6

QUANTIFICATION DES INCERTITUDES EN PRATIQUE

COPRESIDENTS, EDITEURS ET EXPERTS

Coprésidents de la Réunion d'experts sur les méthodologies intersectorielles pour l'analyse des incertitudes et la qualité des inventaires

Taka Hiraishi (Japon) et Buruhani Nyenzi (Tanzanie)

CHEF DE REVISION

Richard Odingo (Kenya)

Group d'experts : Quantification des incertitudes en pratique

COPRESIDENTS

Jim Penman (Royaume-Uni) et Semere Habetsion (Érythrée)

AUTEURS DU RAPPORT DE REFERENCE

Kay Abel (Australie), Simon Eggleston (Royaume-Uni), et Tinus Pullus (Pays-Bas)

CONTRIBUTEURS

Simon Eggleston (Royaume-Uni), Christopher Frey (États-Unis), Kari Gronfors (Finlande), Niklas Höhne (Secrétariat de la CCNUCC), Charles Jubb (Australie), Katarina Mareckova (République slovaque), Jeroen Meijer (GIEC-NGGIP/TSU), Frank Neitzert (Canada), Todd Ngara (Zimbabwe), Tinus Pulles (Pays-Bas), Emmanuel Rivière (France), Arthur Rypinski (États-Unis), Martiros Tsarukyan (Arménie), et Peter Zhou (Botswana)

Table des matières

6 QUANTIFICATION DES INCERTITUDES EN PRATIQUE

6.1 VUE D'ENSEMBLE 6.5

6.2 IDENTIFICATION DES INCERTITUDES 6.6

6.2.1 Incertitudes associées à la surveillance continue des émissions 6.6

6.2.2 Incertitudes associées à la détermination directe des facteurs d'émission 6.7

6.2.3 Incertitudes associées aux facteurs d'émission fournis par des références publiées 6.7

6.2.4 Incertitudes associées aux données sur les activités 6.8

6.2.5 Opinion d'experts 6.9

6.3 METHODES POUR LA COMBINAISON DES INCERTITUDES 6.13

6.3.1 Comparaison entre les niveaux et choix méthodologique 6.14

6.3.2 Niveau 1 – Estimation des incertitudes par catégorie de source avec hypothèse de simplification 6.14

6.3.3 Agrégation et présentation de Niveau 1 ..... 6.19

6.4 NIVEAU 2 – ESTIMATION DES INCERTITUDES PAR CATEGORIE DE SOURCE PAR L'ANALYSE MONTE CARLO 6.19

6.4.1 Incertitude des tendances de Niveau 2 ..... 6.22

6.4.2 Présentation de l'analyse des incertitudes de Niveau 2 ..... 6.23

6.5 CONSIDERATIONS PRATIQUES RELATIVES A L'UTILISATION DE LA SIMULATION MONTE CARLO 6.25

6.5.1 Spécification des distributions de probabilité pour des données d'entrée d'inventaire 6.25

6.5.2 Quantité de travail nécessaire pour caractériser l'incertitude des données d'entrée d'un inventaire 6.26

6.5.3 Choix d'une technique de simulation et d'une taille d'échantillon de simulation 6.27

6.5.4 Dépendance et corrélation pour les données d'entrée des inventaires 6.27

6.5.5 La corrélation importe-t-elle ? 6.28

6.5.6 Quelques méthodes à utiliser dans le cas de dépendances ou de corrélations 6.28

6.5.7 Spécification de la corrélation dans les données d'entrée des inventaires 6.28

6.5.8 Analyse des données de sortie des inventaires 6.28

6.5.9 Incitation à utiliser des techniques appropriées 6.28

6.6 CONCLUSION 6.28

APPENDICE 6A.1 DERIVATION DE LA FORMULE AU TABLEAU 6.1 (NIVEAU 1) 6.30

APPENDICE 6A.2 EXEMPLE DE CALCUL D'INCERTITUDE DE NIVEAU 1 ..... 6.33

REFERENCES 6.35

Figures

Figure 6.1 Illustration de la méthode Monte Carlo 6.21

Figure 6.2 Exemple de graphes de fréquence des résultats d'une simulation Monte Carlo 6.22

Figure 6.3 Diagramme de calculs pour l'analyse Monte Carlo des émissions absolues et de la tendance pour une catégorie de source individuelle, estimées en multipliant le facteur d'émission par un taux d'activité 6.23

Tableaux

Tableau 6.1 Calcul et présentation des incertitudes de Niveau 1 ..... 6.17

Tableau 6.2 Présentation des incertitudes de Niveau 2 ..... 6.25

Tableau 6.3 Exemple de calcul et de présentation des incertitudes de Niveau 1 ..... 6.33

6 QUANTIFICATION DES INCERTITUDES EN PRATIQUE

6.1 VUE D'ENSEMBLE

Le présent chapitre décrit les *bonnes pratiques* en matière d'estimation et de présentation des incertitudes associées aux estimations annuelles des émissions, et aux tendances des émissions dans le temps. Il identifie les types d'incertitudes du point de vue de l'utilisateur de l'inventaire et présente des méthodes cohérentes pour obtenir l'opinion d'experts. Il décrit deux niveaux méthodologiques permettant de combiner les incertitudes associées aux catégories de source afin d'obtenir une estimation des incertitudes pour les émissions nationales totales, et présente un exemple d'application de la méthode de Niveau 1.

