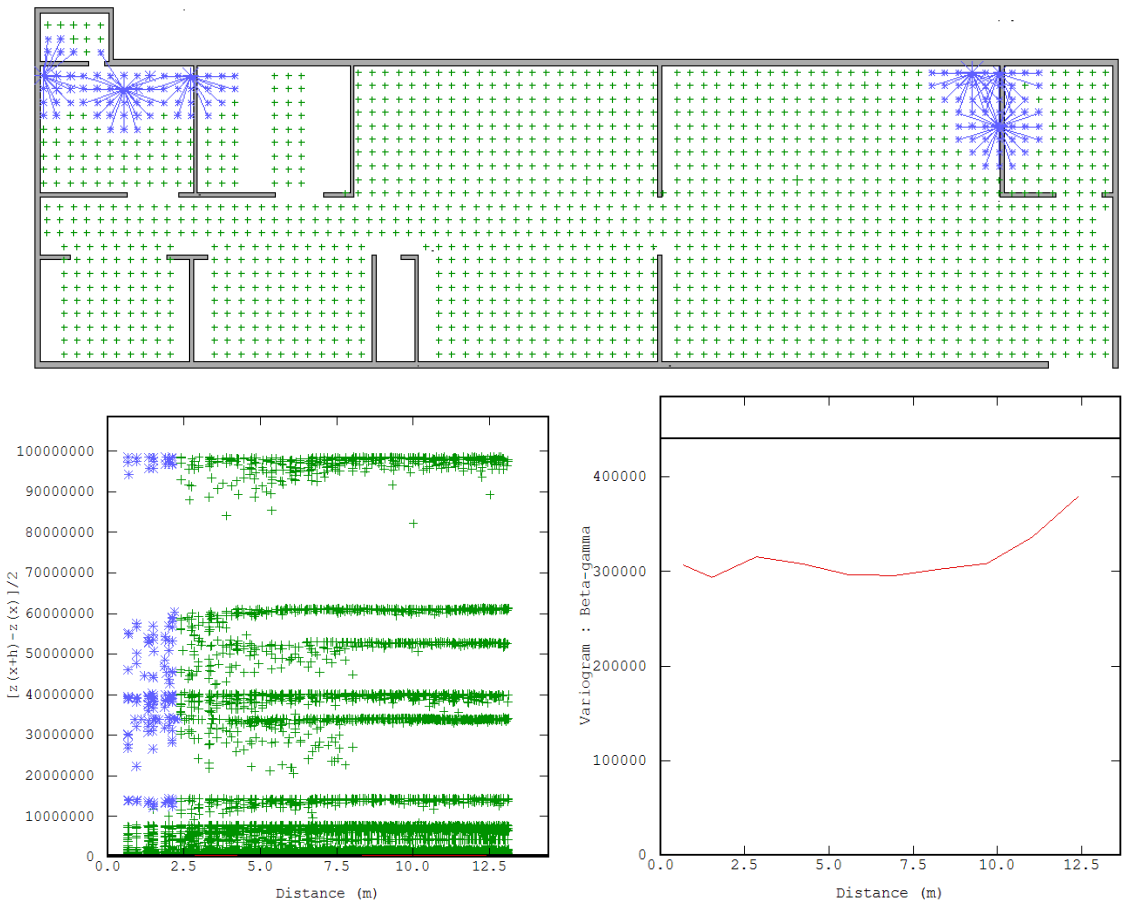


Figure 24 : Nuée variographique (en bas à gauche) et plan de position des mesures βγ (en haut). Indication en bleu des couples de points apportant une contribution très forte pour la variabilité à petite distance. Variogramme expérimental (en bas à droite).

Le variogramme est alors inféré à partir de la nuée variographique, en moyennant les contributions par classe de distance. Ainsi une tolérance de calcul sur la distance est utilisée pour permettre la construction du variogramme expérimental :

$$\gamma^*(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{x_j - x_i \sim h} \left[z_j(x+h) - z_i(x)\right]^2$$

$N(h)$ représente le nombre de couples distincts de points tels que $x_j - x_i \sim h$

Appliqué aux mesures βγ, le variogramme expérimental est également présenté Figure 24. Il ne montre aucune structuration de la variabilité en fonction de la distance. Ceci est expliqué par les fortes contributions des couples de points, identifiés en bleu sur la figure, qui masquent potentiellement la structure spatiale. Tout comme le calcul de la variance, le variogramme expérimental est très sensible à la présence de valeurs extrêmes. Il est alors possible de retirer temporairement ces points lorsqu'ils sont singuliers vis-à-vis du reste des données, afin d'observer si leur retrait permet de mieux mettre en évidence une éventuelle structure sous-jacente.

Cependant, dans notre cas, cet artifice n'est d'aucun secours : après le retrait des 5-6 valeurs les plus fortes qui perturbent l'analyse variographique, les valeurs les plus élevées restantes viennent de la même manière introduire une variabilité importante, même à petite distance. En raison de la très forte dissymétrie des données, cela conduirait à retirer progressivement toutes les données élevées.

Le variogramme de la médiane

Il peut alors être envisagé de recourir à une statistique plus robuste vis-à-vis de valeurs extrêmes en remplaçant la moyenne des contributions des variabilités par leur valeur médiane, par exemple, qui est beaucoup moins sensible à la présence de valeurs fortes. L'évolution de la médiane de la variabilité en fonction de la distance est présentée Figure 25.

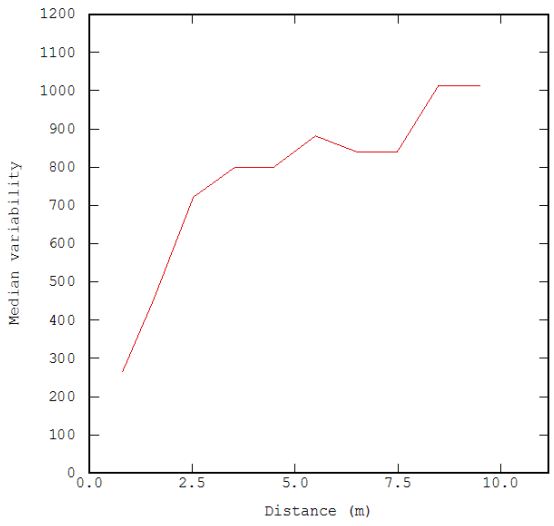


Figure 25 : Evolution de la variabilité médiane en fonction des classes de distance.

La structure spatiale du phénomène est ici beaucoup plus prononcée que sur le variogramme expérimental : la valeur médiane de la variabilité augmente rapidement en fonction de la distance pour les valeurs faibles puis tend à se stabiliser ou à augmenter légèrement au-delà de 4-5 mètres.

Cependant, en utilisant la médiane de la demi-différence quadratique à la place de la moyenne dans la formule du variogramme, ce n'est plus le même outil qui est évalué. Ce n'est pas un estimateur du variogramme. Son utilisation en lieu et place du variogramme biaise les calculs d'interpolation et d'estimation du chapitre suivant. Toutefois, cet outil peut être considéré comme un excellent indicateur d'une structure spatiale lorsque celle-ci est masquée par quelques valeurs fortes.

Le variogramme classique de la donnée brute n'étant pas satisfaisant, les méthodes non linéaires sont employées pour poursuivre l'analyse structurale de données très dissymétriques.

II.2. Mise en place de la géostatistique non linéaire

L'inférence du variogramme à partir des données expérimentales peut être délicate en présence de valeurs extrêmes dans la distribution des données, car elles apportent un contraste fort avec le reste des données et perturbent l'analyse de la structure spatiale. Elles peuvent d'ailleurs masquer complètement cette caractéristique. Le cadre de la géostatistique non linéaire permet alors de poursuivre l'analyse de la structure spatiale en transformant les données expérimentales afin de réduire l'influence des valeurs fortes.

Variogramme du logarithme des données

La distribution statistique du logarithme décimal des données est beaucoup moins dissymétrique que celle des données brutes (Figure 18). Ainsi, l'effet des valeurs fortes va être réduit au niveau de l'analyse de la variabilité spatiale. Le variogramme du logarithme des données est présenté à la Figure 26.

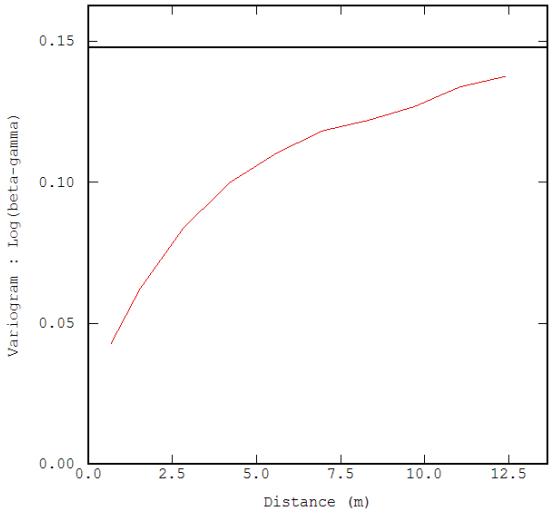


Figure 26 : Variogramme expérimental du logarithme décimal des données.

La structure spatiale est ici clairement identifiée avec une augmentation rapide de la variabilité jusqu'à une distance de l'ordre de 4-5 mètres puis une augmentation moins importante pour les

distances supérieures. La variance expérimentale du logarithme des données (0,144) n'est pas tout à fait atteinte aux distances maximales calculées.

Tout comme l'évolution de la médiane de la variabilité (Figure 25), le variogramme du logarithme permet de mettre en évidence la structure spatiale des données mais ne peut pas être considéré comme un estimateur du variogramme des données brutes.

Dans le cas d'une distribution lognormale, des termes correctifs sont nécessaires pour permettre une estimation sans biais de la variable brute à partir d'une estimation de son logarithme. Le jeu de données présenté ne rentre malheureusement pas dans ce cadre et il nous faut trouver une autre transformation.

Anamorphose gaussienne

Le cadre gaussien va permettre de déployer de manière rigoureuse les techniques de la géostatistique non linéaire (Lajaunie 1993, Chilès and Delfiner 1999). Le modèle gaussien est en effet particulièrement apprécié pour ses bonnes propriétés et la simplicité de sa description. De plus, le comportement spatial des données transformées en valeurs gaussiennes est souvent plus structuré que la variable brute.

Il faut, dans un premier temps, déformer l'histogramme des données brutes pour obtenir un histogramme gaussien. En pratique, les histogrammes des fréquences cumulées sont établis pour les données expérimentales Z et pour une distribution gaussienne centrée réduite Y présentant le même effectif. Les fréquences cumulées, respectivement F et G sont alors associées en valeurs pour l'une et l'autre distribution (Figure 27), ce qui permet d'établir la correspondance $F(z) = G(z)$.

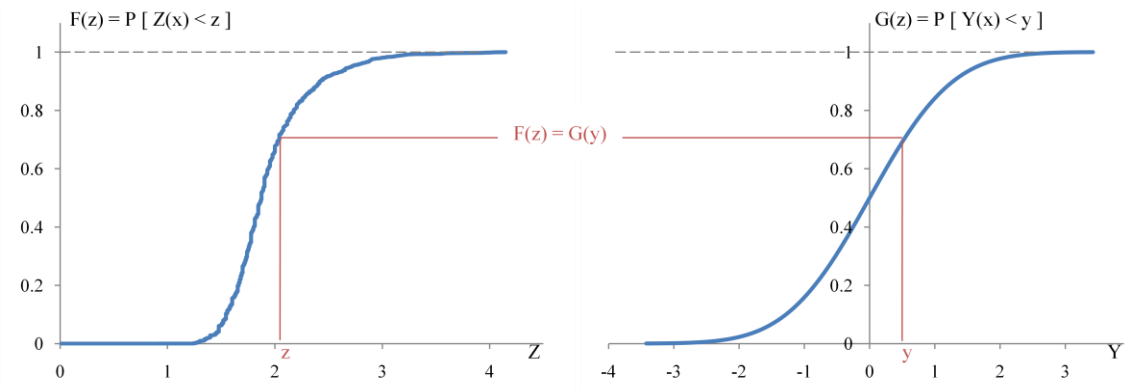


Figure 27 : Exemple de transformation gaussienne graphique. La donnée de départ est ici le logarithme décimal des mesures βγ.

La transformation gaussienne peut donc être déterminée graphiquement à partir de l'histogramme empirique. L'anamorphose gaussienne est la fonction qui lie Z à Y par la relation $Z(x) = \varphi\big(Y(x)\big)$; elle s'écrit donc $\varphi = F^{-1} \circ G$. L'intérêt de l'anamorphose gaussienne est la possibilité de passer relativement facilement d'une estimation de la gaussienne à une estimation de la variable initiale. La modélisation de cette fonction par des polynômes d'Hermite est réalisée au Chapitre 8 §III.2 qui teste la qualité d'un tel ajustement, notamment vis-à-vis des valeurs faibles.

L'utilisation d'une anamorphose gaussienne permet d'obtenir une fonction aléatoire à distribution marginale gaussienne. Cependant, cela ne signifie pas que la fonction est multi-gaussienne (tout combinaison linéaire de ses composantes est une variable gaussienne). Cette hypothèse est pourtant requise dans le cadre de l'espérance conditionnelle et pour certaines techniques de simulations géostatistiques. Dans la pratique, il est impossible de vérifier qu'une variable est multi-gaussienne. En revanche, il est plus aisé de tester le caractère bi-gaussien de la distribution, ce qui sera fait au Chapitre 9 qui compare les hypothèses de distribution dans le cadre des modèles isofactoriels pour tenir compte de la structuration des valeurs extrêmes. Jusqu'à ce chapitre, nous supposerons l'hypothèse multi-gaussienne vérifiée.

Analyse variographique de la transformée gaussienne

Le variogramme de la transformée gaussienne des mesures $\beta\gamma$ est présenté Figure 28. Il est accompagné d'un plan de position et de la nuée variographique mettant en évidence les couples de points apportant une variabilité élevée même aux faibles distances.

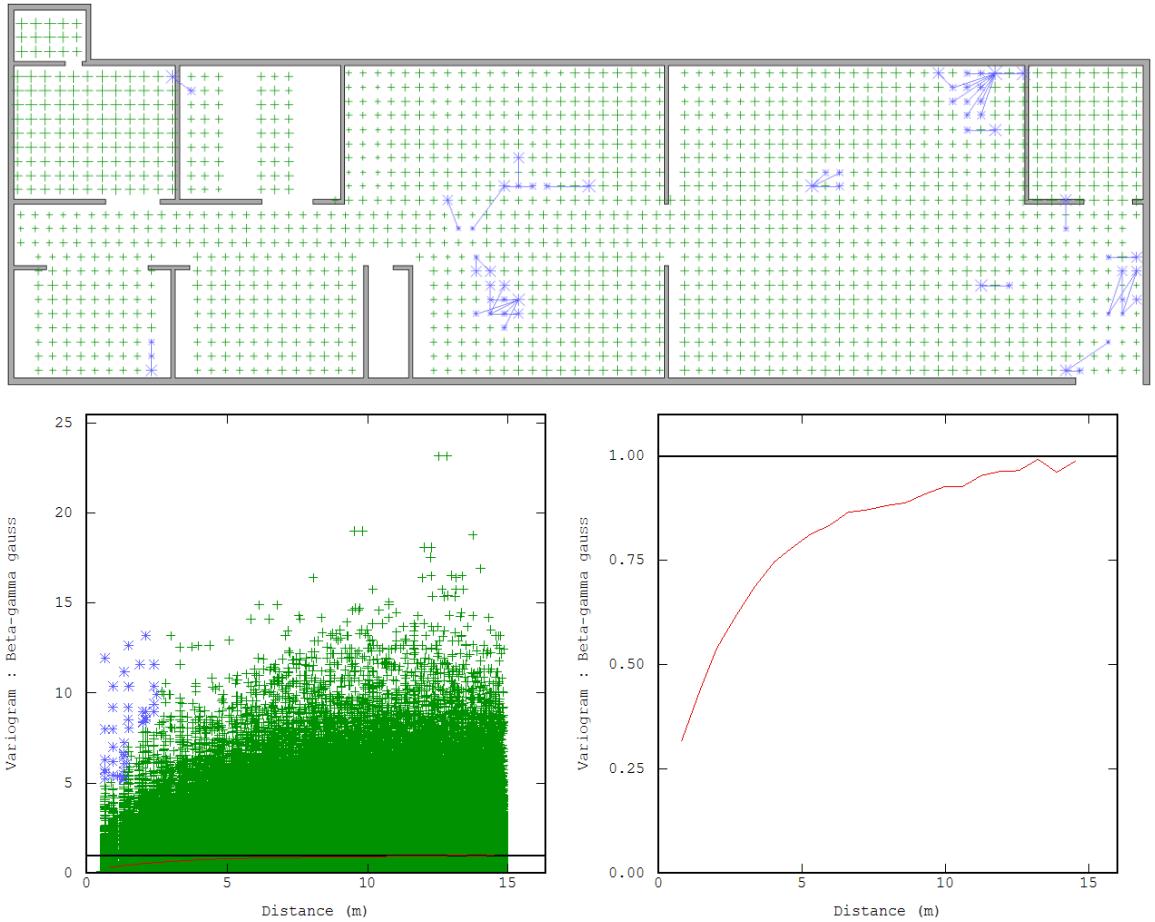


Figure 28 : Plan de position, nuée variographique et variogramme expérimental de la transformée gaussienne des mesures $\beta\gamma$. Indication en bleu de couples de points présentant une variabilité élevée à petite distance.

Certaines valeurs fortes déjà identifiées sur l'analyse variographique des données brutes (Figure 24) sont mises en évidence. D'autres couples de points apportant une variabilité élevée apparaissent de manière plus disparate dans l'atelier. Les valeurs fortes précédemment identifiées dans le local P.409 (en haut à gauche sur le plan de position de la Figure 24) n'apparaissent plus

comme contribuant exagérément à la variabilité par rapport au reste des données. C'est la conséquence de l'utilisation d'une anamorphose qui, dans cette zone, réduit énormément la variance locale : les mesures élevées se retrouvent bien dans la queue des valeurs positives de la distribution gaussienne mais leurs écarts sont considérablement diminués.

Tout comme sur le variogramme expérimental du logarithme des données, la variabilité augmente rapidement jusqu'à une distance de l'ordre de 4-5 mètres puis de manière moins importante au-delà. La variance de la transformée gaussienne, qui vaut 1 puisqu'elle est centrée réduite, est quasiment atteinte pour des distances de l'ordre de 14-15 mètres.

Le pas de calcul des classes de distance, qui permet de synthétiser l'information contenue dans la nuée variographique pour obtenir le variogramme expérimental, est une grandeur extérieure aux données. C'est un paramètre de calcul qui permet la construction du variogramme expérimental. Il est donc nécessaire de contrôler que la structure spatiale ainsi obtenue ne dépend pas sensiblement de la valeur du pas. La Figure 29 présente trois variogrammes expérimentaux de la transformée gaussienne des mesures $\beta\gamma$ pour trois pas de calcul différents : 40 cm, 66 cm (qui correspond à la maille d'échantillonnage) et 100 cm.

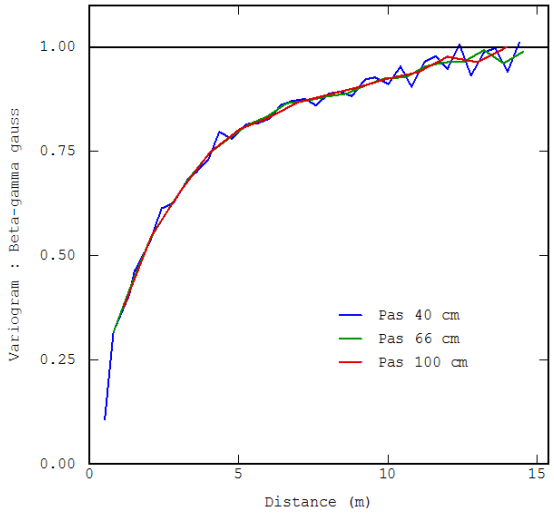


Figure 29 : Influence du pas de calcul des classes de distance pour le variogramme expérimental.

Les trois variogrammes expérimentaux sont quasiment confondus, ce qui confirme le caractère robuste de cet outil structural, qui n'est donc pas sensible au pas de calcul. Le variogramme calculé avec le pas le plus petit (40 cm) fluctue très légèrement autour des deux autres. Le pas de calcul pour les classes de distance est généralement pris de valeur égale à la maille d'échantillonnage lorsque les mesures proviennent d'une grille régulière. Notons que le nombre de données est relativement important, ce qui renforce encore la robustesse du variogramme expérimental. Pour des jeux de données plus restreints (moins de 100 points de données pour donner un ordre de grandeur), ce test de sensibilité peut produire des résultats moins probants.

Lors de l'analyse variographique, il est également nécessaire de vérifier une éventuelle anisotropie du phénomène étudié : la structure spatiale dépend de la direction considérée. En pratique, des variogrammes selon plusieurs directions sont calculés, par exemple dans le cas bidimensionnel, selon des directions orientées à 0°, 45°, 90° et 135°. La carte variographique permet alors de

synthétiser toutes ces informations en codant avec une échelle de couleurs la variabilité en fonction de la distance et de l'orientation (Figure 30).

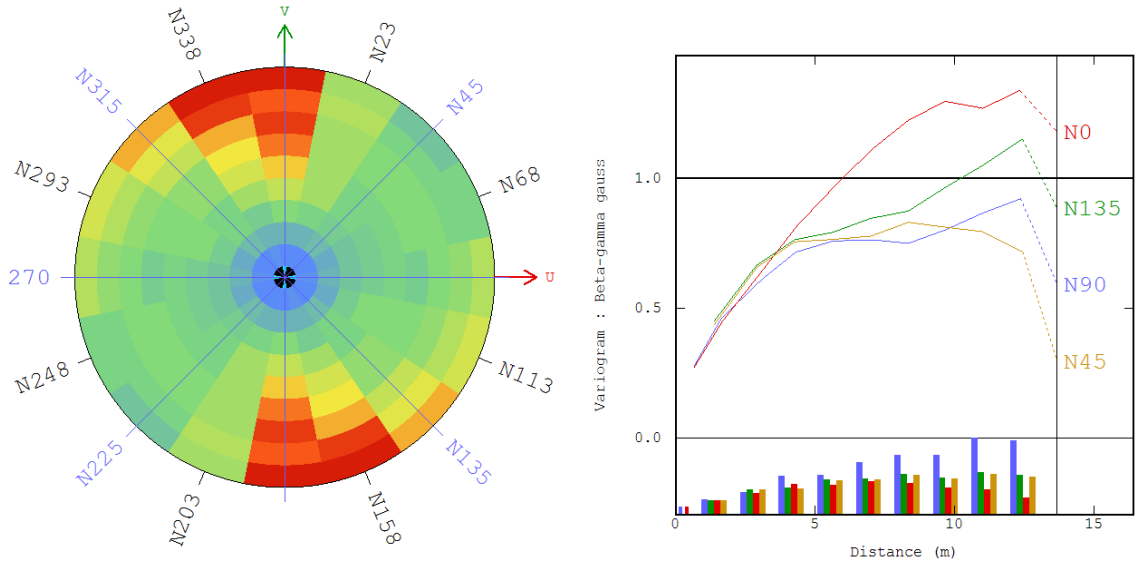


Figure 30 : Carte variographique selon les 8 directions principales du plan (à gauche) et variogrammes directionnels à 0°, 45°, 90° et 135° (à droite).

Les variogrammes directionnels ont globalement le même comportement jusqu'à une distance d'environ 5 mètres. Au-delà, le variogramme calculé dans la direction N0 (dans le sens de la largeur de l'atelier) présente une variabilité nettement plus élevée que les trois autres. Il y a, à cela, deux explications complémentaires :

- La taille du champ dans la direction N0 est de l'ordre de 15 mètres ; c'est la largeur de l'atelier. Or, pour le calcul d'un variogramme, il est recommandé de ne pas calculer la variabilité au-delà de la moitié du champ au maximum. A partir de cette distance, le nombre de couples de données qui participent à chacun des points du variogramme expérimental diminue. Sur la Figure 30, les histogrammes du nombre de paires de points sont indiqués sous les variogrammes directionnels et l'on peut constater que, pour la direction N0 en rouge, les barres d'effectif diminuent à partir de 7 mètres, rendant la pertinence du variogramme dans cette direction et au-delà de cette distance moins bonne. Pour les autres directions, le nombre de couples se stabilise (direction à 45° et 135°) ou continue à augmenter (direction 90°, dans le sens de la longueur de l'atelier).
- De plus, dans cette direction N0, les deux locaux P.409 et P.402 présentent des valeurs plus importantes que dans le reste de l'atelier. Ainsi, au niveau de la pièce, pour une distance inférieure à 4-5 mètres environ, la variabilité spatiale est relativement semblable à celle observée dans le reste de l'atelier. Au-delà de cette échelle, les couples de points prennent une valeur élevée dans l'une des deux pièces mentionnées et une autre plus faible dans le reste de l'atelier à proximité de la pièce concernée. Les contributions en variabilité sont donc plus importantes.

Il n'y a donc pas, à proprement parler, d'anisotropie de la structure spatiale des données. La forte variabilité induite par la comparaison de couples de points dont l'un se trouve dans l'une des deux pièces avec des valeurs élevées et l'autre dans le reste de l'atelier, est plus manifeste dans la

direction N0 du fait de la faible dimension du champ suivant cet axe. Il est alors possible de mettre en place des « barrières de calcul » pour la construction du variogramme. Elles permettent justement de ne pas considérer les couples de points situés de part et d'autre d'une barrière physique comme un mur ou une cloison. Leur effet est réduit (voir Chapitre 8 §I) donc elles ne sont pas mises en œuvre dans la suite de ce chapitre.

Il est également envisageable de construire des variogrammes par zone (par pièce), afin de faire disparaître les interactions entre les différents locaux pour le calcul de la variabilité. Cependant, cette approche nécessite l'établissement de nombreux variogrammes sur des champs plus petits (donc avec une distance d'observation réduite elle aussi) et diminue fortement l'intérêt de l'approche multivariable mise en place au Chapitre 5 pour le traitement conjoint des mesures surfaciques et des mesures massiques.

Modélisation du variogramme

Le variogramme expérimental est calculé pour des distances multiples du pas de calcul. Le variogramme de la fonction aléatoire, qui est estimé par le variogramme expérimental, est ainsi connu de manière discrète (cette discrétisation n'est pas unique). Il est donc nécessaire de trouver un modèle théorique de variogramme qui, tout en respectant certaines conditions mathématiques, ajuste de manière satisfaisante le variogramme expérimental.

Cette modélisation permet alors de connaître la variabilité quelle que soit la distance considérée. Elle est indispensable pour la réalisation des cartographies et des estimations présentées au chapitre suivant. Cependant elle revient à ajouter de l'information à celle contenue dans les données expérimentales. Il convient alors d'adopter un principe d'économie en recherchant le modèle le plus simple possible respectant l'interprétation de la structure spatiale. Il est inutile d'introduire des paramètres ou des hypothèses non nécessaires qui n'auraient pour conséquence que de complexifier le modèle sans aucun lien avec le phénomène décrit.

Les modèles de variogramme ont des comportements relativement différents. Cependant deux caractéristiques principales d'un variogramme sont à identifier :

- Le comportement à l'origine traduit le degré de régularité de la régionalisation. Il peut être discontinu (effet de pépite), linéaire (phénomènes continus mais non dérivables) ou parabolique (phénomènes très réguliers).
- La présence d'un palier, valeur de la variabilité si elle se stabilise à partir d'une certaine distance appelée portée, est synonyme de stationnarité d'ordre 2. Des modèles de variogrammes sans palier souvent utilisés sont les modèles puissance (parmi lesquels le modèle linéaire).

La modélisation d'un variogramme expérimental nécessite souvent l'utilisation conjointe de plusieurs composantes : modèle sphérique et effet de pépite à l'origine, emboîtement de deux structures sphériques mais avec des portées différentes. On parle alors de structures gigognes qui sont la combinaison de plusieurs schémas élémentaires. Souvent, les différentes structures ont une signification physique. Une discontinuité importante à l'origine du fait d'une forte variabilité à petite échelle peut provenir d'erreurs de mesure ou de positionnement, voire d'une microstructure non captée par la maille d'échantillonnage. Des portées différentes correspondent à des comportements physiques à des échelles différentes…

En pratique, cette décomposition, et donc la modélisation du variogramme expérimental, n'est pas unique : plusieurs modèles peuvent être acceptables. On tâchera alors d'employer à bon escient le principe d'économie en essayant de ne pas complexifier à outrance la modélisation le variogramme mais en gardant une interprétation cohérente et compatible avec l'information disponible.

Pour les mesures βγ, le variogramme expérimental de la transformée gaussienne des données est ajusté avec deux structures exponentielles qui s'attachent chacune à des échelles différentes : la première avec une portée de 0,8 m et la seconde avec une portée de 8 m (Figure 31).

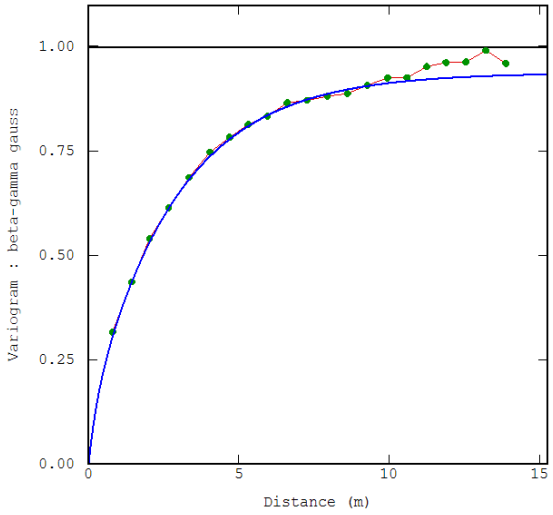


Figure 31 : Variogramme expérimental de la transformée gaussienne des mesures βγ et sa modélisation.

D'autres ajustements sont tout à fait possibles. En particulier, il est possible de remplacer la première structure exponentielle, celle à faible distance, par un effet de pépite, le reste de l'ajustement restant inchangé. Cependant, le retour d'expérience sur les structures spatiales présenté au Chapitre 7 nous permet d'opter pour une modélisation sans effet de pépite. De plus, la modélisation se détache légèrement du variogramme expérimental au-delà de 10 m. Il serait possible de rajouter une structure supplémentaire à plus grande distance (supérieure à 15 m) pour ajuster plus finement le variogramme expérimental. Mais, compte tenu de la densité des données, cette structure supplémentaire n'aurait que de très faibles incidences sur les résultats d'estimation des paragraphes suivants.

II.3. Analyse variographique des mesures par spectrométrie gamma in situ

La même démarche d'analyse variographique est menée sur les mesures en ^{235}U par spectrométrie gamma in situ. A titre d'illustration, le variogramme expérimental de la transformée gaussienne de ces valeurs est présenté Figure 32.

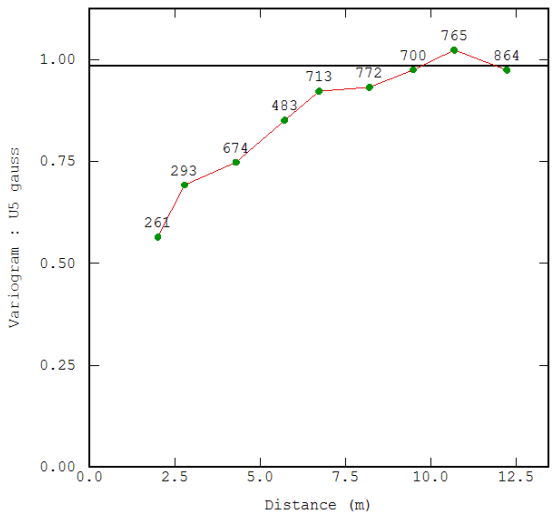


Figure 32 : Variogramme expérimental de la transformée gaussienne des activités en ^{235}U par spectrométrie gamma in situ. Indication du nombre de paires.

La structure spatiale est relativement bien définie avec une augmentation progressive de la variabilité jusqu'à une distance d'environ 8-10 mètres. L'allure générale de ce variogramme expérimental des mesures en ^{235}U par spectrométrie gamma in situ rappelle fortement celle obtenue avec les mesures βγ (Figure 28). Cela semble relativement cohérent puisque les deux dispositifs de mesures caractérisent la même contamination radiologique dans des unités différentes et avec un support de mesure différent (l'effet de support de la mesure par spectrométrie gamma in situ n'est toutefois pas abordé dans ce document). Il est donc normal d'identifier les mêmes caractéristiques structurales pour les deux grandeurs.

Pour aller plus loin, l'approche multivariable de la géostatistique permet justement de réaliser le traitement conjoint de plusieurs grandeurs spatialement corrélées afin d'améliorer la qualité des estimations. Cette approche est présentée au Chapitre 5.

La principale différence entre les deux variogrammes réside dans la caractérisation de la variabilité à petites distances. En effet, l'échantillonnage avec la maille de 2 mètres utilisé pour les mesures par spectrométrie gamma ne peut capter d'information sur la structure spatiale en-dessous de cette distance. Le maillage de 66 cm déployé pour les mesures surfaciques permet donc de caractériser le comportement spatial de la variabilité à plus petite échelle.

Enfin, pour revenir à la caractérisation de la structure spatiale à petite échelle, il peut être envisagé de rajouter des croix de sondages ou de mesures à un plan d'échantillonnage réalisé selon une grille régulière. Ces données complémentaires, très proches spatialement, rajoutent des points au variogramme expérimental pour les faibles distances. Cette information est importante puisqu'elle permet une meilleure identification de la structure spatiale, ce qui facilite par la suite son interprétation et sa modélisation.

Chapitre 4

Cartographies et analyse de risque

A partir de l'analyse de la structure spatiale par le variogramme, les méthodes géostatistiques permettent d'estimer la grandeur étudiée localement par krigeage. Cette évaluation est accompagnée d'une quantification de l'incertitude associée. Les cartographies obtenues permettent de représenter le phénomène étudié et d'identifier des zones sous-échantillonnées ou à forte variabilité dans lesquelles un échantillonnage complémentaire serait judicieux.

Le cadre multigaussien permet, par espérance conditionnelle, de fournir une quantification du risque ponctuel de dépassement de seuil. Les simulations géostatistiques viennent compléter cette analyse de risque en fournissant des estimations au niveau des postes d'exploitation et des estimations globales.

I. Cartographies d'estimation par krigeage

I.1. Estimateurs utilisés en géostatistique

De la géostatistique linéaire à la géostatistique non linéaire

L'interpolation spatiale est l'un des objectifs principaux de la géostatistique. Elle consiste à estimer, à partir de valeurs mesurées, une grandeur de la manière la plus précise et la plus pertinente possible. Classiquement, en géostatistique linéaire, l'interpolateur est construit comme une combinaison linéaire des données. Cette estimation est, en espérance, non biaisée et possède la plus petite variance d'erreur d'estimation possible. C'est la manière dont est construit le krigeage qui est l'opérateur pour l'interpolation en géostatistique. Il s'appuie sur le variogramme.

Au chapitre précédent, la forte dissymétrie des données a conduit à utiliser une transformation par anamorphose, ce qui a permis de déformer l'histogramme des données vers une distribution gaussienne. Au niveau de l'interpolation, cette opération conduit à passer de la géostatistique linéaire à la géostatistique non linéaire. En effet, tout comme la moyenne et la variance qui sont

sensibles à la présence de valeurs fortes, les estimateurs linéaires des données ne sont pas adaptés à des distributions fortement dissymétriques.

De la même manière que le variogramme étend la gamme des fonctions aléatoires pouvant être étudiées par rapport à la covariance (c'est le passage du modèle stationnaire du second ordre au modèle intrinsèque), la géostatistique non linéaire généralise le krigeage à une bien plus grande gamme d'interpolateurs : le krigeage disjonctif élargit l'estimateur à l'ensemble des combinaisons linéaires de fonctions monovariables Ψ_α des données, l'espérance conditionnelle minimise l'erreur quadratique moyenne parmi toutes les fonctions multivariables des données.

Les estimateurs utilisés en géostatistique, krigeage, krigeage disjonctif et espérance conditionnelle, sont donc hiérarchisés. Les hypothèses nécessaires à l'emploi de chacune des techniques sont, elles aussi, de plus en plus contraignantes. Les interpolateurs présentés sont donc d'autant plus exigeants qu'ils sont sophistiqués (Tableau 4).

Interpolateur	**Forme de l'estimateur**	**Connaissance préalable**
Krigeage	$\sum_{\alpha=1}^{n} \lambda_\alpha Y(x_\alpha)$	Covariance (stationnaire) ou Variogramme (intrinsèque)
Krigeage disjonctif	$\sum_{\alpha=1}^{n} \Psi_\alpha[Y(x_\alpha)]$	Lois bivariables
Espérance conditionnelle	$\Psi[Y(x_1), \dots, Y(x_n)]$	Lois à (n+1) variables

Tableau 4 : Récapitulatif des estimateurs en géostatistique (d'après Emery 2001b).

La mise en œuvre de l'espérance conditionnelle requiert donc un modèle de lois multivariables, qui doit pouvoir être inféré à partir des données expérimentales. En pratique, il n'y a guère que le cadre multigaussien qui permette une telle construction. Pour se ramener à ce cadre multigaussien, on travaille sur la transformée gaussienne $Y(x)$ de $Z(x)$ telle que $Z(x) = \varphi\big(Y(x)\big)$ (φ est la fonction d'anamorphose). Les données $Z(x_\alpha)$ sont transformées en données $Y(x_\alpha)$

La pertinence du cadre multigaussien par rapport aux données est discutée au Chapitre 9 en troisième partie du document. Nous rappelons que, dans cette première partie, la mise en œuvre de la géostatistique est faite sous l'hypothèse multigaussienne. L'interpolateur utilisé est donc l'espérance conditionnelle, qui nécessite auparavant la présentation du krigeage simple.

Krigeage simple

Le krigeage s'appuie sur l'interprétation de la variable régionalisée comme la réalisation d'une fonction aléatoire dont la structure spatiale a été modélisée par le variogramme.

Le krigeage simple, ou à moyenne connue, est présenté dans le cadre d'une fonction aléatoire stationnaire du second ordre, en utilisant sa fonction de covariance. De plus, la moyenne étant supposée connue, elle est considérée comme étant égale à 0 (ce qui revient à soustraire la valeur

connue de la moyenne à la valeur mesurée et à travailler sur cette différence). De plus, dans le cadre multigaussien, la moyenne est effectivement connue et égale à 0.

La quantité sur laquelle travaille le krigeage n'est pas l'estimation elle-même, notée $Y^{KS}(x_0)$ mais l'erreur d'estimation $Y^{KS}(x_0) - Y(x_0)$, différence entre l'estimation et la quantité à estimer. Le krigeage s'articule autour de quatre étapes successives qui correspondent à quatre contraintes sur cette erreur d'estimation :

- **Contrainte de linéarité** : dans le cadre de la géostatistique linéaire, l'interpolateur étant exprimé comme une combinaison linéaire des données disponibles, il en va de même de l'erreur d'estimation. Avec λ_α comme pondérateurs, l'interpolateur au point cible x_0 s'écrit :
$$Y^{KS}(x_0) = \sum_{\alpha=1}^{n} \lambda_\alpha Y(x_\alpha)$$
- **Contrainte d'autorisation** : dans le modèle stationnaire du second ordre, toute combinaison linéaire est autorisée. La contrainte est automatiquement vérifiée.
- **Contrainte de non biais** (ou d'universalité) : elle revient à exprimer que l'erreur d'estimation est d'espérance nulle, ce qui est le cas de manière immédiate puisque le krigeage simple travaille à moyenne connue.
- **Contrainte d'optimalité** : la dernière étape consiste à trouver les pondérateurs qui minimisent la variance de l'erreur d'estimation qui s'écrit :
$$Var[Y^{KS}(x_0) - Y(x_0)] = C(0) + \sum_{\alpha=1}^{n}\sum_{\beta=1}^{n} \lambda_\alpha\lambda_\beta\, C(x_\alpha - x_\beta) - 2\sum_{\alpha=1}^{n} \lambda_\alpha\, C(x_\alpha - x_0)$$

Les contraintes d'autorisation et de non biais sont immédiatement vérifiées dans le cadre du krigeage simple. Elles sont cependant actives et indispensables dans le cadre du krigeage ordinaire, respectivement à moyenne inconnue et dans le cadre intrinsèque.

La contrainte de non biais signifie que les erreurs d'estimation sont nulles en moyenne globale. La contrainte d'optimalité impose que les erreurs commises soient les plus petites possibles et donc que l'interpolateur soit le plus précis possible vis-à-vis de l'objectif choisi (minimisation de l'erreur quadratique moyenne).

La minimisation de la variance de l'erreur d'estimation, qui est une forme quadratique positive, s'obtient classiquement par l'annulation de ses dérivées partielles par rapport aux poids λ_α inconnus :

$$\sum_{\beta=1}^{n} \lambda_\beta\, C(x_\alpha - x_\beta) = C(x_\alpha - x_0) \quad \forall \alpha = 1 \dots n$$

C'est un système linéaire où le nombre d'équations et le nombre d'inconnues sont égaux au nombre de données utilisées. Sa résolution ne pose donc aucun problème si toutes les données sont situées à des points distincts. De plus, le système d'équation peut être écrit sous forme matricielle :

$$\begin{pmatrix} C(x_1 - x_1) & \cdots & C((x_1 - x_n) \\ \vdots & \ddots & \vdots \\ C(x_n - x_1) & \cdots & C(x_n - x_n) \end{pmatrix} \begin{pmatrix} \lambda_1 \\ \vdots \\ \lambda_n \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} C(x_1 - x_0) \\ \vdots \\ C(x_n - x_0) \end{pmatrix}$$

Cette représentation met en évidence trois termes : le premier est une matrice ne dépendant que de la configuration géométrique des données, le second est le vecteur des poids de krigeage (les inconnues que l'on cherche à calculer), le troisième est le vecteur prenant en compte les positions relatives des données à la cible. Les deux termes connus sont exprimés en covariance, dépendant de la structure spatiale du phénomène.

La résolution de ce système est effectuée par simple inversion de matrice puisque tout est connu sauf le vecteur des pondérateurs. Cela permet de déterminer les poids de krigeage optimaux. Ils ne dépendent pas des valeurs prises par la grandeur aux points de données puisque les $Y(x_\alpha)$ n'apparaissent pas dans le système matriciel, mais seulement de la configuration des points de données entre eux et par rapport à la cible, et du modèle de covariance. De plus, la variance de l'erreur de krigeage simple se simplifie :

$$\sigma_{KS}^2(x_0) = C(0) - \sum_{\alpha=1}^{n} \lambda_\alpha \, C(x_\alpha - x_0)$$

De la même manière, cet indicateur de la précision de l'estimation ne dépend pas de la valeur des données, seulement de leurs positions par rapport à la cible et du modèle covariance (ou de variogramme). Elle peut donc être calculée a priori si l'on connaît la maille d'échantillonnage et la structure spatiale. Elle est nulle si l'estimation est réalisée sur un point de donnée : tous les poids sont nuls sauf celui du point concerné (le krigeage est un interpolateur exact). En revanche, à mesure que l'on s'éloigne des données, la variance de krigeage augmente, indiquant une plus grande incertitude dans la valeur estimée.

En résumé, le krigeage fournit une estimation sans biais et aussi précise que possible. Il prend en compte les informations de nature géométrique (nombre et configuration des points de données) et également les informations structurales contenues dans le modèle de covariance. Il fournit en plus la précision de son résultat sous la forme d'une variance d'erreur d'estimation.

En pratique, l'estimation en un point donné peut être réalisée à partir de tous les points disponibles (voisinage unique) ou uniquement à partir des points situés dans un certain voisinage du point cible (voisinage glissant).