Le présent chapitre est conforme aux *recommandations en matière de bonnes pratiques* décrites aux Chapitres 2 à 5, aux principes généraux examinés à l'Appendice 1, *Base conceptuelle pour l'analyse de l'incertitude*, et aux chapitres consacrés au choix méthodologique (Chapitre 7, *Choix de méthode et recalculs*) et à l'assurance et au contrôle de la qualité AQ/CQ (Chapitre 8, *Assurance de la qualité et contrôle de la qualité*).

L'estimation des incertitudes est un élément essentiel d'un inventaire complet sur les émissions de gaz à effet de serre. L'analyse des incertitudes ne vise pas à contester la validité des estimations de l'inventaire, mais a pour but d'aider à donner des priorités aux mesures nécessaires pour améliorer l'exactitude des futurs inventaires, et de faciliter la prise de décisions en matière de choix méthodologique, comme indiqué au Chapitre 7, *Choix de méthode et recalculs*. Les utilisateurs d'inventaires savent que, pour la plupart des pays et des catégories de source, les estimations d'émissions de gaz à effet de serre sont raisonnablement exactes. Cependant, les inventaires nationaux établis conformément aux *Lignes directrices du GIEC* incluront en général un large éventail d'estimations d'émissions, depuis des données complètes sur les émissions de certains produits chimiques synthétiques, soigneusement mesurées et prouvées, jusqu'à des estimations d'ordre de grandeur de flux d'oxyde nitreux (N_2O), extrêmement variables, imputables aux sols et aux voies d'eau.

Les estimations des inventaires peuvent être utilisées à des fins multiples. Dans certains cas, seuls les totaux nationaux seront importants, alors que dans d'autres cas des données détaillées par gaz à effet de serre et par catégorie de source seront importantes. Pour pouvoir utiliser les données dans le but recherché, les utilisateurs doivent pouvoir comprendre la fiabilité réelle de l'estimation totale et de ses composants. Par conséquent, les méthodes d'évaluation des incertitudes doivent être pratiques, scientifiquement valables, suffisamment robustes pour être appliquées à diverses catégories de source, méthodes et circonstances nationales, et présentées sous une forme compréhensible pour les utilisateurs non spécialistes.

Nombre de raisons peuvent expliquer les différences entre les émissions et absorptions réelles et les valeurs calculées dans un inventaire national. Ces raisons sont examinées plus en détail à l'Appendice 1. Si certaines sources d'incertitude (à savoir, erreur d'échantillonnage ou manque de fiabilité des instruments de mesure) peuvent produire des estimations de la plage d'erreur potentielle bien définies et aisément caractérisées, d'autres, par contre, peuvent être bien plus difficiles à caractériser. Le présent chapitre décrit comment prendre en compte les incertitudes statistiques bien définies et les données moins spécifiques caractéristiques d'autres formes d'incertitude, et comment combiner cette information pour obtenir une caractérisation de l'incertitude de l'ensemble de l'inventaire et de ses composants.

Théoriquement, les estimations d'émissions et les plages d'incertitude seront obtenues à partir de mesures spécifiques à la source. Étant donné qu'en pratique on ne peut pas mesurer ainsi chaque source d'émission, les estimations sont souvent basées sur les caractéristiques connues de sources typiques jugées représentatives de la population. Cette méthode introduit d'autres incertitudes car elle suppose que les populations de ces sources se comportent, en moyenne, comme les sources mesurées. Dans certains cas, les données disponibles pour ces sources typiques seront suffisantes pour permettre de déterminer empiriquement la distribution de l'incertitude. Mais en pratique on devra fréquemment avoir recours à des experts pour définir les plages d'incertitude.

Dans ce cas, une façon pragmatique d'obtenir des estimations quantitatives de l'incertitude consiste à utiliser les meilleures estimations disponibles, une combinaison des données mesurées disponibles et l'opinion d'experts. On peut donc appliquer les méthodes décrites dans le présent chapitre avec les plages d'incertitude spécifiques à la catégorie de source décrites aux chapitres 2 à 5, tout en intégrant les nouvelles données empiriques disponibles. Le présent chapitre décrit également des méthodes permettant d'obtenir l'opinion d'experts de façon à réduire le risque de biais, et comment combiner les incertitudes des facteurs d'émission et des données sur les activités pour

estimer les incertitudes de la catégorie de source et les incertitudes totales des inventaires, ainsi que l'incertitude des tendances.

Le présent chapitre fait appel à deux importantes notions statistiques, à savoir la fonction de densité de probabilité et les limites de confiance, définies à l'Appendice 3, *Glossaire*, et examinées plus en détail à l'Appendice 1*, Base conceptuelle pour l'analyse de l'incertitude*. Succinctement, la fonction de densité de probabilité décrit la plage et la probabilité relative de valeurs possibles. Les limites de confiance indiquent la plage à l'intérieur de laquelle, selon une probabilité spécifiée, la valeur sous-jacente d'une quantité incertaine devrait se trouver. Cette plage est dite intervalle de confiance. Les *Lignes directrices du GIEC* suggèrent d'utiliser un intervalle de confiance de 95 pour cent, qui est l'intervalle qui a 95 pour cent de probabilité de contenir la vraie valeur inconnue.

L'analyse des incertitudes décrite ici n'inclut pas les incertitudes associées aux Potentiels de réchauffement global (PRG). Pour ce qui est des présentations, les valeurs de PRG adoptées à la Troisième session de la Conférence des parties de la convention-cadre des Nations unies sur les changements climatiques deviennent en fait des facteurs de pondération fixes. Mais on doit se souvenir qu'en réalité ces valeurs présentent des incertitudes significatives, qui devront être prises en compte par une évaluation d'ensemble des émissions totales équivalentes.

6.2 IDENTIFICATION DES INCERTITUDES

L'incertitude estimée des émissions imputables à des sources individuelles (centrales, véhicules à moteur, bovins laitiers, etc.) dépend soit des caractéristiques des instruments, de la fréquence de l'étalonnage et de l'échantillonnage des mesures directes, soit (plus fréquemment) d'une combinaison des incertitudes des facteurs d'émission pour des sources typiques et des données sur les activités correspondantes. Les incertitudes relatives aux facteurs d'émission et aux données sur les activités devront être décrites à l'aide de fonctions de densité de probabilité. Si l'on dispose de données, on déterminera empiriquement la forme de la fonction de densité de probabilité ; en l'absence de données, on devra obtenir l'opinion d'experts, conformément aux directives figurant à la Section 6.2.5, *Opinion d'experts*, ci-dessous. Les Sections 6.2.1 à 6.2.4 (ci-dessous) présentent des exemples de situations typiques pour plusieurs cas de figure quant à la disponibilité des données. Ces sous-sections sont classées par ordre de désirabilité pour l'évaluation des incertitudes.

Le choix de l'algorithme d'estimation a une incidence sur les incertitudes, ce qui est reflété dans les *bonnes pratiques* où des méthodes de niveau supérieur (si elles sont appliquées correctement) seront généralement associées à des niveaux d'incertitude moins élevés. En général, les incertitudes associées aux choix du modèle seront reflétées dans les plages d'incertitude calculées et utilisées dans le contexte du modèle choisi.

6.2.1 Incertitudes associées à la surveillance continue des émissions

Bien que relativement rare, la surveillance continue des émissions est en général conforme aux *bonnes pratiques* spécifiques à la catégorie de source. Dans ce cas, on peut déterminer directement la fonction de densité de probabilité, et donc l'incertitude des émissions avec des limites de confiance de 95 pour cent. Un échantillonnage représentatif exige un montage et un fonctionnement du matériel de mesure conformes aux principes et références d'assurance et de contrôle de la qualité indiqués au Chapitre 8, auquel cas il n'y aura probablement pas de corrélation interannuelle des erreurs. Par conséquent, la fonction de densité de probabilité de la différence entre les émissions pour deux années (l'incertitude de la tendance) sera simplement liée aux fonctions de densité de probabilité des émissions annuelles. En supposant que les deux fonctions de densité de probabilité sont normales, la fonction de densité de probabilité de la différence des émissions sera elle aussi normale avec :

ÉQUATION 6.1

$$\text{moyenne} = \mu_1 - \mu_2$$

ÉQUATION 6.2

$$\text{écart type} = (\sigma_1^2 + \sigma_2^2)^{1/2}$$

où μ_1 et μ_2 sont les valeurs moyennes des émissions pour les années t_1 et t_2, et σ_1 et σ_2 sont les écarts moyens des fonctions de densité de probabilité des émissions pour les années t_1 et t_2. Les limites de confiance de 95 pour cent

(cette fois de la moyenne ou la différence entre les moyennes) seront données par plus ou moins environ deux écarts type.[1]

6.2.2 Incertitudes associées à la détermination directe des facteurs d'émission

Dans certains cas, on peut disposer de mesures d'émissions périodiques pour un site. Si ces mesures peuvent être liées à des données sur les activités représentatives, ce qui est naturellement crucial, on peut déterminer un facteur d'émission spécifique au site, ainsi qu'une fonction de densité de probabilité associée représentative des émissions annuelles.