Espérance conditionnelle en modèle multigaussien

Si la fonction aléatoire étudiée $Z(x)$ peut se mettre sous la forme $Z(x) = \varphi\big(Y(x)\big)$, où φ est la fonction d'anamorphose et $Y(x)$ une fonction aléatoire gaussienne, alors le krigeage simple de Y coïncide avec son espérance conditionnelle. Sa loi, conditionnellement aux données, est donc une loi gaussienne de moyenne égale à son krigeage simple et de variance égale à la variance de krigeage correspondante. La densité de la loi conditionnelle s'écrit[1] :

$$g\big(x, y|(n)\big) = \frac{1}{\sqrt{2\pi}\sigma_{KS}(x_0)} exp\left(-\frac{1}{2}\left(\frac{y - Y^{KS}(x_0)}{\sigma_{KS}(x_0)}\right)^2\right)$$

[1] Le conditionnement est symbolisé par « $|(n)$ » au lieu de « $|Y(x_1) = y_1, \dots, Y(x_n) = y_n$ » afin d'alléger l'écriture.

En notant $g(u)$ la densité de probabilité de la loi normale réduite, l'espérance conditionnelle de $Z(x_0) = \varphi\big(Y(x_0)\big)$ s'écrit alors :

$$\varphi^{EC}[Y(x_0)] = \int \varphi[Y^{KS}(x_0) + \sigma_{KS}(x_0)u]g(u)du$$

La précision de l'estimation est donnée par la variance conditionnelle :

$$Var\{\varphi[Y(x)] - \varphi^{EC}[Y(x)]|(n)\} = \{\varphi^2[Y(x)]\}^{EC} - \{\varphi^{EC}[Y(x)]\}^2$$

Contrairement aux variances de krigeage classique (et même du krigeage disjonctif), les variances conditionnelles dépendent des valeurs des données grâce au passage de $Y(x)$ à $Z(x)$ par anamorphose. Ainsi, pour une même configuration géométrique des données, on peut rendre compte du fait que les erreurs sont plus importantes dans les zones à forte variabilité et moindres dans les zones de faible variabilité. En ce sens, la variance d'estimation conditionnelle donne une mesure plus réaliste de l'incertitude qu'une variance d'estimation a priori.

Connaissant la fonction de répartition de la loi $Y(x)$ conditionnellement aux données, on en déduit celle de $Z(x)$:

$$Prob[Z(x) < z|(n)] = Prob[Y(x) < y|(n)] \text{ où } y = \varphi^{-1}(z)$$

Il est ensuite possible de fournir, pour un niveau de risque donné, les bornes d'un intervalle de confiance sur $Y(x)$ et par conséquent la largeur de l'intervalle de confiance correspondant pour $Z(x)$. C'est l'indicateur de qualité qui sera retenu pour les cartographies ci-après, généralement associé à un niveau de confiance de 95 %. Il est à noter que cet intervalle n'est pas centré sur la valeur fournie par espérance conditionnelle.

En conclusion, l'estimation par espérance conditionnelle est rapide à mettre en œuvre. Elle nécessite la fonction d'anamorphose et un krigeage simple de la transformée gaussienne des données. Cependant, elle repose sur des hypothèses théoriques très contraignantes puisque la variable est supposée, après transformation, suivre une loi spatiale gaussienne. De plus, une généralisation à moyenne inconnue et utilisant un krigeage ordinaire peut également être mise en place (Emery, 2006).

I.2. Cartographies ponctuelles d'estimation

Rappel de la méthodologie

Les cartographies d'estimation ponctuelle sont celles de l'espérance conditionnelle calculées dans le cadre multigaussien. La démarche de calcul est donc constituée des étapes suivantes :

- transformation des données en utilisant une anamorphose gaussienne,
- analyse variographique de la transformée et modélisation du variogramme,
- krigeage simple de la variable gaussienne,
- application de la formule donnant $\varphi^{EC}[Y(x_0)]$.

Mesures surfaciques βγ

La Figure 33 présente la cartographie par espérance conditionnelle des niveaux de signal émergent βγ sur l'ensemble de l'atelier. Une grille de résolution 10 cm est utilisée, cette maille est du même ordre de grandeur que le dispositif de mesure utilisé. Cette représentation fournit ainsi une cartographie d'estimation du signal émergent, respectant les valeurs mesurées aux points de données et intégrant la structure spatiale du phénomène par l'intermédiaire du modèle de variogramme utilisé.

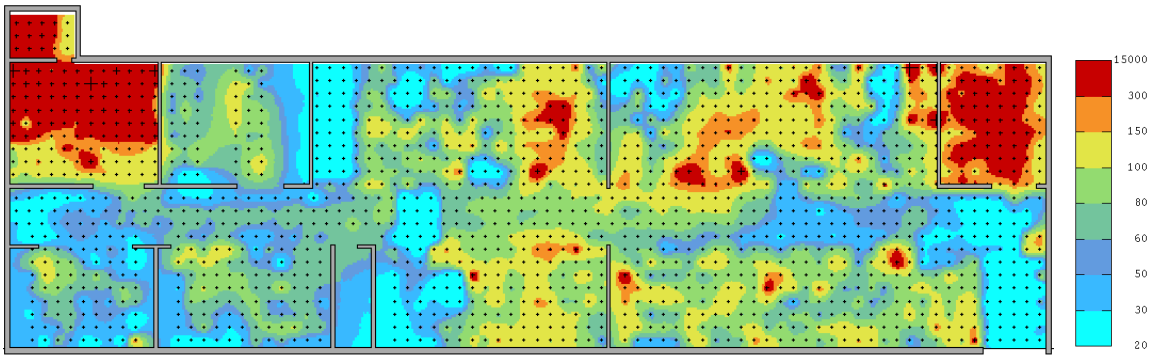


Figure 33 : Espérance conditionnelle du rayonnement βγ (en cps).

L'échelle de couleurs est irrégulière afin d'améliorer le contraste entre les différentes classes de valeurs (en cohérence avec l'histogramme très dissymétrique des données brutes). Cette cartographie du signal émergent conforte bien les informations historiques disponibles : deux locaux relativement contaminés avec une irradiation forte, des taches éparses de contamination sous les différents procédés, des locaux, enfin, avec un signal émergent de l'ordre du bruit de fond de l'atelier, comme le couloir, la partie laboratoire, les magasins d'entreposage. Elle vient également compléter les informations historiques et fonctionnelles avec, entre autres, la visualisation d'un signal émergent significatif au-dessus de la douche de décontamination (dans le couloir près de l'entrée).

La forme des taches de contamination est relativement bien définie. Etant donnée la densité d'échantillonnage par rapport à la structure spatiale du phénomène, les contours se découpent assez nettement. Un manque de données se traduirait par des taches relativement circulaires. Une comparaison est donnée à la Figure 36 avec les données par spectrométrie gamma in situ. Nous renvoyons également le lecteur au Chapitre 6 qui traite spécifiquement de l'effet de la densité d'échantillonnage sur les résultats d'estimation et les cartographies.

La cartographie de l'écart-type de l'erreur d'estimation par krigeage simple de la transformée gaussienne est présentée Figure 34.

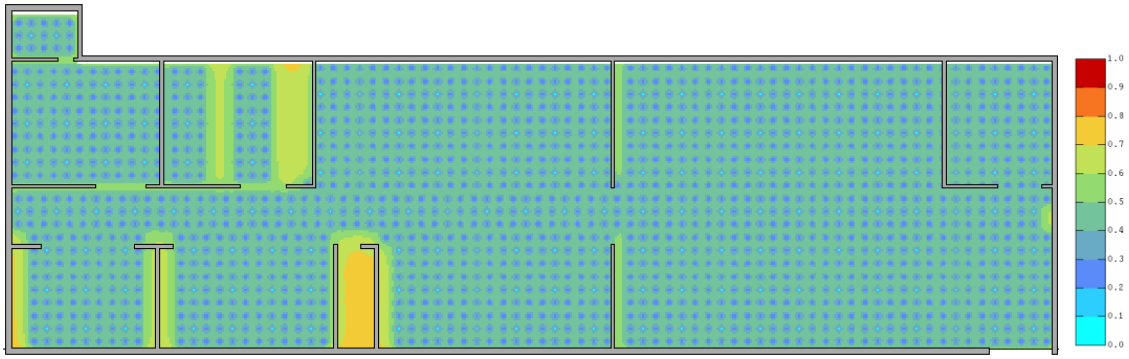


Figure 34 : Ecart-type de krigeage simple de la transformée gaussienne.

Cette cartographie vient confirmer la forte densité d'échantillonnage pressentie au niveau de la cartographie d'estimation par rapport à la structure spatiale du phénomène. Le maillage utilisé apparaît au niveau de la variance de krigeage (ou de l'écart-type) puisqu'à proximité d'un point de données, la variance est relativement faible, puis, lorsque l'on s'en éloigne, elle augmente progressivement puis diminue dès que l'on se rapproche d'un autre point de donnée, etc. Quelques zones se distinguent par un écart-type de krigeage plus importante (au-dessus de 0,5) : ce sont les zones qui n'ont pas été investiguées lors de la campagne de mesures puisqu'encombrées ou inaccessibles. Elles auraient pu être exclues de la zone d'estimation.

Comme décrit précédemment, la variance de krigeage ne dépend pas des valeurs prises par les données, seulement de leur configuration spatiale et du modèle variographique. Elle peut donc être vue comme un indicateur de la régularité de l'échantillonnage : les zones à variance de krigeage élevée sont les zones sous-échantillonnées.

L'espérance conditionnelle dans le cadre multigaussien permet de calculer un intervalle de confiance, pour une précision donnée, sur la variable gaussienne (issue de la transformation par la fonction d'anamorphose). Les bornes ainsi estimées permettent de revenir à la grandeur brute et de calculer une distance interquantile pour la précision définie. La Figure 35 nous présente cette distance pour un niveau de confiance fixé à 95 % : différence entre le quantile 97,5 % et le quantile 2,5 %.

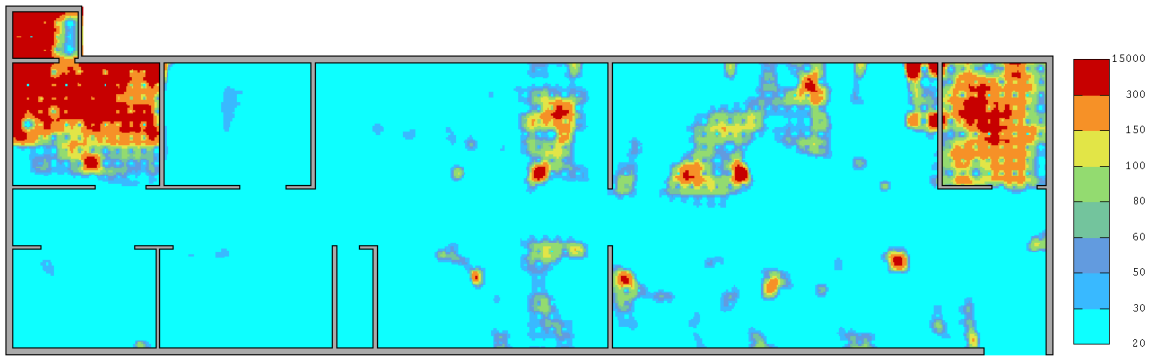


Figure 35 : Largeur entre les quantiles de la variable brute (en cps) pour un intervalle de confiance de 95 % sur la transformée gaussienne.

Contrairement à la cartographie de la variance de krigeage, cette cartographie d'incertitude tient compte des valeurs prises aux points de données. Ainsi, dans les zones où le niveau estimé est inférieur à 100 cps environ, l'incertitude associée est relativement faible (moins de 30 cps)

alors que dans les zones où le signal émergent est plus élevé, l'incertitude associée l'est également. On retrouve toutefois dans ces zones à forte variabilité le maillage des données : l'incertitude est contenue juste autour d'un point de donnée même si les niveaux estimés sont élevés, puis elle augmente très rapidement.

Ces zones à forte variabilité sont les zones les plus incertaines quant à la prédiction spatiale de la grandeur étudiée. Il peut alors être très efficace de rajouter des points de mesures complémentaires dans ces zones particulières afin de densifier le réseau d'information et de limiter l'incertitude d'estimation.

Activité en ^{258}U par spectrométrie gamma in situ

A titre de comparaison avec les mesures surfaciques βγ, la cartographie d'estimation de l'activité massique obtenue lors de la campagne de mesures non destructives par le dispositif de spectrométrie gamma in situ est présentée Figure 36. Elle utilise exactement la même méthodologie que celle employée pour les mesures surfaciques.

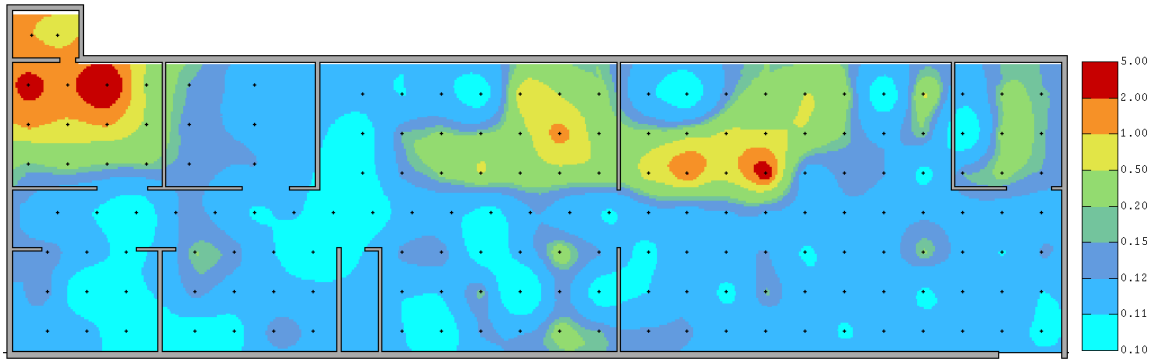


Figure 36 : Espérance conditionnelle de l'activité massique (Bq/g) avec les mesures par spectrométrie gamma in situ.

Ce ne sont pas tant les niveaux d'activité qui sont ici importants (puisqu'ils dépendent d'une modélisation grossière de la répartition de la contamination en profondeur) mais plutôt leurs variations et surtout la forme des taches de contamination. Contrairement aux mesures surfaciques, les transitions des valeurs les plus élevées vers les valeurs les plus faibles se font de manière très continue ; les contours des taches sont relativement lisses et circulaires, de forme patatoïde. C'est typiquement le type de résultats de cartographie que l'on peut observer en présence d'un échantillonnage trop lâche (ou d'un phénomène régulier, lisse).

II. Analyse de risque

Les cartographies d'estimation et d'incertitude associée permettent de représenter le phénomène à partir de points de mesure et d'une modélisation de sa structure spatiale. Les cartographies d'incertitudes renseignent sur la qualité de l'estimation et peuvent donc orienter des investigations complémentaires dans les zones sous-échantillonnées ou à forte variabilité. Cependant, par construction, le krigeage « lisse » la variabilité réelle. La recherche d'une estimation précise s'accompagne inévitablement de cet effet de lissage. En effet, le krigeage ne cherche pas à repro-

duire les fluctuations locales de la régionalisation. On ne peut pas à la fois minimiser le risque d'erreur lors de la prédiction et reproduire la variabilité réelle du phénomène.

De plus, vis-à-vis d'une contamination radiologique que l'on cherche à caractériser, ce n'est généralement pas la valeur estimée par krigeage (par espérance conditionnelle) qui est la plus importante pour la prise de décision. En effet, ce qui oriente les choix d'assainissement, ce sont des outils d'aide à la décision qui reposent sur une analyse de risque, que ce soit au niveau ponctuel ou global. Raisonner par rapport à un dépassement de seuil devient alors plus pertinent. Appliquer directement un seuil à la cartographie d'estimation reviendrait à ignorer l'incertitude d'estimation associée, ce qui biaise les résultats. Il ne faut donc pas raisonner directement par « au-dessus » ou « en-dessous » du seuil sur la cartographie d'estimation mais plutôt sur une réflexion portant sur le risque de dépassement du seuil (négligeable, possible, probable, certain).

Enfin, au niveau de l'atelier tout entier, il est intéressant de réaliser des estimations globales qui peuvent avoir une incidence sur le choix de la méthodologie d'assainissement. En effet, la connaissance des surfaces dépassant un seuil fixé nécessite également une approche fondée sur une analyse de risque. Il en sera de même, lorsque l'on traitera les informations massiques, pour estimer le terme source présent (activité totale).

II.1. Risque de dépassement par espérance conditionnelle

Dans le modèle multigaussien, la connaissance de la valeur estimée et de la variance d'estimation de la gaussienne donne accès à sa fonction de répartition, ce qui permet l'estimation d'une probabilité de dépassement de seuil. La cartographie de la Figure 37 illustre le calcul mené pour un seuil de 150 cps pour le signal $\beta\gamma$.

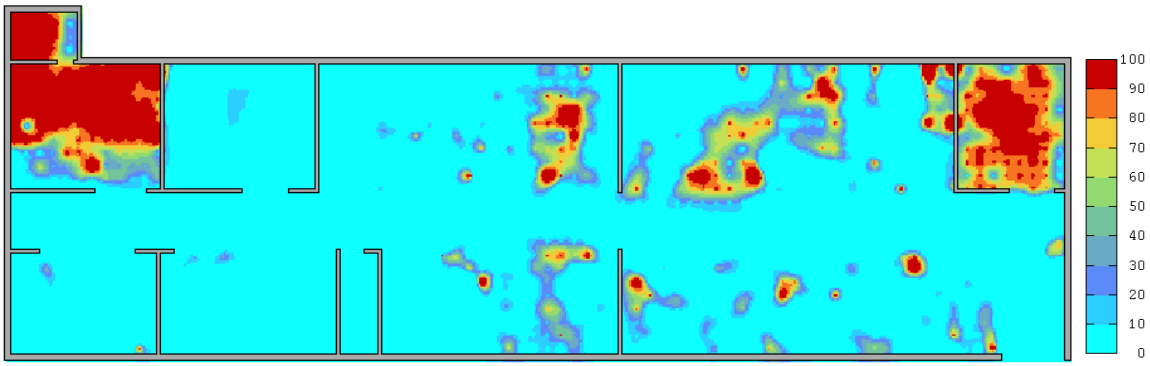


Figure 37 : Risque de dépassement (en %) pour un seuil de 150 cps.

Les zones concernées par un risque notable de dépassement du seuil fixé correspondent en grande partie à celles identifiées sur la cartographie d'estimation (Figure 33). Il est alors possible, par rapport au seuil fixé de 150 cps, de positionner des points complémentaires d'investigation dans les zones où la probabilité est intermédiaire, afin d'améliorer la connaissance des zones de dépassement de ce seuil. Cette approche sera encore plus pertinente avec les cartographies des niveaux d'activité massique qui sont le support de la catégorisation : il pourra être plus avantageux de rajouter un prélèvement plutôt que de sur-catégoriser une zone par manque d'information.

Dans la même optique, la cartographie de dépassement de seuil permet réellement une analyse de risque puisqu'elle se prête idéalement à une analyse coûts-bénéfices en analysant les surfaces concernées par un niveau donné de risque de dépassement du seuil considéré (Figure 38).

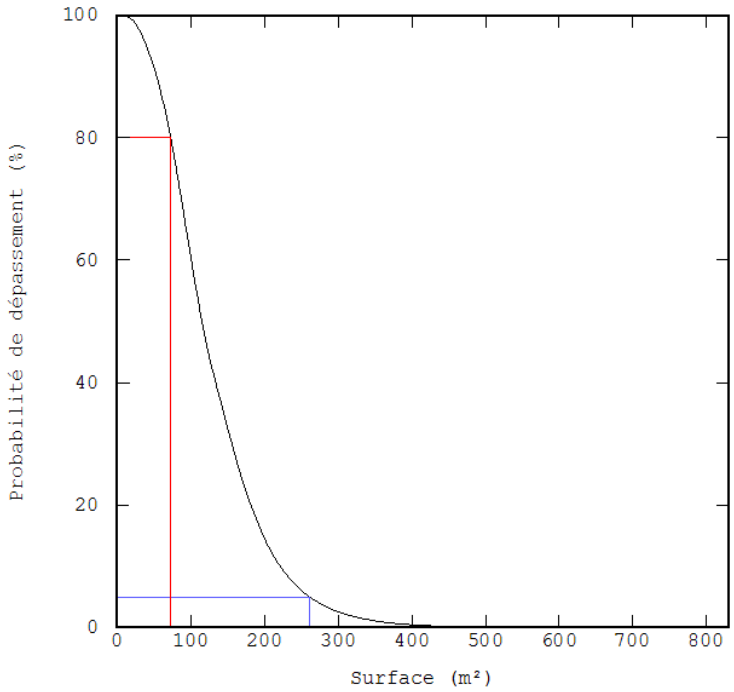


Figure 38 : Evolution de la probabilité de dépassement d'un seuil de 150 cps et de la surface correspondante. Illustration pour des probabilités de 5 % et de 80 %.

Ainsi, par rapport à ce seuil de 150 cps, il y a un peu moins d'une centaine de m² qui dépassent très probablement le critère (probabilité supérieure à 80 %), environ 550 m² qui sont très probablement en-dessous de ce seuil (probabilité inférieure à 5 %) et le reste qui est incertain. Les valeurs 80 % et 5 % sont données à titre d'exemple, il conviendra de les adapter en fonction des niveaux d'activité et des enjeux. Il est alors possible de mettre en balance le coût de mesures complémentaires pour venir préciser les zones incertaines vis-à-vis du seuil considéré et le coût d'un sur-classement des déchets produits dans la même zone.

Jusqu'ici, les analyses de risque ont été menées sur une estimation ponctuelle de la probabilité de dépassement d'un seuil. Cependant dans la pratique, l'assainissement n'est pas réalisé « à la petite cuillère » : il existe des contraintes techniques et financières qui font que le support d'assainissement n'est pas ponctuel. Il est donc nécessaire de procéder à une analyse de risque sur un support plus grand. Le modèle gaussien discret (Chilès and Delfiner, 1999) permet alors de prendre en compte ce changement de support. S'appuyant sur la relation de Cartier, il travaille sur le lien de binormalité entre les valeurs ponctuelles et les valeurs sur les blocs, ce qui permet de déterminer un coefficient de changement de support qui spécifie alors la fonction d'anamorphose de bloc.

Cependant, le traitement des surfaces est envisagé par le projet d'assainissement en travaillant pièce par pièce (ce qui correspond à peu près aux postes de travail tels que décrits lors de l'analyse historique et fonctionnelle de l'atelier). Le modèle gaussien discret, qui nécessite des blocs de taille identique, risque d'être une approximation trop grossière pour ces zones de tailles différentes, d'où le recours à une approche par simulations géostatistiques.

II.2. Utilisation des simulations géostatistiques

Principe de fonctionnement des simulations géostatistiques

L'objectif des simulations géostatistiques est d'inventer une variable régionalisée qui ressemble fortement à celle étudiée, c'est-à-dire qui respecte les valeurs mesurées aux points de données, la distribution statistique de la variable et ses caractéristiques structurales. Elles permettent ainsi d'obtenir des images possibles du phénomène étudié tandis que le krigeage s'intéresse à fournir l'image la plus probable. En particulier, les simulations géostatistiques reproduisent la variabilité spatiale des données, là où le krigeage lisse la réalité.

De nombreuses techniques de simulation ont été développées, particulièrement dans le cas gaussien : méthode des bandes tournantes, décomposition matricielle, méthodes spectrales, méthode séquentielle gaussienne, etc. Ces algorithmes fournissent des réalisations respectant une structure spatiale donnée (voir Lantuejoul, 2002 et Goovaerts, 1997). Certains d'entre eux conditionnent les réalisations simulées aux points de données. Sinon, il est nécessaire de conditionner les simulations. Cette étape est réalisée par la technique du repiquage des résidus qui consiste à réaliser un krigeage simple des différences aux points de données entre la valeur simulée et la valeur mesurée.

Deux exemples de simulation géostatistique conditionnelle, obtenues par la méthode des bandes tournantes, sont présentées Figure 39 pour les mesures βγ. La variabilité spatiale du phénomène est reproduite et les valeurs aux points de mesures respectées.

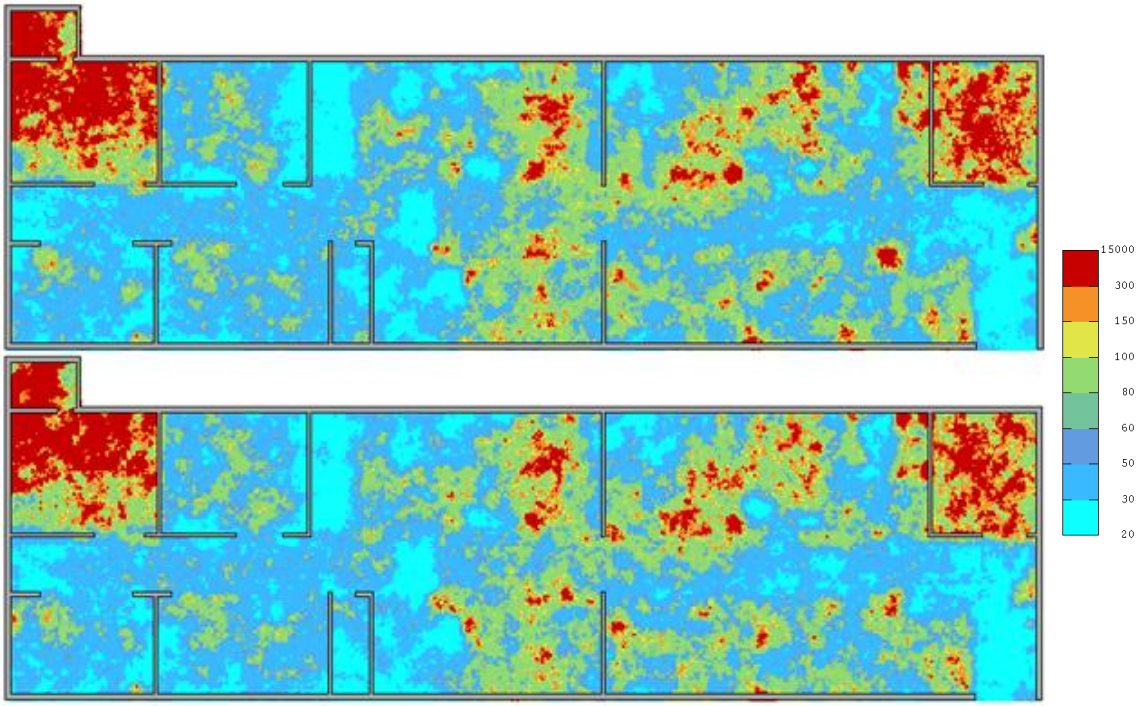


Figure 39 : Deux exemples de simulation géostatistique des mesures surfaciques βγ (en cps).

Il est alors possible d'estimer ponctuellement une grandeur quelconque (quantile, probabilité, moyenne, variance) en faisant le calcul sur un grand nombre de simulations. De plus, la distribution statistique des résultats obtenus sur l'ensemble des simulations fournit une représentation de

la loi de probabilité de la grandeur étudiée. Cela permet de mesurer la précision de l'estimation par une variance ou un intervalle de confiance.

Risque de dépassement de seuil

Avec l'ensemble des 100 simulations réalisées par bandes tournantes, la probabilité de dépasser un seuil fixé, pour un point donné, est estimée en calculant la proportion de simulations qui sont au-dessus de ce seuil. De la même manière, en faisant intervenir plusieurs points simulés en même temps, la probabilité de dépassement de seuil peut être estimée sur un support de plus grande taille (ce qui évite ainsi d'avoir à définir un modèle complexe de changement de support en raison des différences de surface des différentes zones d'estimation).

La Figure 40 présente le risque de dépassement d'un seuil de 150 cps pour trois supports d'estimation différents : ponctuellement, sur une maille de 1 m² et selon un découpage par poste de travail. Pour le découpage selon les pièces, le long couloir central (54 m) a été découpé en quatre zones pour obtenir des unités cohérentes avec le fonctionnement de l'atelier.

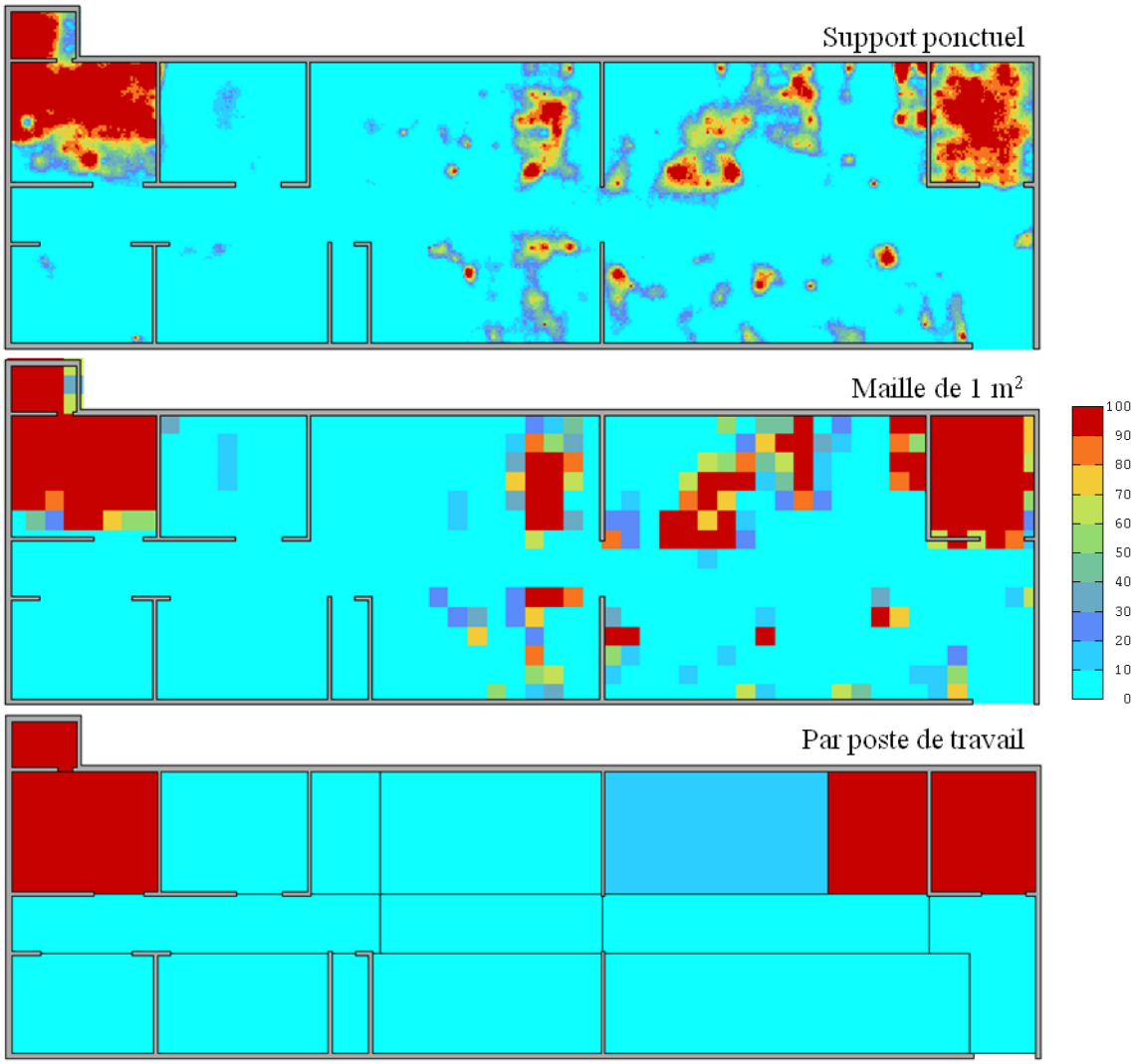


Figure 40 : Risque de dépassement (en %) d'un seuil de 150 cps selon des supports d'estimation différents.

La cartographie ponctuelle du risque de dépassement d'un seuil de 150 cps est très proche de celle obtenue par espérance conditionnelle. Il reste cependant un petit grain de texture qui provient du calcul sur un nombre relativement faible de simulations (100 seulement). En augmentant suffisamment le nombre de ces simulations, les résultats seraient rigoureusement identiques.

L'effet du changement de support est relativement important dans la partie centrale de l'atelier puisque localement, le risque de dépassement du seuil de 150 cps peut être très proche de 100 % tandis qu'au niveau de la pièce en entier, ce risque redescend aux alentours de 0 %. Ainsi, les choix d'assainissement dépendent du support sur lequel porte la décision.

Ces cartographies auront encore plus de pertinence lorsqu'elles seront réalisées à partir des prélèvements destructifs et donc exprimées en activité massique. La cartographie ponctuelle permet alors de quantifier les risques qui ont trait à la radioprotection des travailleurs : identification des zones avec une forte irradiation, localisation des points chauds. La cartographie avec une maille de 1 m² et plus particulièrement la cartographie par poste de travail permet au projet d'assainissement de décider des zones à assainir en fonction des seuils retenus et des niveaux de confiance souhaités, estimer et préparer la production des déchets par catégorie, et donc la durée, le coût et la logistique associés.

Estimations globales

Chaque simulation étant vue comme une représentation possible de la réalité, des grandeurs globales peuvent être calculées scénario par scénario. Il est ensuite possible d'estimer des caractéristiques statistiques de ces grandeurs (post-traitement) : moyenne, médiane, variance, intervalle de confiance. De cette façon, le post-traitement des surfaces dépassant le seuil de 150 cps est présenté Figure 41 pour un support ponctuel. Ainsi, il est raisonnable de s'attendre à traiter environ 131 m² (valeur médiane) de surface dépassant le seuil considéré avec un intervalle de confiance à 90 % compris entre 126 et 135 m².

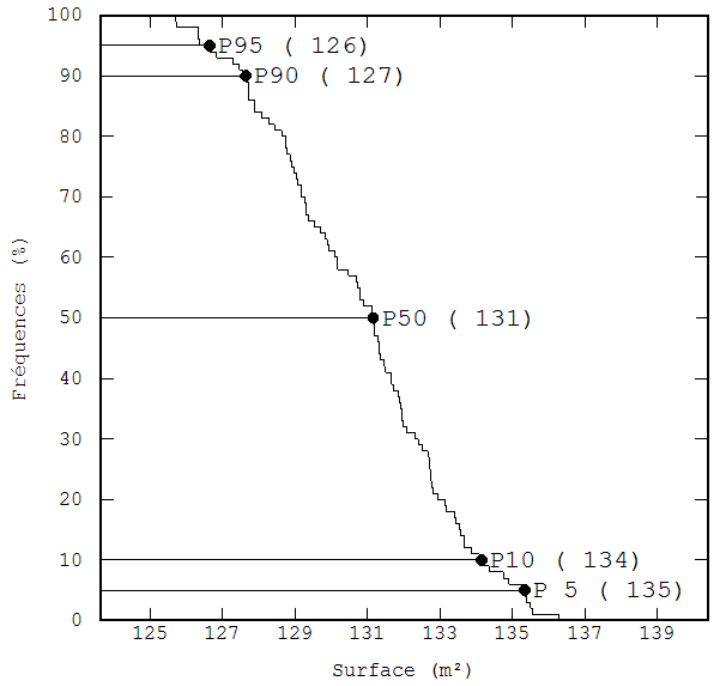


Figure 41 : Post-traitement des surfaces dépassant 150 cps (histogramme cumulé inverse). Indication de quelques quantiles particuliers.

La courbe d'analyse de risque présentée Figure 38 somme toutes les mailles pour lesquelles le risque local de dépassement excède un certain pourcentage, compte tenu de l'information disponible. Le post-traitement présenté Figure 41 permet d'estimer globalement la surface occupée par les points où la vraie valeur dépasse le seuil considéré. Ces deux types de résultats sont complémentaires et interviennent, au niveau du projet d'assainissement, respectivement pour localiser les zones à assainir et pour obtenir des quantifications d'un point de vue global pour la prise de décisions en amont des travaux.

De la même manière, l'activité totale (ou terme source) sera estimée par post-traitement des simulations géostatistiques en sommant les activités massiques scénario par scénario.

Chapitre 5

Approche multivariable

La catégorisation radiologique des structures de génie civil des installations nucléaires passe par le traitement géostatistique des activités massiques obtenues par prélèvement. C'est la troisième phase de la méthodologie développée. Dans le cadre des investigations de l'atelier D des ATUE, 56 points de prélèvement ont été réalisés et les échantillons ont été analysés en activité massique pour l'uranium.

Le traitement de ces données massiques est alors grandement amélioré par la prise en compte des mesures surfaciques, beaucoup plus nombreuses, grâce à l'utilisation de la géostatistique multivariable. Les cartographies radiologiques obtenues sont plus précises et les incertitudes quantifiées lors des analyses de risque sont réduites. Ces résultats peuvent alors être utilisés de manière avantageuse pour la catégorisation des déchets sur pied, fournissant des outils d'aide à la décision pertinents aux décideurs.

I. Présentation de la campagne de prélèvements destructifs

Les valeurs des activités massiques ont été multipliées par un coefficient arbitraire pour des raisons de confidentialité vis-à-vis du projet d'assainissement en cours. L'utilisation de ce coefficient ne change en rien la méthodologie géostatistique déployée. Seuls les seuils d'activités présentés et les échelles de couleurs sont altérés.

Les 56 points de prélèvements ont été réalisés en deux phases successives : dans un premier temps, 5 points sur des zones témoins, puis le reste dans un second temps. La surface de bouchardage utilisée pour réaliser les échantillons est d'environ 50 cm par 50 cm. Pour chaque point de prélèvement, un échantillon est réalisé par passe de 5 mm ; généralement 3 passes sont réalisées. Quelques points de prélèvement vont jusqu'à 6 passes (3 cm). Tous les échantillons collectés ne sont pas systématiquement mesurés. Cependant, toutes les premières passes sont mesurées en spectrométrie gamma pour quantifier les niveaux d'activité en ^{235}U.

I.1. Cinq zones témoins au préalable

Pour des raisons de contraintes du projet d'assainissement, cinq points de prélèvement ont été initialement positionnés de manière à disposer d'informations sur les niveaux d'activité, sur la validation de l'isotopie établie sur la base de l'analyse historique et fonctionnelle ainsi que sur les mesures par spectrométrie gamma in situ, sur la profondeur de migration, etc. Ils sont repris sur le plan de position de la Figure 43 présentant l'ensemble des points de prélèvements. Ils sont notés de DT01 à DT05.

Les échantillons des trois passes de 5 mm sont mesurés en spectrométrie gamma pour quantifier les niveaux d'activité en ^{235}U. Certains des échantillons (10 en tout) ont fait l'objet d'analyses plus poussées par radiochimie, notamment par spectrométrie alpha après mise en solution, ce qui permet de mesurer ^{234}U, ^{235}U et ^{238}U (radionucléides prépondérants dans l'atelier D). L'^{236}U a également été mesuré.

Les niveaux d'activité en ^{235}U obtenus en spectrométrie gamma et en spectrométrie alpha présentent une très bonne cohérence. De plus, les ratios entre les différents radionucléides présents (^{234}U, ^{235}U et ^{238}U) sont relativement constants quel que soit le point de prélèvement et quelle que soit la profondeur de la passe. Ceci permet l'établissement du spectre radiologique des bétons sur la base du nuage de corrélation entre les différents isotopes de l'uranium (Figure 42). Les coefficients de corrélation linéaire valent 0,95 pour l'^{236}U et plus de 0,99 pour les deux autres radionucléides. Les échantillons suivants ne sont donc mesurés qu'en ^{235}U par spectrométrie gamma et le spectre type est appliqué pour obtenir le niveau d'activité totale en uranium.

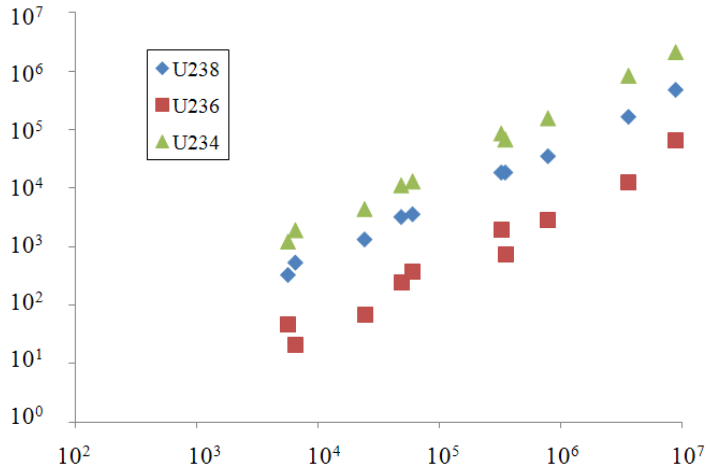


Figure 42 : Nuage de corrélation entre les différents isotopes de l'uranium (sur l'axe des ordonnées) par rapport à l'^{235}U (en abscisse).

Enfin, les niveaux d'activité décroissent de manière exponentielle avec la profondeur sur ces 5 zones témoins. Le traitement multivariable développé au §II ne concernant que les niveaux d'activité des premières passes et les mesures surfaciques, les problématiques associées à l'estimation en profondeur sont présentées spécifiquement au §III.

I.2. Campagne complète de prélèvements

Répartition des points de bouchardage

Sur la base de l'analyse historique et fonctionnelle, des cartographies du signal émergent obtenues à partir du traitement de données des mesures surfaciques et des niveaux d'activité observés sur les cinq points témoins (notés DT--), 51 points de prélèvements complémentaires sont positionnés dans l'atelier D (Figure 43). Ils sont répartis pour couvrir l'ensemble de la zone d'étude (principalement les points notés DF--), ainsi que pour caractériser les zones à forte variabilité (points notés DI--) et les deux zones dans lesquelles les mesures de signal émergent sont les plus élevées (points notés DC--). Quelques croix de sondages séparées d'un mètre environ sont disponibles parmi ces points afin de capter la structure spatiale des niveaux d'activité massique pour les faibles distances. Le nombre et la répartition spatiale des points de prélèvement ont été déterminés dans le cadre de la mise en place de la méthodologie de caractérisation (pour tester et valider les hypothèses).

Toutes les premières passes ont été analysées en spectrométrie gamma pour quantifier les niveaux d'activité en ^{235}U, ainsi que les secondes passes des points notés DI-- et DC-- et les troisièmes passes des points notés DC--.

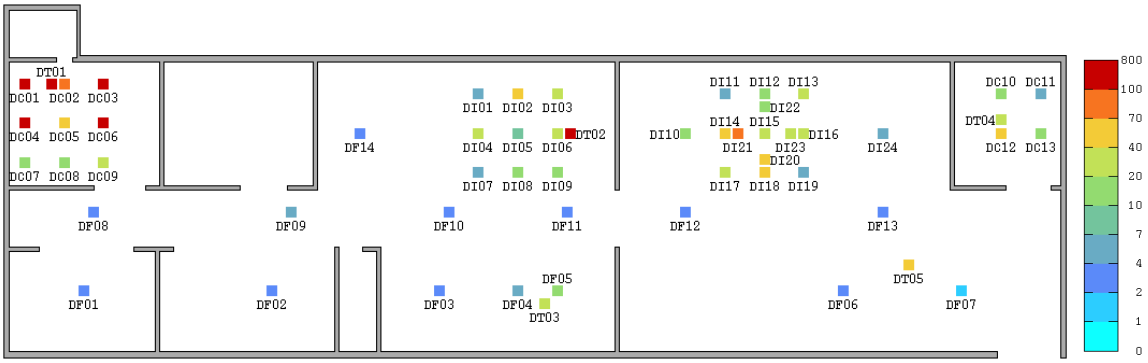


Figure 43 : Plan de position des 56 points de bouchardage dans l'atelier D. Indication des niveaux d'activité en uranium en Bq/g pour la première passe.