Cette détermination peut s'avérer être une tâche complexe. Pour obtenir la représentativité, on devra peut-être partitionner (ou stratifier) les données afin de refléter des conditions d'exploitation typiques. Par exemple :

- *Le démarrage et l'arrêt peuvent donner des taux d'émission différents de ceux des données sur les activités*. Dans ce cas, les données devront être partitionnées, avec des facteurs d'émission et des fonctions de densité de probabilité séparés obtenus pour des conditions de régime normal, démarrage et arrêt.
- *Les facteurs d'émission peuvent dépendre de la charge*. Dans ce cas, on devra peut-être stratifier l'estimation des émissions totales et l'analyse des incertitudes pour tenir compte de la charge, exprimée, par exemple, en pourcentage de la pleine capacité. Ceci pourra être obtenu, par exemple, par analyse de la régression et par des diagrammes de dispersion du taux d'émission par rapport à des variables de contrôle probables (émissions *par rapport* à la charge), la charge devenant une composante des données sur les activités requises.
- *Des mesures effectuées à d'autres fins peuvent ne pas être représentatives.* Des mesures du méthane, par exemple, effectuées pour des raisons de sécurité dans des mines de charbon et des décharges contrôlées peuvent ne pas refléter la totalité des émissions. Dans ce cas, on devra estimer le rapport entre les données mesurées et les émissions totales pour analyser l'incertitude.

Si l'échantillon de données est assez grand, on peut se baser sur des tests de qualité d'ajustement statistiques type, ainsi que sur l'opinion d'experts, pour choisir la fonction de densité de probabilité pour décrire la variabilité des données (partitionnées au besoin) et la façon de la paramétrer. Mais, dans de nombreux cas, le nombre de mesures permettant de tirer des conclusions sur l'incertitude est faible. En général, à condition qu'il y ait au moins trois points de données, et que les données soient un échantillon aléatoire représentatif de la quantité examinée, on peut utiliser des méthodes statistiques pour estimer les valeurs des paramètres de nombreuses distributions à deux paramètres (normale, log-normale) permettant de décrire la variabilité de l'ensemble de données (Cullen et Frey, 1999, pp. 116-117). Dans le cas de petits échantillons, les estimations paramétriques seront entachées d'incertitude élevée, ce qui devra être reflété dans la quantification de l'incertitude à utiliser dans l'inventaire d'émissions. De plus, normalement, les méthodes statistiques ne sont pas fiables pour ce qui est de la différenciation de la qualité d'ajustement d'autres distributions paramétriques pour de très petits échantillons (Cullen et Frey, 1999, pp. 158-159). On doit donc être très circonspect lors du choix d'une distribution paramétrique appropriée pour un très petit ensemble de données. Dans les cas où le coefficient de variation est inférieur à 0,3 environ, une distribution normale peut être une supposition raisonnable (Robinson, 1989). Lorsque le coefficient de variation est élevé et la quantité non-négative, une distribution à biais positif, de type distribution log-normale, peut être appropriée. Des conseils sur le choix des distributions figurent à l'Appendice 1, *Base conceptuelle pour l'analyse de l'incertitude*, et l'utilisation de l'opinion d'experts dans ce contexte est indiquée à la Section 6.2.5, *Opinion d'experts*, ci-dessous.

6.2.3 Incertitudes associées aux facteurs d'émission fournis par des références publiées

En l'absence de données spécifiques au site, en général, conformément aux *bonnes pratiques*, on estimera les émissions à l'aide de facteurs d'émission obtenus à partir de références, conformément aux *Lignes directrices du GIEC* et aux recommandations en matière de *bonnes pratiques* spécifiques à la catégorie de source décrites aux Chapitres 2 à 5. Ces facteurs auront été mesurés dans des circonstances particulières jugées typiques. Des incertitudes seront associées aux mesures d'origine, ainsi qu'à l'utilisation des facteurs dans des circonstances autres que celles associées aux mesures d'origine. Une des fonctions clés des recommandations pour chaque catégorie de source est de guider le choix des facteurs d'émission pour réduire le plus possible cette deuxième

[1] Pour des échantillons de taille inférieure à 30 environ, on utilisera une distribution *t* de Student pour estimer les intervalles de confiance.

source d'incertitude. Ces recommandations indiquent également, dans la mesure du possible, les plages d'incertitude probablement associées à l'emploi de ces facteurs.

Dans le cas de l'utilisation de ces facteurs d'émission, les estimations des incertitudes devront être basées sur :

- *Recherches d'origine, y compris des données spécifiques au pays*. Pour des facteurs d'émission basés sur des mesures, les données fournies par le programme de mesures d'origine peuvent permettre d'évaluer l'incertitude, voire la fonction de densité de probabilité. Des programmes de mesures bien conçus fourniront des échantillons de données pour tous les types d'installations et leur entretien, leur taille et leur âge, ce qui permettra d'utiliser directement les facteurs et leurs incertitudes. Dans d'autres cas, on devra obtenir l'opinion d'experts pour extrapoler, à partir des mesures, pour l'ensemble de la population végétale dans cette catégorie de source/puits particulière.
- *Recommandations en matière de bonnes pratiques*. Pour la plupart des facteurs d'émission, des *recommandations en matière de bonnes pratiques* spécifiques à la catégorie de source présentent des estimations par défaut des incertitudes à utiliser en l'absence d'autres données. Sauf indication contraire, on suppose que les fonctions de densité de probabilité sont normales. Cependant, l'organisme chargé de l'inventaire devra évaluer la représentativité des valeurs par défaut pour son propre cas. Si l'on juge que l'estimation par défaut n'est pas représentative et que la catégorie de source est importante pour l'inventaire, on devra établir de meilleures hypothèses basées sur l'opinion d'experts.

Un facteur d'émission qui sur- ou sous-estime les émissions pour l'année de référence fera probablement de même pour les années suivantes. Par conséquent, les incertitudes résultant des facteurs d'émission auront tendance à être corrélées dans le temps.

6.2.4 Incertitudes associées aux données sur les activités

Fréquemment, les données sur les activités sont plus étroitement liées à l'activité économique que les facteurs d'émission. Il existe souvent des incitations par les prix et des exigences fiscales bien établies à la base d'une comptabilité exacte de l'activité économique. De ce fait, les données sur les activités présentent en général des incertitudes moins élevées et une corrélation interannuelle plus faible. Les données sur les activités sont souvent compilées et publiées périodiquement par des organismes nationaux de statistiques, lesquels peuvent avoir déjà évalué les incertitudes associées à leurs données dans le cadre de leurs procédures de collecte de données. Ces incertitudes peuvent permettre de déterminer des fonctions de densité de probabilité. Cette information n'étant pas nécessairement publiée, les *bonnes pratiques* consistent à contacter directement ces organismes. Étant donné qu'en général, les données sur les activités économiques ne sont pas collectées dans le but d'évaluer les émissions de gaz à effet de serre, on devra évaluer l'applicabilité des données avant de les utiliser.

Des exemples de questions génériques et spécifiques susceptibles de se présenter à propos de la couverture, représentativité et possibilité de répéter la méthode d'une année à l'autre figurent ci-dessous :

- *Interprétation des différences statistiques.* En général, les différences statistiques du bilan énergétique représentent une différence entre la quantité de combustibles primaires présentée et la quantité de combustibles identifiés dans les catégories « consommation finale » et « en transformation ». Elles peuvent donner une indication de l'ampleur des incertitudes des données, en particulier pour les longues séries temporelles.
- *Interprétation des bilans énergétiques.* Les données de production, d'utilisation et d'importations/exportations devront être cohérentes. Si ce n'est pas le cas, cela peut donner une indication sur les incertitudes.
- *Vérifications par comparaison.* On peut quelquefois comparer deux types de données sur les activités pour une même source afin d'obtenir une indication des plages d'incertitude. Par exemple, la somme de la combustion de carburant par les véhicules doit correspondre à la somme par type de véhicule du produit de véhicule-km multiplié par le rendement de la combustion de carburant.
- *Nombres et types de véhicules.* Certains pays disposent de bases de données détaillées sur les immatriculations de véhicules, avec des données sur les véhicules par types, âge, carburant et technologie de contrôle des émissions, qui peuvent toutes être importantes pour un inventaire ascendant détaillé des émissions de méthane (CH_4) et d'oxyde nitreux (N_2O) imputables à ces véhicules. D'autres pays ne disposent pas d'informations aussi détaillées, ce qui tendra à augmenter l'incertitude.
- *Transport transfrontières illégal de carburant.* Ce transport illégal peut être considérable et produire un biais dans les données sur les activités. La consommation apparente et la somme de l'utilisation de carburant par secteur peuvent être comparées dans le cadre d'une vérification par comparaison.

- *Combustibles issus de la biomasse.* En l'absence de marchés officiels pour ces combustibles, les estimations de consommation peuvent être bien moins exactes que pour les combustibles en général.
- *Données sur la population animale.* L'exactitude dépendra de l'étendue et de la fiabilité des recensements nationaux et des méthodes d'enquêtes, et il peut y avoir des principes et règles de comptabilité différents pour les animaux dont la durée de vie est inférieure à un an.

L'organisme chargé de l'inventaire peut également entreprendre des recherches spécialisées pour collecter d'autres données sur les activités, en accord avec les *bonnes pratiques* pour l'octroi de priorités pour les recherches sur les *catégories de source clés* (c'est-à-dire les catégories ayant un effet significatif sur l'inventaire total de gaz à effet de serre direct d'un pays pour ce qui est du niveau absolu des émissions, de la tendance des émissions ou des deux : voir Chapitre 7, *Choix de méthode et recalculs*, Section 7.2, *Détermination des catégories de sources clés*).