Rappelons que les niveaux d'activité en uranium sont obtenus à partir des mesures de l'^{235}U et de l'application du spectre type établi sur la base des analyses radiochimiques (Figure 42). Rappelons également qu'un facteur d'échelle est utilisé afin de maintenir confidentiels les vrais niveaux d'activité.

Analyse exploratoire de la première passe

La distribution statistique des données est très dissymétrique comme cela peut être constaté sur l'histogramme des niveaux d'activité en uranium de la première passe (Figure 44). La médiane est de 18 Bq/g, bien inférieure à la moyenne de 52 Bq/g, ce qui conforte le caractère très contrasté de la distribution.

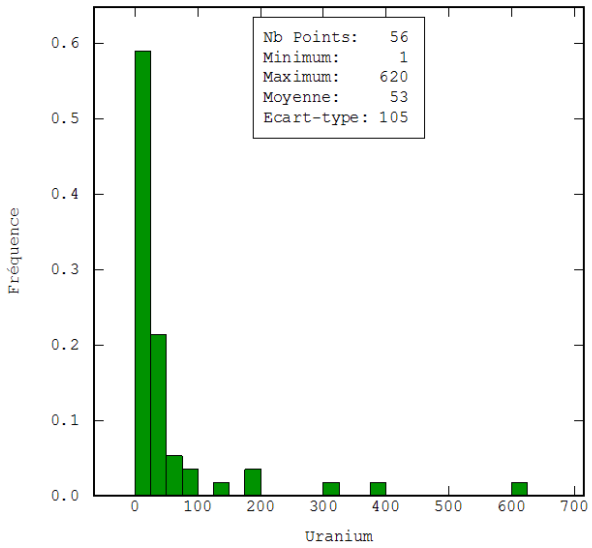


Figure 44 : Histogramme des niveaux d'activité massique en uranium (en Bq/g).

Compte tenu du nombre variable de résultats de mesure de l'uranium par spectrométrie gamma (56 pour la première passe, 42 pour la seconde et 13 pour la troisième) et surtout d'une surreprésentation des zones où le signal émergent est élevé, une comparaison des statistiques par passes n'aurait pas grand sens. On constate toutefois une forte diminution des niveaux d'activité avec la profondeur (plus d'un facteur 10 entre la première et la troisième passe).

Corrélation avec les mesures surfaciques

Tous les points de prélèvement coïncident avec une mesure surfacique obtenue lors de la campagne de mesures non destructives. Il est ainsi possible d'étudier le lien entre les deux grandeurs qui mesurent le même phénomène. Cette analyse est naturellement réalisée à travers le nuage de corrélation entre les deux types de mesure (Figure 45).

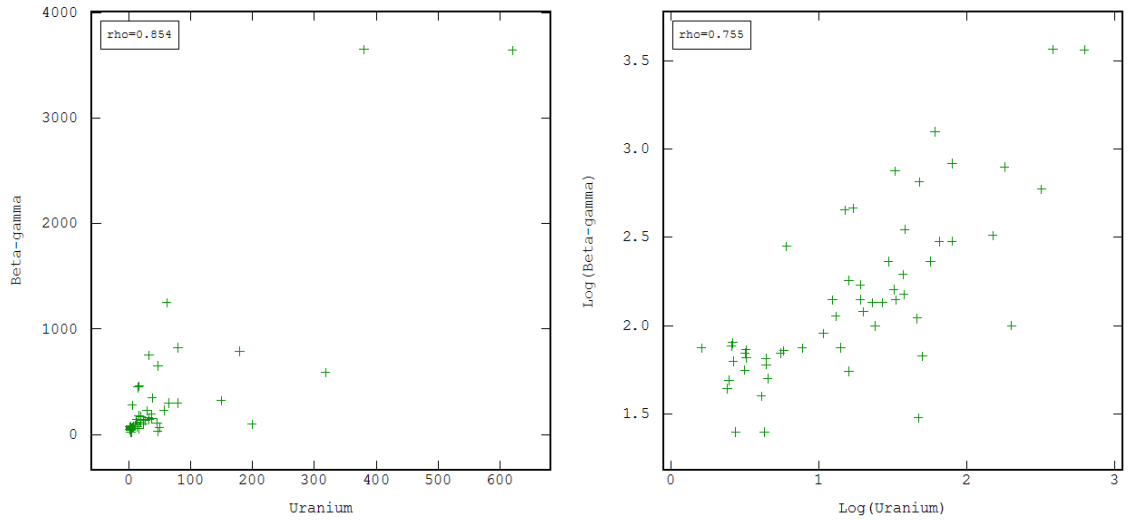


Figure 45 : Nuages de corrélation entre les mesures surfaciques beta-gamma et les mesures massiques en uranium (à gauche) et entre leurs logarithmes (à droite).

Le bon coefficient de corrélation linéaire entre les deux grandeurs brute (0,854) est surtout dû aux deux points avec les valeurs les plus fortes. En représentation logarithmique, des groupes de points peuvent être identifiés sans toutefois trouver une cohérence par rapport à leurs positionnements dans l'atelier. Et la corrélation reste plutôt satisfaisante.

II. Traitement multivariable

La géostatistique multivariable permet d'étendre à plusieurs variables les outils développés dans le cadre d'une seule variable (Wackernagel 1995, Emery 2001a). Cela va permettre d'utiliser l'information contenue dans la variable secondaire pour améliorer la connaissance et la prédiction de la variable principale.

Dans notre cas, les informations surfaciques, réparties selon une grille régulière de 66 cm vont permettre de progresser dans la modélisation variographique de la contamination radiologique et dans la maîtrise des incertitudes de prédiction des niveaux d'activité massique à partir des points de prélèvement, beaucoup moins nombreux.

Les formules de la géostatistique multivariable sont ici présentées en tenant compte de deux variables régionalisées y_1 et y_2. Conformément à l'usage, les fonctions aléatoires associées sont alors notées en majuscules Y_1 et Y_2. Pour faire le parallèle avec les données d'étude, l'indice 1 se réfère aux niveaux d'activité massique en uranium obtenue par spectrométrie gamma sur les prélèvements et l'indice 2 se rapporte aux mesures surfaciques du signal βγ obtenues grâce au COMO 170.

II.1. Analyse variographique conjointe

Construction du variogramme croisé

Pour réaliser une estimation par cokrigeage (la version multivariable du krigeage), la connaissance des covariances (ou des variogrammes) de chacune des variables n'est plus suffisante. La covariance croisée est alors définie par généralisation de la stationnarité de second ordre introduite dans le cas monovariable :

$$C_{1,2}(h) = E[Y_1(x)Y_2(x+h)] - E[Y_1(x)]E[Y_2(x+h)]$$

Le variogramme croisé vient alors compléter l'analyse variographique en s'intéressant à leur structure spatiale conjointe. Dans le cadre de l'hypothèse intrinsèque conjointe[2], il s'exprime sous la forme :

$$\gamma_{1,2}(h) = \frac{1}{2}E\{[Y_1(x+h) - Y_1(x)][Y_2(x+h) - Y_2(x)]\}$$

[2] L'hypothèse intrinsèque conjointe est l'équivalent de l'hypothèse intrinsèque étendue au cadre multivariable. Elle porte sur la stationnarité conjointe des accroissements des fonctions aléatoires. Les variogrammes simples et croisés ne dépendent que du paramètre h, distance entre les couples de points.

Contrairement à un variogramme simple, le variogramme croisé peut prendre des valeurs négatives dans le cas de variables anti-corrélées. Si le variogramme croisé est identiquement nul, les variables ne sont pas spatialement corrélées. Remarquons également que la définition donnée pour le variogramme croisé fonctionne également pour les variables simples, $\gamma_{1,1}(h)$ correspondant par exemple au variogramme simple de la première variable.

Le variogramme croisé correspond à la partie paire de la covariance croisée.

La suite de l'analyse variographique des données reste inchangée : nuée variographique, moyenne de la variabilité par classe de distance pour calculer le variogramme expérimental, etc.

Analyse variographique

La dissymétrie des données, tant massiques que surfaciques, conduit à travailler sur leurs transformées gaussiennes. Ici, ces transformations sont réalisées sur les 56 points de prélèvement et sur les 1617 mesures surfaciques. La comparaison avec une anamorphose des mesures surfaciques uniquement aux 56 points communs avec les points de prélèvement est présentée au Chapitre 8 §III.4.

La Figure 46 présente l'analyse variographique bivariable entre les deux grandeurs d'étude. Elle reprend les variogrammes simples des mesures surfaciques et des activités massiques en uranium (prélèvements) ainsi que le variogramme croisé entre les deux grandeurs.

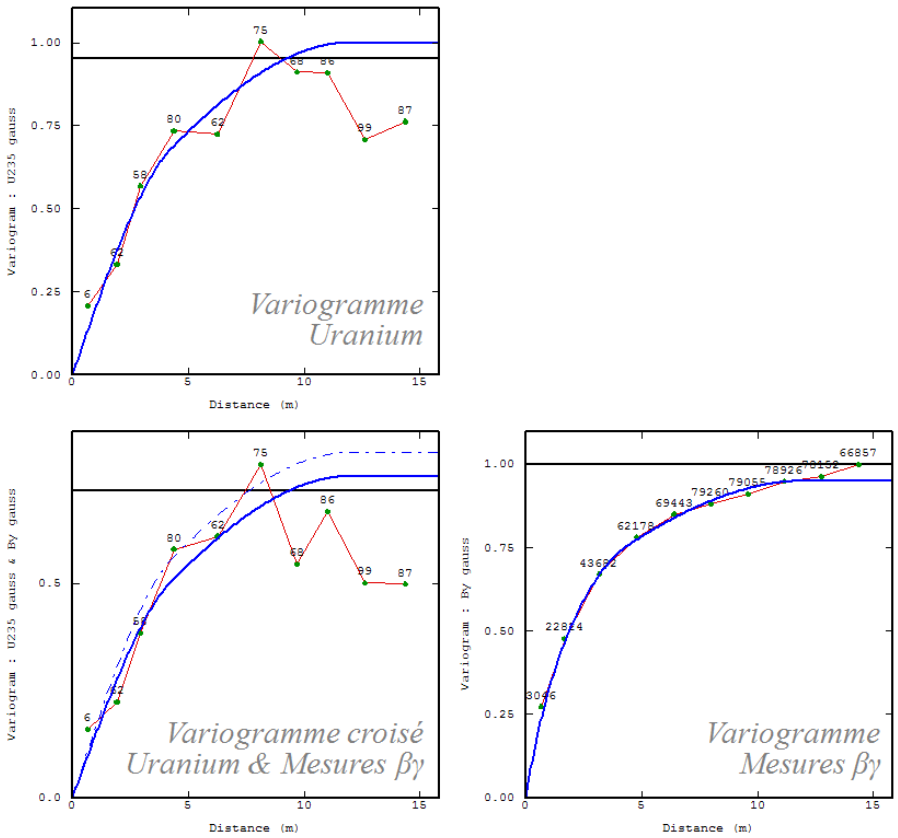


Figure 46 : Analyse variographique conjointe des transformées gaussiennes des activités massiques en uranium et des mesures surfaciques du rayonnement βγ. En bleu, ajustement retenu. Indication du nombre de paires.

Le variogramme des mesures βγ est similaire à celui obtenu lors de l'analyse variographique du Chapitre 3. Le pas de calcul est un peu plus important compte tenu de la plus faible densité d'échantillonnage des points de prélèvement. En revanche, le variogramme expérimental des activités massiques en uranium paraît beaucoup moins robuste : l'allure est plus oscillante et le nombre de couples de données qui composent chaque point du variogramme expérimental est relativement faible. L'information sur la variabilité pour une distance de 66 cm est obtenue grâce aux quelques points de sondages plus rapprochés (croix de sondages) qui contribuent également au second point expérimental aux alentours de 2 m.

Le variogramme croisé entre les deux grandeurs possède à peu près les mêmes caractéristiques que le variogramme simple des niveaux en uranium (allure, nombre de couples de points…). Il est bien positif, ce qui indique que les variables sont corrélées positivement. Globalement, cette analyse variographique conjointe montre que les grandeurs, ainsi que leur corrélation spatiale, possèdent la même allure variographique. Il va donc être intéressant et profitable de s'inspirer de la structure spatiale observée sur la donnée plus densément renseignée.

Modélisation : Modèle linéaire de corégionalisation

Les variogrammes simples et croisés d'un ensemble de fonctions aléatoires ne peuvent être modélisés indépendamment. La matrice des variogrammes simples et croisés est symétrique et doit être de type positif. En particulier, l'inégalité de Cauchy-Schwarz doit être respectée :

$$\left|\gamma_{1,2}(h)\right|^2 \leq \gamma_1(h)\gamma_2(h)$$

Pour respecter ces différentes contraintes, le modèle linéaire de corégionalisation est très souvent employé. Il généralise la superposition des structures élémentaires vue dans le cas monovariable. Il impose que les variogrammes simples et croisés soient des combinaisons linéaires des mêmes structures symétriques de base $g_u(h)$:

$$\gamma_{i,j}(h) = \sum_u b_{i,j}^u g_u(h)$$

$\boldsymbol{\Gamma}(\boldsymbol{h}) = \left[\gamma_{i,j}(h)\right]_{i,j}$ est la matrice des variogrammes simples (en remarquant que $\gamma_{i,i} = \gamma_i$) et croisés. Les $\boldsymbol{B_u} = \left(b_{i,j}^u\right)_{i,j}$ sont les matrices de corégionalisation qui sont les matrices des paliers des différentes structures de base. $\boldsymbol{\Gamma}(\boldsymbol{h})$ devant être une matrice symétrique de type positif pour tout *h*, on impose dans le modèle linéaire de corégionalisation (condition suffisante) que chacune des matrices de corégionalisation $\boldsymbol{B_u}$ soit symétrique de type positif.

Dans notre cas de deux variables, les paliers doivent respecter l'inégalité : $\left|b_{1,2}^u\right| \leq \sqrt{b_{1,1}^u b_{2,2}^u}$

Cette condition, toujours nécessaire, n'est suffisante que dans le cas bivariable.

Dans la pratique, les structures de base sont choisies et ajustées sur les variogrammes simples et en tenant compte de la connaissance du phénomène étudié. Le variogramme croisé est alors ajusté à partir des structures de base retenues en utilisant pour chacune d'elles, un palier vérifiant l'inégalité de Cauchy-Schwarz précédente. Sur le variogramme croisé de la Figure 46, l'enveloppe maximale du modèle linéaire de corégionalisation est représentée visuellement en tirets bleus. La modélisation retenue est très proche de cette enveloppe de corrélation maximale, ce qui traduit le lien spatial relativement fort entre les deux grandeurs.

Pour être complet, le modèle linaire de corégionalisation implique que les covariances croisées soient des fonctions paires. Sous cette simplification, covariance croisée et variogramme croisé sont liés par la même relation que dans le cas monovariable.

II.2. Construction du cokrigeage

Le cokrigeage étend le krigeage à plusieurs variables. L'objectif est d'estimer la valeur d'une variable à partir des points de données où elle est connue mais en intégrant des variables additionnelles connues en des points communs mais également différents. Tout comme le krigeage, le cokrigeage va tenir compte de la configuration géométrique des données et de la structure spatiale conjointe de toutes les variables régionalisées.

Il est présenté dans le même formalisme qu'au Chapitre 4 (cokrigeage simple, à moyennes connues, ramenées à 0), avec deux variables indicées 1 et 2 (respectivement variable principale et auxiliaire). Il décline également les quatre contraintes sur l'erreur d'estimation. L'estimateur (ici de la variable principale) est construit comme une combinaison linéaire de toutes les données de toutes les variables :

$$Y_1^{\,CKS}(x_0) = \sum_{\alpha_1=1}^{n_1} \lambda_{\alpha_1}^1 Y_1\left(x_{\alpha_1}^1\right) + \sum_{\alpha_2=1}^{n_2} \lambda_{\alpha_2}^2 Y_2\left(x_{\alpha_2}^2\right)$$

La somme sur α_1 correspond ici aux 56 points de prélèvement et celle sur α_2, les 1617 mesures surfaciques. De la même manière qu'avec le krigeage, un voisinage d'estimation peut être mis en place pour limiter le nombre de données intervenant dans l'estimation.

Les contraintes d'autorisation et de non biais sont immédiatement vérifiées dans le cadre du cokrigeage simple. La contrainte d'optimalité qui consiste à trouver les pondérateurs en minimisant la variance de l'erreur d'estimation s'écrit après annulation des dérivées partielles :

$$\sum_{\beta_1=1}^{n_1} \lambda_{\beta_1}^1 C_{i,1}\left(x_\alpha^i - x_{\beta_1}^1\right) + \sum_{\beta_2=1}^{n_2} \lambda_{\beta_2}^2 C_{i,2}\left(x_\alpha^i - x_{\beta_2}^2\right) = C_{i,1}\left(x_\alpha^i - x_0\right) \quad pour\ i \in \{1;2\}, \forall \alpha = 1 \dots n_i$$

Ici également, c'est un système linéaire où le nombre d'équations et le nombre d'inconnues sont égaux au nombre de données utilisées, ce qui ne pose pas de problème pour sa résolution. Il peut, comme le krigeage, être écrit sous forme matricielle qui présente une première matrice ne dépendant que de la configuration géométrique des données, le second vecteur des poids de cokrigeage (les inconnues que l'on cherche à estimer), et le troisième vecteur prenant en compte les positions relatives des données à la cible. Les deux termes connus sont exprimés en covariances simples et croisées, dépendant de la structure spatiale conjointe des deux grandeurs.

La variance de l'erreur de cokrigeage simple pour la variable principale, indicée 1, s'écrit :

$$\sigma_{CKS}^2(x_0) = C_1(0) - \sum_{\alpha_1=1}^{n_1} \lambda_{\alpha_1}^1 C_1\left(x_{\alpha_1}^1 - x_0\right) - \sum_{\alpha_2=1}^{n_2} \lambda_{\alpha_2}^2 C_{1,2}\left(x_{\alpha_2}^2 - x_0\right)$$

Seul le « ² » de la variance est un vrai exposant signifiant « au carré », le reste des exposants 1 et 2 étant les indices qui se réfèrent aux deux fonctions aléatoires, respectivement principale et secondaire.

Le cokrigeage profite ainsi de l'information apportée par la variable auxiliaire. L'estimation est améliorée en ce sens que la variance de cokrigeage est toujours inférieure à la variance de krigeage. Dans le cas le plus défavorable de données non corrélées, le variogramme croisé est identiquement nul et le cokrigeage est identique au krigeage.

Ce perfectionnement de l'estimateur se fait au prix d'une analyse structurale plus complexe (3 variogrammes à modéliser pour 2 variables, et plus généralement $n(n+1)/2$ variogrammes pour n variables). Il est donc judicieux de ne pas ajouter inutilement une variable auxiliaire si elle n'apporte pas d'informations pertinentes par rapport à la variable d'intérêt (en cas de non corrélation par exemple) ou si elle est redondante avec une autre variable auxiliaire déjà présente.

II.3. Cartographies et analyse de risque

Cartographie d'estimation par cokrigeage

Dans le cadre multivariable, l'espérance conditionnelle est calculée selon la même démarche qu'avec une seule variable, en remplaçant le krigeage par le cokrigeage.

La Figure 47 présente la cartographie obtenue par espérance conditionnelle des niveaux d'activité massique en uranium en intégrant les mesures surfaciques βγ. Elle est accompagnée de la cartographie de la largeur de l'intervalle de confiance à 95 %. Pour rappel, cette seconde cartographie renseigne sur la précision de l'estimation.

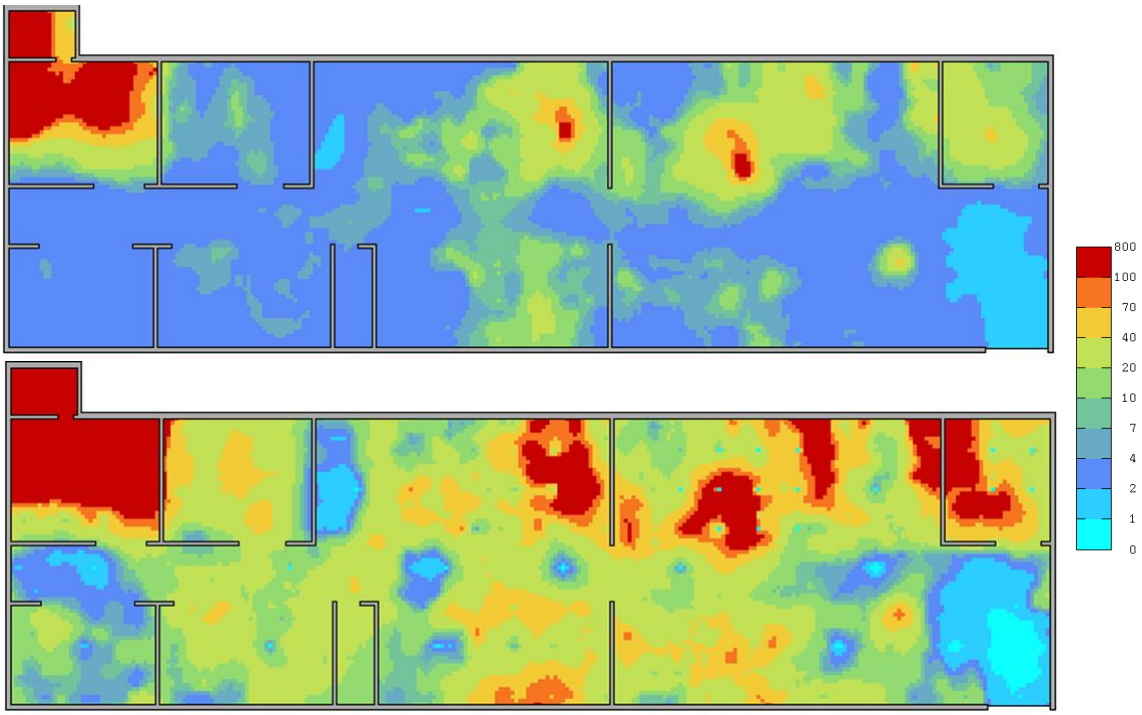


Figure 47 : Espérance conditionnelle par cokrigeage de l'uranium (en Bq/g) à partir des points de prélèvement et des mesures surfaciques βγ (en haut). Largeur de l'intervalle de confiance à 95 % associé à l'estimation (en bas).

La cartographie issue du cokrigeage présente globalement les mêmes caractéristiques (texture, variations) que celles obtenue pour la cartographie du signal émergent du rayonnement βγ.

Compte tenu des échelles non régulières, une comparaison directe, classe de couleur par classe de couleur, n'est pas immédiate.

En revanche, la cartographie de l'incertitude associée à la prédiction spatiale est plus dégradée : les mesures surfaciques viennent diminuer la variance qui serait obtenue à partir des prélèvements seuls, mais pas l'annuler. Ainsi, la résolution de 66 cm n'est pas visible sur cette cartographie puisque le terme de variance associé aux activités massiques n'est pas négligeable (on peut être très proche d'une mesure surfacique mais éloigné du prélèvement le plus proche).

Toutefois, la cartographie du ratio entre l'intervalle de confiance à 95 % et la valeur estimée (Figure 48) peut être plus parlante à cet effet et apporter quelques éléments de réflexion.

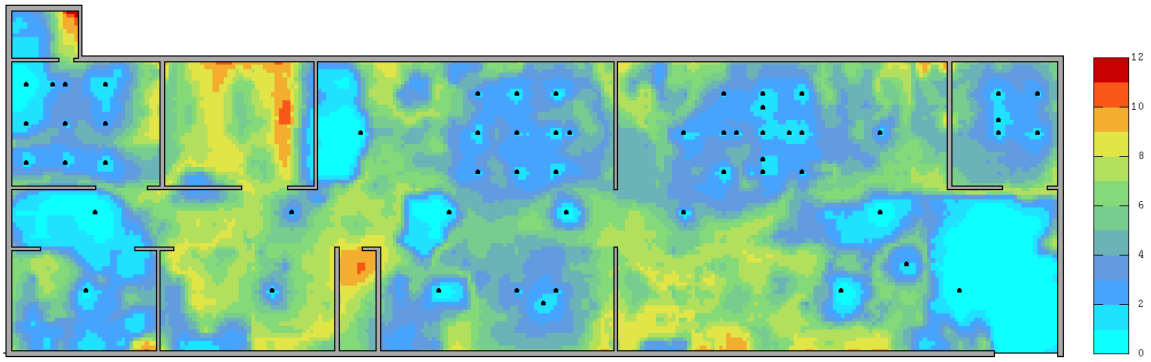


Figure 48 : Ratio entre l'intervalle de confiance à 95 % et la valeur estimée (sans dimension). Indication des points de prélèvement.

Cette dernière cartographie est riche d'enseignements. En premier lieu, étant donnée la bonne structuration spatiale observée sur les données par l'intermédiaire de l'analyse variographique, le ratio entre l'intervalle de confiance et la valeur estimée est relativement contenu à proximité des données massiques, quel que soit le niveau d'activité estimé (c'est le comportement attendu pour la variance d'erreur d'estimation). En revanche, plus la zone estimée est éloignée des points de prélèvement, plus le ratio est affecté par la variabilité associée aux mesures surfaciques.

Sur la base de cette cartographie, un échantillonnage complémentaire est cependant plus délicat à mettre en place, en comparaison avec le cas des mesures surfaciques uniquement. Si l'on ne considère que des prélèvements additionnels, leur nombre et leur répartition dépendra de l'objectif que l'on cherche à améliorer :

- l'amélioration de la cartographie d'estimation des niveaux d'activité nécessite un échantillonnage des zones où le ratio présenté est trop élevé ;
- les cartographies IRAS présentées ci-après gagneraient en précision par un nouvel échantillonnage dans les zones où les niveaux d'activité estimés sont proches du seuil considéré ;
- la réduction de l'incertitude associée au terme source passe par un échantillonnage des zones où les niveaux d'activité sont les plus élevés ou les plus variables.

Ces différents objectifs ne requièrent généralement pas le même nombre de données complémentaires ni les mêmes positionnements. Ils peuvent même identifier des zones complètement disjointes d'un objectif à un autre. Il est donc nécessaire de correctement identifier et préciser les différents objectifs poursuivis afin d'optimiser la collecte de données complémentaires.

Comparaison avec les cartographies d'estimation par krigeage

A titre de comparaison, les résultats d'estimation des niveaux d'activité en uranium par krigeage à partir des seules données des points de prélèvement sont présentés Figure 49.

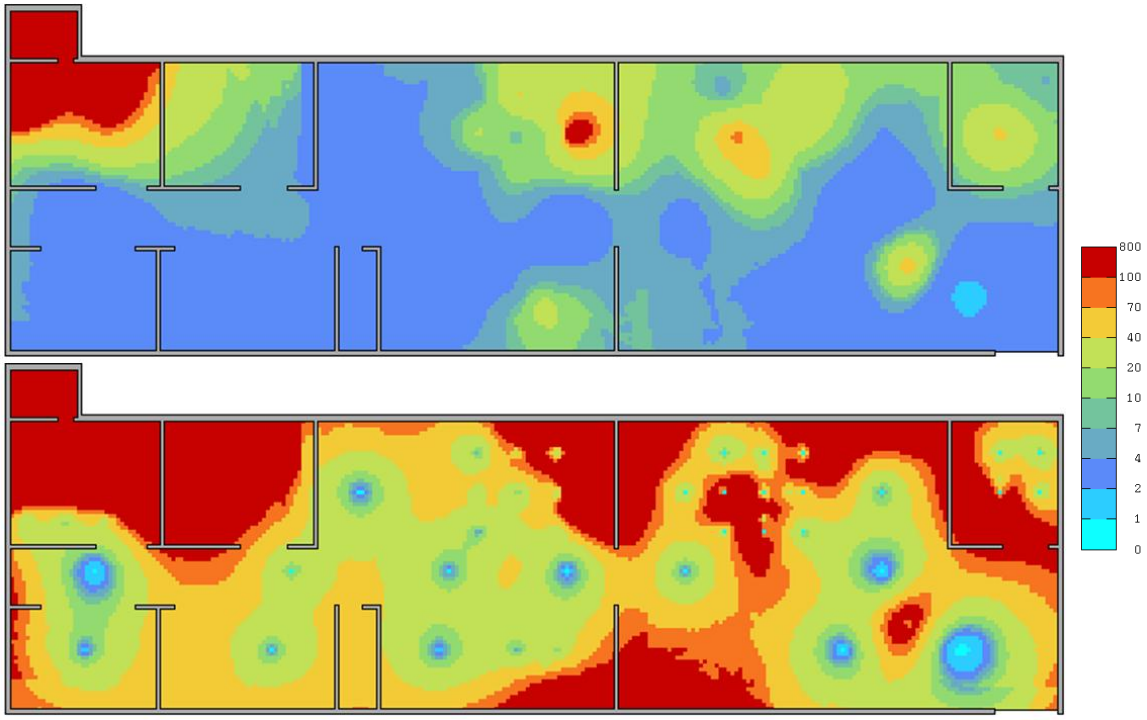


Figure 49 : Espérance conditionnelle de l'uranium (en Bq/g) à partir des points de prélèvement uniquement (en haut). Largeur de l'intervalle de confiance à 95 % associé à la prédiction (en bas).

Globalement, les estimations des niveaux d'activité sont cohérentes. Cependant, la cartographie par cokrigeage présente une meilleure résolution pour la définition des contours des taches de contamination, tandis que la cartographie par krigeage montre des contours relativement lisses et des taches de contamination en forme de patatoïde. Cela montre l'importance des mesures surfacique pour affiner la cartographie d'estimation.

De plus, les différences sur la largeur des intervalles de confiance sont beaucoup plus importantes. Les niveaux d'activité en uranium sont estimés de façon plus précise par cokrigeage que par krigeage. En particulier par krigeage, certaines zones sont presque en extrapolation du fait des seuls 56 points de prélèvement irrégulièrement répartis dans l'atelier. En revanche, en cokrigeage, même loin des données massiques, le maillage régulier des mesures surfaciques, associé à la bonne corrélation entre les deux grandeurs, permet de réduire de manière significative la variance d'estimation et donc l'intervalle de confiance associé à la prédiction.

Cartographies de dépassement de seuil

L'analyse de risque est réalisée sur la base de 200 cosimulations géostatistiques (par la technique des bandes tournantes) des niveaux d'activité massique en uranium en intégrant les informations des mesures surfaciques. Le risque de dépassement de seuil est évalué pour un découpage de l'atelier en zones correspondant aux différents postes de fabrication lors de son exploitation.

Ces zones représentent des dimensions plutôt adaptées à un traitement industriel des surfaces pour leur assainissement (par bouchardage dans le cas des ATUE).

Les différentes catégories de déchets nucléaires se distinguent par des niveaux d'activité dépendant essentiellement du spectre type, c'est-à-dire des radionucléides présents. La catégorisation s'appuie sur l'Indice Radiologique d'Acceptation en Stockage (IRAS) qui tient compte des niveaux d'activité massique des différents radionucléides et de leur classe (Agence Nationale pour la gestion des Déchets Radioactifs, 2002). De la même manière, il existe une Limite Maximale d'Acceptabilité (LMA) pour les FMA à vie courte ainsi que différents seuils d'enrobage au sein de cette catégorie (Agence Nationale pour la gestion des Déchets Radioactifs, 1999).

Compte tenu de l'isotopie uranium, un indice IRAS de 1, qui définit le passage de la catégorie TFA à FMA, est obtenu pour une activité massique de 100 Bq/g. De plus, la limite entre déchet conventionnel et déchet nucléaire est déterminée sur la base d'un calcul d'impact selon un scénario de réutilisation du site après son assainissement. Pour fixer une valeur, prenons 10 Bq/g comme critère de propreté (pour rappel, les valeurs uranium ont été multipliées par un coefficient de confidentialité, les seuils retenus sont donc donnés à titre illustratif).

Les cartographies de dépassement des deux seuils mentionnés sont présentées Figure 50 par zone. Elles traduisent donc le risque que l'activité moyenne du colis de déchet constitué dans la zone soit supérieure au seuil considéré. Elles se distinguent du risque ponctuel de dépassement des mêmes seuils en raison du support d'estimation utilisé. Ce sont les outils d'aide à la décision permettant la catégorisation des déchets.

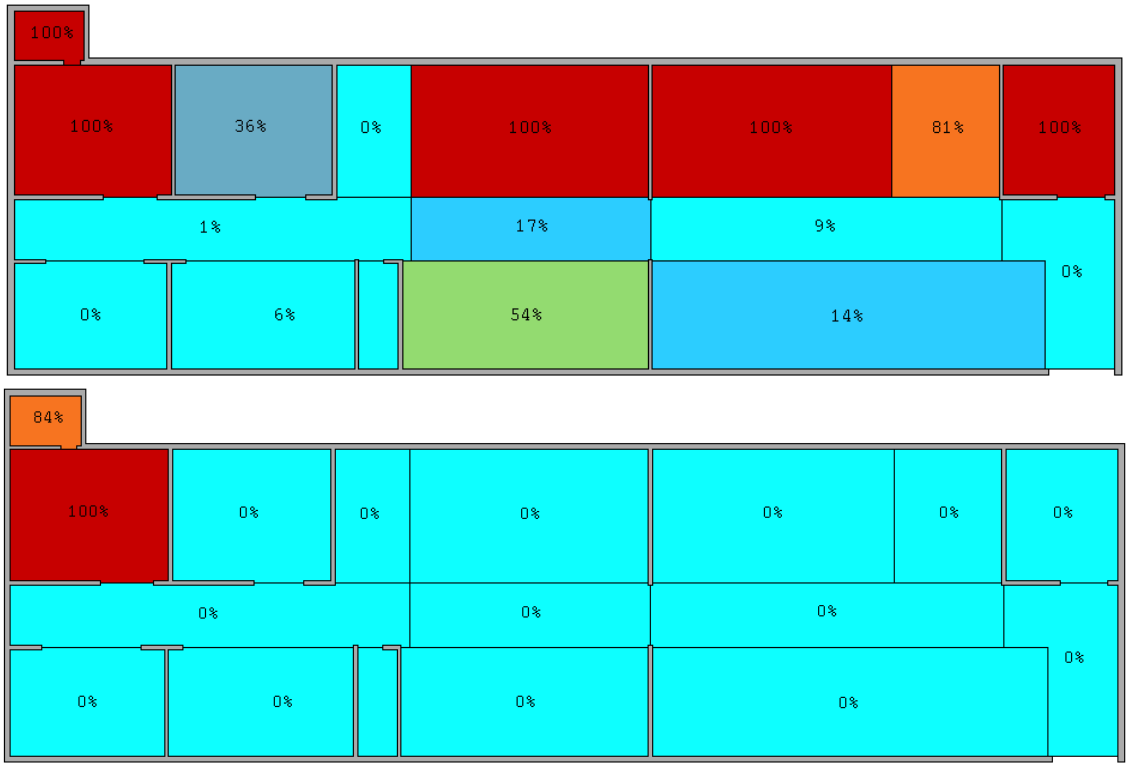


Figure 50 : Risque de dépassement de 10 Bq/g en uranium (en haut) et de 100 Bq/g (en bas) selon le découpage des zones pour l'assainissement.

Ainsi, avec le seuil de 100 Bq/g considéré, seuls les locaux P.409 et P.430 sont clairement catégorisés en déchets FMA. Par rapport au seuil de 10 Bq/g qui, dans notre exemple, symbolise la limite radiologique entre déchet conventionnel et déchet TFA, la catégorisation doit être effectuée en tenant compte d'un certain niveau de confiance. En effet, certaines zones apparaissent clairement comme appartenant à la catégorie TFA (risque de 81 % et 100 % de dépasser le seuil au niveau de la zone), d'autres apparaissent clairement comme n'étant pas contaminées (risque de 0 % ou 1 %) à l'échelle du support d'estimation.

En revanche, les zones restantes sont plus incertaines par rapport au seuil considéré (risques de 6 %, 9 %, 14 %, 17 %, 36 % et 54 %). Il faut alors statuer sur le risque acceptable à considérer la zone comme conventionnelle. Ce critère peut être relativement faible (moins de 5 %). Les zones incertaines peuvent alors être sur-catégorisées, ce qui permet de garantir le caractère enveloppe de la catégorisation des déchets, ou alors, selon les enjeux financiers, il peut être plus pertinent de réaliser des prélèvements complémentaires dans les zones concernées pour venir préciser le risque de dépassement.

A titre d'illustration, l'évolution de la surface en fonction du risque de dépassement est présentée Figure 51 avec les seuils de 5 % et 40 %. Ainsi, 360 m² sont des surfaces à production de déchets contaminés (risque supérieur à 40 %), 200 m² sont à déchets conventionnels (risque inférieur à 5 %) et le reste de l'atelier est jugé incertain.

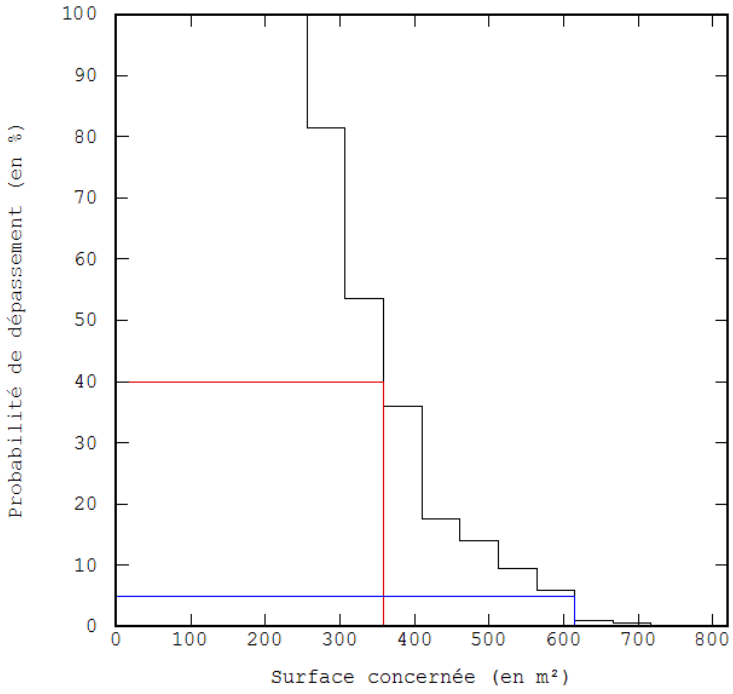


Figure 51 : Evolution de la surface concernée en fonction du risque de dépassement de 10 Bq/g.

De la même manière, la question du risque accepté est à considérer entre les différentes catégories de déchets radiologiques (ici, ce n'est pas le cas puisque les 2 zones dépassant le seuil de 100 Bq/g ont un risque très important et le restant des zones présente un risque quasiment nul). Il peut par exemple être envisageable de n'envoyer en FMA que les zones pour lesquelles le risque de dépassement de ce seuil est supérieur à 40 % ou 50 %. Les zones présentant un risque de 30 % par exemple sont classées dans la catégorie inférieure, ce qui peut rester acceptable compte tenu des contraintes de conditionnement et de prise en charge des déchets.

C'est alors aux assainisseurs et aux autorités de contrôle de prendre position et de statuer sur les niveaux de risque à utiliser.

Effet du traitement multivariable sur le terme source

Tout comme pour les mesures surfaciques, des statistiques globales peuvent être fournies par post-traitement des cosimulations pour les activités en uranium. Le calcul du terme source est ici très intéressant afin d'évaluer l'activité radiologique totale qui va être produite lors de l'assainissement (Figure 52). Elle se calcule non pas sur les surfaces dépassant un seuil comme précédemment, mais sommant toutes les activités. On parle d'accumulation. Il faut alors prendre en compte la densité du matériau portant la contamination (ici le béton) pour exprimer le terme source en Bq.

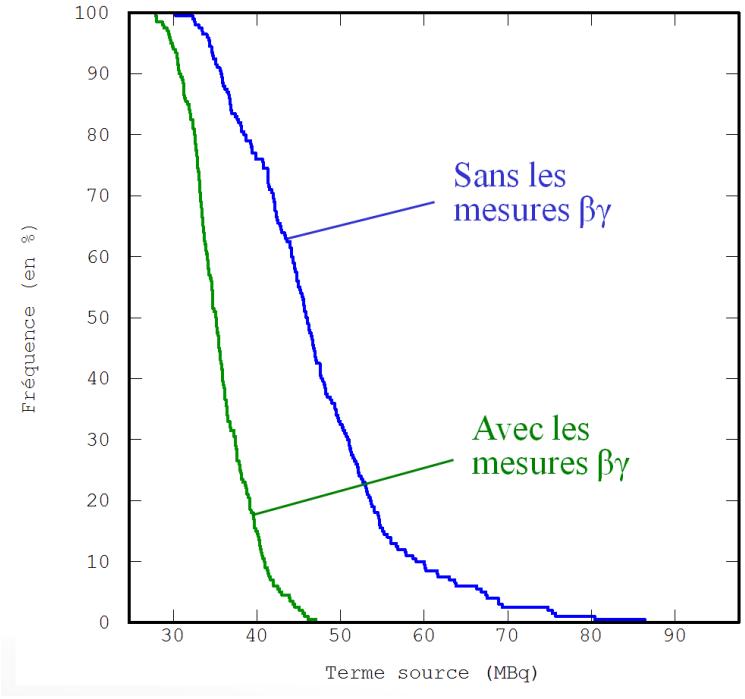


Figure 52 : Courbe de distribution des termes sources par post-traitement des cosimulations (en vert) et des simulations (en bleu).

Il est à noter une diminution du terme source médian d'environ 30 % grâce aux cosimulations. Ceci peut être expliqué par l'échantillonnage préférentiel des zones avec un signal émergent élevé, ce qui surestime les niveaux d'activité lors des calculs (si aucune mesure n'a été faite dans les zones non contaminées, le traitement par géostatistique ne pourra pas retrouver des zones non contaminées). De plus, il faut signaler une réduction sensible de l'incertitude associée au traitement multivariable, ce qui se traduit graphiquement par une courbe beaucoup plus raide. Pour illustrer ce propos, les valeurs obtenues pour le terme source médian (quantile à 50 %) et l'intervalle de confiance à 90 % (quantiles à 5 % et 95 %) sont respectivement :

- 46 MBq et [34 ; 67] pour les simulations.
- 35 MBq et [30 ; 43] pour les cosimulations,

Les cosimulations divisent la largeur de l'intervalle de confiance par un facteur 2,5. Cette amélioration est directement imputable au traitement conjoint des données et donc des informations apportées par les mesures surfaciques dans l'approche multivariable.

III. Axes à poursuivre pour une approche 3D

Jusqu'à présent, les traitements de données ont été réalisés à deux dimensions, à partir des mesures surfaciques et de la première passe des prélèvements destructifs qui concerne les cinq premiers millimètres de béton. Il est cependant indispensable de compléter la catégorisation des déchets obtenus par des estimations plus en profondeur.

Cependant les données massiques collectées dans l'atelier D des ATUE ne permettent pas d'envisager un traitement des données à trois dimensions par géostatistique. En effet, si tous les prélèvements ont été analysés en spectrométrie gamma lors de la première passe, seuls les points notés DI-- et DC-- ont été mesurés pour la seconde passe, et seuls les points DC-- lors de la troisième. Ainsi, il n'y a que très peu d'informations au-delà du premier centimètre, ce qui exclut, de fait, un véritable traitement à trois dimensions.

L'approche qui a été employée consiste alors à modéliser l'évolution de la contamination avec la profondeur sur la base des données disponibles. A partir de ce profil déterministe de migration et des différentes cartographies des cinq premiers millimètres obtenues par traitement géostatistique multivariable, il est alors possible d'estimer les différentes grandeurs en profondeur. Les incertitudes associées à la modélisation sont à quantifier et se cumulent avec celles issues du traitement probabiliste des données.

Dans le cas de jeux de données suffisamment renseignés à trois dimensions, la mise en œuvre d'un traitement de données par géostatistique ne pose pas plus de problème. La continuité spatiale est souvent anisotrope avec une variabilité plus importante dans la direction verticale. Il y a même une non-stationnarité due à la décroissance des niveaux d'activité avec la profondeur. Il est alors nécessaire de calculer et de modéliser un variogramme isotrope dans le plan et un variogramme vertical différent pour tenir compte de cette structuration spatiale.

Deuxième partie :
Optimisation de l'échantillonnage

Chapitre 6

Densité de l'échantillonnage

Lors de l'étape de cartographie du signal émergent par une campagne de mesures non destructives, le maillage utilisé a des conséquences notables sur l'analyse exploratoire et variographique des données ainsi que sur les cartographies et les estimations d'analyse de risque.

Ce chapitre propose donc de dégrader de manière régulière le jeu de données des mesures surfaciques βγ afin d'obtenir une maille d'échantillonnage de plus en plus lâche. La comparaison est alors réalisée sur la base de critères statistiques ainsi que visuels. Des scénarios avec une dégradation aléatoire du nombre de points de mesure sont également comparés. Finalement une démarche d'investigation itérative, sur la base d'un maillage initial régulier, semble alors la plus efficace pour un coût d'échantillonnage limité.

I. Dégradation du jeu des données βγ

I.1. Présentation des sous-ensembles de données

Le jeu des données initiales est constitué de 1617 mesures surfaciques (bêta-gamma) réparties selon une maille régulière de 66 cm de côté dans l'atelier D des ATUE. Ces données constituent la base à partir de laquelle différentes dégradations sont réalisées. En effet, l'échantillonnage initial a été réalisé de manière volontairement dense dans le but de permettre cette dégradation des données. Dans un premier temps, seuls les scénarios pour lesquels la maille obtenue reste une maille régulière (plus ou moins carrée) sont retenus.

L'utilisation du ratio d'échantillonnage (par exemple 1/5 pour la dégradation des données consistant à garder une mesure sur cinq) est la notation retenue pour se référer à l'ensemble des scénarios de cette dégradation. De plus, l'identification des différents sous-ensembles de données

est réalisée par l'indication du ratio d'échantillonnage suivie de l'indice du scénario : par exemple, « 1/5 #3 » signifie le troisième des scénarios obtenus avec une dégradation d'une mesure sur cinq. A titre d'illustration les scénarios 1/1 #1, 1/4 #4 et 1/9 #5 sont présentés à la Figure 53.

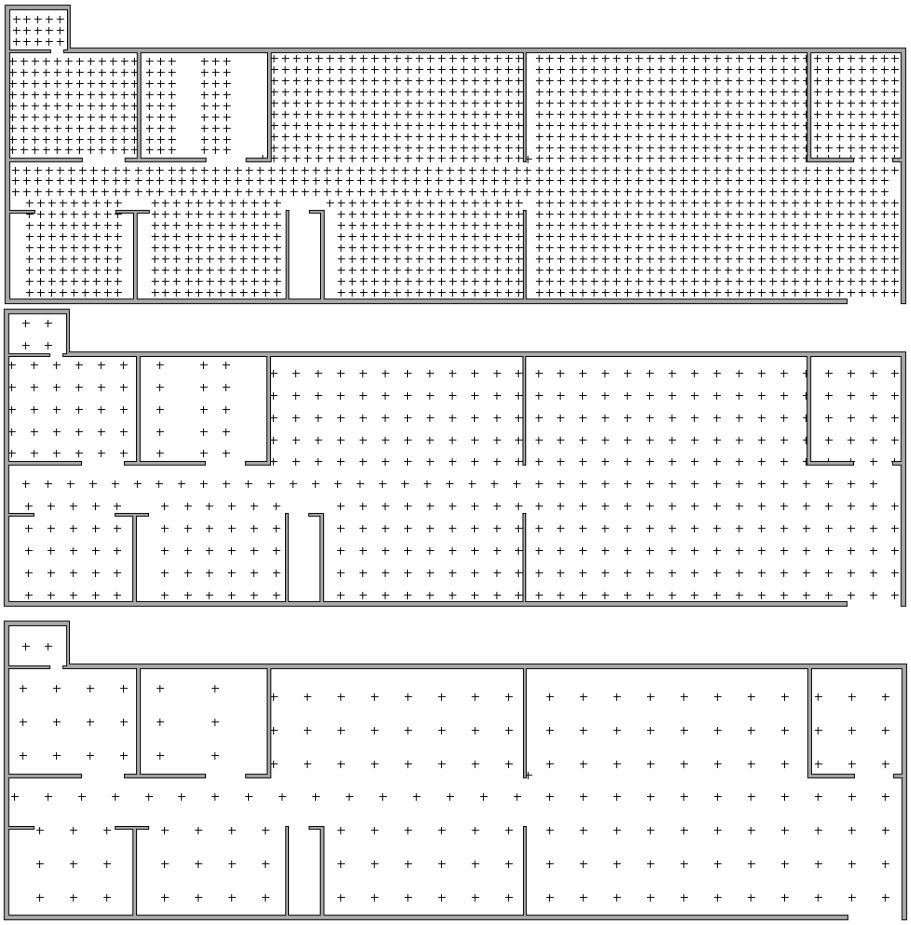


Figure 53 : Deux exemples de dégradation du jeu initial des données (en haut) : scénario avec une mesure sur 4 (au milieu) et avec une mesure sur 9 (en bas).

Le scénario 1/9 #5 correspond, avec 4 points de mesure supplémentaires, au plan de position des mesures par spectrométrie gamma.

Au total, 28 scénarios sont obtenus par la dégradation du jeu initial des données, répartis en cinq niveaux de dégradation. Ils permettent d'obtenir une progression relativement régulière du pas d'échantillonnage :

- Dégradation 1 sur 2, la maille correspondante mesure 94 cm (presque 1 m) et deux scénarios sont ainsi obtenus ;
- Dégradation 1 sur 4, la maille correspondante mesure 133 cm et quatre scénarios sont ainsi obtenus ;
- Dégradation 1 sur 5, la maille correspondante mesure 149 cm (presque 1,5 m) et cinq scénarios sont ainsi obtenus ;
- Dégradation 1 sur 8, la maille correspondante mesure 189 cm et huit scénarios sont ainsi obtenus ;

- Dégradation 1 sur 9, la maille correspondante mesure 200 cm (2 m) et neuf scénarios sont ainsi obtenus.

Des dégradations des données conduisant à une maille d'échantillonnage supérieure à 2 m ne sont pas envisagées (au-delà de cette distance, la variabilité de la contamination radiologique est trop importante et la structure spatiale n'est plus clairement identifiable par l'intermédiaire du variogramme).

I.2. Appréciation de la distribution statistique

Une première évaluation de la qualité des échantillonnages consiste à évaluer les écarts statistiques entre les activités βγ mesurées pour chaque scénario et pour le jeu de données complet, issu de la campagne d'échantillonnage.

La dissymétrie relativement importante des distributions pousse à dresser les comparaisons à partir de statistiques robustes telles que la médiane (Q50) pour la tendance centrale de la distribution et l'écart inter-quartile (Q75-Q25) pour la dispersion autour de la tendance centrale. Les statistiques classiques (moyenne, écart-type et coefficient de variation) sont néanmoins fournies à titre informatif (Tableau 5).

Scén.	N	Ratio	Min.	Q25	Q50	|Ecart|		Q75	Q75-25	|Ecart|		Max.	Moy.	|Ecart|		Ec-T	|Ecart|		CV
Global	**1617**	**100.0%**	**17**	**50**	**75**			**128**	**78**			**14070**	**180**			**664**			**3.69**
1/2 #1	808	50.0%	17	50	75	0.0	0%	120	70	8.0	10%	14070	195	15	8%	767	103	15%	3.93
1/2 #2	809	50.0%	17	50	75	0.0	0%	130	80	2.0	3%	11100	165	15	8%	542	122	18%	3.29
moy						**0.0**	**0%**			**5.0**	**6%**			**15**	**8%**		**112**	**17%**	
1/4 #1	390	24.1%	20	49	72.5	2.5	3%	130	81	3.0	4%	4000	159	21	12%	377	287	43%	2.38
1/4 #2	399	24.7%	17	50	78	3.0	4%	130	80	2.0	3%	8300	158	22	12%	469	195	29%	2.96
1/4 #3	410	25.4%	19	50	74.5	0.5	1%	125	75	3.0	4%	14070	236	56	31%	1030	365	55%	4.37
1/4 #4	418	25.9%	17	50	75	0.0	0%	120	70	8.0	10%	10330	166	14	8%	566	99	15%	3.41
moy						**1.5**	**2%**			**4.0**	**5%**			**28**	**16%**		**237**	**36%**	
1/5 #1	324	20.0%	20	49	75	0.0	0%	122	73	5.0	6%	8300	189	9	5%	597	67	10%	3.15
1/5 #2	325	20.1%	20	50	75	0.0	0%	120	70	8.0	10%	1660	132	48	27%	197	467	70%	1.5
1/5 #3	325	20.1%	17	49	75	0.0	0%	125	76	2.0	3%	9000	175	5	3%	574	91	14%	3.28
1/5 #4	323	20.0%	17	50	71	4.0	5%	130	80	2.0	3%	14070	217	37	20%	1020	355	53%	4.71
1/5 #5	320	19.8%	18	51.5	75	0.0	0%	131	79.5	1.5	2%	10330	188	8	5%	665	0	0%	3.53
moy						**0.8**	**1%**			**3.7**	**5%**			**22**	**12%**		**196**	**30%**	
1/8 #1	196	12.1%	20	49	70.5	4.5	6%	127.5	78.5	0.5	1%	4000	167	13	7%	428	236	36%	2.57
1/8 #2	194	12.0%	20	50	73.5	1.5	2%	130	80	2.0	3%	3650	150	30	17%	318	346	52%	2.12
1/8 #3	199	12.3%	20	54	75	0.0	0%	115	61	17.0	22%	3000	139	41	23%	273	391	59%	1.97
1/8 #4	200	12.4%	17	50	78.5	3.5	5%	138.5	88.5	10.5	13%	8300	178	2	1%	603	61	9%	3.39
1/8 #5	205	12.7%	20	50	70	5.0	7%	120	70	8.0	10%	14070	251	71	40%	1247	583	88%	4.97
1/8 #6	205	12.7%	19	50	78	3.0	4%	140	90	12.0	15%	9000	221	41	23%	751	87	13%	3.41
1/8 #7	209	12.9%	17	50	73	2.0	3%	115	65	13.0	17%	1660	136	44	25%	220	445	67%	1.62
1/8 #8	209	12.9%	19	50	75	0.0	0%	135	85	7.0	9%	10330	196	16	9%	768	104	16%	3.92
moy						**2.4**	**3%**			**8.8**	**11%**			**32**	**18%**		**282**	**42%**	
1/9 #1	169	10.5%	19	49	70	5.0	7%	125	76	2.0	3%	10330	246	66	37%	1054	390	59%	4.29
1/9 #2	176	10.9%	19	45	70	5.0	7%	115	70	8.0	10%	3000	156	24	14%	308	356	54%	1.98
1/9 #3	176	10.9%	20	47	72	3.0	4%	109	62	16.0	21%	8300	193	13	7%	699	35	5%	3.62
1/9 #4	168	10.4%	17	52.5	80	5.0	7%	145	92.5	14.5	19%	11100	250	70	39%	931	266	40%	3.72
1/9 #5	177	10.9%	17	58	75	0.0	0%	121	63	15.0	19%	3650	157	23	13%	395	269	40%	2.52
1/9 #6	175	10.8%	18	53	80	5.0	7%	140	87	9.0	12%	1870	140	40	22%	218	446	67%	1.55
1/9 #7	187	11.6%	19	50	78	3.0	4%	150	100	22.0	28%	5400	173	7	4%	434	230	35%	2.51
1/9 #8	195	12.1%	23	48	70	5.0	7%	110	62	16.0	21%	14070	190	10	6%	1011	346	52%	5.31
1/9 #9	194	12.0%	20	55	75	0.0	0%	122	67	11.0	14%	1085	126	54	30%	153	511	77%	1.21
moy						**3.4**	**5%**			**12.6**	**16%**			**34.2**	**19%**		**317**	**48%**	

Tableau 5 : Statistiques obtenues avec les différents scénarios de dégradation de l'échantillonnage en comparaison avec le scénario initial. Pour chaque choix de dégradation, les statistiques d'écart moyen sont calculées avec l'ensemble des scénarios de la dégradation (ligne « moy »).

La bonne qualité globale des statistiques déduites des scénarios considérés s'explique d'abord par le nombre important de mesures disponibles, supérieur à 150, même pour les scénarios à la maille d'investigation la plus lâche, de type 1/9.

Comme pressenti, la tendance centrale est plus robuste vis-à-vis de la dégradation de l'échantillonnage par l'utilisation de la médiane (Q50) plutôt que par la moyenne. Il en va de même avec la dispersion autour de la tendance centrale qui se détériore moins vite dans le cas de la distance interquartiles (Q75-Q25) plutôt qu'avec l'écart-type.

I.3. Evaluation de la structure spatiale

Calcul des variogrammes expérimentaux

En vue d'une estimation géostatistique, il est fondamental qu'en plus de la reproduction statistique des niveaux d'activité, l'échantillonnage choisi capture de façon satisfaisante la structure spatiale de la contamination, en particulier à petite échelle.

Ainsi, la Figure 54 présente les variogrammes expérimentaux obtenus pour chacune des transformées gaussiennes des sous-ensembles des mesures βγ. Les variogrammes sont regroupés par configuration de dégradation. Le pas de calcul est pris égal à la maille d'échantillonnage de la résolution considérée. Chaque sous-ensemble de données fait l'objet d'une transformation par anamorphose spécifique. Toutes les variances sont donc égales à 1, ce qui facilite la comparaison des structures spatiales obtenues. Le variogramme expérimental du jeu initial des données est indiqué en bleu pour chaque niveau de dégradation afin de visualiser l'effet de la détérioration de la maille d'échantillonnage.

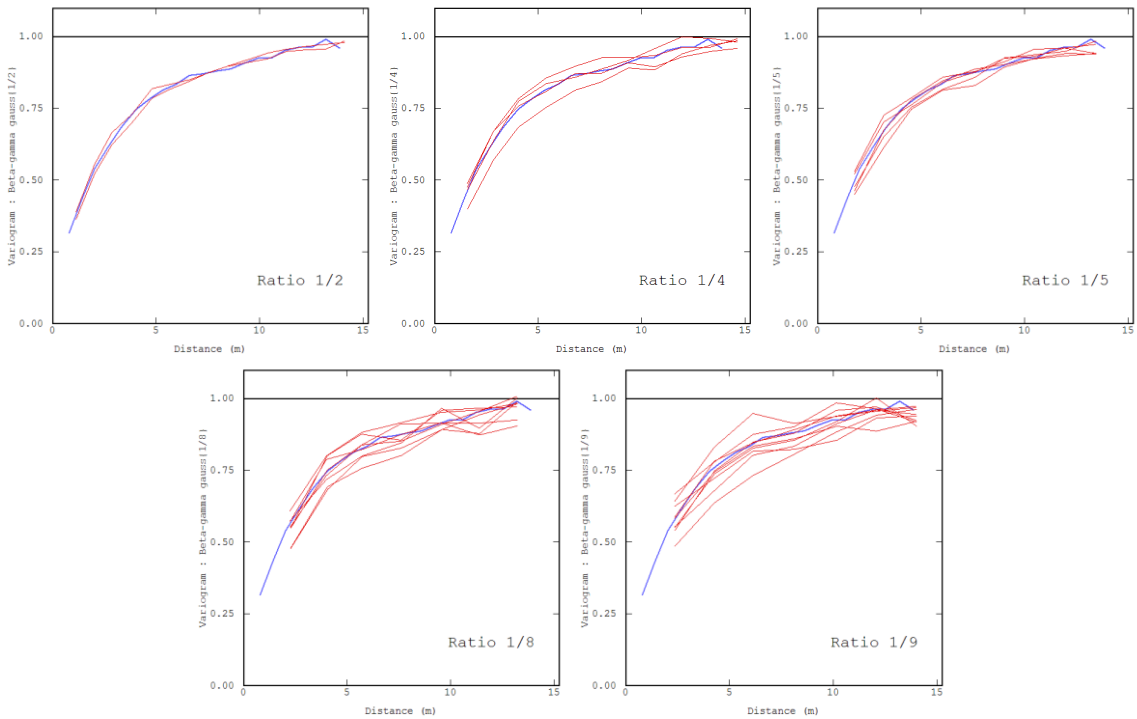


Figure 54 : Variogrammes expérimentaux relatifs aux différents scénarios de dégradation (en bleu, variogramme expérimental sur le jeu complet des données).

Naturellement, plus l'échantillonnage est dense, meilleure est la reproduction de la structure spatiale. Plus l'échantillonnage devient lâche, plus les variogrammes expérimentaux s'écartent du variogramme expérimental obtenu avec les données de base. Notons que l'allure générale est relativement bien conservée, au moins pour les dégradations les moins sévères. En effet, pour les dégradations de niveau 1/8 et 1/9 (qui correspondent à des mailles d'échantillonnage supérieures à 1,50 m), les variogrammes obtenus rendent de plus en plus difficilement compte de la structure spatiale des données identifiée avec les données de base. La variabilité autour de la structure spatiale mise en évidence avec l'ensemble des données est de plus en plus importante.

De plus, la distance du premier point du variogramme expérimental augmente en fonction du niveau de la dégradation (première information en ce qui concerne la variabilité spatiale à petites distances). En effet, plus la dégradation est importante, plus la maille d'échantillonnage équivalente est grande. Le variogramme expérimental qui en résulte est alors privé de l'information à petite échelle.

Ainsi, une première recommandation peut être dressée à ce stade de l'analyse : tout échantillonnage, aussi dégradé soit-il pour des raisons diverses (économiques, temporelles, de disponibilité de matériel, etc.) gagnerait fortement, en matière d'identification précise de la structure spatiale des données, à être complété par des points rapprochés venant préciser ce comportement pour les petites distances.

Modélisation des variogrammes

Pour pouvoir effectuer le krigeage des différents scénarios, les variogrammes expérimentaux obtenus sont systématiquement ajustés par un modèle de variogramme composé :

- d'une structure de type exponentiel d'une portée de l'ordre du mètre afin d'ajuster la structure à très petite échelle (l'hypothèse sous-jacente à cet ajustement est la continuité du phénomène, hypothèse raisonnable compte tenu du retour d'expérience sur les structures spatiales des contaminations radiologiques, présenté au chapitre suivant ; cela est en outre conforté par l'analyse structurale (Chapitre 7 §I.2) des trois zones de l'atelier D mesurées de manière exhaustives et qui investiguent la variabilité pour les petites distances),
- d'une seconde structure de type exponentiel d'une portée de l'ordre de 6 m ajustant ainsi le comportement pour des distances plus grandes.

Chaque variogramme expérimental fait donc l'objet d'un ajustement indépendant, de façon à prendre en compte, dans cette évaluation des échantillonnages, l'incertitude liée à l'identification et à la modélisation de la structure spatiale. La portée de la seconde structure est ajustée visuellement et les paliers des deux structures le sont par une procédure automatique (minimisation des écarts entre modèle et points du variogramme expérimental).

La distribution statistique des portées correspondantes est présentée à la Figure 55. Globalement, la portée moyenne est de 6 m avec un écart-type de 1 m. Il y a toutefois un facteur 2 entre la portée minimale et la portée maximale (observées avec la dégradation 1/9).

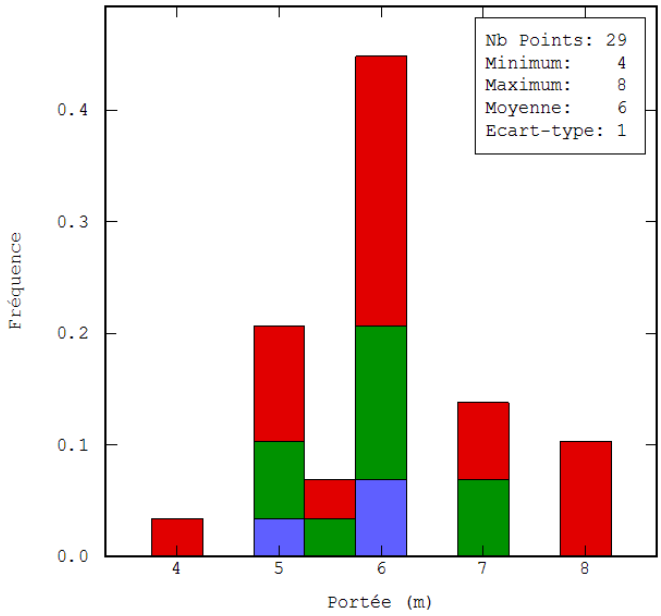


Figure 55 : Histogrammes des portées de la structure à grande distance des 29 scénarios de dégradation. Résolutions 1/1 et 1/2 en bleu, résolutions 1/4 et 1/5 en vert, résolutions 1/8 et 1/9, en rouge.

II. Cartographies et analyse de risque

II.1. Ré-estimations aux points de mesure

Validation de l'intervalle de confiance

Grâce aux points de mesure faisant partie d'un sous-ensemble de données et grâce à la modélisation de la structure spatiale correspondante, il est possible d'estimer la valeur du signal émergent $\beta\gamma$ aux points non retenus (points de validation). A ces points, deux informations sont disponibles : la valeur estimée à partir du jeu de données dégradé et son incertitude associée, ainsi que la valeur réelle qui n'a pas été utilisée puisque le point ne fait pas partie du sous-ensemble de données. Ce qui nous intéresse plus particulièrement, c'est de valider les intervalles de confiance fournis par géostatistique autour de la prévision. Il est intéressant de savoir si en moyenne, aux points de validation, les valeurs réelles appartiennent à l'intervalle de confiance prévu avec la bonne probabilité.

Quatre niveaux de confiance sont considérés : 68 %, 80 %, 90 % et 95 %. Les résultats étant homogènes par ratio de dégradation, seules les moyennes des pourcentages de points tombant dans l'intervalle de confiance sont présentées au Tableau 6.

Ratio	IC 68 %	IC 80 %	IC 90 %	IC 95 %
1/2	70,6%	81,0%	88,6%	93,2%
1/4	70,2%	80,6%	88,8%	92,8%
1/5	71,6%	81,6%	89,6%	93,1%
1/8	72,5%	82,3%	90,2%	93,7%
1/9	73,7%	82,7%	90,3%	93,6%

Tableau 6 : Pourcentage de valeurs réelles tombant dans l'intervalle de confiance prédit en fonction du niveau souhaité et du ratio de dégradation.

Globalement, les intervalles de confiance sont respectés. Ils sont légèrement surestimés pour les niveaux de confiance de 68 % et 80 % puisque le nombre de valeurs réelles situées en-dehors de l'intervalle est un peu inférieur à celui attendu. Inversement, ils sont légèrement sous-estimés pour un niveau de 95 %.

La dépendance du respect des intervalles de confiance vis-à-vis du niveau de dégradation du jeu de données est moins évidente. Cependant, le pourcentage de valeurs en dehors des intervalles de confiance semble diminuer de quelques points en fonction de la dégradation de l'échantillonnage. Cette constatation est à considérer avec précaution puisque les mêmes calculs menés par ailleurs sur les données α aboutissent à l'observation inverse (la proportion augmente très légèrement).

Ainsi, quelle que soit la maille d'échantillonnage, la géostatistique fournit des intervalles de confiance (ici dans le cas gaussien) qui sont cohérents avec la réalité.

Détection de points chauds

Il peut être intéressant, en plus du respect de l'intervalle de confiance, que les « points chauds » soient correctement identifiés. Il y a donc, d'une part, les points chauds qui font encore partie du sous-ensemble de données, qui sont détectés puisque mesurés. Il y a, d'autre part, les points de validation estimés qui dépassent ou non la valeur fixée tandis que leur valeur réelle est également au-dessus de ce seuil. La proportion de points chauds détectés est constituée de la somme de ces deux contributions. Elle est présentée au Tableau 7 en fonction de la maille d'échantillonnage retenue. Les résultats étant relativement homogènes pour une même dégradation, une moyenne est calculée pour chaque niveau de résolution d'échantillonnage.

Dégradation	> 100 cps	> 150 cps	> 300 cps
Complet	32 %	17 %	8 %
1/2	29 %	15 %	7 %
1/4	26 %	13 %	6 %
1/5	27 %	13 %	6 %
1/8	24 %	12 %	6 %
1/9	24 %	11 %	5 %

Tableau 7 : Evolution de la proportion de points chauds détectés (mesurés + estimés) en fonction du seuil considéré et du ratio de dégradation de l'échantillonnage.

A titre d'exemple, il y a 17 % de mesures qui dépassent 150 cps dans le jeu initial des données (maille à 66 cm). La proportion de points chauds mesurés et estimés dépassant ce seuil diminue alors progressivement en fonction de la maille d'échantillonnage pour tomber à 11 % avec la résolution d'investigation la plus dégradée (maille de 2 m). La connaissance des points où la mesure est élevée diminue donc en fonction de la quantité d'information disponible.

En revanche, la proportion de points chauds pour lesquels la valeur réelle est en dehors de l'intervalle de confiance estimé est relativement constant, quel que soit le ratio de dégradation utilisé. Pour le quantile 95 par exemple, elle se situe aux alentours de 4,5 % pour le seuil de 100 cps, 3,5 % pour 150 cps et 2 % pour 300 cps, à comparer avec la probabilité de 5 % attendue au-dessus de la borne maximale (Tableau 8). Les zones à forte variabilité dans lesquelles les niveaux estimés sont élevés sont accompagnées d'un intervalle de confiance relativement important, ce qui permet de capter une grande majorité des points chauds et donc de ne pas être trop sensible à la dégradation de la maille d'échantillonnage.

Dégradation	**> 100 cps**	**> 150 cps**	**> 300 cps**
1/2	4,5 %	3,0 %	1,9 %
1/4	4,9 %	3,6 %	1,9 %
1/5	4,6 %	3,6 %	1,9 %
1/8	4,5 %	3,5 %	2,0 %
1/9	4,5 %	3,5 %	2,0 %

Tableau 8 : Proportion de valeurs réelles supérieures au quantile 95 en fonction du seuil considéré et du ratio de dégradation de l'échantillonnage.

II.2. Impact sur les cartographies

En plus de la validité des intervalles de confiance aux points de mesure et de la bonne détection des valeurs élevées, le rendu cartographique est également important. La Figure 56 (page suivante) présente 3 des 29 cartographies d'estimation à partir du jeu complet des données, un scénario intermédiaire de dégradation et un scénario avec une maille d'investigation relativement lâche (2 m). L'échelle de couleur est identique pour les trois représentations.

La première constatation qui peut être faite est que, globalement, les zones présentant un signal émergent très fort (les deux locaux en rouge) sont identifiées quelle que soit la dégradation, les zones faibles concordent également. Même avec peu de données, l'allure générale de la carte n'est pas fondamentalement bousculée. Les tendances sont correctement identifiées.

En revanche, si l'on s'attarde sur les zones où le signal $\beta\gamma$ est intermédiaire, les contours des taches sont plus ou moins bien reproduits : avec le jeu complet des données, les contours se détachent relativement précisément en formant des zones plutôt complexes. En dégradant le jeu de données, ces contours deviennent alors beaucoup plus lisses, voire deviennent quasiment circulaires pour les plus petites taches, ce qui sous-entend un manque local d'information pour reproduire avec précision les contours des taches.

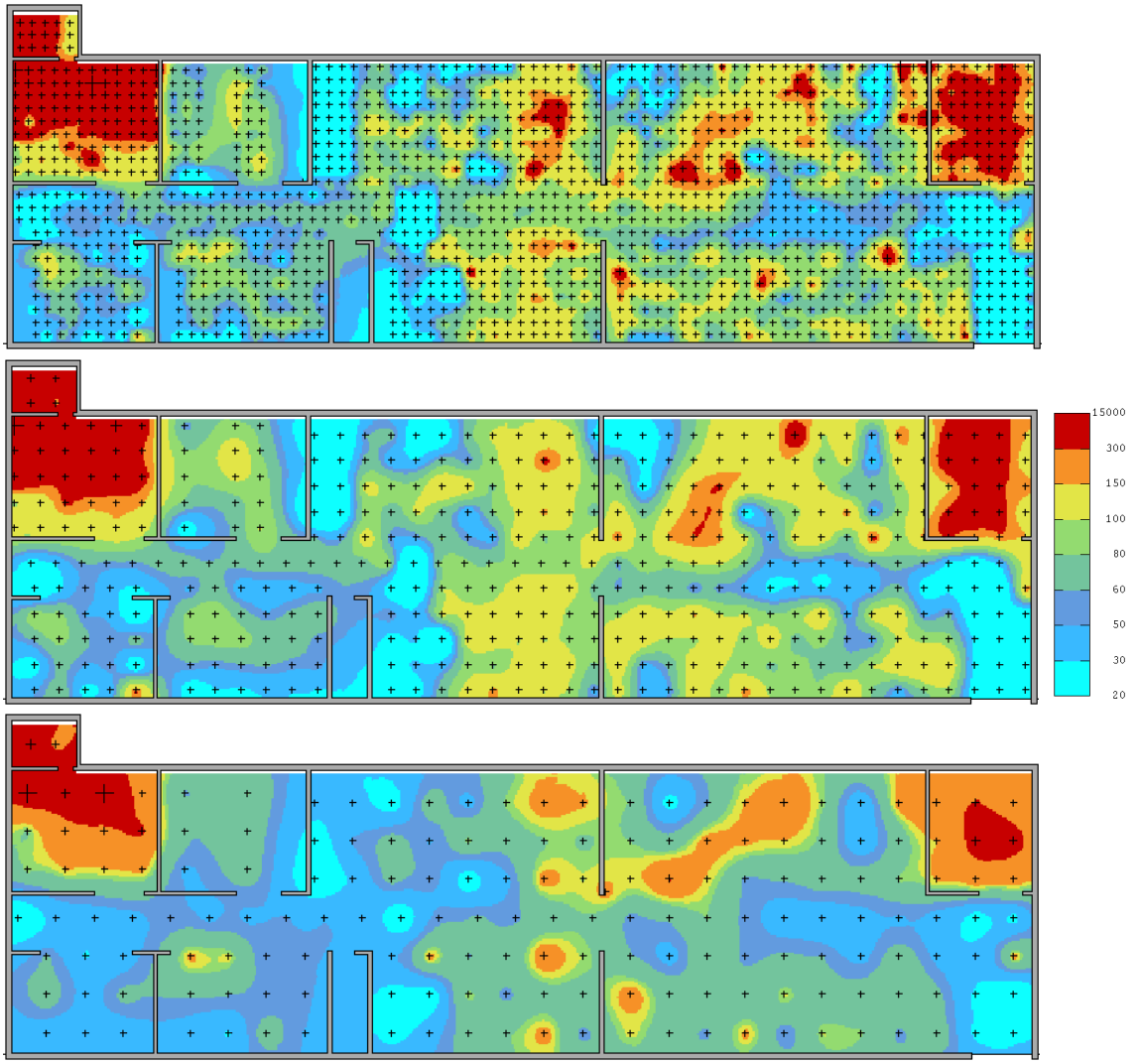


Figure 56 : Estimations obtenues avec le jeu initial des données (en haut), un scénario avec une mesure sur 4 (au milieu) et avec une mesure sur 9 (en bas).

De la même manière, des petites taches de contamination relativement localisées avec un signal supérieur à 300 cps sont visibles sur la cartographie établie avec le jeu complet des données. Elles sont diluées avec la résolution intermédiaire, voire complètement absentes de la cartographie avec la résolution la plus lâche. Lorsque l'on compare les deux sous-ensembles de données avec un ratio de dégradation de 1/2, certaines de ces taches, dont la surface est inférieure au m², sont observées sur l'une des cartographies mais pas sur l'autre, et réciproquement.

Ainsi, si l'objectif est de détecter toutes les taches de contamination dont la surface est de l'ordre du m², alors la stratégie d'échantillonnage s'oriente vers une démarche de recherche spécifique (telle que définie au Chapitre 1 §III.1) et seul le maillage de 66 cm permet de garantir de toucher toutes les cibles ainsi définies.

II.3. Impact sur l'évaluation des surfaces

Concernant l'effet de la maille d'échantillonnage sur l'estimation des surfaces au-dessus d'un seuil fixé, les calculs ont été menés sur les surfaces où les valeurs simulées dépassent 100 cps.

200 simulations conditionnelles ont été réalisées pour chaque sous-ensemble de données. Les courbes d'analyse de risque qui en résultent sont présentées Figure 57.

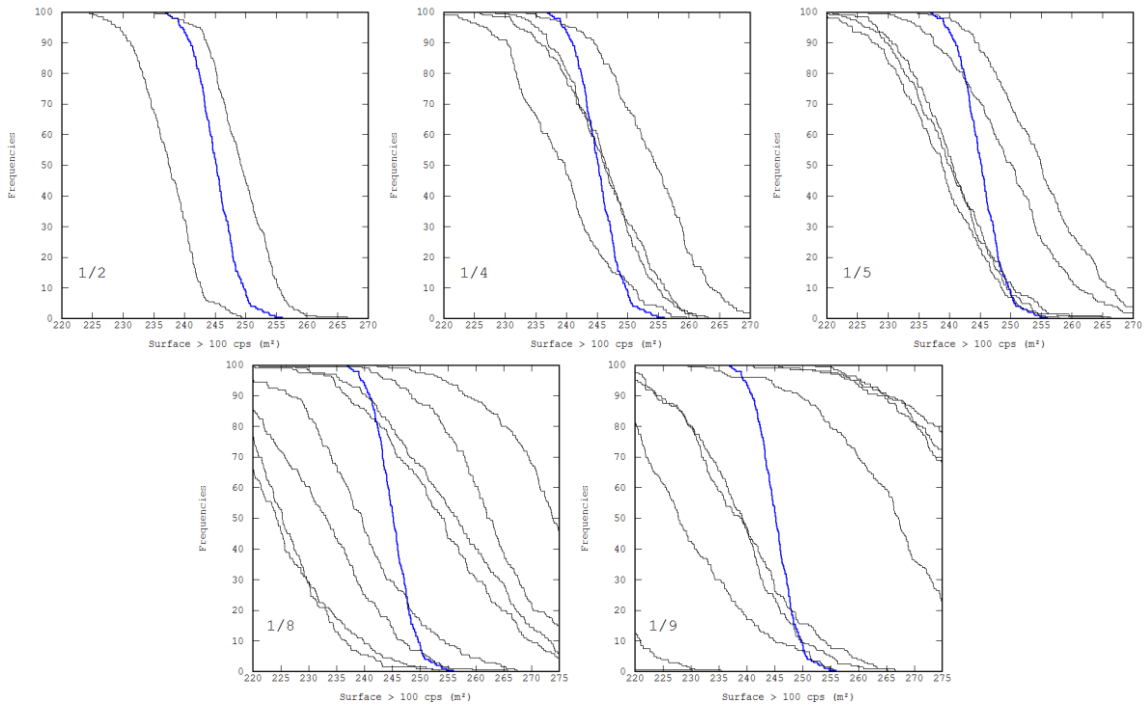


Figure 57 : Post-traitement des surfaces dépassant 100 cps par ratio de dégradation. Indication en bleu de la courbe de risque obtenue avec le jeu complet des données.

Les courbes de risque se répartissent autour de la courbe obtenue avec le jeu complet des données (en bleu). La moyenne des médianes (Q50) pour chaque ratio de dégradation reste cependant relativement proche de la médiane obtenue avec toutes les données. De plus, l'aplatissement des courbes de risque traduit une incertitude dans la surface recherchée de plus en plus grande : la largeur de l'intervalle (Q95-Q5) augmente avec la dégradation du nombre de données disponibles. Les résultats synthétiques sont présentés au Tableau 9 par ratio de dégradation. Etant homogènes par ratio, seules les moyennes des grandeurs sont présentées.

Dégradation	**ΔQ50**	**|ΔQ50|**	**Q95-Q5**	**(Q95-Q5) /Q50**
Complet	-	-	11 m²	4 %
1/2	-1 %	2 %	15 m²	6 %
1/4	1 %	2 %	25 m²	10 %
1/5	0 %	3 %	27 m²	11 %
1/8	0 %	6 %	37 m²	15 %
1/9	1 %	12 %	40 m²	16 %

Tableau 9 : Statistiques moyennes sur les quantiles des analyses de risque pour les surfaces dépassant 100 cps en fonction du ratio de dégradation.

La distance à la médiane (ΔQ50) est globalement nulle quel que soit le niveau de dégradation des données. En revanche, la moyenne des valeurs absolues augmente avec la dégradation de la

maille d'investigation. La distance interquantile Q95-Q5 est de plus en plus importante, ce qui se traduit visuellement par l'aplatissement des différentes courbes. Enfin, une grandeur qui reste peu variable pour un même degré de dégradation est le rapport de la distance interquantile à la médiane. Cependant, ce ratio augmente progressivement avec la taille de la maille d'échantillonnage.

III. Dégradation aléatoire

La comparaison entre maillage régulier et maillage aléatoire est réalisée sur la base du ratio d'une mesure sur 4. Les 4 scénarios « aléatoires » sont obtenus par tirage dans une loi uniforme.

III.1. Présentation des 4 scénarios aléatoires

La grille de départ est toujours régulière (maillage de 66 cm) mais les mesures ne sont désormais plus prises selon une dégradation régulière. Un exemple de sous-ensemble de données obtenu est présenté à la Figure 58.

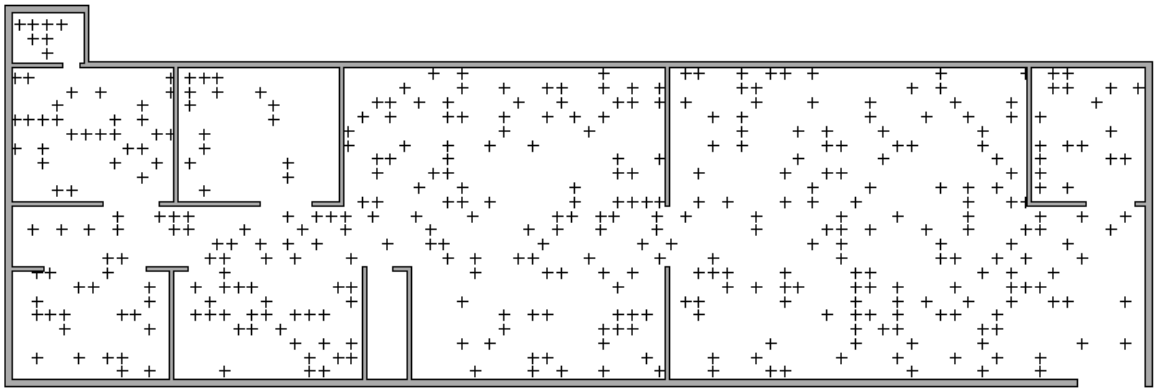


Figure 58 : Un des quatre plans de position des points de mesures avec une sélection aléatoire.

Il est immédiat de constater la présence, à la fois, de groupes de points relativement proches (distants de 66 cm, qui est la maille minimale) et également de zones avec très peu, voire pas du tout de données.

Les statistiques classiques – minimum, maximum, moyenne, quartiles – sont très proches de celles obtenues au Tableau 5. Ainsi, un maillage régulier (avec positionnement initial aléatoire) et un maillage aléatoire fournissent la même analyse statistique. Ceci est tout à fait cohérent avec les stratégies d'échantillonnage utilisées.

III.2. Analyse variographique

La bonne reproduction de la structure spatiale est également importante. La méthodologie est la même que celle déployée au §I.3. Contrairement aux statistiques classiques, l'analyse variographique est plus affectée (Figure 59).

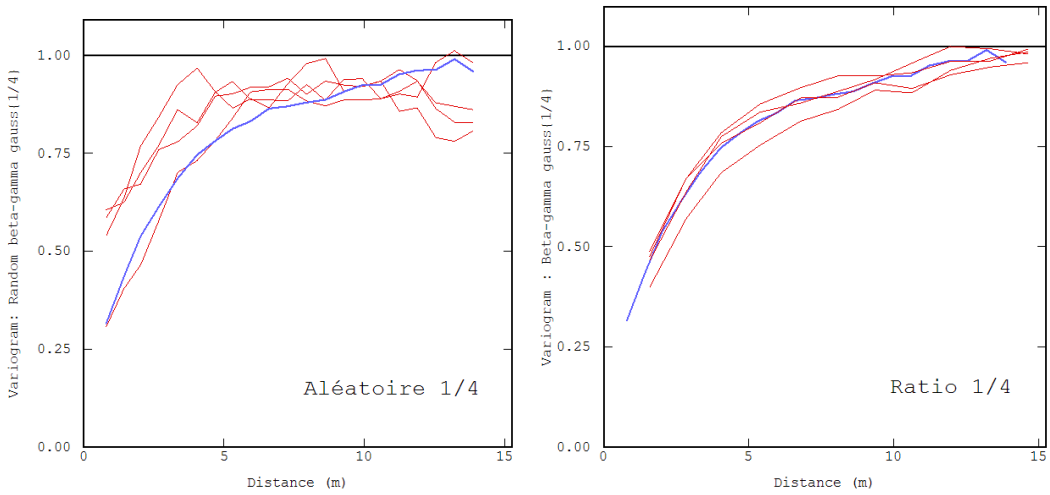


Figure 59 : Variogrammes expérimentaux de la transformée gaussienne de chaque sous-ensemble aléatoire de données. Indication en bleu du variogramme obtenu avec les données complètes. Rappel sur la figure de droite de la synthèse variographique obtenue avec le même ratio de dégradation par échantillonnage régulier.

L'allure plus erratique est provoquée par le pas de calcul plus petit dans les configurations aléatoires (66 cm) qu'avec l'approche régulière (1,33 m). Ce n'est donc pas cela qui est pénalisant : le même pas de calcul dans la configuration régulière aurait également engendré de petites fluctuations.

L'un des avantages des maillages aléatoires réside dans la présence de points du variogramme expérimental pour des distances de 66 cm tandis qu'avec la grille régulière, au même ratio de dégradation, le premier point du variogramme expérimental disponible est à une distance de 1,33 m. La structure spatiale est donc mieux renseignée à petite échelle.

Cependant, pour 3 des 4 sous-ensembles de données selon un maillage aléatoire, la variabilité à petite distance est surestimée par rapport au variogramme du jeu complet des données, ce qui est plus pénalisant, par la suite, pour la modélisation de la structure spatiale.

Vis-à-vis de la bonne caractérisation de la structure spatiale avec un maillage régulier, il est donc avantageux de le compléter par quelques croix de mesures afin de mieux renseigner la variabilité à petite distance.

III.3. Cartographies et analyse de risque

Les cartographies d'estimation obtenues avec la dégradation aléatoire sont sensiblement de même qualité que celles obtenues avec le maillage régulièrement dégradé. En revanche, les cartographies de la variance de l'erreur de krigeage mettent en évidence des zones sous-échantillonnées et des zones sur-échantillonnées.

Les courbes d'analyse de risques sont légèrement moins bonnes qu'avec le maillage régulier et présentent les mêmes caractéristiques (aplatissement, variabilité de la surface médiane).

IV. Vers une démarche itérative

La dégradation de la maille d'investigation modifie sensiblement les cartographies (contours des taches de contamination moins bien reconnus, points chauds non détectés, etc.) ainsi que les analyses de risque (surfaces dépassant un seuil fixé) par une augmentation générale de l'incertitude associée aux différentes prédictions.