Les fonctions de densité de probabilité associées aux données sur les activités peuvent être difficiles à évaluer. Les procédures décrites au présent chapitre devront être appliquées aux informations disponibles, conformément aux conseils sur l'interprétation de l'opinion d'experts dans la section suivante.

6.2.5 Opinion d'experts

En l'absence de données empiriques, les estimations de l'incertitude des facteurs d'émission ou des mesures d'émissions directes devront être basées sur l'opinion d'experts. Les estimations de l'incertitude des données sur les activités seront souvent basées sur l'opinion d'experts, vérifiées dans la mesure du possible par des vérifications par comparaison comme celles décrites dans la section précédente.

Les experts sont des personnes ayant des compétences ou des connaissances spéciales dans un domaine particulier. Une opinion est le fait de parvenir à une estimation ou à une conclusion à partir de l'information présentée à l'expert ou dont il dispose. Le choix d'experts appropriés est important en ce qui concerne les données des inventaires d'émissions pour lesquelles on doit estimer l'incertitude.

Dans le cas présent, l'opinion d'expert a pour objet de déterminer une fonction de densité de probabilité, en tenant compte d'informations pertinentes telles que :

- La source d'émission est-elle semblable à d'autres sources ? Dans quelle mesure l'incertitude est-elle probablement comparable ?
- Le processus d'émission est-il bien compris ? A-t-on identifié toutes les sources possibles d'émission ?
- Y a-t-il des limites physiques à la variation du facteur d'émission ? À moins d'être réversibles, les émissions dues au processus ne peuvent pas être inférieures à zéro, ce qui peut limiter une très large plage d'incertitude. Des facteurs relatifs au bilan massique ou autres données du processus peuvent créer une limite maximale pour les émissions.
- Les émissions correspondent-elles aux concentrations atmosphériques ? Les émissions sont reflétées dans les concentrations atmosphériques à des échelles spécifiques au site et à des échelles plus grandes, ce qui peut, ici aussi, limiter les taux d'émission.

Il est nécessaire d'obtenir l'opinion d'experts, même si l'on applique des méthodes statistiques classiques aux ensembles de données, étant donné que l'on doit juger si les données sont un échantillon aléatoire représentatif et, dans l'affirmative, choisir les méthodes d'analyse des données. Ceci pourra nécessiter une opinion en matière de méthodes et de statistiques. Une interprétation sera particulièrement nécessaire pour les ensembles de données de petite taille, à biais élevé ou censurés.[2] Le terme *sollicitation de l'opinion d'experts* désigne les méthodes officielles pour obtenir des données en consultant des experts.

POSSIBILITES DE BIAIS LIES A L'ÉLICITATION DE L'OPINION D'EXPERTS

Dans la mesure du possible, on utilisera des protocoles appropriés pour obtenir l'opinion d'experts à propos de l'incertitude. Après identification des experts, on établira des protocoles de sollicitation conçus pour supprimer les biais susceptibles d'être introduits par les méthodes générales (intitulées quelquefois *règles heuristiques*) utilisées par les experts pour formuler des opinions sur l'incertitude.

Les règles heuristiques peuvent introduire les biais inconscients courants suivants :

- *Biais de disponibilité.* Base l'opinion sur des résultats dont on se souvient le plus facilement.

[2] Dans ces cas, il peut être utile d'envisager une méthode numérique, telle que la méthode bootstrap, pour caractériser les distributions d'échantillonnage. Des méthodes de caractérisation des distributions d'échantillonnage pour la moyenne sont décrites par Cullen et Frey (1999), Frey et Rhodes (1996), et Frey et Burmaster (1999).

- *Biais de représentativité.* Base l'opinion sur des données et une expérience limitées, sans tenir compte complètement des preuves pertinentes.
- *Biais d'ancrage et d'ajustement.* Fixe une valeur particulière dans une plage de valeurs et effectue des ajustements insuffisants à partir de celle-ci lors de l'estimation de l'incertitude.

Pour contrebalancer les deux premières sources de biais, les protocoles de sollicitation devront inclure un examen des preuves pertinentes. Pour contrebalancer la troisième source de biais, il est important de demander à l'expert de formuler d'abord une opinion sur les valeurs extrêmes, avant de formuler une opinion sur les valeurs centrales d'une distribution. Lorsqu'un expert donne une plage de valeurs trop étroite, on parle de confiance excessive. Selon Morgan et Henrion (1990), la sous-estimation systématique des incertitudes par les experts est fréquente. Il est souhaitable d'éviter une confiance excessive afin de ne pas sous-estimer l'incertitude réelle.