De plus, le seul avantage d'un échantillonnage aléatoire est la caractérisation à plus petite échelle de la structure spatiale sur le variogramme expérimental. Les résultats de cartographie et d'estimation sont légèrement moins satisfaisants qu'avec l'approche régulière. Les contraintes de réalisation d'un échantillonnage aléatoire du point de vue du positionnement dans l'installation et du report des mesures sont beaucoup plus pénalisantes. De plus, compte tenu des résultats de cartographie et dans une optique de réduction des incertitudes, il est beaucoup plus aisé de doubler localement la densité de mesures plutôt que de rajouter aléatoirement des points supplémentaires, que ce soit pour la mise en place sur le terrain comme pour l'amélioration des résultats. Le maillage régulier est donc préféré.

Ainsi, pour l'atelier D, il aurait pu être envisagé d'effectuer une cartographie rapide du signal émergent $\beta\gamma$ à partir d'une maille de reconnaissance de 1,33 m (correspondant au ratio 1/4), puis dans un second temps, de ré-échantillonner les zones identifiées sur les cartographies comme très variables ou dépassant un seuil donné. La densité est doublée localement et la maille passe à 94 cm. Enfin, à nouveau, la maille aurait pu être à nouveau raffinée sur la base de la mise à jour de la cartographie en intégrant les données de la seconde phase, ce qui permet d'actualiser les zones ne respectant pas les critères susmentionnés. Grâce à cette démarche itérative, les résultats de cartographie et d'estimation pourraient alors être de la même qualité que ceux obtenus avec toutes les données mais avec deux fois moins de mesures environ.

Cette méthodologie est en revanche un peu plus lourde à mettre en place et peut se heurter à des contraintes techniques et logistiques vis-à-vis de la réalisation des différentes itérations de la campagne de mesure. Il est donc nécessaire d'évaluer correctement la valeur ajoutée de mesures complémentaires, en particulier pour la caractérisation de zones de dimensions réduites. En revanche, cette approche itérative d'investigation semble pertinente et appropriée pour la caractérisation de grandes zones.

Chapitre 7

Inventaire des structures spatiales

De nombreuses installations nucléaires ont déjà fait l'objet d'investigations non destructives, exhaustives ou partielles, avant leur assainissement. Les mesures de ces campagnes sont des variables très contrastées et présentant systématiquement une distribution statistique très dissymétrique.

L'analyse variographique met en évidence une structuration nette de la variabilité spatiale, avec un effet de pépite relativement restreint. D'autres caractéristiques communes sont également discernables : allure, portée, etc. La collection de ces nombreuses analyses variographiques permet d'aboutir à une synthèse des structures spatiales qui entraîne de nombreuses recommandations sur le plan de l'optimisation de la stratégie d'échantillonnage.

I. Campagnes de mesures dans les ATUE

I.1. Influence de la voie de transfert dans l'atelier D

La connaissance et l'analyse de la disposition des procédés dans l'atelier permettent d'identifier deux zones particulières : la zone « voie humide » (précipitation, filtration, purification, dissolution, etc.) et la zone « voie sèche » (réduction, homogénéisation, etc.). La cartographie obtenue par krigeage à partir des mesures surfaciques $\beta\gamma$ (Figure 60) montre une répartition légèrement différente dans ces deux zones, et différente des autres zones à signal émergent élevé.

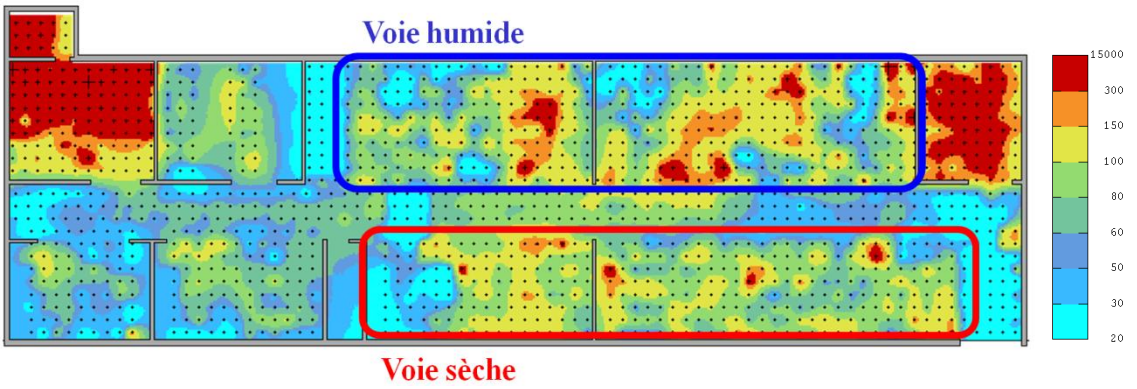


Figure 60 : Identification des zones « voie sèche » en rouge et « voie humide » en bleu dans l'atelier.

Pour la voie sèche, les taches de contamination semblent être éparses, relativement circulaires et d'extension réduite (de l'ordre du mètre). En revanche, pour la voie humide, ces taches paraissent beaucoup plus étendues (de l'ordre de 3 à 5 m) et de géométrie plus complexe (patatoïde).

Les variogrammes expérimentaux calculés pour ces deux zones montrent des structures avec des portées différentes (Figure 61), venant confirmer l'impression visuelle sur la cartographie. La portée est la distance à partir de laquelle la variabilité se stabilise. Par extension dans des structures emboîtées, elle correspond également à un point de rupture de pente dans l'augmentation de la variabilité spatiale. Ainsi, il est possible d'identifier une portée de l'ordre de 2 à 3 mètres pour le variogramme expérimental établi dans la zone « voie sèche » tandis que dans la zone « voie humide », la portée semble plutôt de l'ordre de 4 à 5 mètres.

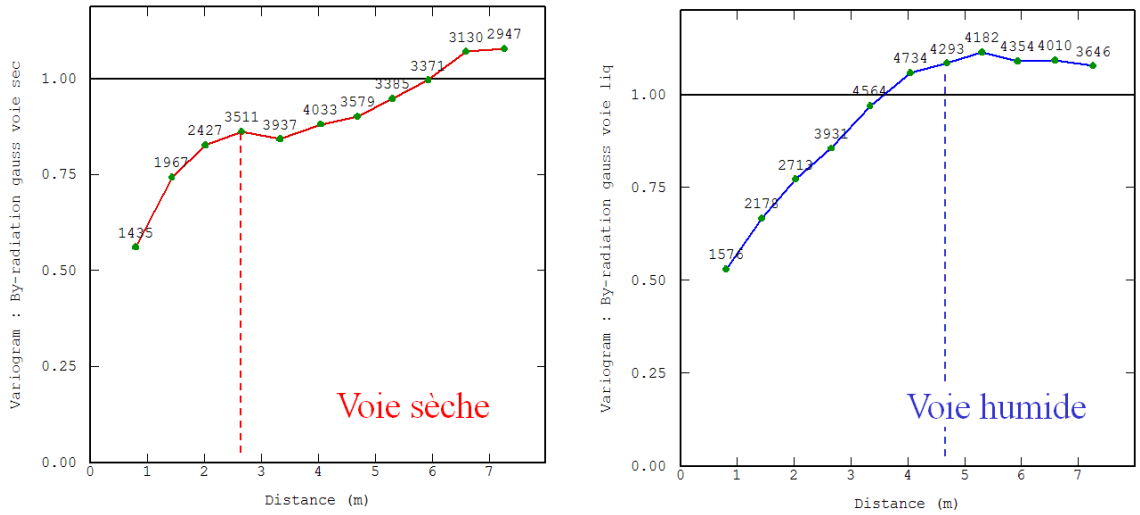


Figure 61 : Variogrammes expérimentaux obtenus dans la zone « voie sèche » (à gauche) et dans la zone « voie humide » (à droite). Indication de la portée.

Une première remarque sur le plan de l'échantillonnage peut alors être dressée. Dans le cadre d'une cartographie surfacique du signal émergent, il semblerait que la maille d'investigation retenue (66 cm) soit vraisemblablement très légèrement surdimensionnée dans la zone « voie humide » alors qu'elle semble être légèrement sous-dimensionnée dans la zone « voie sèche ».

Toutefois, cette influence potentielle de la voie de transfert sur la structure spatiale de la contamination radiologique est une hypothèse qu'il serait bon de consolider avec d'autres installa-

tions pour lesquelles des contaminations de type « voie sèche » et « voie humide » sont disponibles.

I.2. Données complémentaires dans l'atelier D

En plus du maillage régulier de 66 cm sur les sols, des investigations complémentaires ont été menées dans l'atelier D lors de la campagne de mesure de 2008. Elles permettent d'accéder à des caractéristiques spécifiques de la structure spatiale du phénomène étudié, notamment pour les petites distances et pour les singularités. En tenant compte des remarques précédemment formulées concernant le signal α fortement perturbé par la présence d'un vernis, seules les mesures βγ sont présentées.

3 zones exhaustives

Dans la perspective de capturer le comportement spatial de la contamination à des distances très faibles (inférieures au demi-mètre), trois zones témoins, de 4 m² chacune, ont été investiguées par l'intermédiaire d'un maillage exhaustif. Les mesures, réalisées à l'aide du même contaminamètre de 170 cm² de surface utilisée lors du maillage régulier, sont au nombre de 240 par zone. Ces trois zones sont localisées dans des locaux qui diffèrent notamment par le niveau de signal émergent mesuré : zone « froide » sous le pilote Kestner en P.451, zone « intermédiaire » en P.404 (sous les colonnes de purification) et zone « chaude » dans le local P.409 (traitement des récupérations).

L'analyse exploratoire des données met en évidence la forte dissymétrie de la distribution statistique des trois jeux de données. Tout comme la distribution des données du maillage régulier, les données présentent, dans une large proportion, des valeurs faibles et quelques-unes sont très élevées (Tableau 10).

	Min.	**Q25**	**Q50**	**Q75**	**Max.**	**Moy.**	**σ**	**σ/m**
Zone froide	20	58	74	105	480	93	63	0,68
Zone intermédiaire	60	103	137	187	1540	171	143	0,84
Zone chaude	79	478	830	1536	13933	1316	1523	1.16

Tableau 10 : Statistiques classiques des mesures βγ pour les trois zones exhaustives (en cps).

En revanche, le coefficient de variation (ratio de l'écart-type σ rapporté à la moyenne) est bien plus faible dans les trois zones exhaustives par rapport à celui des données du maillage régulier à 66 cm (de l'ordre de 1 alors qu'il était de 3,7). Cela montre notamment que les zones exhaustives sont plus homogènes, prises individuellement, que l'ensemble des mesures faites dans tout l'atelier.

Une représentation du plan de position des mesures est réalisée pour les zones intermédiaire et froide (la zone chaude ayant 80 % de ses valeurs dans la dernière plage de couleur de l'échelle retenue). Sur ces cartographies (Figure 62), il est possible de retrouver les remarques réalisées lors de la comparaison des voies de transfert. En effet, la zone intermédiaire est située dans une zone « voie humide » et la zone froide, dans une zone « voie sèche ». Le rendu visuel semble montrer des taches de contamination plus étendues avec des variations spatiales du signal émergent moins contrastées dans la zone intermédiaire (voie liquide) que dans la zone froide (voie sèche). Ces

observations sont en accord avec les remarques formulées sur les variogrammes obtenus lors de la comparaison des voies de transfert.

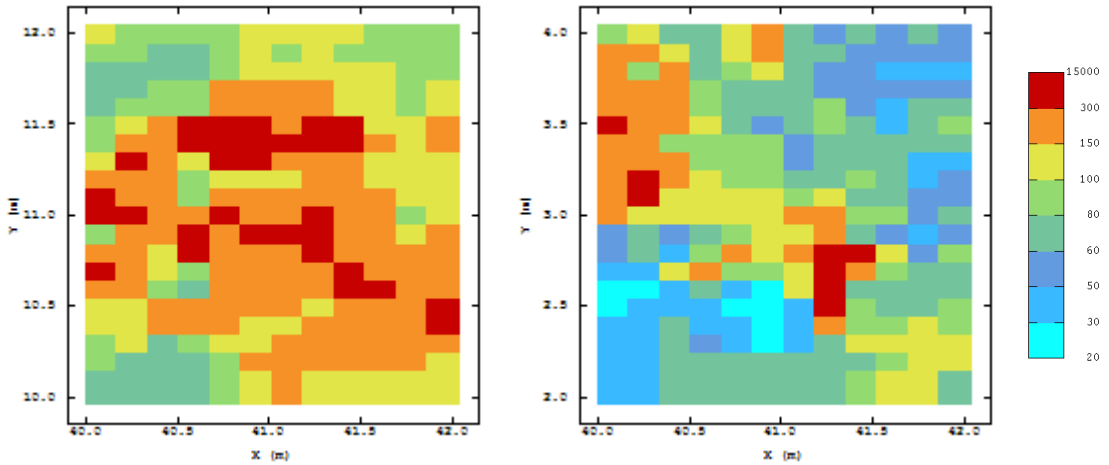


Figure 62 : Cartographie des mesures exhaustives dans les zones intermédiaire (à gauche) et froide (à droite).

Les variogrammes expérimentaux calculés sur les trois zones exhaustives (Figure 63) montrent, aux distances inférieures à un mètre, une très bonne continuité spatiale du phénomène (effet de pépite très faible, voire inexistant). Cette information est très importante lors de l'estimation par krigeage, étant donné que le comportement du variogramme aux faibles distances a des conséquences significatives sur le calcul des poids d'estimation.

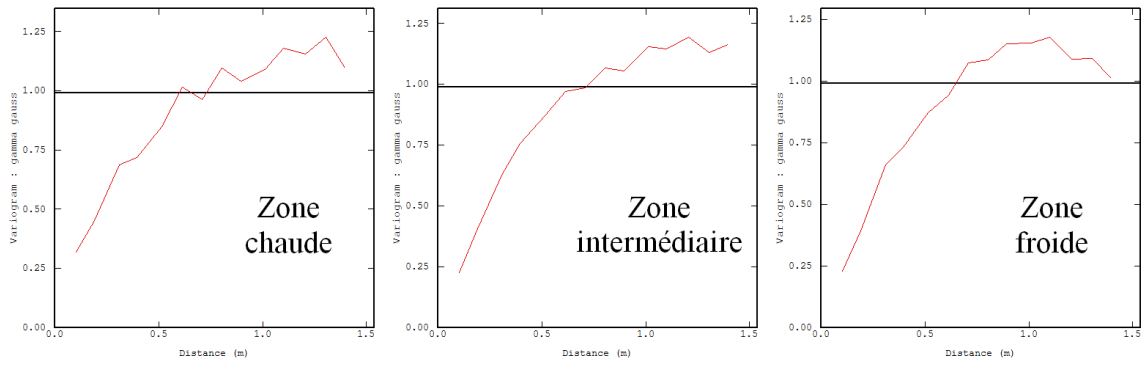


Figure 63 : Variogrammes expérimentaux des trois zones exhaustives.

La dimension des zones d'étude est de deux mètres par deux mètres. Les points de ces différents variogrammes expérimentaux situés au-delà du mètre (la moitié de la taille du champ) sont donc à prendre avec précaution en raison d'effets de bords (la représentativité statistique diminue).

La structure spatiale de la contamination radiologique semble donc être relativement continue à petite échelle du fait de l'absence d'effet de pépite sur les variogrammes expérimentaux. Cette information permet notamment d'améliorer l'ajustement d'un modèle variographique plus adapté au phénomène étudié.

De plus, il n'est généralement pas possible de réaliser des cartographies exhaustives dans des locaux de grande dimension, d'où le recours à des maillages selon une grille d'échantillonnage

régulière. L'information structurale à petite distance est alors souvent manquante. Pour combler ce manque d'information, il peut alors être pertinent et très avantageux de compléter le maillage régulier par quelques groupes de mesures « en croix de sondage ». Ces mesures complémentaires sont plus rapprochées que la maille régulière et permettent d'accéder à la variabilité à petite échelle du phénomène.

Investigations de jugement sur les singularités

Lors de la campagne d'investigation, des mesures ont été réalisées sur des singularités de l'installation : fissures, bases des poteaux métalliques soutenant les procédés, contours des bacs de rétention, etc. Les singularités étant généralement plutôt contaminées (accumulation de pollution au fil des années), les discontinuités de niveaux de signal émergent sont importantes. Ces mesures complémentaires sont réalisées sur la base des plans de l'installation ainsi que sur des indices visuels (au jugé). Elles sont au nombre de 425 et sont le plus souvent regroupées par 3 le long d'un profil linéaire ou par 8, ou plus, sur des singularités plus ponctuelles (Figure 64).

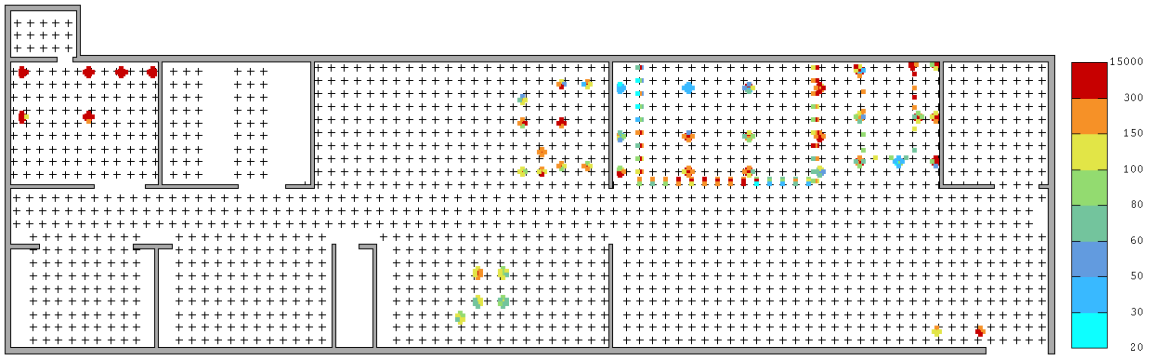


Figure 64 : Localisation des investigations réalisées sur les singularités de l'atelier D. Indication du maillage régulier de 66 cm par des croix.

L'analyse variographique est présentée à la Figure 65 sur le logarithme des mesures βγ des singularités et du maillage régulier ainsi que pour leur transformée gaussienne.

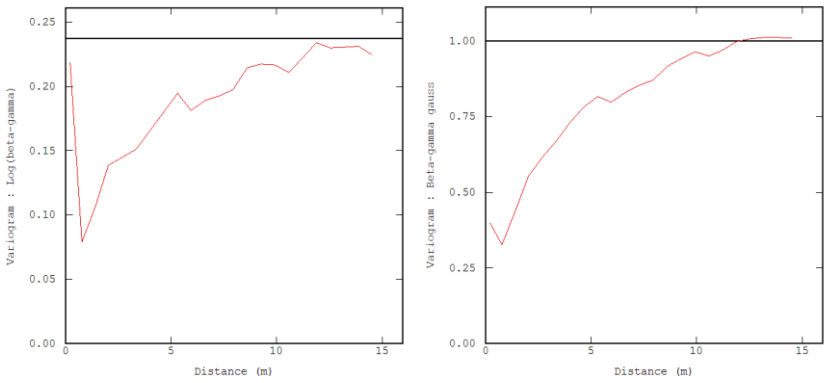


Figure 65 : Variogrammes expérimentaux du logarithme des mesures βγ avec les investigations sur les singularités (à gauche) et de leur transformée gaussienne (à droite).

A la différence de la structure spatiale observée uniquement sur les mesures de l'échantillonnage régulier, celle obtenue en intégrant les mesures au jugement sur les singularités se distingue par la présence d'un point à toute petite distance qui présente une variabilité relati-

vement forte. Ceci est très visible sur la transformée logarithmique et plus atténué pour l'anamorphose gaussienne. Ce premier point du variogramme expérimental est entièrement imputable aux investigations sur les singularités puisqu'elles ont été réalisées à petite distance pour caractériser les variations de signal émergent sur ces points singuliers. L'analyse variographique montre alors, qu'en effet, la variabilité est beaucoup plus importante au niveau des singularités que sur le reste de l'atelier.

L'interprétation de la structure spatiale doit tenir compte de cette variabilité à petite distance sur les singularités : les mesures complémentaires peuvent être temporairement retirées des données pour l'analyse variographique, puisque non représentatives du phénomène étudié à l'échelle de l'atelier. Des barrières de calcul peuvent également être mises en place autour des singularités pour modéliser correctement ces discontinuités physiques. Dans ces différents cas, l'analyse variographique n'est alors plus perturbée à petite distance par la présence de couples de points avec un fort contraste.

I.3. Autres ateliers de l'installation

Les trois autres ateliers de l'installation des ATUE ont également fait l'objet de campagnes de mesures non destructives utilisant les mêmes dispositifs de mesures que ceux déployés pour la campagne de l'atelier D. Le maillage utilisé est de 1 m pour les mesures surfaciques (α et $\beta\gamma$) et de 3 mètres pour les mesures par spectrométrie gamma in situ.

Atelier A

L'atelier A des ATUE a connu plusieurs phases d'exploitation : traitement d'uranium très enrichi (conversion d'hexafluorure d'uranium UF_6 en lingots métalliques ou en oxyde frittable selon deux voies, sèche ou humide, fluoration d'oxyde d'uranium ou d'UF_4 en hexafluorure d'uranium UF_6), incinération de liquides faiblement radioactifs, et installation Démosthène. Il en découle une isotopie plus complexe que pour l'atelier D.

L'atelier A mesure environ 15 m par 27 m. Les différentes pièces où étaient situés les procédés se répartissent le long d'un couloir central traversant l'atelier dans toute sa longueur.

Les mesures par spectrométrie gamma in situ mettent en évidence deux spectres types : le premier composé principalement d'uranium et correspondant aux locaux de traitement de l'uranium, le second, majoritairement composé de césium, d'américium et de plutonium, correspond aux activités d'incinération des liquides faiblement radioactifs. Ce double spectre dans le même atelier ne pose pas de problème pour la cartographie du signal émergent mais complique le traitement multivariable avec les prélèvements destructifs.

La valeur maximale de signal émergent a été mesurée sur un point complètement isolé. Ce point était par ailleurs déjà connu par l'analyse historique et fonctionnelle de l'atelier. Mis à part ce point particulier, la structure spatiale observée est comparable à celle observée dans l'atelier D : augmentation de la variabilité jusqu'à 5 m environ, puis stabilisation, pas d'anisotropie, effet de bord au-delà de 7-8 m dans la direction transversale du fait de la largeur de l'atelier, etc.

Les mesures ont été faites par une société spécialisée dans les mesures nucléaires : en plus du comptage brut du signal émergent, une mesure de bruit de fond a été réalisée par zone de 3 m par

3 m, ce qui permet d'obtenir par soustraction un comptage net. L'analyse variographique des transformées gaussiennes de ces deux grandeurs est présentée Figure 66.

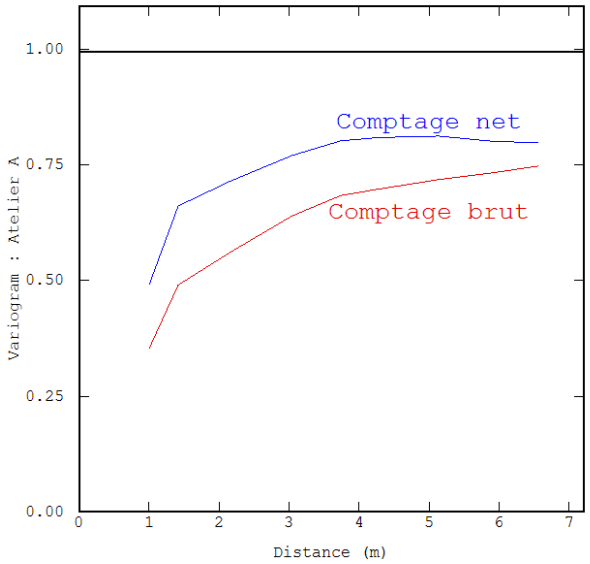


Figure 66 : Effet du retrait du bruit de fond sur le variogramme expérimental des mesures surfaciques dans l'atelier A.

Cette comparaison variographique met en évidence une structure spatiale plus variable pour le comptage net, donc un phénomène moins bien structuré. En fait, le bruit de fond possède également une structure spatiale au sein de l'atelier : il n'est pas constant mais varie progressivement en fonction des zones. Ainsi, le retrait de cette composante déstructure la variabilité spatiale qui peut être observée. Il est donc préférable de travailler sur le comptage brut plutôt que sur le comptage net (le bruit de fond ayant localement été soustrait de manière plus ou moins arbitraire et déterministe, ce qui détériore la structure spatiale du phénomène).

En revanche la conversion du comptage net exprimé en cps à une activité surfacique en Bq/cm² est absolument transparente quant à l'analyse structurale et aux résultats d'estimation (au coefficient de conversion près).

Atelier B

L'atelier B de l'installation des ATUE était destiné à la conversion de l'hexafluorure d'Uranium (UF_6) en dioxyde d'Uranium (UO_2) frittable. C'est un procédé par voie sèche et l'enrichissement maximal en ^{235}U était de 10 %.

Le plan d'échantillonnage est le même que celui employé pour la cartographie du signal émergent de l'atelier A. L'atelier B mesure environ 11 m par 30 m. Il est à noter que l'atelier B a fait l'objet d'un assainissement partiel par écroûtage des murs, des plafonds et d'environ deux tiers des sols. Cependant, sur les sols, ce traitement des surfaces sur 1 cm ne permet pas d'enlever toute la contamination présente ; il reste encore des taches de contamination. Les données relatives aux zones non écroûtées sont beaucoup plus dispersées et les valeurs maximales mesurées sont plus importantes que celles des zones écroûtées.

L'analyse variographique est dans un premier temps réalisée séparément sur les deux zones (Figure 67) en utilisant deux anamorphoses distinctes. Ici encore, l'analyse variographique montre une évolution nette de la variabilité spatiale avec la distance. La portée est de l'ordre de 3-4 m.

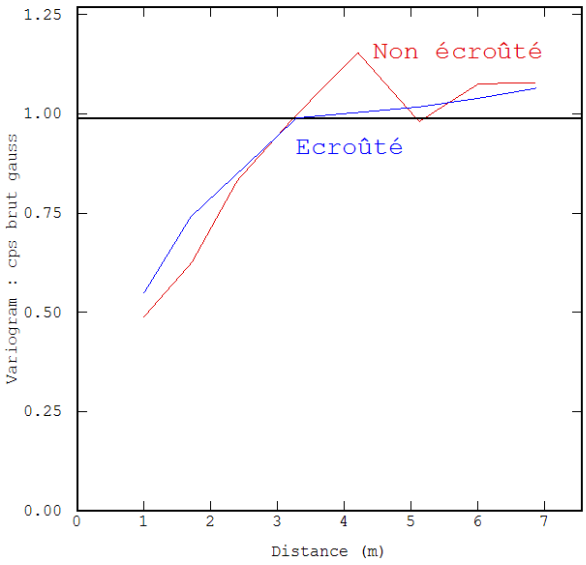


Figure 67 : Variogrammes expérimentaux des zones écroûtées et non écroûtées de l'atelier B.

Les allures des deux variogrammes sont relativement semblables ce qui permet par la suite de ne considérer que le variogramme global de toutes les données sans distinction du caractère écroûté ou non du sol. Si l'on compare par la suite le traitement des données avec distinction des zones écroûtées ou sans distinction, les différences les plus importantes apparaissent lors de l'estimation par krigeage, en particulier aux frontières entre les zones écroûtées et celles qui ne le sont pas. La mise en place de barrières de calcul permet alors de modéliser cette discontinuité physique.

Atelier C

L'atelier C a également connu de nombreuses phases d'exploitation différentes. Cependant la fonction principale a été la récupération d'uranium (potentiellement fortement enrichi) contenu dans divers déchets et rebuts afin de l'amener sous forme d'oxydes purs (voie humide principalement).

L'atelier C mesure environ 45 m par 16,5 m, soit un peu moins de 750 m² pour l'ensemble de l'atelier. Les différentes pièces où étaient situés les procédés se répartissent le long d'un couloir central traversant l'atelier dans toute sa longueur.

L'analyse exploratoire et variographique est en tous points semblable à celle réalisée pour l'atelier D : distribution statistique très dissymétrique, structure spatiale de la transformée gaussienne qui augmente rapidement jusqu'à une distance de 6-7 m, puis plus progressivement, pas d'anisotropie, etc. La similitude des procédés et des voies de transfert entre l'atelier C et l'atelier D se retrouve donc dans la structure spatiale (seul change le taux d'enrichissement, l'atelier D ayant travaillé en-dessous de 10 % et l'atelier C jusqu'à 80 %).

II. Autres données disponibles

D'autres campagnes de mesures non destructives de cartographie de la contamination radiologique dans les installations nucléaires en démantèlement permettent d'élargir l'inventaire des structures spatiales. Elles concernent des cartographies exhaustives et des grilles régulières d'échantillonnage par des mesures de signal émergent. Certaines d'entre elles étaient disponibles avant le début de la thèse (Commissariat à l'Energie Atomique, 2007), les autres campagnes sont arrivées par la suite.

L'objectif n'étant pas ici de réaliser une revue complète de tous les jeux de données disponibles, seuls les éléments principaux de l'analyse exploratoire et variographique sont exposés de manière très synthétique. Lorsque cela est pertinent, les plans de position et les variogrammes expérimentaux sont présentés.

II.1. Campagnes de mesures exhaustives

Mur « 9095est » du réacteur AT1 (La Hague)

Le mur « 9095est » du réacteur AT1 a fait l'objet en janvier 1996 d'un échantillonnage exhaustif à l'aide d'un système de détection (AMANDIN), fournissant les activités surfaciques moyennes α et β sur une surface égale à 300 cm², soit 10 cm x 30 cm (Figure 68). La limite de détection annoncée est de l'ordre de 0,1 Bq/cm², soit un temps de mesure de trente secondes. La zone d'étude mesure environ 4 m par 9 m.

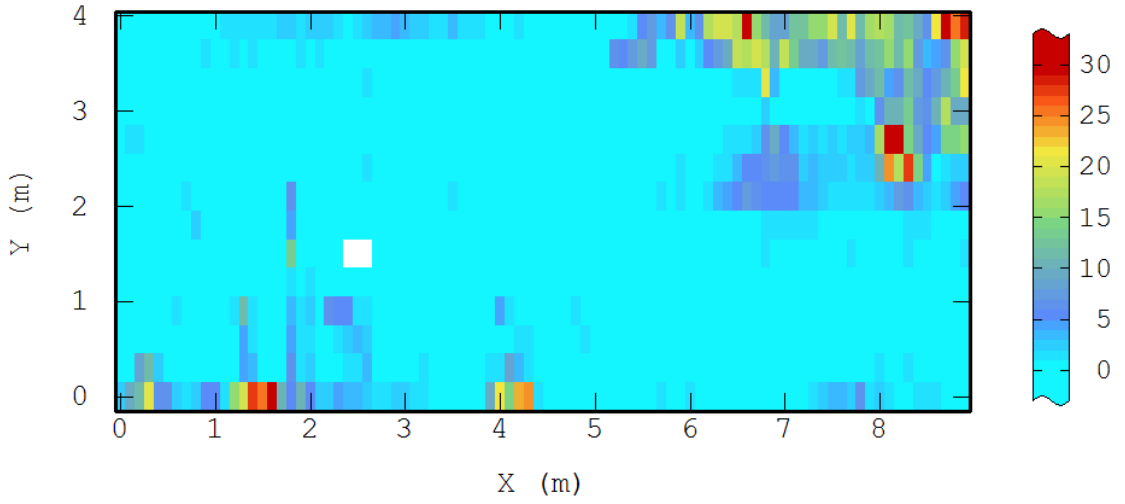


Figure 68 : Mesures surfaciques α (activité en Bq/cm^2 pour chaque maille de 300 cm^2).

Les distributions statistiques sont relativement dissymétriques et l'analyse de la corrélation entre les deux rayonnements n'est pas très concluante. La contamination est clairement structurée avec une augmentation rapide de la variabilité jusqu'à une distance de 1 m puis plus progressivement jusqu'à 3-4 m où elle se stabilise pour le signal α et atteint la variance expérimentale pour le rayonnement β. Une anisotropie dans la structure spatiale est détectée dans l'axe de la largeur. Ici aussi, la variabilité plus importante est expliquée par la présence des valeurs les plus fortes en bordure du champ.

Locaux du LAMA (Grenoble)

Trois locaux de l'INB61-LAMA ont été investigués par un robot se déplaçant sur le sol du local au sein d'une zone délimitée par des réflecteurs et qui fournit automatiquement une mesure du signal émergent. Le signal émergent est mesuré à la fois en α et β et fourni en nombre de coups par seconde. Seules les mesures de type β sont ici exploitées.

L'un des locaux (3 m par 10 m) présente des caractéristiques statistiques et structurales tout à fait semblables aux jeux de données précédemment présentés : dissymétrie de la distribution, augmentation très rapide de la variabilité spatiale jusqu'à une distance de 50 cm puis plus progressivement jusqu'à 3 m environ, etc.

Les deux autres locaux, approximativement de même dimension, présentent la particularité d'avoir une unique tache de contamination sur le bord de la zone. L'analyse variographique qui en résulte présente alors une variabilité spatiale qui augmente de plus en plus, sans jamais être bornée (Figure 69).

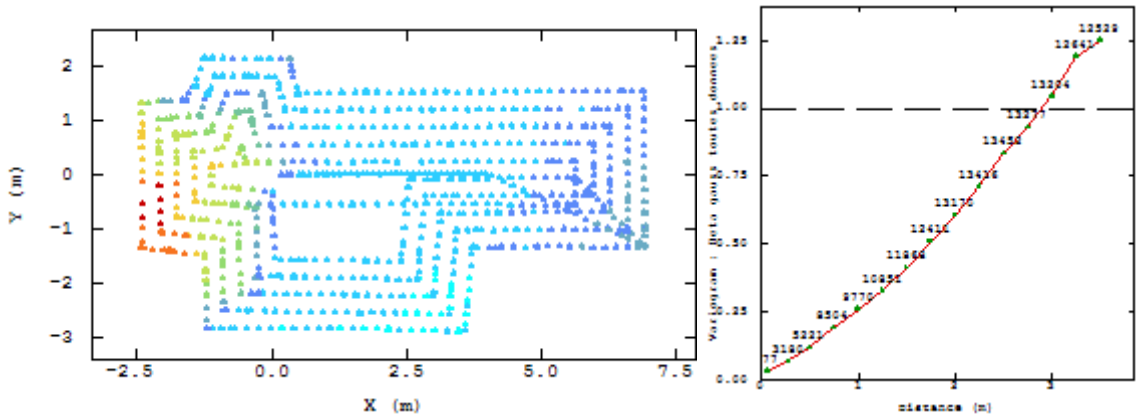


Figure 69 : Plan de position des mesures surfaciques dans l'un des locaux du LAMA et variogramme expérimental de la transformée gaussienne.

Le comportement à l'origine est presque parabolique. Le variogramme expérimental peut alors être modélisé par une structure puissance. Ce comportement traduit la non-stationnarité provoquée par la présence de contamination sur le bord de la zone d'étude : la moyenne varie de manière significative le long de l'axe des abscisses. Il est alors possible de modéliser une dérive du phénomène ou alors de le traiter dans le cadre intrinsèque puisque cela rentre parfaitement dans ce cadre.

Base de la piscine (spent fuel pond) du réacteur Rapsodie (Cadarache)

Cette zone a fait l'objet d'un échantillonnage systématique à l'aide du système de détection AMANDIN fournissant les activités surfaciques moyennes α et β sur une grande surface égale à 3600 cm². La zone d'étude mesure environ 5 m par 10 m.

Le principal radionucléide présent sur la zone d'étude est le Cobalt-60. Sur les 136 mesures, 2 se distinguent nettement par des niveaux d'activité élevés et affectent l'analyse structurale (contribution très forte en variabilité, même à petite distance). Ici encore, une transformation logarithmique ou par anamorphose gaussienne permet de regrouper une distribution relativement dis-

symétrique. La structure spatiale ainsi obtenue montre une augmentation progressive de la variabilité jusqu'à une distance d'environ 3-4 m (avec une allure de modèle exponentiel).

Echangeur de chaleur (heat exchanger) n°2 du réacteur G3 (Marcoule)

La même approche de cartographie a été menée pour cette cellule d'environ 4 m par 6 m. Les 70 mesures présentent une distribution légèrement dissymétrique, ce qui permet de calculer le variogramme directement sur les données brutes.

La structure spatiale mise en évidence présente une augmentation de la variabilité jusqu'à 3 m environ, distance au-delà de laquelle elle se stabilise. Compte tenu des dimensions relativement faibles de la zone d'étude, il faut se garder de sur-interpréter cette distance comme la portée du phénomène.

II.2. Echantillonnage partiel de grandes zones

Hall du sous-sol du LDAC de Rapsodie (Cadarache)

La zone d'étude mesure 10 m par 33 m. Un échantillonnage régulier avec une maille de 1 m a été réalisé sur l'ensemble du hall, avec un renforcement de la maille à 50 cm dans les zones d'intérêt ou détectées lors du premier passage à 1 m. Quelques « croix de sondages » ont également été ajoutées à proximité de points singuliers.

Les données sont très dissymétriques. L'analyse variographique montre une augmentation plutôt linéaire de la structure spatiale jusqu'à une distance de 10 m. Ici encore, il faut se garder de sur-interpréter cette distance compte tenu des dimensions de la zone investiguée.

A l'instar des mesures complémentaires sur les singularités de l'atelier D (Figure 65), le premier point du variogramme est plus élevé que les autres points à petite distance puisque les croix de sondages sont positionnées précisément à des endroits où les niveaux mesurés sont beaucoup plus variables. De plus, l'effectif associé à ce premier point du variogramme expérimental est très faible par rapport à celui des autres points.

Hall réacteur de SILOE (Grenoble)

Le hall réacteur de l'installation SILOE (27 m de diamètre environ) est composé de 4 niveaux qui ont fait l'objet d'une cartographie du signal émergent par un balayage rapide de sous-zones (8 à 10 pour chaque niveau). Seule la valeur maximale mesurée est retenue.

Les mesures surfaciques sont donc réparties à raison de 3 à 5 mesures pour chacune des sous-zones dans le but d'avoir une information spatialisée de manière régulière sur les quatre niveaux du hall.

L'analyse variographique met en évidence une structure spatiale assez nette avec une augmentation linéaire de la variabilité jusqu'à une distance de 8-10 m environ puis plus progressivement au-delà.

Labos chauds du LAMA (Grenoble)

Huit pièces dont les labos chauds de l'installation LAMA ainsi que deux couloirs ont été investigués selon un maillage régulier avec une maille comprise entre 70 et 100 cm. Les quelques 330 mesures surfaciques réalisées présentent une distribution statistique très dissymétrique.

L'analyse variographique sur la transformée gaussienne met en évidence une structure spatiale qui augmente progressivement jusqu'à une distance de 3 m environ puis de manière moins importante pour des distances plus grandes. Le manque d'information à petite distance ne permet pas de statuer sur un éventuel effet de pépite qui pourrait représenter jusqu'à 25 % de la variabilité totale.

Des cartographies à valoriser

Cette présentation de quelques installations et locaux en cours d'assainissement, pour lesquels une cartographie du signal émergent a été réalisée, ne se veut pas exhaustive. Il existe encore bien d'autres jeux de données dans les archives des SPR (service de protection contre les rayonnements) de chaque site nucléaire ou de chaque installation. Ces campagnes de mesures ne demandent qu'à être valorisées et à venir compléter et consolider cet inventaire des structures spatiales des contaminations radiologiques dans les structures de génie civil des installations nucléaires.

Au cours de la thèse, des travaux géostatistiques ont parallèlement été réalisés sur des cartographies radiologiques d'installations telles que des stations de traitement des effluents, une salle des filtres, etc. Les données ont alors présenté les mêmes caractéristiques statistiques et variographiques que celles rencontrées dans les ATUE et avec les échantillonnages partiels de grandes zones.

III. Synthèse des structures spatiales

III.1. Bilan des données des campagnes de cartographie

Pour ce travail d'inventaire et de synthèse des structures spatiales des contaminations radiologiques sur les sols d'installations nucléaires, de nombreux jeux de données ont été mis à disposition ou ont été réalisés dans le cadre de la thèse. Ils concernent exclusivement des mesures du signal émergent (en coups par seconde ou en Becquerels par unité de surface) réalisées pour répondre à un objectif de cartographie surfacique de la contamination en place.

Les jeux de données sont relativement variés en ce qui concerne leur provenance (installations de Grenoble, La Hague, Cadarache, Marcoule) et les dimensions des zones investiguées : locaux ou pièces de quelques dizaines de m², pour lesquels des investigations souvent exhaustives ont été réalisées, et ateliers entiers de quelques centaines de m², pour lesquels seuls des échantillonnages parcellaires sont disponibles. De même, les différentes zones d'étude ont eu des usages spécifiques (piscine de réacteur, pièces d'installation, atelier de traitement de l'uranium…), ce qui peut être considéré comme assez représentatif. Il est à noter que les historiques des différentes zones ainsi que les caractéristiques des contaminations présentes (isotopie, voie de transfert, type de support…) ne sont pas connus de manière suffisamment précise pour tous les jeux de données. Ce

manque d'information ne permet d'exploiter au maximum ces campagnes de mesures, en particulier sur l'influence de ces différents paramètres sur le comportement spatial de la contamination.

Les niveaux d'activité rencontrés (ou niveaux de signal émergent) sont des niveaux faibles à moyens. Il serait intéressant de compléter l'inventaire déjà existant par des jeux de données provenant de locaux ou d'installations pour lesquels le niveau d'activité est plus important (intérieur de cellules chaudes par exemple). Ces zones plus fortement contaminées posent alors d'autres problèmes pour la réalisation des mesures et des prélèvements (accessibilité, débit de dose…).

III.2. Allure générale des variogrammes

Pour chacune des zones investiguées par une cartographie surfacique du signal émergent, l'analyse variographique montre une structuration claire du comportement spatial du phénomène étudié. Ainsi, l'emploi de la démarche géostatistique est conforté par la présence systématique d'une continuité spatiale qu'il est nécessaire de caractériser par l'intermédiaire du variogramme.

Chaque variogramme expérimental est singulier puisque ne dépendant que des données d'entrée. Cependant, des caractéristiques générales peuvent être identifiées à partir de la synthèse de l'ensemble des variogrammes expérimentaux établis sur tous les sites d'investigation.

L'allure globale de la structure spatiale des contaminations radiologiques sur les sols d'installations nucléaires peut être illustrée par la Figure 70 (page suivante). Ce variogramme expérimental obtenu pour un local de l'installation LAMA est assez représentatif des allures rencontrées sur les autres sites d'étude. Quatre caractéristiques générales peuvent être dégagées :

- Une structure principale peut être identifiée sur les variogrammes expérimentaux, présentant une portée comprise entre 2 et 5 m le plus généralement. C'est la dimension caractéristique du phénomène étudié.
- Une deuxième structure est parfois observée aux distances inférieures au mètre. Cette structure est secondaire, proportionnellement à la variabilité de la structure principale, et peut traduire un comportement spécifique du phénomène étudié à plus petite échelle.
- Sur la plupart des variogrammes expérimentaux observés, la discontinuité à l'origine du variogramme (effet de pépite) est très réduite. Elle est généralement inférieure à 10 % de la variabilité totale du phénomène.
- Enfin, l'allure de la structure spatiale du phénomène (si l'on considère la structure principale) peut généralement être modélisée par des ajustements sphérique ou exponentiel (comportement plus ou moins linéaire à l'origine, augmentation plus ou moins forte de la variabilité en fonction de la distance et stabilisation plus ou moins rapide de la variabilité au-delà de la portée identifiée).