Il existe d'autres possibilités de biais, plus conscients, notamment :

- *Biais motivationnel.* L'expert souhaite influencer un résultat ou éviter des contradictions avant de formuler une opinion sur une question.
- *Biais d'expert.* Lié au désir d'un expert non qualifié d'apparaître comme un véritable expert dans le domaine examiné. En général, ce biais est à l'origine d'estimations d'incertitude entachées d'une confiance excessive.
- *Biais de gestion.* Situation dans laquelle un expert formule des opinions qui répondent à des objectifs de gestion plutôt que des opinions reflétant l'état réel des connaissances à propos des données d'un inventaire.
- *Biais de sélection.* Se produit lorsque l'organisme chargé de l'inventaire choisit l'expert qui lui dira ce qu'il souhaite entendre.

La meilleure façon d'éviter ces biais est de choisir les experts avec le plus grand soin.

On peut obtenir l'opinion d'experts en faisant appel à des particuliers ou à des groupes. Les groupes peuvent être utiles pour l'échange de connaissances et peuvent donc avoir un rôle lors des phases de motivation, structuration et conditionnement de la sollicitation. Mais les dynamiques des groupes peuvent générer d'autres biais, et il est donc préférable d'obtenir l'opinion d'experts individuels.

PROTOCOLE DE SOLLICITATION DE L'OPINION D'EXPERTS

Le protocole Stanford/SRI est un exemple connu de protocole de sollicitation de l'opinion d'experts. Ses quatre phases sont décrites ci-dessous, et un exemple de son utilisation est présenté dans l'Encadré 6.1, *Bref exemple d'opinion d'expert détaillée.*

- *Motivation* : Établir un rapport avec l'expert, et décrire le contexte de la sollicitation. Expliquer la méthode de sollicitation à utiliser et les raisons sous-jacentes à sa conception. Expliquer également à l'expert les biais les plus courants et identifier les risques de biais de la part de l'expert.
- *Structuration* : Définir clairement les quantités pour lesquelles on souhaite obtenir une opinion, y compris, par exemple, l'année et le pays, la catégorie de source d'émission, la moyenne temporelle à utiliser (un an), l'accent mis sur l'incertitude dans la valeur moyenne des facteurs d'émission, et la structure du modèle d'inventaire d'émissions. Identifier clairement les facteurs relatifs aux conditions et aux hypothèses (les émissions devront être pour des conditions typiques moyennées sur une année, etc.).
- *Conditionnement* : En collaboration avec l'expert, identifier la totalité des données, modèles et théories pertinentes concernant la quantité pour laquelle on souhaite obtenir l'opinion de l'expert.
- *Codage* : Demander l'opinion de l'expert à propos de l'incertitude. La section suivante sur le codage décrit d'autres méthodes utilisables.
- *Vérification* : Analyser la réponse de l'expert et informer l'expert sur les décisions prises au sujet de son opinion. Le codage correspond-il vraiment à ce que l'expert voulait dire ? L'opinion de l'expert contient-elle des contradictions ?

METHODES DE CODAGE DE L'OPINION D'EXPERTS

Les méthodes de codage à utiliser dépendront du degré de familiarité de l'expert en ce qui concerne les distributions de probabilité. Les méthodes ci-dessous sont utilisées le plus fréquemment :

- *Valeur fixe* : Estime la probabilité pour qu'une valeur soit supérieure (ou inférieure) à une valeur arbitraire ; répétée en général trois ou cinq fois. Par exemple, quelle est la probabilité pour qu'un facteur d'émission soit inférieur à 100 ?

- *Probabilité fixe* : Estime la probabilité pour qu'une valeur associée à une probabilité spécifiée soit supérieure (ou inférieure). Par exemple, quel est le facteur d'émission tel qu'il n'y ait qu'une probabilité de 2,5 pour cent (ou 1 chance sur 40) que le facteur d'émission puisse être inférieur (ou supérieur) à cette valeur ?
- *Méthode par intervalle* : Cette méthode est axée sur la médiane et les quartiles. On demandera à l'expert, par exemple, de choisir une valeur pour le facteur d'émission telle qu'il y ait la même probabilité pour que le facteur d'émission réel soit supérieur ou inférieur à cette valeur. On obtient ainsi la médiane. L'expert divisera ensuite la plage inférieure en deux fichiers pour qu'à son avis il y ait la même probabilité (probabilité de 25 pour cent) pour que le facteur d'émission puisse être dans un des fichiers ; ceci étant répété pour la plage supérieure de la distribution. En dernier lieu, des méthodes de probabilité fixe ou de valeurs fixes pourront être utilisées pour solliciter des opinions pour les valeurs extrêmes.
- *Représentations graphiques* : L'expert trace une représentation graphique de ses propres distributions. Cette méthode doit être utilisée avec prudence, certains experts étant trop sûrs d'eux pour ce qui est de la compréhension des distributions de probabilité.