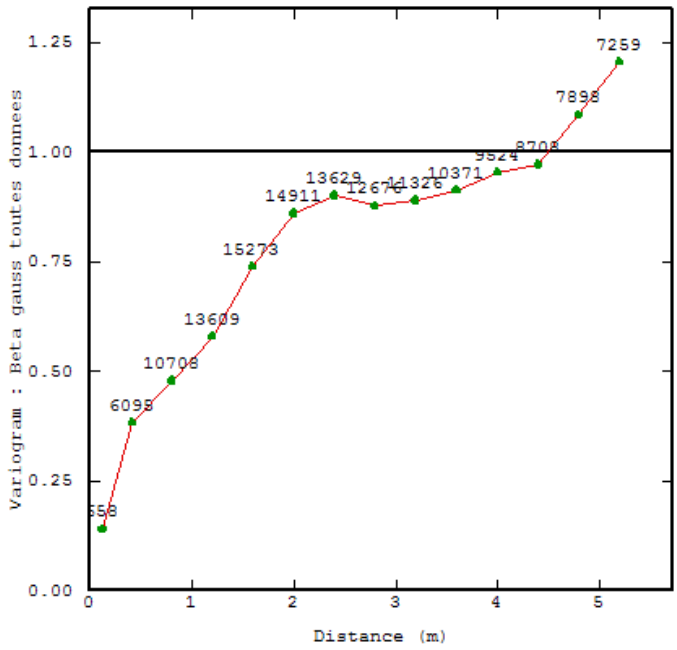


Figure 70 : Variogramme expérimental présentant l'allure générale de la structure spatiale des contaminations radiologiques pour les sols d'installations nucléaires.

Deux locaux semblent s'écarter de ce comportement général : locaux SS2 et SS2-1 de l'installation LAMA. En effet, les variogrammes présentés semblent montrer une augmentation croissante de la variabilité du phénomène sans parvenir à un palier. Cette particularité peut être simplement expliquée par les dimensions des pièces investiguées (5 x 10 m et 3 x 7 m). En effet, le variogramme expérimental n'est généralement pas significatif pour des distances supérieures à la moitié de la « dimension caractéristique » de la pièce. C'est pourquoi, les points expérimentaux des variogrammes de ces deux locaux ne sont pas calculés au-delà de 3 m. Ainsi, le comportement linéaire (sans palier) peut n'être qu'un artefact dû essentiellement aux dimensions des pièces concernées.

Une autre explication peut venir compléter ces remarques : dans ces locaux de petite dimension, la contamination est présente sur un des bords du local, ce qui graphiquement peut être perçu comme un gradient de contamination. Sur le variogramme, cette non-stationnarité entraîne une augmentation continue de la variabilité. Il n'y a pas de stabilisation de la structure spatiale à l'échelle du local.

Ces facteurs et le comportement de ces deux variogrammes ne remettent absolument pas en cause l'estimation par krigeage qui peut en être faite. Ces deux locaux sont seulement écartés de cette synthèse sur les structures spatiales en raison de leur configuration particulière. De toute façon, ce n'est pas pénalisant pour le traitement géostatistique puisque le cadre intrinsèque permet de traiter ces variogrammes non bornés ; trouver uniquement un effet de pépite aurait été beaucoup plus problématique pour la synthèse des structures spatiales.

III.3. Remarques complémentaires

Les instruments de mesures (contaminamètres) employés pour l'acquisition de données sont variés (forme, surface, type de radioactivité mesurée…). La contamination radiologique, dans le

cadre d'une cartographie surfacique, est alors caractérisée par une mesure du signal émergent. La grandeur mesurée peut être exprimée avec plusieurs unités, notamment en Bq/cm² et en coups par seconde. Ainsi, le phénomène étudié semble relativement indépendant de la manière dont est faite la mesure et du type d'appareillage, pourvu que la mesure retranscrive un niveau de signal émergent provenant d'une contamination radiologique des bétons avec une surface de mesure relativement restreinte (inférieure à 0,5 m²). Du fait de l'anamorphose gaussienne, si deux méthodes (ou dispositifs) de mesure différents aboutissent au même classement (les valeurs sont rangées dans le même ordre), elles aboutissent à la même gaussienne.

L'influence de la voie de transfert vis-à-vis du comportement spatial du phénomène a pu être observée sur l'un des jeux de données (atelier D des ATUE) concerne. En effet, pour cette installation, l'historique et les procédés sont relativement bien connus, ce qui a permis d'identifier deux zones, « voie sèche » et « voie humide », se distinguant par la voie de transfert et l'état physique du contaminant : solide ou liquide. L'étude comparée des deux sous-ensembles de données ainsi constitués met en évidence un comportement spatial plus structuré pour la voie humide, le palier étant atteint pour une distance de l'ordre de 5 m. En revanche, la structure identifiée pour les données provenant de la voie sèche montre une distance maximale d'auto-corrélation plutôt de l'ordre de 2 à 3 m. Ces « observations variographiques » semblent tout à fait cohérentes avec la réalité physique du phénomène (extension plus importante lors d'une contamination liquide) et gagneront à être confirmées par d'autres jeux de données présentant des configurations similaires.

Revenons sur la présence ou non d'un éventuel « effet de pépite », plus exactement sur une discontinuité à l'origine du variogramme expérimental qui, lors de la modélisation, est ajustée à l'aide d'une structure pépitique. Certains jeux de données exhaustifs (mur AT1, zones exhaustives dans l'atelier D) montrent, sur les variogrammes expérimentaux, un premier point, correspondant à la distance séparant les mesures, avec une variabilité très faible, ce qui conduit ensuite à modéliser la structure spatiale sans effet de pépite. Cette information à petite distance est capitale étant donnée l'importance de la modélisation à petite échelle sur les poids d'estimation de krigeage. En particulier, la sur-estimation d'un éventuel effet de pépite peut conduire à des intervalles de confiance associés aux résultats du krigeage trop larges. A titre illustratif, pour les deux jeux de données exhaustifs mentionnés ci-dessus, un travail de dégradation de l'échantillonnage a été réalisé (Chapitre 6) dans le but de ré-estimer des points mesurés mais non retenus pour chaque scénario de dégradation. En particulier, les ajustements des variogrammes expérimentaux ont été faits avec et sans effet de pépite. Les résultats statistiques montrent alors une meilleure cohérence des intervalles de confiance avec une modélisation ne présentant pas d'effet de pépite (95 % des valeurs réelles ré-estimées appartiennent à l'intervalle de confiance à 95 % par exemple) que par la modélisation comportant un effet de pépite, les intervalles de confiances étant trop larges (98 ou 99 % des valeurs réelles ré-estimées appartiennent à l'intervalle de confiance à 95 %).

Enfin, les investigations menées sur les voiles et les murs des installations nucléaires en démantèlement montrent des contaminations ponctuelles qui ne présentent pas de structure spatiale telle qu'elle peut être établie pour les sols. Cette observation semble s'expliquer par la réalité physique du phénomène (projections, coulures, suintements…) qui est essentiellement soumis à la gravité (écoulement vertical) et qui nécessite un échantillonnage adapté : approche de recherche spécifique, échantillonnage de jugement, répartition linéaire, etc.

III.4. Réflexions sur l'optimisation de l'échantillonnage

A partir des différentes observations et remarques réalisées lors de l'analyse et de la synthèse des structures spatiales des contaminations radiologiques dans les installations nucléaires, il est ainsi possible d'établir certaines recommandations vis-à-vis de la stratégie d'échantillonnage à employer dans le cadre de cartographies surfaciques du signal émergent. Ces résultats sont bien évidemment issus des jeux de données disponibles et devront être validés et améliorés par l'analyse exploratoire et variographique d'autres jeux de données.

Analyse historique et fonctionnelle

La première phase de l'échantillonnage consiste à connaître, le plus précisément possible, le contexte historique relatif à la zone à caractériser : type de procédé, isotopie, voie de transfert, support de la contamination, etc. Ces informations, qui font défaut pour certains jeux de données, sont indispensables à la mise en place d'un plan d'échantillonnage cohérent et adapté. Une attention particulière doit être portée à des zones d'intérêt identifiées par l'historique, à la cohérence des dispositifs de mesure avec la contamination à caractériser, etc.

Reconnaissance séquentielle du signal émergent

Ensuite, la synthèse effectuée sur les structures spatiales des contaminations radiologiques a mis en évidence certaines caractéristiques générales des variogrammes expérimentaux, à savoir, la présence d'une structure principale relativement bien définie avec une portée comprise entre 2 et 5 m. Ici interviennent les remarques établies en rapport avec la voie de transfert de la contamination (liquide ou solide) puisque cette caractéristique semble influer sur la portée du phénomène.

Cet ordre de grandeur de la portée du phénomène vue à travers le variogramme expérimental est très important car la démarche méthodologique va reposer sur la formulation d'une hypothèse a priori sur la structure spatiale de la contamination à caractériser pour dimensionner la maille d'échantillonnage. En effet, afin de réaliser une cartographie surfacique d'une nouvelle installation nucléaire, il est raisonnable de supposer (c'est en tout cas l'hypothèse qui est faite) que la contamination de cette nouvelle installation va avoir sensiblement le même comportement spatial (variogramme) que des contaminations radiologiques semblables déjà étudiées. Par exemple, une structure principale avec une portée de l'ordre de 5 m est attendue pour une contamination liquide. Ainsi, une mesure surfacique selon une grille régulière d'échantillonnage avec une maille de 5 m ne conduira pas à un traitement géostatistique des données pertinent : le premier point du variogramme expérimental sera déjà à la variabilité globale du phénomène. Par conséquent, une maille de 1 m (ou moins) permettra d'identifier de manière convenable la structure spatiale du phénomène en disposant de suffisamment de points expérimentaux pour le variogramme aux petites distances. Toutefois, la précision de l'estimation, pour une résolution spatiale donnée, ne dépend pas de la détermination exacte du variogramme mais plutôt de la structure observée.

Puis, pour le traitement géostatistique des données ainsi collectées, il est possible d'inférer la structure spatiale des données à partir du variogramme expérimental observé ainsi que sur la connaissance que l'on dispose par ailleurs sur les structures spatiales (hypothèse a priori pour dimensionner le plan d'échantillonnage). Par exemple, l'information non disponible pour les petites distances (en-dessous de la maille d'échantillonnage) peut alors être établie en faisant l'hypothèse d'une absence d'effet de pépite conformément à ce qui a pu être observé sur les jeux de données existants pour des contaminations similaires. Cet ajustement peut également être validé par la

réalisation de quelques mesures très rapprochées dans des zones représentatives de l'installation à caractériser, mesures très vivement recommandées.

Le traitement géostatistique des données permet de plus, à partir d'une première phase d'échantillonnage, de mettre facilement en évidence des zones particulières : sous-échantillonnage, zones où la variabilité du phénomène est plus importante, etc. Couplée aux informations historiques, cette identification de zones singulières encourage alors à réaliser une nouvelle campagne de mesures ciblée précisément sur ces zones. Ainsi, la stratégie d'échantillonnage peut être développée par une approche séquentielle : un premier passage avec une maille relativement lâche est effectué, les incertitudes des zones ainsi identifiées par le premier traitement des données sont réduites par la réalisation de nouvelles mesures qui viennent préciser les niveaux de contamination dans ces zones, etc. Cette approche « zoom » permet de réaliser un minimum de mesures tout en conservant une bonne confiance dans l'estimation réalisée (maîtrise des incertitudes de calcul). Le principal inconvénient est qu'elle nécessite plusieurs phases d'échantillonnage, séparées dans le temps, ce qui peut être parfois incompatible avec les contraintes d'un chantier d'évaluation radiologique. Cependant, dans le cas de mesures rapides et directes (contaminamètre) ne nécessitant pas de traitement de spectre par exemple, le traitement de données peut être réalisé quasiment en temps réel, permettant ainsi de compléter et repositionner des mesures complémentaires immédiatement.

Enfin, les différents plans d'échantillonnage pour la cartographie du signal émergent, aussi optimisés soient-ils vis-à-vis des structures spatiales des phénomènes à caractériser, doivent absolument être complétés par un échantillonnage de jugement qui a pour objectif de mesurer les différentes singularités présentes dans l'installation (fissures, pieds de poteaux, reprise de génie civil, taches suspectes, coulures sur les murs, etc.). Ces investigations ciblées sont indispensables pour venir compléter la caractérisation surfacique du signal émergent (hors singularités) obtenue à partir d'un maillage régulier optimisé.

Investigations en profondeur

La troisième et dernière phase d'investigation vise à caractériser les profils de migration des radionucléides dans les structures de génie civil par l'intermédiaire de prélèvements destructifs. Ces échantillons permettent également d'accéder aux activités massiques. Couplées à la cartographie du signal émergent, ces informations massiques complètent les données nécessaires à l'évaluation de la contamination par géostatistique. Il est alors avantageux de dimensionner leur nombre et d'optimiser leur répartition à partir des informations historiques et fonctionnelles ainsi que sur la base des cartographies du signal émergent pour faciliter la mise en place du traitement multivariable conduisant à la catégorisation des déchets (Chapitre 5).

Troisième partie :
Axes de recherche spécifiques

Chapitre 8

Tests de sensibilité aux paramètres géostatistiques

Les choix et les paramètres de calcul retenus lors du traitement des données par géostatistique ont une influence sur les résultats de cartographie et d'estimation. Il est ainsi important de tester la sensibilité des résultats vis-à-vis de ces sources potentielles d'incertitudes additionnelles. Tous les tests sont réalisés sur les données de l'atelier D des ATUE, principalement sur les mesures surfaciques $\beta\gamma$.

Ainsi, la prise en compte de barrières de calcul est testée pour modéliser les parois et les murs présents dans l'atelier et qui séparent physiquement les données. L'influence de la modélisation de l'effet de pépite sur les variogrammes est évaluée par ré-estimation et par comparaison aux résultats initiaux. Enfin, une attention particulière est portée à la modélisation de la distribution statistique des données par l'utilisation d'anamorphoses gaussiennes.

I. Influence des parois pour le calcul du variogramme

La modélisation de la structure spatiale à travers l'analyse exploratoire et variographique se doit d'être cohérente avec les différentes informations disponibles sur le phénomène étudié. C'est le cas notamment de la présence de cloisons séparant des points de mesure et qui, jusqu'à présent, n'ont pas été prises en compte. En effet, ces barrières physiques ont potentiellement une influence sur la continuité spatiale du phénomène.

Afin d'apprécier l'influence des parois présentes dans l'atelier sur la caractérisation de la structure spatiale, les variogrammes expérimentaux sont calculés en prenant en compte des barrières de calculs modélisant les frontières physiques. Ainsi la Figure 71 reprend le variogramme établi sans tenir compte des cloisons, celui qui en tient compte et le variogramme constitué des couples de points systématiquement séparés par une cloison (la différence des deux autres vario-

grammes, pondérée par le nombre de couples de points, indiqué au-dessus de chaque point du variogramme expérimental). Les variogrammes sont calculés sur la transformée gaussienne des données surfaciques βγ.

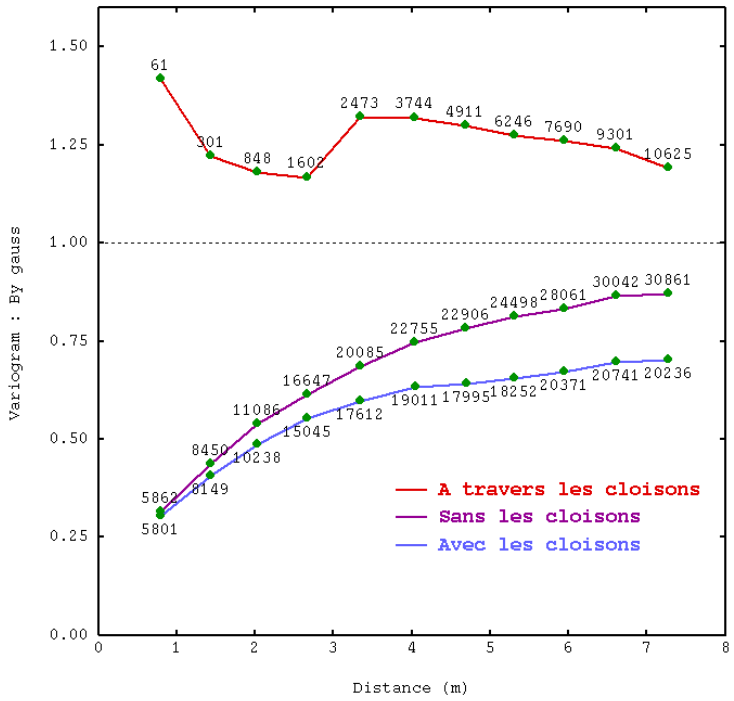


Figure 71 : Variogrammes expérimentaux de la transformée gaussienne des mesures surfaciques en tenant compte des cloisons présentes dans l'atelier.

Comme on pouvait s'y attendre, la variabilité des couples de points systématiquement séparés par une cloison est importante. Elle est même systématiquement supérieure à la variabilité expérimentale des données (ici égale à 1 puisque les données sont préalablement transformées par anamorphose gaussienne). De plus, aucune structure spatiale ne s'en dégage.

En revanche, les deux autres variogrammes expérimentaux, obtenus en tenant compte ou non de la présence de barrières de calcul, sont relativement semblables, surtout à petite échelle. La variabilité est plus importante lorsque l'on considère tous les couples de points, c'est-à-dire sans utiliser les écrans de calcul.

L'incidence sur les cartographies et les estimations est donc relativement restreinte compte tenu de la densité des données surfaciques. Comme les structures spatiales sont peu différentes, mis à part le palier, il n'y a que très peu d'impact sur les estimations. Il faut tempérer ce propos à proximité des barrières de calcul mises en place puisque le voisinage utilisé pour réaliser l'estimation est alors amputé d'une bonne partie des données (jusqu'à 50 % si l'on est contre la frontière). Les calculs sont alors réalisés à l'intérieur de chacune des zones ainsi délimitées, ce qui conduit à une discontinuité des valeurs estimées de part et d'autre de la frontière. La cartographie présente alors une absence de zones de transition entre une pièce avec un signal émergent fort et une pièce attenante avec un signal beaucoup plus faible, par exemple. Les variances de krigeage sont affectées puisque les voisinages changent, surtout à proximité des barrières de calcul.

Pour les données d'activité massique, l'utilisation de barrières de calcul pose d'autres problèmes plus pénalisants. Il est en effet possible, pour certaines zones isolées par des cloisons, de

ne disposer que d'un seul point ou de deux points de prélèvement. L'analyse variographique des données massiques déjà peu nombreuses est alors amputée de couples de points, ce qui la rend encore plus délicate. De plus, lors de l'estimation, du fait du faible nombre de données massiques, des artefacts d'estimation apparaissent en raison de la présence des écrans de calcul. Il n'y a alors plus assez de données massiques dans le voisinage pour réaliser correctement l'estimation.

Au final, c'est donc plutôt la densité des mesures surfaciques qui, combinée avec les données massiques lors du traitement multivariable, fait office de « modélisation » des barrières physiques.

II. Modélisation de l'effet de pépite sur le variogramme

L'ajustement du variogramme expérimental par un modèle théorique est naturellement sujet à l'interprétation du géostatisticien. Il y a, d'une part, la description de l'évolution de la variabilité spatiale constatée à partir des données sur les points du variogramme expérimental et d'autre part, la connaissance du phénomène étudié : considérations physiques, structure spatiale de phénomènes similaires, etc.

L'un des points sensibles lors de l'ajustement du variogramme est la modélisation de la discontinuité à l'origine, ou effet de pépite. Le comportement spatial aux petites distances est en effet important dans le calcul du système des pondérateurs de krigeage. Il est donc nécessaire de tester la sensibilité d'un ajustement avec ou sans effet de pépite sur les différentes estimations.

II.1. Ré-estimation des données surfaciques

Une approche similaire à celle utilisée pour tester l'effet de la dégradation du jeu des données surfaciques (Chapitre 6) est employée. Quatre sous-ensembles de données sont extraits du jeu complet en retirant à chaque fois le quart des données selon un maillage régulier. Chaque sous-ensemble est donc constitué des trois quarts des points de mesures pour réaliser l'analyse variographique. Un effet de pépite de 15 % fait partie de la modélisation de la structure spatiale.

L'estimation est réalisée par espérance conditionnelle sur le quart des données restantes. La Figure 72 montre l'histogramme de la différence entre les deux estimations obtenues ainsi que le nuage de corrélation des distances des estimations à la vraie valeur. Le Tableau 11 situe la valeur réelle (connue) vis-à-vis de l'intervalle de confiance prévu.

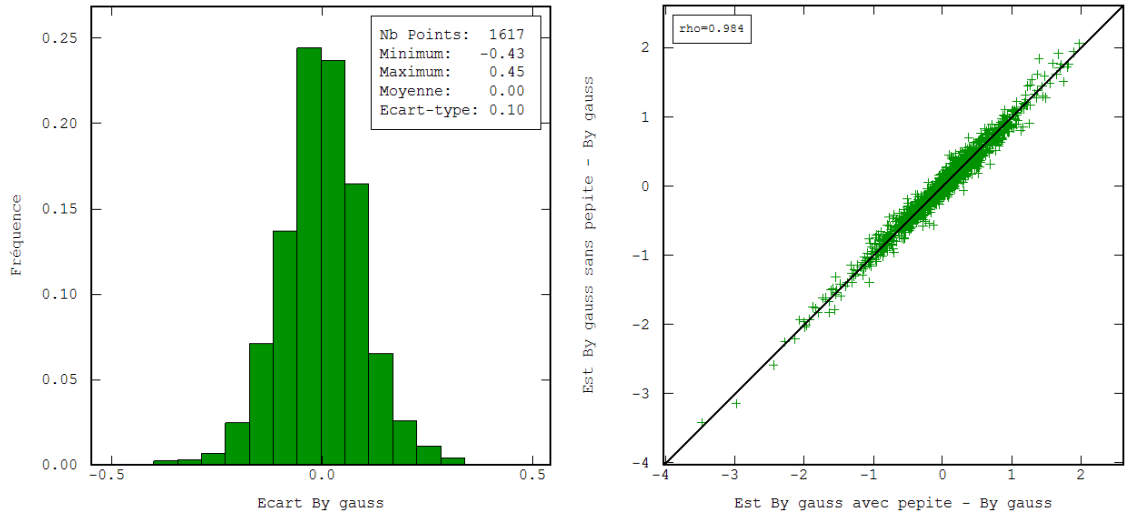


Figure 72 : Histogramme de l'écart des estimations gaussiennes (sans pépite - avec pépite). Nuage de corrélation des distances des estimations à la vraie valeur. Indication de la première bissectrice.

La distribution statistique des écarts entre les estimations gaussiennes en tenant compte d'un effet de pépite ou non est de moyenne nulle et approximativement symétrique. L'écart-type est de 0,1 et peut être comparé à celui de la distribution initiale des données, égal à 1, puisque les calculs sont effectués sur la transformée gaussienne.

	IC à 1 σ (68,3 %)	**IC à 2 σ (95,4 %)**
Avec pépite	77,2 %	95,1 %
Sans pépite	70,2 %	92,2 %

Tableau 11 : Pourcentage de valeurs réelles dans l'intervalle de confiance (IC) en fonction de la largeur considérée (1 ou 2 σ) et de la modélisation d'un effet de pépite ou non.

Les résultats présentés doivent être comparés aux intervalles de confiance théoriques qui donnent 68,3 % à 1 σ et 95,4 % à 2 σ. Ainsi, l'intervalle de confiance à 2 σ est mieux respecté avec la modélisation de 15 % d'effet de pépite tandis que l'intervalle théorique à 1 σ est mieux approché sans effet de pépite.

Les résultats sont donc légèrement contradictoires et ne permettent pas de trancher quant à la présence d'un effet de pépite. En réalité, si la comparaison est réalisée en modélisant un effet de pépite d'une part et une structure avec une portée inférieure à la taille de la maille de l'échantillonnage d'autre part, alors les résultats d'estimation sont identiques : la plus faible valeur du modèle de variogramme utilisé pour le krigeage est à une distance de 66 cm. Dans le cadre de la ré-estimation aux points de mesure, la modélisation du variogramme en-dessous de 66 cm n'a pas d'incidence.

II.2. Incidence sur les résultats d'analyse de risque

De la même manière, un effet de pépite est ajouté à la modélisation multivariable des variogrammes des données massiques (10 %), des mesures surfaciques (15 %) et du variogramme croisé (5 %). 200 cosimulations conditionnelles sont réalisées et comparées à celles obtenues sans effet de pépite.

Le post-traitement en accumulation permet de visualiser la distribution des termes sources des différents scénarios (Figure 73). La différence entre le traitement avec effet de pépite et sans effet de pépite est relativement ténue, voire non significative, ce qui est un résultat normal pour une estimation globale comme celle du terme source.

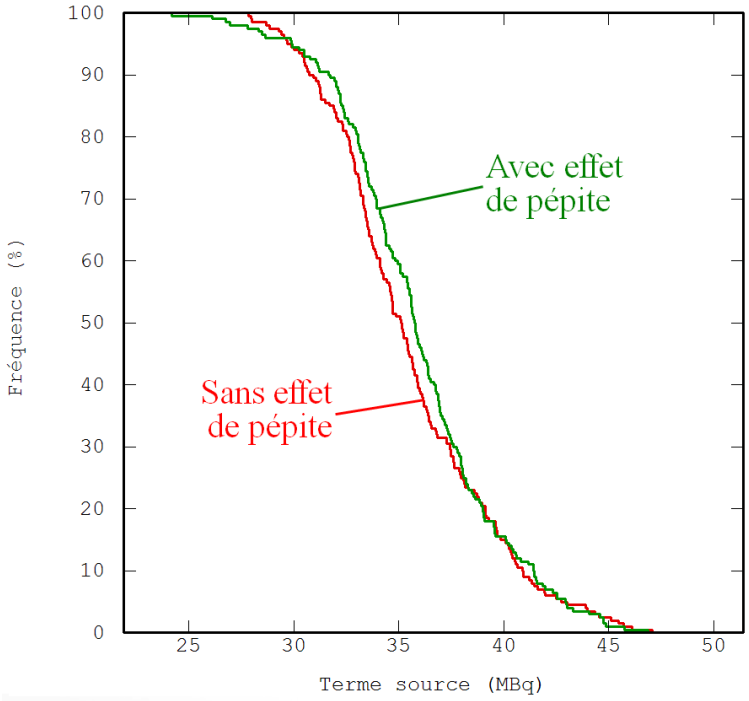


Figure 73 : Comparaison des termes sources avec et sans effet de pépite par post-traitement de 200 cosimulations conditionnelles entre les données massiques et les mesures surfaciques.

Quant au risque de dépassement d'un niveau d'activité pour chacune des pièces (découpage identique à celui utilisé pour la réalisation des cartographies IRAS au Chapitre 5 §II.3), les nuages de corrélation entre le traitement avec ou sans effet de pépite sont présentés Figure 74 pour des seuils de 0,3 et 1 Bq/g en uranium.

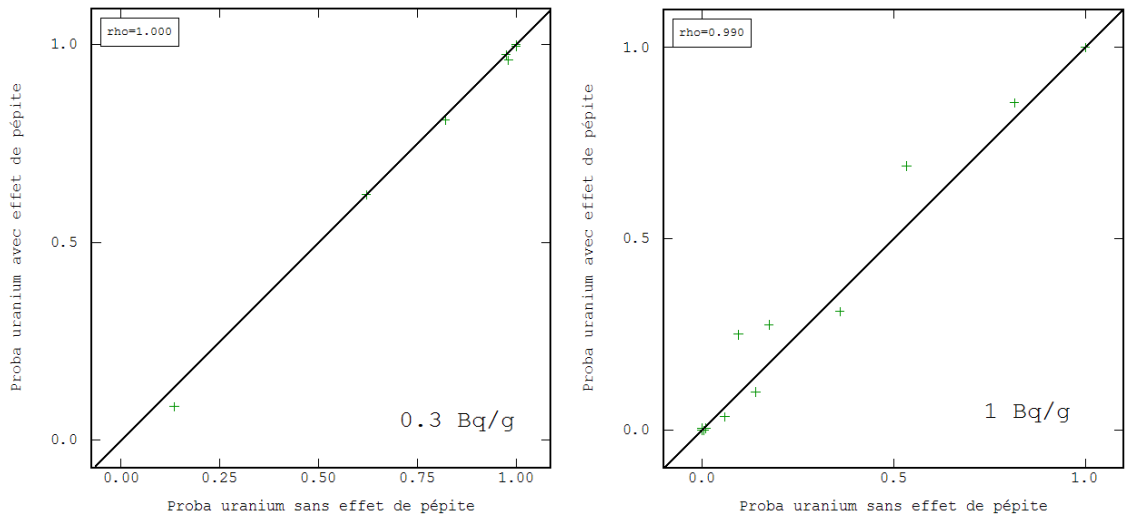


Figure 74 : Nuages de corrélation entre les probabilités de dépassement de seuils obtenues en tenant compte d'un effet de pépite ou non, pour un seuil de 0,3 Bq/g (à gauche) et pour un seuil de 1 Bq/g (à droite). Indication de la première bissectrice.

Ces deux graphiques sont assez représentatifs de ce qui peut être observé en faisant varier le seuil d'activité massique. Pour les faibles niveaux d'activité comme pour les forts niveaux, les probabilités sont quasiment égales (alignement sur la première bissectrice). Pour les niveaux d'activité intermédiaires (entre 0,8 et 3 Bq/g), les probabilités du nuage de corrélation sont alignées le long de la première bissectrice avec des écarts de pourcentages pouvant aller jusqu'à une quinzaine de points.

Ainsi, les effets de la modélisation d'un éventuel effet de pépite sur la structure spatiale sont sensibles sur les probabilités de dépassement de seuils à l'échelle des pièces mais restent toutefois limités.

III. Modélisation par anamorphose gaussienne

L'anamorphose gaussienne permet la mise en œuvre de techniques géostatistiques non linéaires, notamment l'estimation par espérance conditionnelle et l'utilisation des simulations conditionnelles. Elle est également nécessaire pour la mise en place du krigeage disjonctif (Chapitre 9). Cette transformation permet d'obtenir un histogramme gaussien réduit pour la grandeur d'étude. Il est en effet très rare de trouver directement cette distribution particulière à partir des données expérimentales. Ceci est d'autant plus vrai dans les cas d'applications portant sur des pollutions ou des contaminations pour lesquelles les valeurs sont positives, avec généralement une forte proportion de valeurs faibles et quelques valeurs élevées.

L'anamorphose est construite sur la comparaison des fréquences cumulées des valeurs expérimentales et de leur équivalent en valeurs gaussiennes. Un lissage est ensuite effectué afin d'obtenir une fonction d'anamorphose plus pratique à utiliser et inversible. Dans le cas d'une distribution gaussienne à l'arrivée, les polynômes d'Hermite sont tout à fait indiqués pour réaliser cette modélisation (Emery, 2001b). Ils seront d'ailleurs repris au Chapitre 9 pour la mise en place du krigeage disjonctif en modèle isofactoriel.

III.1. Développement en polynômes d'Hermite

Famille des polynômes d'Hermite

La loi normale est caractérisée par la densité $g(y) = \frac{1}{\sqrt{2\pi}} e^{-y^2/2}$ (densité de Gauss).

Les polynômes orthogonaux associés à la loi normale sont les polynômes d'Hermite $\{H_n(y)\}_{n\in\mathbb{N}}$, définis par la formule de Rodrigues : $H_n(y)g(y) = \frac{d^n}{dy^n} g(y)$. Pout tout *n*, $H_n(y)$ est un polynôme de degré *n.*

Pour $n \geq 1$, les polynômes sont régis par la relation de récurrence :

$$H_{n+1}(y) = -yH_n(y) - nH_{n-1}(y)$$

Ainsi, les premiers polynômes sont explicitement :

$$H_0(y) = 1 \qquad H_3(y) = -y^3 + 3y$$

$$H_1(y) = -y \qquad H_4(y) = y^4 - 6y^2 + 3$$

$$H_2(y) = y^2 - 1 \qquad H_5(y) = -y^5 + 10y^3 - 15y$$

Une base orthonormée pour la distribution gaussienne est finalement obtenue en normalisant les polynômes d'Hermite par : $\chi_n(y) = \frac{1}{\sqrt{n!}} H_n(y)$.

Le polynôme d'ordre 0 est constant et égal à 1 ; les polynômes d'ordre supérieur, appliqués à une variable gaussienne réduite $Y(x)$ ont une moyenne nulle $\left(\forall n \geq 1, E\{\chi_n[(Y(x))]\} = 0\right)$ et une variance unité $\left(\forall n \geq 1, var\{\chi_n[(Y(x))]\} = 1\right)$.

Développement de la fonction d'anamorphose

La fonction d'anamorphose φ reliant la grandeur étudiée $Z(x)$ à une distribution gaussienne $Y(x)$ par la transformation $Z(x) = \varphi[Y(x)]$ peut ainsi être développée sous la forme d'une série, au même titre que n'importe quelle autre fonction de $Y(x)$ de variance finie :

$$\varphi[Y(x)] = \sum_{n=0}^{\infty} \varphi_n \chi_n[Y(x)]$$

Les coefficients φ_n s'obtiennent par la relation : $\varphi_n = E\{\varphi[Y(x)]\chi_n[Y(x)]\}$.

Du fait du caractère orthonormé de la base $\{\chi_n(y)\}_{n\in\mathbb{N}}$, on obtient :

$$var\{\varphi[Y(x)]\} = \sum_{n=1}^{\infty} \varphi_n^2$$

En pratique, le développement en série est généralement tronqué à quelques dizaines de polynômes. Un nombre trop petit de polynômes entraîne une mauvaise approximation de la courbe d'anamorphose expérimentale tandis qu'un nombre trop important conduit, le plus souvent pour des distributions dissymétriques, à une transformation non bijective à cause des portions décroissantes. De plus, les coefficients φ_n deviennent négligeables pour des ordres grands.

L'ajustement de la fonction d'anamorphose pour les mesures surfaciques βγ est présenté Figure 75 avec l'utilisation des 30 premiers polynômes.

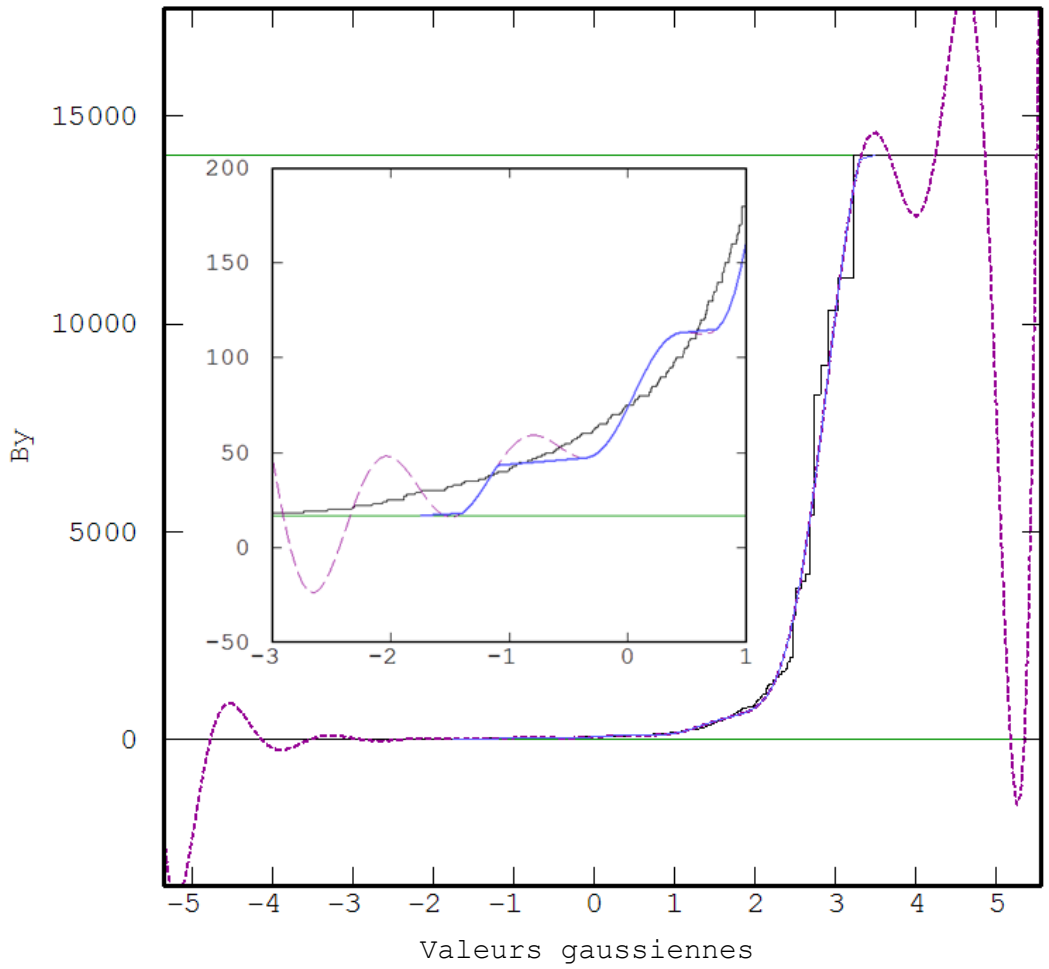


Figure 75 : Anamorphose gaussienne des mesures surfaciques βγ par un développement limité à 30 polynômes. Anamorphose empirique en noir, développement polynomial en violet et anamorphose modélisée en bleu. Zoom sur le tronçon posant problème pour la bijectivité de la transformation.

Le développement proposé permet d'ajuster correctement l'anamorphose empirique à l'échelle de la gamme entière des valeurs. Cependant, le zoom effectué pour des valeurs gaussiennes comprises entre -3 et 1 montre des fluctuations assez gênantes du développement polynomial : il est possible d'avoir des tronçons où le développement est décroissant. Ce phénomène est dû à la très grande proportion de valeurs faibles (comprises entre 20 et 100 cps) par rapport à la présence de quelques valeurs plus fortes. Pour conserver le caractère bijectif de l'anamorphose, le développement polynomial est localement remplacé par une transformation affine.

Cependant, l'ajustement obtenu (courbe en bleu) n'est que moyennement satisfaisant. Par exemple, les valeurs gaussiennes estimées ou simulées étant inférieures à -1,5 se voient attribuer la valeur minimale observée sur les données expérimentale tandis que les valeurs associées à une valeur gaussienne comprise entre -1,5 et -1 s'étalent entre 20 et 40 cps ; on a ensuite un palier au alentours de 45 cps, puis une nouvelle augmentation forte, etc. L'anamorphose empirique, pour les mêmes intervalles, présente une augmentation régulière qui n'est donc pas correctement reproduite.

III.2. Utilisation préliminaire d'une transformation logarithme

Les mesures surfaciques βγ présentent une distribution statistique très dissymétrique. Or, lors de l'analyse exploratoire et variographique (Chapitre 3), la transformation utilisant le logarithme conduit à rapprocher de façon univoque la distribution de celle obtenue pour une variable gaussienne. De ce fait, la transformation par anamorphose à partir des donnée logarithmiques est grandement facilitée (Demougeot-Renard, 2004) et ne nécessite qu'un nombre très limité de polynômes pour obtenir un ajustement très correct (Figure 76).

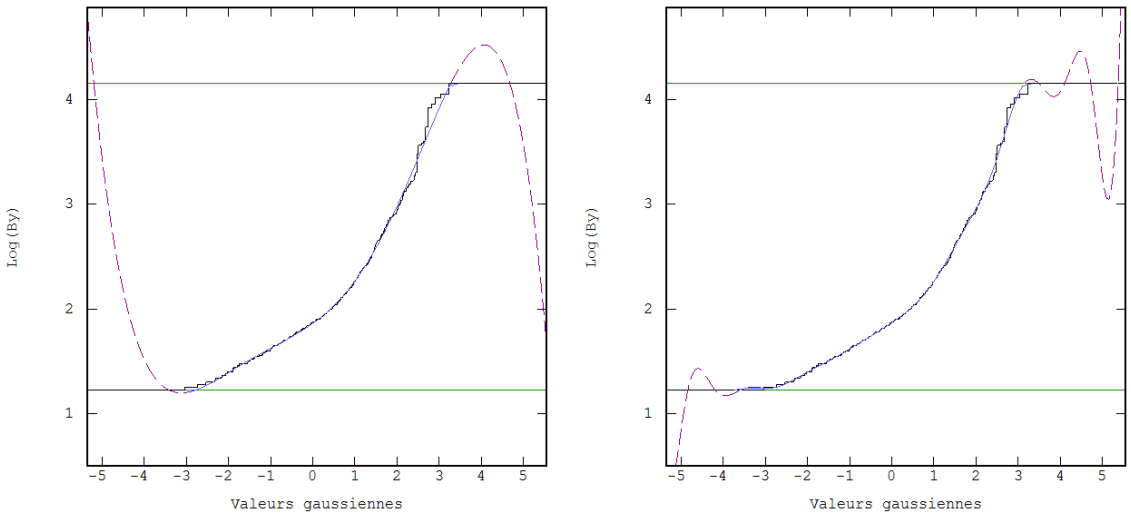


Figure 76 : Anamorphoses gaussiennes du logarithme décimal des mesures surfaciques βγ par un développement avec 6 polynômes (à gauche) et 30 polynômes (à droite).

La formule d'estimation par espérance conditionnelle (Chapitre 4) doit alors être modifiée pour retrouver la grandeur de départ. En gardant la notation φ pour la fonction d'anamorphose (ici, sur le logarithme de la grandeur de départ), il vient :

$$[Z(x)]^{EC} = \left\{10^{\varphi[Y(x)]}\right\}^{EC} = \int 10^{\varphi[Y^*_{KS}(x)+\sigma_{KS}(x)u]} g(u)du$$

Le fait de considérer simplement $10^{\varphi[Y^{EC}(x)]}$ à la place de $\left\{10^{\varphi[Y(x)]}\right\}^{EC}$ ne permet de conserver que la médiane (et non la moyenne). Il est donc nécessaire de garder la puissance de 10 à l'intérieur de la sommation.

En revanche, lors de l'utilisation de simulations conditionnelles, il est équivalent de regarder le seuil dans son unité de départ, sa transformée logarithmique ou son équivalent par anamorphose gaussienne.

III.3. Modélisation des valeurs fortes

La modélisation d'une fonction d'anamorphose nécessite l'ajustement des paliers minimum et maximum autorisés pour $Z(x)$. Au-delà, le développement polynomial tronqué ne peut plus être utilisé car il oscille de plus en plus et finalement diverge. Par défaut, les paliers considérés sont

souvent choisis égaux aux valeurs minimale et maximale des données expérimentales (lignes horizontales vertes sur la Figure 75 et la Figure 76).

Les simulations conditionnelles construites sur cette base fournissent alors des valeurs qui sont par construction comprises entre le minimum et le maximum observé. Il est cependant vraisemblable que le point où le niveau de signal émergent est le pus fort ne fasse pas partie de l'échantillonnage réalisé (sur la base d'une grille régulière). De la même manière, le point le plus contaminé des sols de l'atelier n'a sans doute pas été prélevé par les échantillons massiques. Les simulations doivent donc offrir la possibilité de fournir des valeurs plus faibles ou plus élevées que celles observées. Nécessaire, la modélisation des deux queues de distribution doit cependant être considérée avec précaution.

Ainsi dans notre exemple, trois scénarios de valeurs maximales sont retenus pour la modélisation de la queue supérieure de la distribution. La Figure 77 présente les trois anamorphoses utilisées pour les valeurs d'activité massique en uranium.

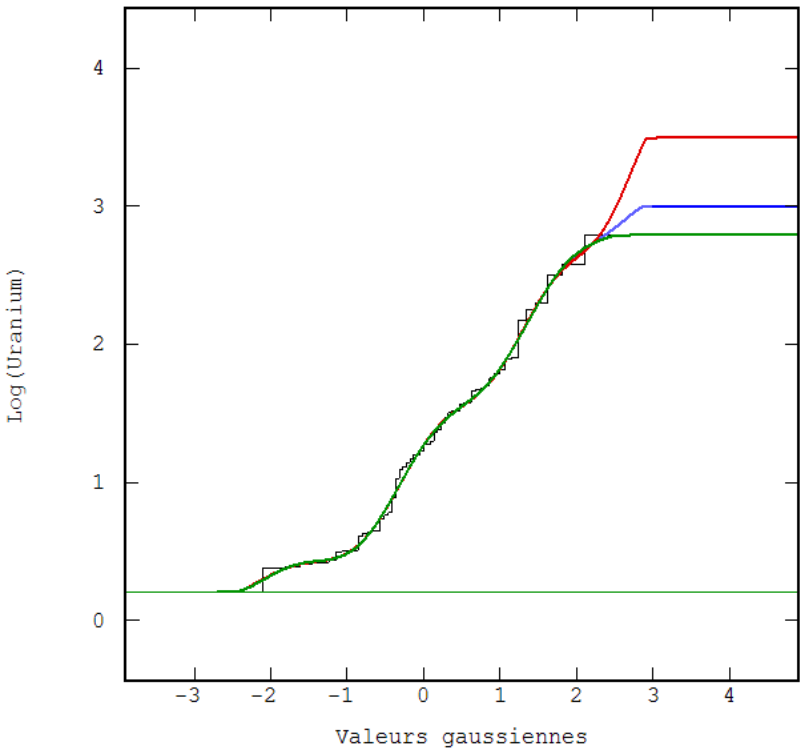


Figure 77 : Trois scénarios de valeurs maximales pour l'anamorphose du logarithme décimal des activités massiques en uranium.

Le scénario présenté en vert sur la Figure 77 correspond à l'anamorphose écrêtée à la valeur maximale des données expérimentales. C'est le scénario inférieur. Le scénario intermédiaire (en bleu) permet d'aller jusqu'à 3 et le scénario supérieur (en rouge), jusqu'à 3,5 (correspondant à environ 3160 Bq/g).

L'effet de la modélisation de ces valeurs fortes sur l'anamorphose est visible sur les post-traitements des simulations conditionnelles. Les différentes distributions des termes sources correspondant aux trois anamorphoses retenues sont reprises à la Figure 78.

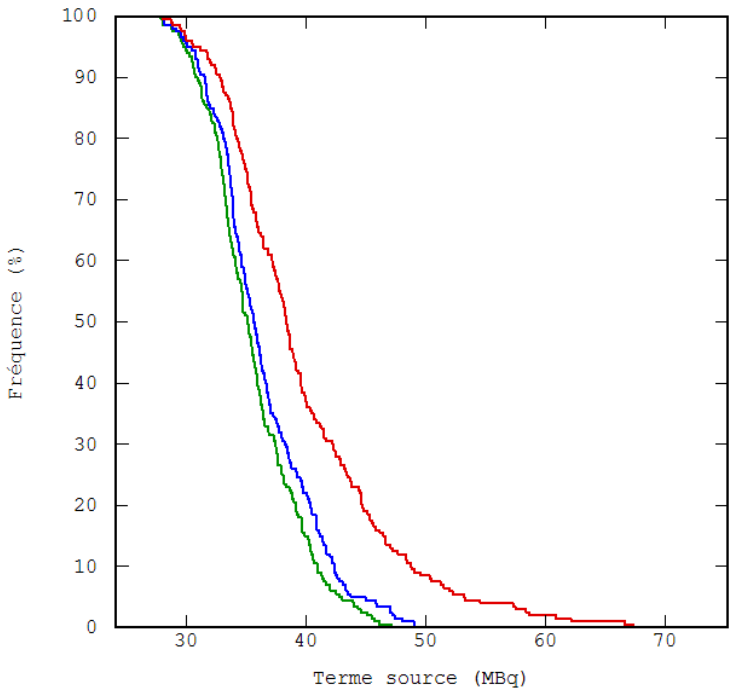


Figure 78 : Evolution de la distribution des termes sources en fonction de la valeur maximale retenue pour l'anamorphose.

L'incidence sur l'estimation du terme source est relativement importante. En particulier, la queue de distribution des termes sources s'étale de plus en plus lorsque la valeur maximale possible augmente, ce qui ne facilite pas l'analyse de risque : l'intervalle de confiance autour du terme source médian grandit très rapidement. Il peut donc être intéressant de limiter les incertitudes sur les valeurs les plus fortes en investiguant le point présentant la valeur maximale ou supposée telle.

Les conséquences sur les probabilités de dépassement de seuil à l'échelle des pièces est quasiment nul, ce qui est plutôt normal puisque les seuils considérés sont bien inférieurs à la valeur maximale.

Enfin, la même approche pourrait être envisagée pour les valeurs faibles, mais leur contribution est nulle pour le terme source et leur effet sur les probabilités de dépassement l'est également.

III.4. Modélisation conjointe aux points communs de données

Les nombres de mesures surfaciques et de mesures massiques sont relativement différents, respectivement de 1617 et 56. De plus, les prélèvements massiques investiguent plus particulièrement des zones où les niveaux d'activité sont variables ou élevés. Les mesures surfaciques ont une couverture homogène de l'ensemble de l'atelier. Il est donc nécessaire d'analyser cette différence d'information, notamment en ce qui concerne la modélisation des distributions par anamorphose et l'effet sur les cartographies et les estimations.

En effet, l'anamorphose sur les mesures surfaciques peut être réalisée soit sur l'ensemble des données disponibles, soit sur les seuls points communs avec les prélèvements. Par commodité,

nous appellerons la première « l'anamorphose complète » et la seconde « l'anamorphose réduite ». La Figure 79 présente le nuage de corrélation entre les transformées gaussiennes complète ou réduite des mesures surfaciques. L'incidence sur l'estimation par krigeage simple sur la transformée gaussienne des données massiques est également présentée.

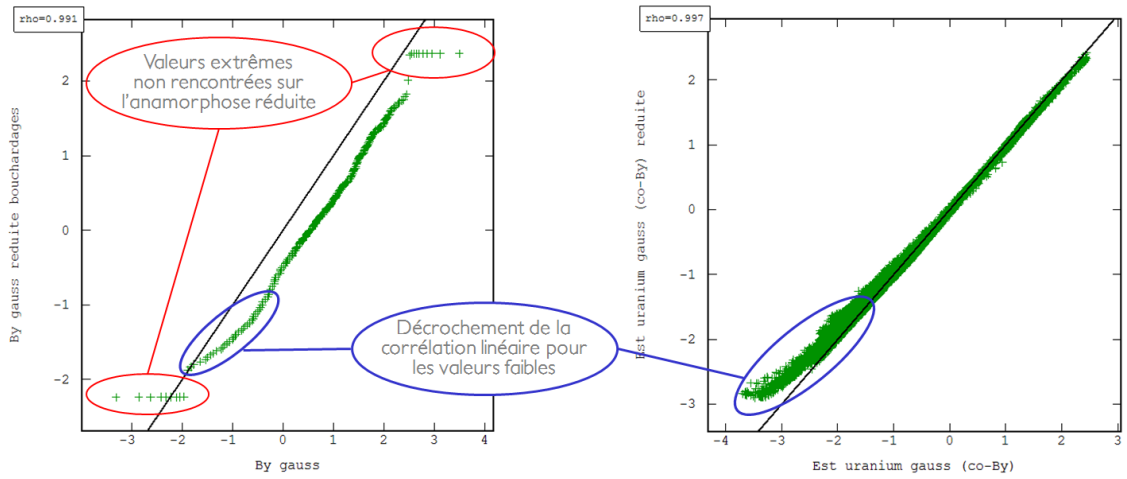


Figure 79 : Nuages de corrélation entre les transformées gaussiennes des mesures surfaciques (à gauche) et les estimations par krigeage de la transformée gaussienne des activités massiques (à droite) selon que l'anamorphose sur les mesures surfaciques est réalisée sur l'ensemble des données (abscisses) ou réduite aux points communs avec les données massiques (ordonnées).

Le nuage de corrélation des transformées gaussiennes des mesures montre que l'anamorphose réduite conduit à des valeurs gaussiennes plus faibles que l'anamorphose complète. Du fait du nombre réduit, les valeurs extrêmes sont également écrêtées aux valeurs gaussiennes maximale et minimale rencontrées aux points communs (en rouge sur la Figure 79). Quant à la sous-estimation, elle est relativement constante sur la gamme des valeurs, donc sans effet sur les résultats de cokrigeage, sauf pour les valeurs les plus faibles où un décrochage est visible sur les deux graphiques (en bleu).

L'incidence sur les estimations de terme source est nulle : de légères modifications des valeurs faibles sont négligeables par rapport aux contributions des valeurs fortes qui restent inchangées. L'incidence sur les probabilités de dépassement de seuil est quasiment nulle également, sauf pour des valeurs de seuil extrêmement faibles. Cependant, l'échantillonnage par prélèvement employé n'a pas été dimensionné pour investiguer avec précision les niveaux de contamination très faibles. Les incertitudes proviennent alors autant du problème des points communs entre mesures surfaciques et données massiques que de l'échantillonnage insuffisant dans les zones faibles.

Chapitre 9

Structuration des valeurs extrêmes

Les mesures surfaciques $\beta\gamma$ de l'atelier D des ATUE ont jusqu'alors été transformées par anamorphose gaussienne pour pouvoir utiliser des techniques de géostatistique non linéaire. Les polynômes d'Hermite permettent de réaliser le krigeage disjonctif des données sur la base du modèle isofactoriel associé.

Cependant, l'hypothèse du modèle bi-gaussien classique n'est pas vérifiée avec ces données : il existe une structuration des valeurs extrêmes. Les modèles isofactoriels hermitien et de Laguerre permettent alors une évolution continue du lien bivariable, du modèle mosaïque au modèle purement diffusif. Le paramètre de structuration des valeurs extrêmes est alors estimé en modèle bêta. Les résultats obtenus avec ce modèle isofactoriel sont comparés à ceux obtenus sous l'hypothèse bigaussienne.

I. Vérification de l'hypothèse multigaussienne

I.1. Rappel du contexte

Jusqu'à présent, les cartographies et les estimations ont été obtenues sous l'hypothèse d'une distribution multigaussienne de la transformée gaussienne $Y(x)$ de $Z(x)$ telle que $Z(x) = \varphi\big(Y(x)\big)$, φ étant la fonction d'anamorphose. Les données $Z(x_\alpha)$ sont transformées en données $Y(x_\alpha)$. Ce cadre est notamment requis pour l'utilisation de l'espérance conditionnelle ainsi que pour la réalisation de certaines simulations géostatistiques. Par construction, la transformation par anamorphose permet d'obtenir une distribution marginale gaussienne (Chapitre 3). Cela ne garantit toutefois pas que la loi spatiale (multivariable) soit également gaussienne, c'est-à-dire que toute combinaison linéaire de ses valeurs suive une loi gaussienne.

La vérification du caractère multigaussien est extrêmement exigeante et difficile. Cette hypothèse requiert la connaissance de l'ensemble des lois de distribution multivariable, qui doivent donc être gaussiennes. Dans la pratique, cette vérification est impossible à réaliser à partir des

seules données expérimentales et l'on se contente généralement de confirmer le caractère gaussien des lois bivariables.

I.2. Tests de l'hypothèse bigaussienne

La loi bivariable décrit la distribution des couples de valeurs $\big(Y(x), Y(x+h)\big)$. Le modèle bigaussien suppose que toute combinaison linéaire de $Y(x)$ et $Y(x+h)$ suit encore une loi gaussienne. La densité de probabilité conjointe de $Y(x)$ et $Y(x+h)$ est caractérisée par leur coefficient de corrélation linéaire $\rho = \rho(h)$ et s'écrit :

$$g_\rho(y_1, y_2) = \frac{1}{2\pi\sqrt{1-\rho^2}} exp\left(-\frac{y_1^2 - 2\rho y_1 y_2 + y_2^2}{2(1-\rho^2)}\right)$$

Plusieurs tests permettent de vérifier la validité de cette hypothèse (Emery, 2001b).

Utilisation des nuages de corrélation différée

Sous l'hypothèse de binormalité, les courbes d'isodensité du couple $\big(Y(x), Y(x+h)\big)$ sont des ellipses concentriques. Elles sont indépendantes de la position x considérée du fait de l'hypothèse de stationnarité. Ainsi, le nuage de corrélation différée entre $Y(x)$ et $Y(x+h)$ doit avoir une forme elliptique, dont la forme exacte dépend de *h*.

Lorsque *h* est « grand » (par rapport à la structure spatiale du phénomène), les courbes d'isodensité sont circulaires du fait de l'absence de corrélation à des distances importantes. Lorsque *h* est « petit », le nuage de corrélation se resserre autour de la première bissectrice puisqu'alors $Y(x+h)$ est de mieux en mieux corrélé avec $Y(x)$. C'est ce que semblent indiquer les nuages de corrélation différée obtenus pour la transformée gaussienne des mesures surfaciques βγ (Figure 80).

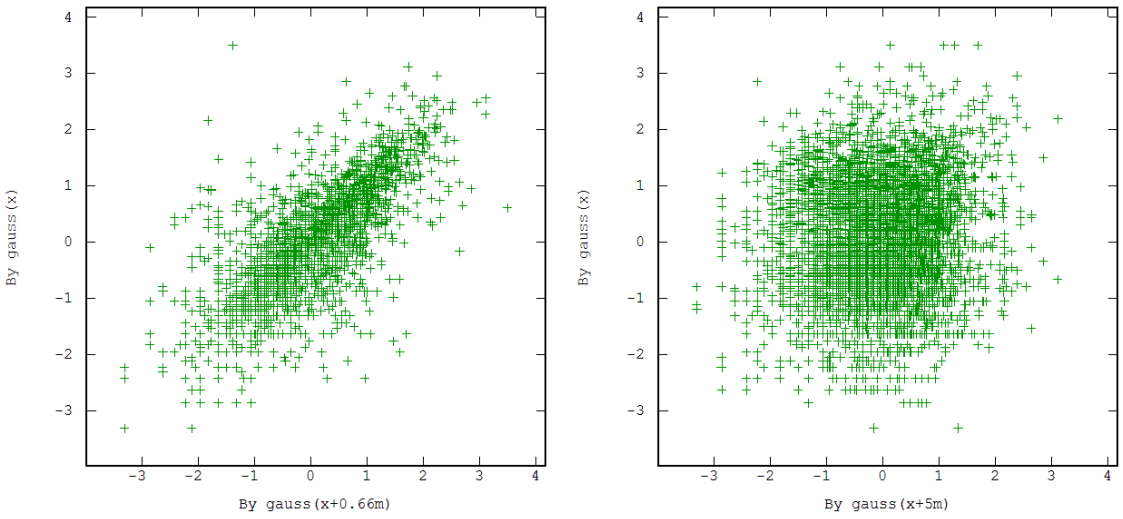


Figure 80 : Nuages de corrélation différée pour une distance de 0,66 m (à gauche) et de 5 m (à droite).

L'utilisation des nuages de corrélation différée pour de nombreuses distances permet le test le plus complet, mais est aussi le plus difficile à réaliser, pour vérifier le caractère bigaussien de la variable. En effet, ce travail fastidieux se heurte à une décision plutôt qualitative quant au carac-

tère elliptique des courbes d'isodensité. Des tests plus synthétiques mais moins exigeants sont alors employés.

Comparaison du variogramme et du madogramme

Le variogramme d'ordre 1, aussi appelé « madogramme », est défini par :

$$\gamma_1(h) = \frac{1}{2} E|Y(x+h) - Y(x)|$$

Sous l'hypothèse bigaussienne, variogramme et madogramme sont liés par la relation :

$$\frac{\sqrt{\gamma(h)}}{\gamma_1(h)} = \sqrt{\pi}$$

Ce ratio doit donc être indépendant de la distance h. La Figure 81 présente le calcul de ce ratio à partir des variogrammes expérimentaux des transformées gaussiennes des données.

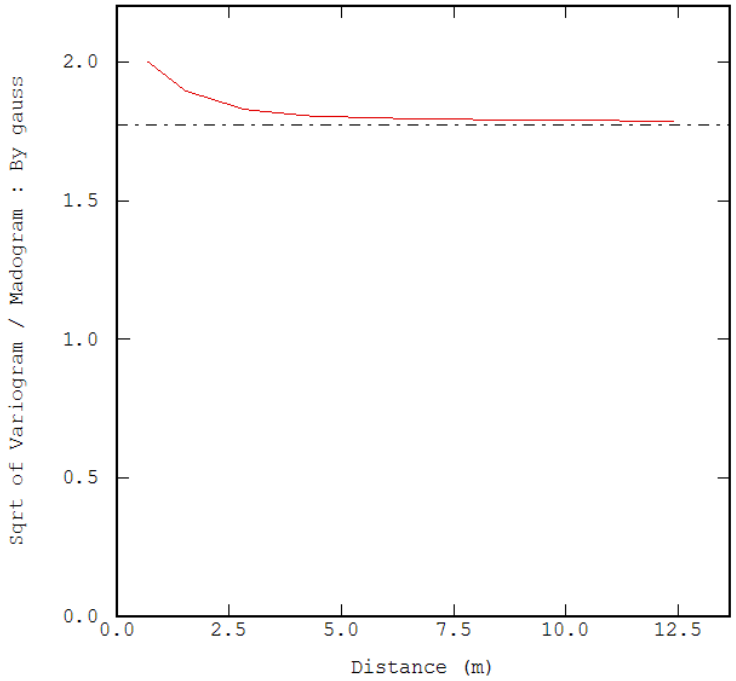


Figure 81 : Test du caractère bigaussien par le ratio entre la racine carrée du variogramme et le madogramme. La courbe expérimentale (en rouge) doit être constante et égale à $\sqrt{\pi}$ (ligne en tirets-points).

Le critère n'est visiblement pas respecté, en particulier aux petites distances, précisément là où il est important de modéliser correctement la corrélation spatiale entre les données.

Ce test est relativement simple à mettre en place, mais il ne constitue qu'une vérification partielle du caractère bigaussien (condition nécessaire mais non suffisante). D'autres tests plus exhaustifs existent : lien entre covariance de la variable brute et de sa transformée (par le développement de l'anamorphose en polynômes d'Hermite), lien entre covariance et variogramme des indicatrices, etc. Cependant, du fait que le lien entre variogramme et madogramme ne satisfait pas la relation attendue pour une distribution bigaussienne, il n'est pas nécessaire de poursuivre ces tests.

L'hypothèse multigaussienne employée jusqu'à présent pour l'espérance conditionnelle et pour les simulations géostatistiques n'est donc pas vérifiée. Cela implique alors d'utiliser un estimateur non linéaire moins puissant mais également moins sophistiqué que l'espérance conditionnelle : le krigeage disjonctif, qui se généralise à d'autres cas que le modèle bigaussien.

II. Présentation des modèles isofactoriels

Les aspects théoriques des modèles isofactoriels et du krigeage disjonctif sont principalement issus de Emery (2001b). On pourra également se référer à Matheron (1976), Armstrong and Matheron (1986a et 1986b), Lajaunie (1993), Rivoirard (1994) et Chilès and Delfiner (1999). Des informations complémentaires sur le modèle bigamma sont présentées par Emery (2005), et par Hu et Lantuejoul (1988) pour le modèle de Laguerre.

II.1. Krigeage disjonctif en modèle isofactoriel

L'objectif est ici l'estimation d'une fonction φ de la variable $Y(x)$ en un site x fixé à partir des données disponibles $\{Y(x_1) = y_1, \dots, Y(x_n) = y_n\}$. Le krigeage disjonctif de $\varphi\big(Y(x)\big)$, noté $\varphi^{KD}\big(Y(x)\big)$, est défini comme l'estimateur optimal (au sens de la minimisation de l'erreur quadratique moyenne) parmi la classe des toutes les combinaisons linéaires de fonctions monovariables sur les données (Chapitre 4) :

$$\varphi^{KD}\big(Y(x)\big) = \sum_{\alpha=1}^{n} \Psi_\alpha[Y(x_\alpha)]$$

C'est un objectif intermédiaire entre le krigeage, qui n'utilise que des fonctions linéaires des données, et l'espérance conditionnelle, qui constitue une seule fonction multivariée. La connaissance des distributions bivariables de $\{Y(x), Y(x_1), \dots, Y(x_n)\}$ est suffisante pour obtenir cette estimation. La résolution des équations du krigeage disjonctif est grandement simplifiée dans le cas particulier, et pourtant relativement général, des modèles isofactoriels (le plus connu étant le modèle bi-gaussien).

La propriété principale d'un modèle isofactoriel est l'existence d'une famille de fonctions $\{\chi_p\}_{p\in\mathbb{N}}$, appelées facteurs, formant une base orthonormée par rapport à la densité marginale de $Y(x)$. Ainsi, toute transformation $\varphi(Y)$ peut se décomposer sous la forme :

$$\varphi\big(Y(x)\big) = \sum_{p=0}^{+\infty} \varphi_p \chi_p[Y(x)]$$

Les facteurs $\chi_p[Y(x)]$, de covariance $T_p(h)$, sont non corrélés : leur krigeage disjonctif s'identifie à leur krigeage simple, de la forme :

$$\chi_p^{KS}[Y(x)] = \sum_{\alpha=1}^{n} \lambda_{p\alpha} \chi_p[Y(x_\alpha)]$$

Par linéarité du krigeage disjonctif vis-à-vis de la quantité à estimer, il vient :

$$\varphi^{KD}\big(Y(x)\big) = \sum_{p=0}^{+\infty} \varphi_p \chi_p^{KS}[Y(x)]$$

Le modèle isofactoriel est donc spécifié lorsque les covariances $T_p(h)$ sont connues. A noter que les $\lambda_{p\alpha}$, et donc les fonctions χ_p^{KS}, dépendent de x.

II.2. Cas particulier des facteurs polynomiaux

Pour certains modèles isofactoriels, les facteurs sont des polynômes orthogonaux associés à la distribution marginale considérée : polynômes d'Hermite pour une loi de Gauss, polynômes de Laguerre pour une loi gamma, pour ne citer que les deux modèles les plus courants. χ_p est alors un polynôme de degré p et les coefficients sont liés aux moments d'ordre k ($k \leq p$) de la distribution marginale. La construction de systèmes de polynômes orthogonaux est ainsi particulièrement adaptée à l'utilisation de modèles isofactoriels grâce au développement polynomial de l'anamorphose. Les φ_p sont les coefficients du développement polynomial.

Le modèle purement diffusif est celui pour lequel les covariances $T_p(h)$ sont de la forme $\rho^p(h)$. Une fonction aléatoire suivant une loi spatiale gaussienne possède par conséquent une distribution bigaussienne et entre dans le cadre du modèle purement diffusif. De manière plus générale, les covariances $T_p(h)$ peuvent être vues comme les moments d'ordre p d'une variable aléatoire :

$$T_p(h) = \int \rho^p \varpi_h(d\rho)$$

Le support de la distribution ϖ_h doit être inclus dans l'intervalle autorisé pour les valeurs de ρ, à savoir [-1,1] pour la distribution marginale gaussienne et [0,1] pour la distribution marginale gamma.

II.3. Structuration des valeurs extrêmes en modèle bêta

A partir de l'expression générale des covariances $T_p(h)$ des facteurs, on retrouve le modèle purement diffusif avec une distribution ϖ_h concentrée sur la seule valeur $\rho(h)$: $T_p(h) = \rho^p(h)$. Lorsque p augmente, les coefficients tendent vers un effet de pépite.

Lorsque la distribution ϖ_h est concentrée sur les valeurs 0 et 1, avec des probabilités respectivement $1 - \rho(h)$ et $\rho(h)$, alors $T_p(h) = \rho(h)$ $(n \geq 1)$. Tous les facteurs ont la même covariance, à l'exception de l'ordre 0 pour lequel $T_0(h) \equiv 1$. C'est le modèle mosaïque.

Les deux cas particuliers présentés constituent les deux situations extrêmes : il y a déstructuration totale des valeurs extrêmes dans le modèle purement diffusif alors que, dans le modèle mosaïque, il n'y a aucune déstructuration.

Le modèle bêta permet de décrire des situations intermédiaires de structuration des valeurs extrêmes. Il consiste en un mélange de tous les modèles purs à coefficient de corrélation positif.

Plus précisément, la distribution ϖ_h suit une loi bêta de paramètres $\beta\rho(h)$ et $\beta\big(1-\rho(h)\big)$, où β est un paramètre positif. Les covariances $T_p(h)$ s'écrivent alors sous la forme :

$$T_p(h) = \frac{\Gamma(\beta)}{\Gamma(\beta+p)} \frac{\Gamma(\beta\rho(h)+p)}{\Gamma\big(\beta\rho(h)\big)}$$

où Γ est la fonction eulérienne gamma qui interpole la fonction factorielle.

A titre d'illustration, la Figure 82 présente, pour différentes valeurs du paramètre β, la covariance du dixième facteur lorsque $\rho(h)$ est une covariance exponentielle de palier unité et de portée 8 m. Le modèle mosaïque correspond à $\beta = 0$ et le modèle purement diffusif est obtenu lorsque β tend vers l'infini. Le modèle bêta permet donc une évolution continue entre ces deux bornes, modélisant ainsi la plus ou moins forte structuration des valeurs extrêmes.

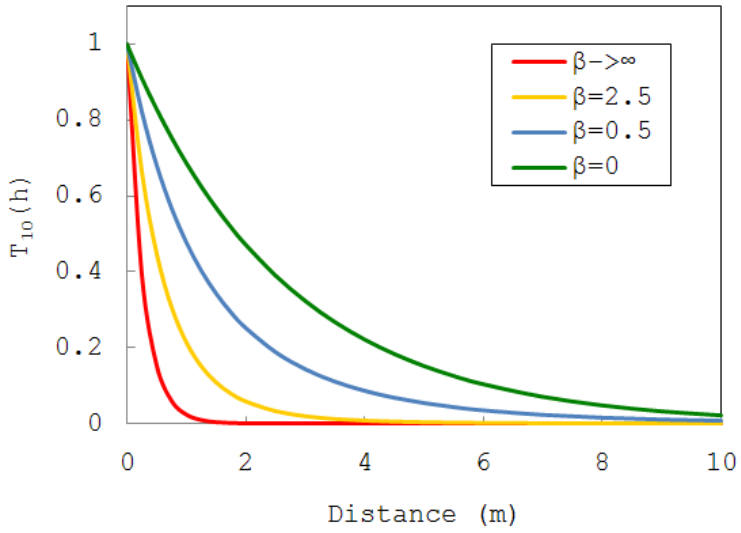


Figure 82 : Covariance du dixième facteur pour différentes valeurs du paramètre β. Les valeurs extrêmes, 0 et +∞, correspondent respectivement au modèle mosaïque et au modèle purement diffusif. $\rho(h)$, covariance du premier facteur, est une covariance exponentielle de portée 8 m.

Avec ce modèle bêta, l'inférence du paramètre β est possible par la comparaison du madogramme et du variogramme normés (respectivement $\tilde{\gamma}_1$ et $\tilde{\gamma}$) qui sont liés par la relation :

$$\tilde{\gamma}_1(h) = \frac{\Gamma(\beta)}{\Gamma\left(\beta+\frac{1}{2}\right)} \frac{\Gamma\left(\beta\tilde{\gamma}(h)+\frac{1}{2}\right)}{\Gamma\big(\beta\tilde{\gamma}(h)\big)}$$

La Figure 83 présente le graphe de $\tilde{\gamma}_1$ en fonction de $\tilde{\gamma}$ pour différentes valeurs du paramètre β. Pour les extrema du paramètre, 0 et +∞, on retrouve respectivement le modèle mosaïque et le modèle purement diffusif.

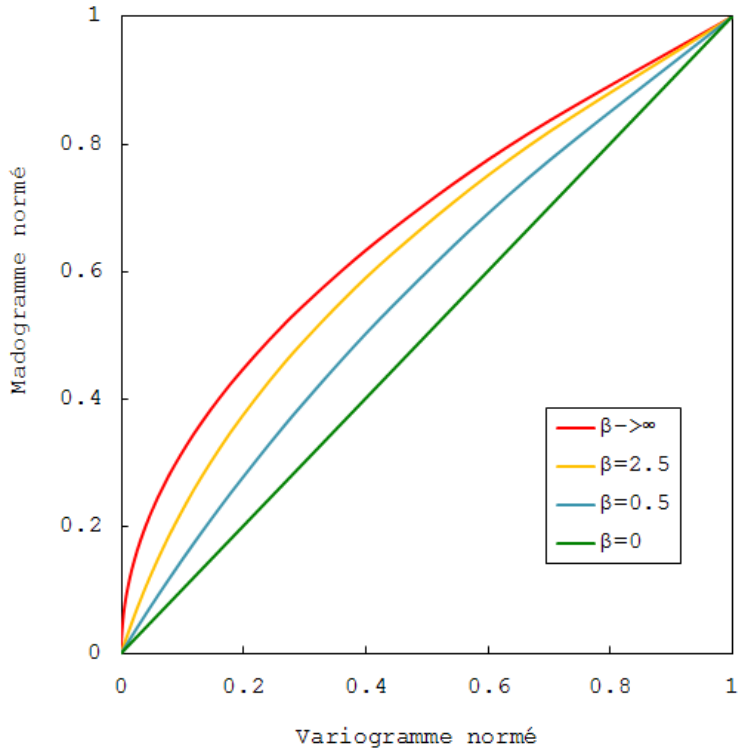


Figure 83 : Lien entre madogramme et variogramme normés en modèle bêta pour différentes valeurs du paramètre β. Les bornes, 0 et +∞, correspondent respectivement au modèle mosaïque (lien proportionnel) et au modèle purement diffusif (lien en racine carrée).

II.4. Apports des modèles isofactoriels

L'utilisation des modèles isofactoriels ne se limite pas au krigeage disjonctif. La connaissance des distributions bivariables ponctuelles est une information riche qui permet l'estimation de grandeurs plus sophistiquées.

En particulier, la problématique du changement de support vise à estimer des grandeurs sur des blocs à partir de mesures ou d'échantillons ponctuels : distribution locale des valeurs des blocs, activité moyenne au-dessus d'un seuil, proportion de blocs dépassant un seuil fixé, etc. Un certain nombre de modèles isofactoriels permettent ainsi de répondre à cette problématique de changement de support. Ils sont notamment fondés sur la distribution gaussienne, avec le très répandu modèle gaussien discret, ou sur la distribution gamma (Chilès and Delfiner, 1999). Ils supposent que les distributions de points, de blocs ainsi que la distribution entre points et blocs suivent des lois isofactorielles. Ils nécessitent de déterminer la fonction d'anamorphose des blocs φ_v à partir de celle des points et d'un coefficient de changement de support. Ceci est obtenu en utilisant la relation de Cartier $E\left[\varphi\left(Y(x)\right)|Y_v\right] = \varphi_v(Y_v)$ pour une position x randomisée dans le bloc v. Des hypothèses et des choix sont nécessaires pour expliciter les fonctions de covariance des différents ordres du développement polynomial, en particulier avec l'utilisation d'un modèle bêta. Cela permet finalement de réaliser le krigeage disjonctif des blocs.

Enfin, il est possible d'obtenir des simulations conditionnelles pour des fonctions aléatoires non gaussiennes, notamment par l'utilisation des simulations séquentielles isofactorielles (Emery, 2001b). Elles se basent, par analogie avec l'espérance conditionnelle, sur l'utilisation de la pseu-

do-densité du krigeage disjonctif :

$$f_{KD}(x; y|(n)) = f(y) \sum_{p=0}^{+\infty} \chi_p(y) \chi_p^{KS}[Y(x)]$$

Sous certaines conditions, comparables à celles mises en place pour le changement de support, la méthode séquentielle isofactorielle permet la simulation directe des valeurs des blocs sans passer par des simulations ponctuelles.

III. Application des modèles isofactoriels

III.1. Modèle hermitien

Détermination du paramètre β

Le modèle hermitien utilise les polynômes d'Hermite vus au Chapitre 8 §III. Il est donc associé à la distribution marginale gaussienne. Le paramètre β de structuration des valeurs extrêmes est aisément déterminé en positionnant les points expérimentaux obtenus sur le variogramme et ceux du madogramme (Figure 84).

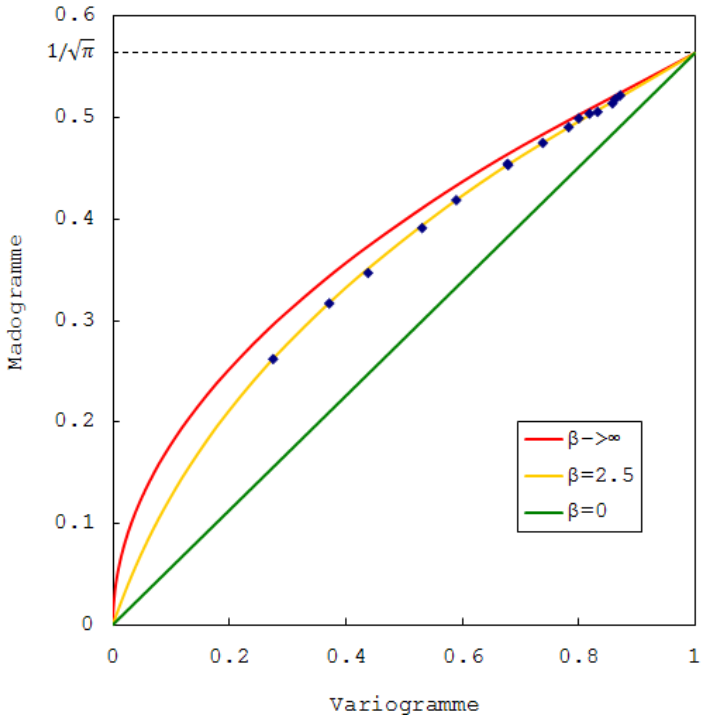


Figure 84 : Détermination du paramètre β en modèle bêta par comparaison des points expérimentaux du variogramme et du madogramme (♦).

Il est raisonnable de considérer une valeur de 2,5 pour le paramètre β. Il est à noter que la courbe obtenue pour un paramètre de 2,5 (en jaune sur la Figure 84) n'est pas très éloignée de celle obtenue pour un paramètre β relativement grand ($+\infty$), correspondant à une distribution bi-gaussienne (sans structuration des valeurs extrêmes).

Comparaison entre modèle bêta et hypothèse bigaussienne

Malgré les problèmes d'anamorphose gaussienne soulevés au Chapitre 8 §III, la variable d'étude n'est pas initialement transformée par logarithme décimal. Cela permettra une comparaison plus aisée avec les anamorphoses gamma. La variable initiale est assez éloignée d'une distribution gaussienne ; les coefficients φ_p du développement polynomial diminuent progressivement sans toutefois devenir complètement négligeables (Figure 85). Le développement est tronqué à l'ordre 30 sans trop de perte d'information, bien que la convergence ne soit pas tout à fait atteinte.

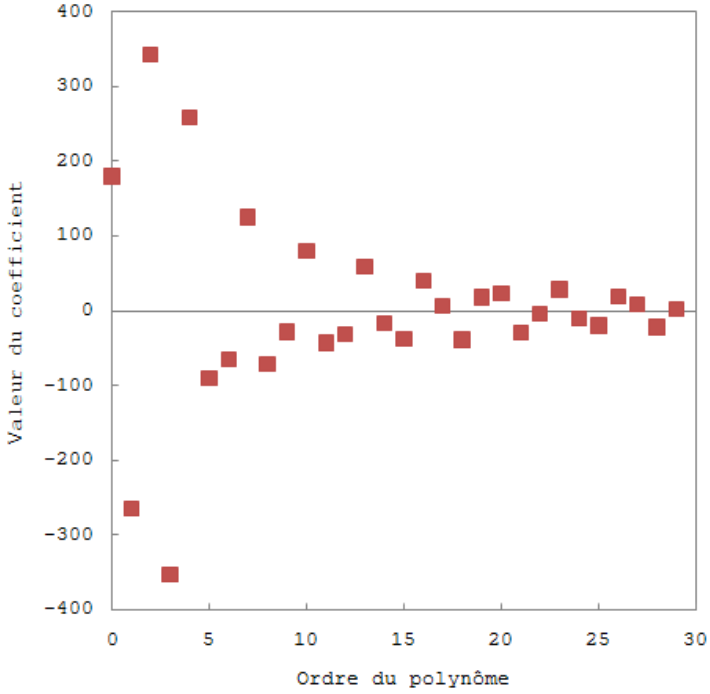


Figure 85 : Evolution des coefficients du développement polynomial par anamorphose gaussienne.

L'analyse porte sur les différences d'estimation par krigeage disjonctif en modèle isofactoriel, en modèle hermitien (avec le paramètre β) ou sous l'hypothèse bi-gaussienne. Les quatre sous-ensembles de données déjà employés au Chapitre 8 §II.1 sont réutilisés afin d'effectuer une réestimation aux points de validation (les sous-ensembles de données sont extraits du jeu complet en retirant à chaque fois le quart des données selon un maillage régulier ; chaque sous-ensemble est donc constitué des trois quarts des points de mesures, le quart restant servant pour la validation). Les résultats sont ensuite présentés de manière globale en regroupant les quatre quarts des points de validation.

Dans un premier temps, la comparaison des estimations des différents facteurs selon les deux modèles met en évidence une corrélation linéaire très forte avec un coefficient compris entre 0,994 et 1. La principale différence réside dans la pente de la régression linéaire entre les deux krigeages simples des facteurs. Le Tableau 12 présente cette pente pour les 10 premiers facteurs. L'estimation en modèle béta fournit systématiquement des gammes de valeurs plus étendues. La pente est très proche de 1 pour les quelques premiers facteurs, puis diminue rapidement lorsque l'ordre du facteur augmente. En modèle bi-gaussien, la fonction de covariance se dégrade plus rapidement et tend vers un effet de pépite ; les estimations se rapprochent alors plus rapidement vers la valeur moyenne.

Ordre *p*	**0**	**1**	**2**	**3**	**4**
Pente	**-**	**1**	**0.99**	**0.96**	**0.9**
Ordre *p*	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**
Pente	**0.8**	**0.7**	**0.58**	**0.46**	**0.37**

Tableau 12 : Pente de la régression linéaire entre les krigeages disjonctifs des 10 premiers facteurs (modèle bi-gaussien par rapport au modèle bêta).

Dans un second temps, les estimations par krigeage simple des différents facteurs χ_p^{KS} sont sommées avec les coefficients de l'anamorphose (Figure 85) pour obtenir le krigeage disjonctif des mesures surfaciques βγ. Les erreurs par rapport à la vraie valeur sont très semblables pour les deux modèles : leur corrélation linéaire est bonne avec un coefficient de régression de 0,990. L'écart-type de la différence entre les deux estimations par krigeage disjonctif est plus de 12 fois inférieur à celui de la différence entre l'un des krigeages disjonctifs et la vraie valeur (Figure 86). Enfin, il est possible de réaliser le krigeage disjonctif de n'importe quelle fonction des niveaux de rayonnement βγ, par exemple la fonction indicatrice associée à un niveau d'activité donné. Les χ_p^{KS} restent inchangés, seuls les coefficients φ_p sont modifiés dans la formule du krigeage disjonctif.

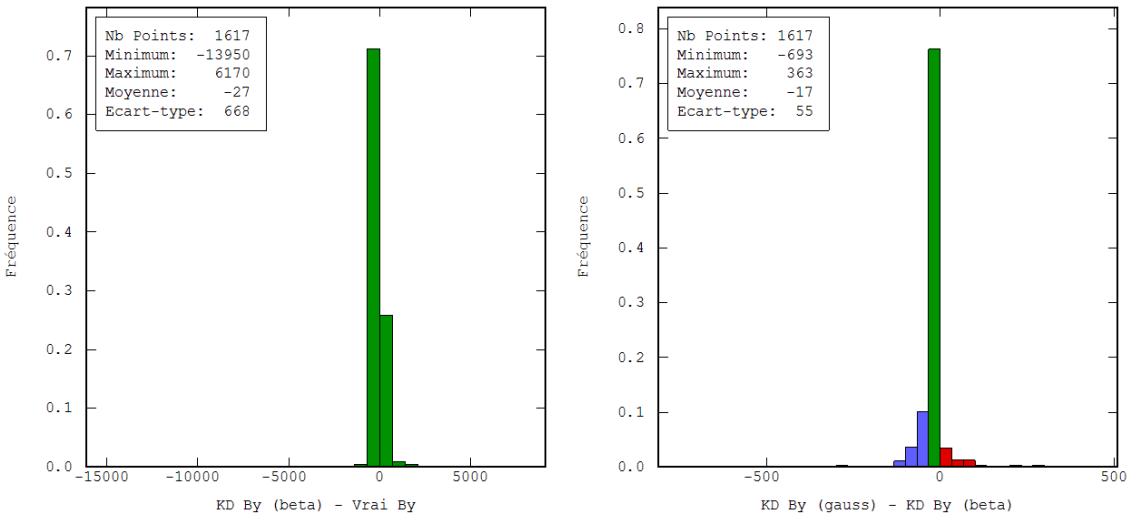


Figure 86 : Histogramme de l'écart entre le krigeage disjonctif en modèle bêta et la vraie valeur de la mesure surfacique βγ (à gauche). Histogramme de la différence entre les deux krigeages disjonctifs (à droite). Noter la différence d'échelle.

La Figure 87 illustre la répartition spatiale de l'écart entre les deux estimations par krigeage disjonctif (partie de droite de la Figure 86). Les points où l'estimation en modèle bêta est supérieure à celle obtenue en modèle bi-gaussien sont regroupés spatialement (en bleu), particulièrement dans les zones où les mesures surfaciques βγ sont localement plus élevées. Certains points chauds isolés (sur un seul point de mesure) et quelques zones à très forte variabilité présentent des valeurs plus fortes sous l'hypothèse bi-gaussienne qu'en modèle bêta (en rouge sur la figure).

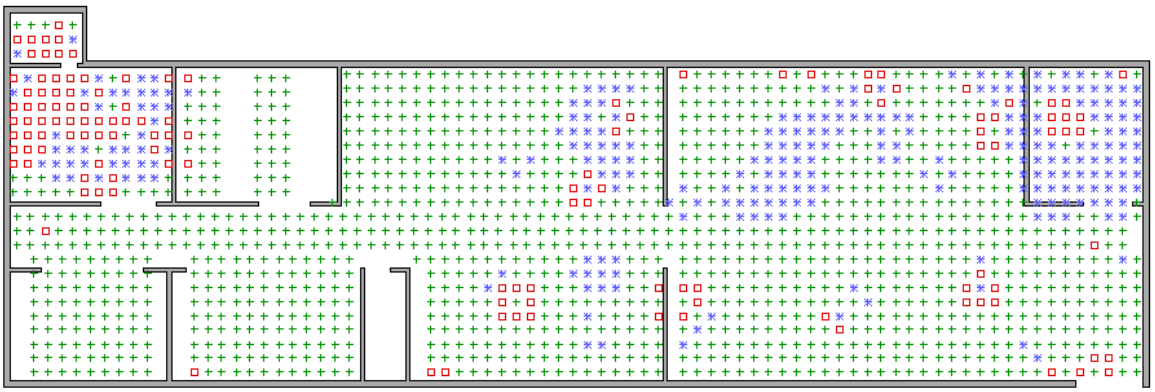


Figure 87 : Localisation des écarts entre les deux krigeages disjonctifs. Code de couleur en lien avec la Figure 86.

III.2. Modèle de Laguerre

Limitation de la modélisation gaussienne

La Figure 87 semble montrer une plus forte structuration des valeurs fortes que des valeurs faibles. Cette observation est confirmée par les variogrammes des indicatrices de la Figure 88. La fonction indicatrice $\mathbb{I}_{z(x)>z_c}$ vaut 1 si $z(x) > z_c$ et 0 sinon. Sur la figure, les variogrammes sont calculés, non pas par rapport à des niveaux de signal émergent, mais par rapport à une fréquence cumulée (ainsi, $\mathbb{I}_{P16}$ code l'information des mesures surfaciques βγ par 0 si la valeur mesurée fait partie des 16 % des valeurs les plus faibles, et les autres points par 1). Les paliers sont normés à partir de la proportion considérée. Dans le cas gaussien, les variogrammes associés à P16 et P84 doivent être identiques (symétrie des P_ω et $P_{1-\omega}$) ; il doit en aller de même pour les variogrammes associés à P6,7 et P93,3 ou à P2,5 et P97,5. Ce n'est manifestement pas le cas ici.

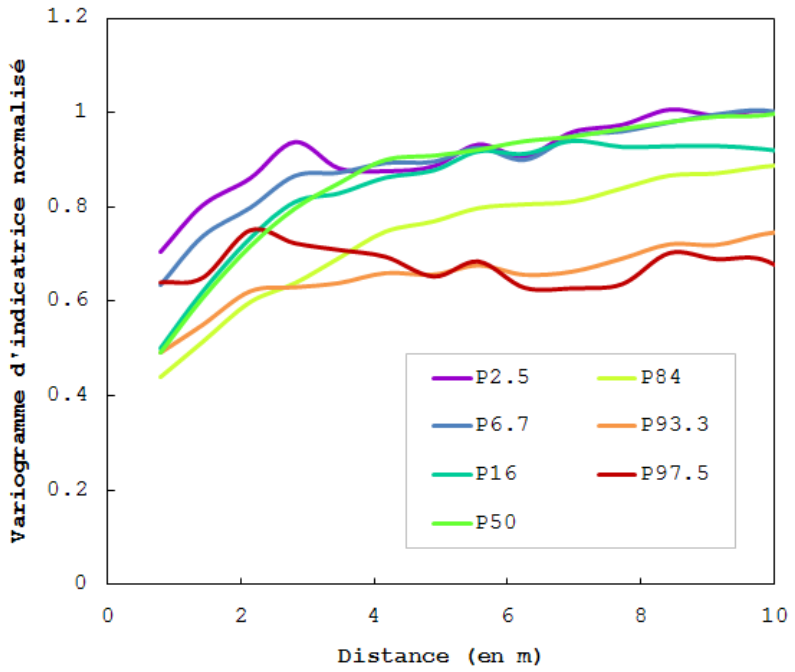


Figure 88 : Variogrammes expérimentaux des mesures surfaciques βγ pour différentes proportions.

De plus, il a été observé au Chapitre 8 §III que la modélisation de la distribution marginale des données à partir de la loi gaussienne était maladroite pour les valeurs faibles (oscillations non souhaitées du fait du développement avec les polynômes d'Hermite). Ce problème est directement lié à la forte dissymétrie de l'histogramme des données. La loi gaussienne utilisée comme loi marginale est assez éloignée de celle des données brutes et le développement polynomial ne se stabilise pas à partir d'un certain ordre : les coefficients oscillent autour de zéro sans toutefois devenir négligeables (voir également Figure 85).

Loi gamma et polynômes de Laguerre

Les différents éléments présentés montrent les limites de l'utilisation d'une distribution marginale gaussienne. Dans ce cas, la distribution gamma est alors généralement employée. La loi marginale est une loi gamma réduite, définie sur $\mathbb{R}^+$, qui dépend d'un paramètre de forme α positif. La densité de probabilité gamma de paramètre α s'écrit :

$$g_\alpha(y) = \frac{1}{\Gamma(\alpha)} e^{-y} y^{\alpha-1} \text{ avec } \alpha > 0$$

L'espérance et la variance d'une variable gamma de paramètre α sont toutes deux égales à α. Le choix du paramètre α permet d'obtenir des formes relativement différentes pour la loi marginale (Figure 89) : fonction infinie en 0 et décroissante sur $\mathbb{R}^+$ pour $0 < \alpha < 1$, loi exponentielle pour $\alpha = 1$ et courbe en cloche s'annulant en 0 pour $\alpha > 1$. Pour des valeurs relativement grandes de α, la loi gamma converge vers la loi normale.

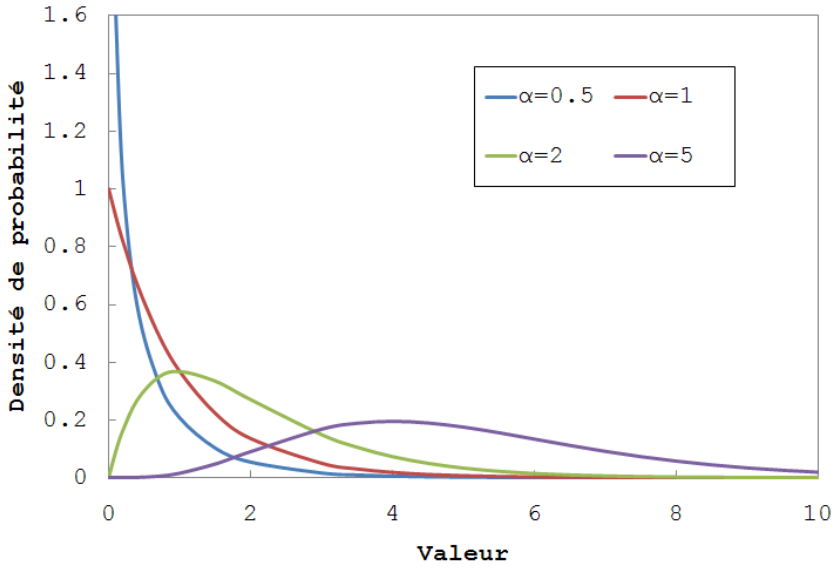


Figure 89 : Loi gamma pour différentes valeurs du paramètre α.

A l'instar des polynômes d'Hermite pour la densité gaussienne, les polynômes de Laguerre $\{L_n^\alpha(y)\}_{n\in\mathbb{N}}$ sont associés à la loi gamma et dépendent du paramètre α. Ils sont également définis par la formule de Rodrigues :

$$L_n^\alpha(y) g_\alpha(y) = \frac{d^n}{dy^n} g_{\alpha+n}(y)$$

Les polynômes de Laguerre de paramètre α peuvent aisément être calculés à partir de $L_0^\alpha(y) = 1$ et $L_1^\alpha(y) = 1 - (y/\alpha)$ et de la relation de récurrence pour les ordres supérieurs :

$$(\alpha + n)L_{n+1}^\alpha(y) = (2n + \alpha - y)L_n^\alpha(y) - nL_{n-1}^\alpha(y)$$

Une base orthonormée est obtenue par multiplication par le facteur $\sqrt{\Gamma(\alpha + n)/\Gamma(\alpha)n!}$.

L'utilisation des polynômes de Laguerre dans les modèles isofactoriels se fait à travers le développement polynomial de l'anamorphose gamma des données (Hu and Lantuejoul, 1988). La principale différence avec l'anamorphose gaussienne réside dans le choix du paramètre α de la loi gamma. Ce degré de liberté permet de mieux modéliser la dissymétrie de l'histogramme des données brutes ainsi que la structuration des valeurs fortes. Plusieurs critères ont été proposés pour déterminer ce paramètre par rapport à la distribution statistique des données.

Influence du paramètre α

Afin de comparer la modélisation de la structuration des valeurs fortes, plusieurs valeurs de paramètre α sont choisies dans une large gamme allant de 0,1 à 5. Comme attendu, l'utilisation d'un paramètre α fournissant une loi avec une forte dissymétrie, proche de celle des données brutes, conduit à un développement polynomial avec seulement une quinzaine de coefficients significatifs. Cela concerne typiquement les valeurs de α inférieures à 0,5. Pour des valeurs supérieures, le développement polynomial a plus de mal à converger et une oscillation de la valeur des coefficients peut être observée (Figure 90).

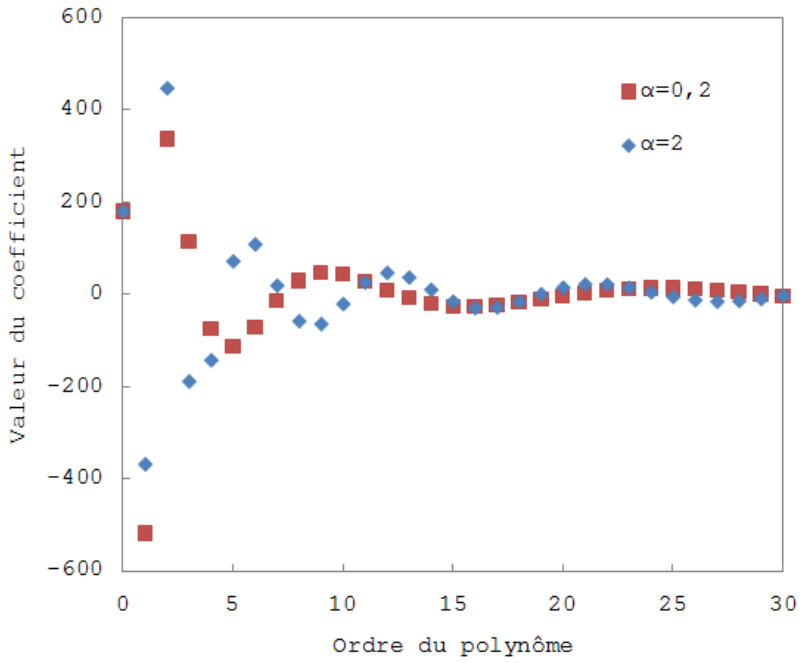


Figure 90 : Evolution des coefficients du développement par les polynômes de Laguerre en fonction de la valeur du paramètre α.

La détermination du paramètre β de structuration des valeurs fortes est réalisée par comparaison des points expérimentaux du variogramme et du madogramme (Figure 91). Pour un paramètre d'anamorphose α supérieur à 0,5, les points expérimentaux sont globalement en adéquation avec

une valeur β de 2,5 (comparable à celle obtenue en modèle hermitien, avec une loi marginale gaussienne). Pour des valeurs du paramètre α inférieures à 0,5, la valeur du paramètre β diminue progressivement, se rapprochant ainsi d'une valeur nulle, associée au modèle mosaïque.

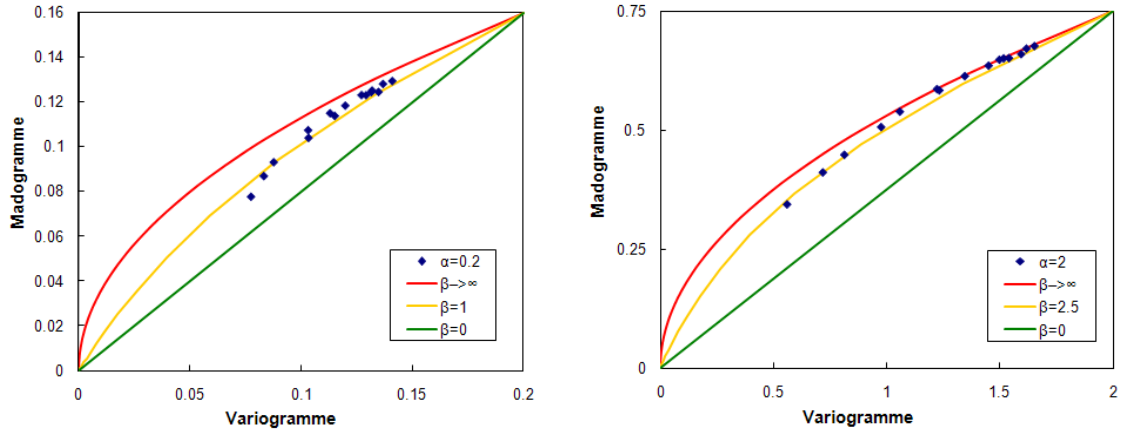


Figure 91 : Détermination du paramètre β par comparaison des points expérimentaux du variogramme et du madogramme pour la transformée gamma des mesures surfaciques $\beta\gamma$ pour un paramètre α de 0,2 (à gauche) et de 2 (à droite).

L'alignement des points expérimentaux sur les courbes théoriques en modèle bêta est moins satisfaisant en modèle de Laguerre qu'en modèle hermitien. En effet, les premiers points expérimentaux indiqueraient un paramètre β plus faible que celui ajusté pour les points suivants. Ceci est d'autant plus vrai lorsque le paramètre α est relativement faible.

Quant aux variogrammes obtenus en modèle de Laguerre (Figure 92), ils montrent une structuration spatiale de la grandeur d'étude qui se dégrade lorsque la valeur du paramètre α diminue : la variabilité à petite échelle est plus importante et la variabilité à plus grande distance tarde à atteindre la variance expérimentale.

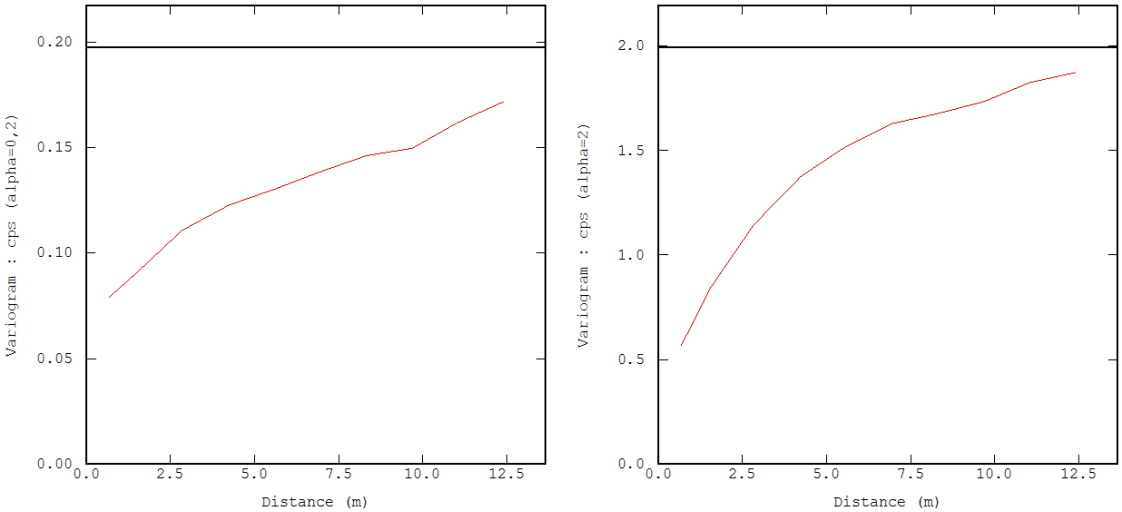


Figure 92 : Variogrammes expérimentaux pour la transformée gamma des mesures surfaciques $\beta\gamma$ pour un paramètre α de 0,2 (à gauche) et de 2 (à droite).

Ainsi, le choix du paramètre α s'orienterait, dans un premier temps, plutôt vers des valeurs relativement faibles (<0,5) par rapport à l'allure de la distribution statistique des données. Mais le paramètre de structuration des valeurs extrêmes en modèle bêta est alors relativement faible (<1), se rapprochant ainsi du modèle mosaïque. De plus, la structure spatiale se détériore : la variabilité spatiale est plus importante dès les petites distances et son augmentation moins forte.

En revanche, le choix d'un paramètre α supérieur à 1 n'apporte pas de grandes différences par rapport à la loi gaussienne pour ce qui est du paramètre β de structuration des valeurs extrêmes comme pour la structure spatiale observée sur les différents variogrammes. Ceci concorde avec le fait que la loi gamma converge vers une loi gaussienne pour un paramètre α grand.

Comparaison entre modèle de Laguerre et modèle hermitien

Le krigeage disjonctif est réalisé en modèle de Laguerre avec un paramètre de forme α de 0,2 pour l'anamorphose gamma et un paramètre β de structuration des valeurs extrêmes de 1. Il est réalisé de la même manière que précédemment : tour à tour, un quart des données est retiré puis ré-estimé. Ce krigeage disjonctif est comparé à la vraie valeur connue aux points de validation, et au krigeage disjonctif obtenu en modèle hermitien avec un paramètre β de 2,5 (Figure 93). Les erreurs par rapport à la vraie valeur sont très semblables pour les deux modèles : leur corrélation linéaire est bonne avec un coefficient de régression de 0,965. Toutefois, la moyenne des erreurs à la vraie valeur est quasiment nulle en modèle de Laguerre alors qu'elle était légèrement négative en modèle hermitien. De plus, la moyenne des erreurs quadratiques baisse d'environ 12 %.

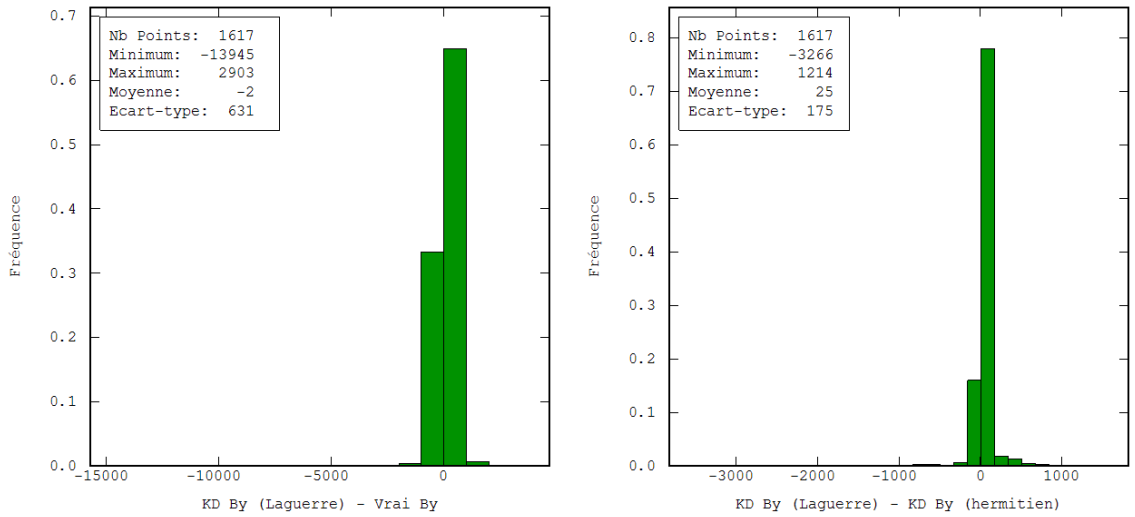


Figure 93 : Histogramme de la différence entre le krigeage disjonctif en modèle de Laguerre et la vraie valeur de la mesure surfacique $\beta\gamma$ (à gauche). Histogramme de la différence entre les deux krigeages disjonctifs en modèle bêta (à droite).

III.3. Synthèse

L'utilisation de modèles isofactoriels pour réaliser des estimations en krigeage disjonctif permet de modéliser une structuration des valeurs extrêmes en modèle bêta. Les travaux réalisés sont une première approche pour comparer les différents modèles sur la base d'une ré-estimation aux points mesurés. Cependant, l'analyse de la structuration des valeurs extrêmes est encore loin d'être complète : il pourrait être utile de comparer de manière plus détaillée les cartographies

d'estimation, les variances de krigeage, les probabilités, etc. Les premiers résultats ouvrent cependant plusieurs pistes de réflexion.

En modèle hermitien, avec l'utilisation d'une anamorphose gaussienne, la structuration des valeurs extrêmes peut judicieusement être modélisée par un modèle bêta. Le modèle employé diffère du modèle bigaussien, bien que les différences d'estimation restent limitées.

Le modèle de Laguerre, qui repose sur la loi gamma, permet de généraliser le modèle hermitien. Cette généralisation nécessite toutefois la détermination d'un paramètre de forme pour l'anamorphose, étape plus délicate que pour le paramètre de structuration. Les différences d'estimation sont plus importantes avec le jeu de paramètres retenus. Il est toutefois difficile de statuer dès à présent sur l'amélioration des estimations avec tel ou tel modèle.

Enfin, d'autres modèles de structuration des valeurs extrêmes, différents du modèle bêta, peuvent être envisagés. Le phénomène pourrait, par exemple, être représenté par une mosaïque de modèles diffusifs indépendants : la partie mosaïque étant due au découpage de la zone d'étude par les pièces et les parois, la partie diffusive, dans chaque compartiment indépendant, correspondant au phénomène de contamination. Or, les compartiments ainsi supposés diffusifs ne le sont pas plus que l'atelier dans son ensemble, ce qui n'a pas incité à développer plus avant ce nouveau modèle. En effet, dans les trois zones exhaustives de l'atelier D (présentées au Chapitre 7 §I.2), une structuration des valeurs extrêmes est identifiée en modèle hermitien, avec un paramètre proche de celui observé sur l'ensemble de l'atelier. Cette structuration semble ainsi propre au phénomène de contamination radiologique et non pas due à la présence de pièces et de cloisons.

Conclusions et perspectives

« Combien de mesures et de prélèvements doit-on réaliser ? » C'est en substance la question récurrente des chefs de projet d'assainissement et de démantèlement pour dresser l'état radiologique initial des structures de génie civil d'une installation nucléaire. Cette caractérisation conditionne la réussite de ces projets de grande envergure, tant d'un point de vue de la gestion et de l'optimisation des déchets nucléaires produits, que de leur bon déroulement technique, temporel, et bien évidemment financier.

Deux réponses caricaturales peuvent être apportées. La première consiste à ne faire ni mesure ni prélèvement. Le hasard décidera, pour le projet, des niveaux de contamination présents et des éventuels problèmes qui surgiront. La seconde nécessite de réaliser des prélèvements absolument partout, pour chaque gramme de béton. De ce fait, la campagne de caractérisation tient également lieu de travaux d'assainissement.

Entre ces deux stratégies caricaturales, à l'aveugle pour la première, extrêmement longue et onéreuse pour la seconde, il faut trouver un juste milieu. Dans cette optique, des bonnes pratiques sont à rechercher et ce travail explore l'apport de la géostatistique pour le dimensionnement des campagnes d'échantillonnage afin de caractériser les bétons à assainir dans les installations nucléaires en démantèlement.

La géostatistique au service de la caractérisation radiologique

La structure spatiale de la contamination radiologique, mise en évidence de façon systématique, rend l'utilisation de la géostatistique utile et pertinente. Par l'analyse et l'utilisation de la corrélation spatiale entre les données pour estimer des grandeurs ponctuelles ou globales, la géostatistique peut avantageusement être déployée pour l'évaluation de la contamination en place, avant les travaux d'assainissement des structures de génie civil. Elle se distingue ainsi des statistiques classiques, utilisées en fin d'assainissement afin de valider l'atteinte d'un objectif de propreté (vérification de conformité).

La méthodologie de caractérisation mise en place repose sur une approche séquentielle organisée en trois étapes consécutives : (i) **analyse historique et fonctionnelle**, sur la base d'une analyse documentaire et de témoignages d'anciens opérateurs, (ii) **cartographie du signal émergent**, par l'emploi de mesures in situ non destructives et usuellement semi-quantitatives, qui fournit une spatialisation du signal émergent (dans le cas où celui-ci est mesurable) et (iii) **caractérisation**

des niveaux d'activité et des profondeurs de pénétration, grâce à la réalisation de prélèvements analysés en laboratoire.

Les trois étapes ont, bien sûr, chacune leur importance. Cependant, la méthodologie proposée vient particulièrement exploiter les données non destructives, réalisées avec des dispositifs courants de mesure, notamment utilisés pour la radioprotection. Ces cartographies du signal émergent sont souvent négligées, faute de pouvoir traiter correctement les données. S'arrêter au report des valeurs mesurées dans un tableau en fin de document, ce que l'on observe encore souvent, est totalement insuffisant : ce qui devrait être le prélude à un travail poussé d'analyse des mesures, riche d'enseignements, s'arrête à un constat brut, peu exploitable.

Le traitement géostatistique permet de valoriser les données collectées dans un cadre d'analyse rigoureux, ayant largement fait ses preuves dans d'autres domaines. Les cartographies obtenues intègrent ainsi l'ensemble des informations disponibles afin de fournir aux chefs de projet des outils pertinents d'aide à la décision, présentés en fonction de seuils d'activité, de supports d'assainissement, de niveaux de confiance. C'est le cas notamment des cartographies qui fournissent le risque de dépassement, à l'échelle d'un local, d'un seuil radiologique fixé, ou encore la quantification du terme source présent, par son estimation et l'intervalle de confiance associé.

La gamme des méthodes géostatistiques utilisées dans le cadre de cette méthodologie de caractérisation est large : *analyse exploratoire et variographique* pour identifier des points singuliers et mettre en évidence la structure spatiale, estimation par *krigeage*, *krigeage disjonctif* ou *espérance conditionnelle* pour fournir des cartographies de la grandeur étudiée, utilisation de *simulations conditionnelles* pour réaliser des analyses de risque tant locales que globales et, enfin, traitement *multivariable* pour exploiter le lien entre les mesures de signal émergent et les prélèvements destructifs. La problématique du changement de support est également un point fort, même si elle n'a été qu'entraperçue ici avec les modèles isofactoriels et lors de l'analyse de risque avec les simulations conditionnelles.

La géostatistique peut ainsi être utilisée comme un formidable intégrateur d'informations. Faire parler les données permet alors une meilleure compréhension du phénomène. De ce fait, la géostatistique vient compléter la connaissance initiale vis-à-vis de la contamination radiologique, en fournissant des outils d'analyse et de représentation adaptés. Généralement, la géostatistique aide à répondre à de nombreuses questions et en pose autant en retour. Mais ce ne sont, bien sûr, plus les mêmes : de l'interrogation « Où est la contamination ? », l'analyse des données conduit à « Quel est le support d'assainissement ? » ou bien « Quel est le niveau de risque acceptable ? ».

Optimisation de l'échantillonnage

Concernant le nombre de mesures et de prélèvements, il est avant tout fondamental de rappeler qu'une stratégie d'échantillonnage doit être dimensionnée en rapport avec les objectifs d'évaluation. Dans le cadre de la caractérisation de contaminations radiologiques dans les installations nucléaires, une réponse simple est impossible puisque ces objectifs sont généralement multiples : évaluation du terme source, cartographies pour plusieurs seuils d'activité, pour différents supports d'évaluation, etc.

Il est nécessaire de collecter des données pour répondre, en utilisant la géostatistique ou non, à ces problématiques d'évaluation radiologique et potentiellement de quantification des incertitudes. Il est illusoire de caractériser une installation entière en utilisant seulement les résultats d'analyse de quelques prélèvements !

La structure spatiale du phénomène, observée par l'intermédiaire du variogramme, est indispensable pour la mise en œuvre de la géostatistique. Un inventaire des structures observées sur divers bétons contaminés dans des installations nucléaires a été établi pour les cartographies de signal émergent (mesures non destructives). Il permet de dresser une synthèse pouvant affecter la stratégie d'échantillonnage à mettre en œuvre et fournissant un certain nombre de recommandations. Les structures présentent généralement une faible variabilité à l'origine, puis une augmentation de la variabilité jusqu'à une distance de l'ordre de trois à cinq mètres, au-delà de laquelle elle se stabilise. C'est la dimension caractéristique des contaminations radiologiques, en surface, en cohérence avec la réalité physique du phénomène. De ce fait, la maille d'échantillonnage de la grille régulière doit, au minimum, capturer la structure spatiale et donc se situer aux alentours du mètre, voire en-dessous.

La simplicité de l'actualisation du traitement géostatistique des données permet d'employer une approche itérative au sein de chaque étape de caractérisation : utilisation d'une maille large puis resserrement des points de données dans les zones d'intérêt identifiées après le premier traitement des données, etc. Cette mise à jour des résultats et des cartographies conduit à une certaine réactivité dans le pilotage de la campagne de caractérisation dans l'optique de rationnaliser et d'optimiser le nombre et la localisation des mesures pour répondre au mieux aux objectifs d'évaluation.

A cela s'ajoute la pertinence du traitement multivariable qui, en intégrant les données historiques et les mesures surfaciques, permet d'optimiser le nombre de prélèvements (et d'analyse en laboratoire) et de les répartir efficacement. Ainsi, il est nécessaire d'investiguer les points les plus contaminés pour limiter les incertitudes sur le terme source. Cependant, il faut se garder de suréchantillonner les zones contaminées et de délaisser complètement les zones supposées sans contamination. En effet, comme le bilan coût-bénéfice porte généralement sur des niveaux d'activité relativement faibles (critère de propreté, limite entre déchets TFA et FMA), le risque est de manquer d'informations dans les zones faiblement contaminées, pourtant déterminantes pour délimiter correctement la contamination et permettre d'optimiser la production des déchets.

Aspects méthodologiques

L'utilisation de la géostatistique pour la caractérisation des installations nucléaires en démantèlement a mis en évidence différents problèmes plus théoriques liés aux spécificités des contaminations radiologiques : modélisation de la distribution statistique très dissymétrique, modélisation de l'effet de pépite du variogramme, etc.

L'utilisation de modèles isofactoriels, afin de tenir compte de la structuration des valeurs extrêmes, a montré des différences d'estimation faibles en krigeage disjonctif par rapport au cadre gaussien. Ainsi, les outils déployés en modèle multigaussien peuvent être raisonnablement utilisés, même si l'hypothèse bi-gaussienne n'est pas tout à fait respectée. Il serait cependant pertinent de poursuivre cette analyse avec des données présentant une structuration plus marquée.

Perspectives

Le support d'estimation a été partiellement abordé mais celui de la mesure n'a, pour le moment, pas été approfondi. Les aspects de métrologie et de qualité des données ont toute leur importance puisque le traitement géostatistique se base sur les mesures et les résultats d'analyse. Des comparaisons entre plusieurs sondes de surfaces différentes, également utilisées dans des configu-

rations diverses (principalement en regardant la distance à la surface mesurée, la présence d'une collimation) permettraient d'adapter les dispositifs employés. De la même manière, l'influence du support de l'échantillon destructif doit être regardée en fonction des techniques et des coûts de prélèvement : quasiment ponctuel par carottage, il peut être réalisé sur plusieurs dizaines de cm^2 par bouchardage.

L'atelier D des ATUE a permis de mettre en place une méthodologie de caractérisation essentiellement pour le premier centimètre de béton. En effet, la majorité de la contamination étant contenue dans cette épaisseur, les investigations se sont limitées à cette faible profondeur, conduisant à un raisonnement pouvant être simplifié à deux dimensions. Il est cependant nécessaire de réfléchir de manière plus approfondie à la caractérisation de réelles contaminations tridimensionnelles dans les bétons. Cette réflexion est à mener tant du point de vue de l'échantillonnage que de celui du traitement des données.

La méthodologie s'est principalement focalisée sur la caractérisation des contaminations situées sur les sols, en particulier dans les dalles de béton. Les surfaces verticales et les plafonds, bien que contaminés dans des proportions moindres, nécessitent des méthodologies d'échantillonnage et de traitement de données adaptées. Il en va de même pour la caractérisation des procédés : cuves, systèmes de ventilation, tuyauteries, boîtes à gants de grande dimension, etc. Les niveaux d'activité sont alors généralement plus importants et les contraintes bien plus grandes : objectifs d'évaluation spécifiques, difficultés d'accès pour les mesures ou les prélèvements, configurations géométriques complexes, etc. Cela nécessite de développer une méthodologie spécifique à ces procédés.

De plus, ce travail s'est uniquement concentré sur les contaminations radiologiques. Les phénomènes d'activation n'ont pas été abordés. Une démarche visant à concilier les informations provenant des modèles numériques d'activation, d'une part, et celles issues du traitement géostatistique des données de campagnes d'investigation, d'autre part, semble intéressante à mettre en œuvre.

Enfin, les avancées réalisées dans ce projet doivent être replacées, avec les travaux à venir, au sein d'une réflexion globale afin de mettre en place une méthodologie appropriée de caractérisation radiologique. La méthodologie proposée doit encore être éprouvée et validée afin de participer à la gestion des enjeux colossaux du démantèlement nucléaire au cours des prochaines décennies.

Références

Afchain Y, Pauck-Bosc C and Schertz H (1999) *La radioactivité*, PMEF.

Agence Nationale pour la gestion des Déchets Radioactifs (1999) *Spécifications d'évaluation et de déclaration des caractéristiques radioactives*, Specifications générales, ACO.SP.ASRE.99.002.

Agence Nationale pour la gestion des Déchets Radioactifs (2002) *Critères radiologiques d'acceptation des déchets TFA*, Specification, SUR.SP.AMES.02.007.

Armstrong M and Matheron G (1986a) Disjunctive kriging revisited, Part 1, *Mathematical Geology* 18(8).

Armstrong M and Matheron G (1986b) Disjunctive kriging revisited, Part 2, *Mathematical Geology* 18(8).

Arrêté du 31/12/99 fixant la réglementation technique générale déstinée à prévenir et limiter les nuisances et les risques externes résultant de l'exploitation des installations nucléaires de base, *Journal Officiel de la République Française*.

Autorité de Sûreté Nucléaire (2003a) Le démantèlement des installations nucléaire : le nouveau panorama, *Contrôle - La revue de l'ASN N° 152*, mai 2003a.

Autorité de Sûreté Nucléaire (2003b) *Avis d'incident - Masse de matière nucléaire mal estimée dans un colis de déchets*, <www.asn.fr>.

Autorité de Sûreté Nucléaire (2006) *Méthodologies d'assainissement complet acceptables*, Note SD3-DEM-02.

Autorité de Sûreté Nucléaire (2008) Le démantèlement des installations nucléaires de base, *Contrôle - La revue de l'ASN N° 181*, novembre 2008.

Autorité de Sûreté Nucléaire (2010a) *Mise à l'arrêt définitif, démantèlement et déclassement des installations nucléaires de base en France*, GUIDE N° 6.

Autorité de Sûreté Nucléaire (2010b) Méthodologies d'assainissement complet acceptables dans les installations nucléaires en France, *Projet de guide de l'ASN n° 14*.

Autorité de Sûreté Nucléaire (2010c) *Rapport annuel 2009*.

Castagné R (2008) *Synthèse des bilans d'assainissement des postes et locaux de l'atelier D*, Commissariat à l'Energie Atomique, Note de sûreté DSN/SADT/INB52/NOT/082.

Chauvet P (1999) *Aide mémoire de géostatistique linéaire*, Presses de l'Ecole des Mines de Paris.

Chevalier P (1996) Détection et mesures des rayonnements nucléaires, *Techniques de l'ingénieur, traité Analyse et Caractérisation* 4(PE 2550).

Chilès J-P and Delfiner P (1999) *Geostatistics: Modeling Spatial Uncertainty*, Wiley, New York.

Circulaire du 08/02/07 relative aux sites et sols pollués - Modalités de gestion et de réaménagement des sites pollués, *Bulletin officiel du ministère de l'écologie et du développement durable n°2007/13*.

Commissariat à l'Energie Atomique (2004) *Méthodologie CEA pour l'assainissement des parois et structures en vue du déclassement des installations nucléaires*, DSPN/SSN/FT/018.

Commissariat à l'Energie Atomique (2007) *Intérêt de la géostatistique pour la caractérisation radiologique de bétons contaminés*, Note technique DDCO/SDSP/NT/2007/213.

Décret n° 2006-154 du 8 février 2006 autorisant le Commissariat à l'énergie atomique à procéder aux opérations de mise à l'arrêt définitif et de démantèlement de l'installation nucléaire de base n° 52, *Journal Officiel de la République Française*.

Delacroix D, Guerre J and Leblanc P (2006) *Guide Pratique - Radionucléides et Radioprotection*, EDP Sciences.

Demougeot-Renard H (2004) *De la reconnaissance à la réhabilitation des sols industriels pollués : estimations géostatistiques pour une optimisation multicritère*, Thèse de doctorat, ETH Zürich.

Emery X (2001a) *Géostatistique linéaire*, Centre de Géostatistique, Ecole des Mines de Paris.

Emery X (2001b) *Géostatistique avancée*, Centre de Géostatistique, Ecole des Mines de Paris.

Emery X (2005) Conditional simulation of random fields with bivariate gamma isofactorial distributions, *Mathematical Geology* 37(4).

Emery X (2006) Ordinary multigaussian kriging for mapping conditional probabilities of soil properties, *Geoderma* 132(1-2).

Geovariances (2010) *Isatis Technical References, Version 10.0*.

Goovaerts P (1997) *Geostatistics for Natural Ressources Evaluation*, Oxford University Press, New York.

Hube D (2008) Pourquoi investiguer ? Enjeux techniques et enjeux financiers des diagnostics, in Proccedings of *Journée technique n° 3 du MEDDAT*.

Hu L-Y and Lantuejoul C (1988) Recherche d'une fonction d'anamorphose pour la mise en oeuvre du krigeage disjonctif isofactoriel gamma, *Sciences de la Terre, Série Informatique Géologique* 28.

Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire (2008) *Gestion des sites industriels potentiellement contaminés par des substances radioactives*, Guide méthodologique, V1.

International Atomic Energy Agency (2001) Methods for the minimization of radioactive waste from decontamination and decommissioning of nuclear facilities, *Technical Reports Series No. 401*.

International Atomic Energy Agency (2008) *Innovative and Adaptive Technologies in Decommissioning of Nuclear Facilities*, IAEA-TECDOC-1602.

Isaaks E and Srivastava R (1989) *An Introduction to Applied Geostatistics*, Oxford University Press, New York.

ISO/TR 8550:1994, Guide pour la sélection d'un système, d'un programme ou d'un plan d'échantillonnage pour acceptation pour le contrôle d'unités discrètes en lots, Organisation internationnale de normalisation, Genève.

Lajaunie C (1993) *L'estimation géostatistique non linéaire*, Cours C-152, Centre de Géostatistique, Ecole des Mines de Paris.

Lantuejoul C (2002) *Geostatistical simulation : models and algorithms*, Springer, Berlin.

Lisbonne P and Seisson D (2008) Enriched uranium workshops towards decommissioning Cadarache nuclear research centre, in Proccedings of *DEM'08 Decommissioning Challenges: An Industrial Reality?*, Avignon.

Mahé C (2010) Alpha imaging: recent achievements and glove box characterization, in Proccedings of *DD&R '10*, Idaho Falls.

Matheron G (1970) *La théorie des variables régionalisées et ses applications*, Les cahiers du centre de morphologie mathématique de Fontainebleau, Fasc. 5, Ecole des Mines de Paris.

Matheron G (1976) A simple substitute for conditional expectation: the disjunctive kriging, in M Guarascio, M David, C Huijbregts (eds.), *Advanced Geostatistics in the Mining Industry*, Reidel, Dordrecht, The Nertherlands.

Matheron G (1989) *Estimating and Choosing*, Sringer-Verlag, Berlin.

Nuclear Energy Agency (2008) *Regulating the Decommissionning of Nuclear Facilities*, OECD NEA N°6401.

Nuclear Energy Agency (2010) *Cost estimation for decommissioning*, OEDC NEA N°6831.

Pérot N and Iooss B (2009) *Revue méthodologique de méthodes d'échantillonnage statistiques pour le démantèlement*, Note technique, Laboratoire de Conduite et Fiabilité des Réacteurs, Commissariat à l'Energie Atomique, DER/SESI/LCFR/NT DO15, Cadarache.

Plan National de Gestion des Matières et des Déchets Radioactifs 2006, République Française.

Rivoirard J (1994) *Introduction to Disjunctive Kriging and Non-linear Geostatistics*, Clarendon Press, Oxford.

Saphymo. *Como 170-300 Contaminamètre portable*, <www.saphymo.com>, Brochure commerciale.

U.S. Environmental Protection Agency (2000) *Multi-Agency Radiation Survey and Site Investigation Manual (MARSSIM)*, EPA 402-R-97-016.

U.S. Environmental Protection Agency (2002) *Guidance on Choosing a Sampling Design for Environmental Data Collection*, EPA QA/G-5S, Washington, DC.

U.S. Nuclear Regulatory Commission (2006) *Characterization, Survey, and Determination of Radiological Criteria*, NUREG-1757, Washington, DC.

Wackernagel H (1995) *Multivariate Geostatistics - An Introduction with Applications*, Springer-Verlag, Berlin.

Approche méthodologique pour la caractérisation géostatistique des contaminations radiologiques dans les installations nucléaires

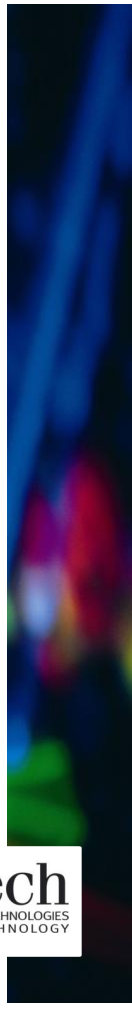
RESUME : Les enjeux industriels et financiers associés au démantèlement des installations nucléaires sont considérables. Après l'enlèvement des procédés et des matières nucléaires, les bâtiments font l'objet d'un assainissement complet des structures de génie civil. Pour cela, un état radiologique initial doit être réalisé pour définir le zonage déchet opérationnel. La méthodologie développée repose sur un séquençage des étapes d'investigation : analyse historique et fonctionnelle, cartographie surfacique puis investigations en profondeur. Cette méthodologie, associée à des outils d'analyse et de traitement des données, permet d'optimiser les coûts d'investigation et les volumes de déchets produits.
Une campagne de mesures surfaciques, menée dans une installation nucléaire du CEA au début de la thèse, a permis d'éprouver la méthodologie proposée et d'exploiter la pertinence du traitement des données par géostatistique : analyse exploratoire et variographique, cartographies d'estimation, analyses de risque, comparaison de modèles isofactoriels pour modéliser les distributions statistiques très contrastées et la structuration des valeurs extrêmes.
Des prélèvements destructifs viennent compléter les différentes cartographies surfaciques et sont intégrés grâce au traitement multivariable. La catégorisation des déchets découle finalement du risque de dépassement de seuils radiologiques.
L'approche géostatistique permet également de dresser un inventaire des structures spatiales des contaminations radiologiques dans les installations nucléaires. Des recommandations d'échantillonnage sont ainsi produites afin de rationnaliser la stratégie d'investigation et d'en optimiser les coûts.

Mots clés : installation nucléaire en démantèlement, évaluation radiologique, géostatistique, stratégie d'échantillonnage, optimisation des déchets

A methodological approach for the geostatistical characterization of radiological contaminations in nuclear facilities

ABSTRACT: The decommissioning of nuclear sites represents huge industrial and financial challenges. At the end of process equipment dismantling, the complete decontamination of nuclear facilities requires the radiological assessment of residual activity levels of the building structures (waste zoning). From this point of view, the set up of an appropriate evaluation methodology is of prime importance. The developed radiological characterization is divided into three steps: historical and functional analysis, radiation mapping and in-depth investigations. Combined with relevant data analysis and processing tools, this methodology aims at optimizing the investigation costs and the radiological waste volumes.
In a former CEA nuclear facility, a substantial radiation survey was performed at the beginning of the thesis in order to try and test the methodology. The relevance of geostatistics was also illustrated: exploratory data analysis, spatial structure analysis through the variogram, mapping, risk analysis results, isofactorial modeling to take the structuring of extreme values into account.
Destructive concrete samples are then integrated to complete the characterization in addition to radiation data through the geostatistical multivariate approach. Finally, waste segregation results from the risk of exceeding given radiological thresholds.
An inventory of the spatial structures of radiological contaminations in nuclear facilities is provided within the geostatistical framework. It leads to sampling recommendations in order to improve the overall characterization strategy and optimize the investigation costs.

Keywords: decommissioning and dismantling, nuclear facilities, radiological characterization, geostatistics, sampling strategy, radiological waste optimization



MINES ParisTech

ParisTech
INSTITUT DES SCIENCES ET TECHNOLOGIES
PARIS INSTITUTE OF TECHNOLOGY