ENCADRE 6.1

BREF EXEMPLE D'OPINION D'EXPERT DETAILLEE

Supposons que l'organisme chargé de l'inventaire a identifié un expert pour les émissions de méthane imputables à des centrales, et souhaite obtenir son opinion sur l'incertitude des émissions annuelles moyennes pour cette catégorie de source. Dans le cadre de la phase de motivation, l'organisme a expliqué à l'expert le but général de l'analyse et précisé le protocole de sollicitation à utiliser. Lors de la phase de structuration, l'organisme collabore avec l'expert pour établir le protocole de sollicitation spécifique. Par exemple, même si l'organisme ne souhaite qu'une estimation de l'incertitude annuelle moyenne, l'expert peut déclarer préférer fournir des opinions séparées pour le fonctionnement au démarrage, en charge partielle et en pleine charge pour la centrale et préciser que ces opinions devront être pondérées pour fournir l'incertitude combinée pour une moyenne annuelle. Après structuration du problème, l'organisme examine les informations destinées à l'expert et pertinentes pour l'évaluation, telles que des mesures effectuées pour des centrales de même type ou d'autres sources de combustion. Lors de la phase de sollicitation, l'organisme peut demander à l'expert de fournir une valeur supérieure telle qu'il n'y ait qu'une chance sur 40 (probabilité de 2,5 pour cent) d'obtenir une valeur supérieure. Après obtention de cette valeur, l'organisme demande à l'expert d'expliquer la logique à la base de cette estimation, telle que le scénario de fonctionnement dans la centrale susceptible de produire un taux d'émission aussi élevé. Le processus peut être ensuite répété pour la plage de valeurs inférieures, et peut-être pour la médiane, le 25e centile et le 75e centile. On peut associer des questions de valeurs fixes et de probabilités fixes. L'organisme devra tracer ces valeurs sur un graphe afin d'identifier et corriger toute contradiction pendant la collaboration avec l'expert. Lors de la phase de vérification, l'organisme s'assurera que l'expert est d'accord avec la représentation de son opinion. L'organisme peut voir également comment l'expert réagit à la possibilité de valeurs extérieures à l'intervalle pour lequel des opinions ont été présentées, afin de s'assurer qu'il n'y a pas de confiance excessive.

Parfois une plage de valeurs constituera la seule opinion d'experts disponible, avec peut-être indication de la valeur la plus probable. Dans ce cas, les règles suivantes s'appliquent :

- Si les experts fournissent uniquement une valeur limite supérieure et inférieure, on supposera que la fonction de densité de probabilité est uniforme et que la plage correspond à l'intervalle de confiance de 95 pour cent.
- Si les experts fournissent également la valeur la plus probable, on supposera une fonction de densité de probabilité triangulaire utilisant les valeurs les plus probables comme mode, et on supposera que les valeurs limites supérieures et inférieures excluent chacune 2,5 pour cent de la population. Les distributions ne devront pas nécessairement être symétriques.

D'autres sources d'informations sur la sollicitation de l'opinion d'experts incluent Spetzler et von Holstein (1975), Morgan et Henrion (1990), Merkhofer (1987), Hora et Iman (1989), et NCRP (1996).

La subjectivité de l'opinion d'experts renforce l'importance des procédures d'assurance et de contrôle de la qualité pour améliorer la comparabilité des estimations des incertitudes entre les pays. En conséquence, l'opinion d'experts devra être documentée dans le cadre des processus d'archivage nationaux, et les organismes chargés des inventaires sont invités à examiner l'opinion d'experts, en particulier pour les *catégories de source clé.* La documentation devra inclure :

- Numéro de référence pour l'opinion ;
- Date ;
- Personne(s) participant et affiliation ;
- Quantité objet de l'opinion ;
- Base logique de l'opinion, y compris les données prises en compte ;
- Distribution de probabilité obtenue, ou plage et valeur la plus probable et distribution de probabilité inférée ultérieurement ;
- Identification des examinateurs externes ;
- Résultat de tout examen externe ;
- Approbation par l'organisme chargé de l'inventaire, avec indication de date et de personne.

6.3 METHODES POUR LA COMBINAISON DES INCERTITUDES

Après avoir déterminé les incertitudes de la catégorie de source, on peut les combiner pour estimer l'incertitude de l'ensemble de l'inventaire pour toute année et l'incertitude de la tendance générale de l'inventaire dans le temps.

L'équation de propagation d'erreur, décrite plus en détail à l'Appendice 1 du présent rapport, et à l'Appendice I des *Lignes directrices du GIEC* (Instructions relatives à la présentation), permet d'obtenir deux règles pratiques pour combiner des incertitudes non corrélées, par addition et multiplication :

- *Règle A* : Si des quantités incertaines doivent être combinées par addition, l'écart type de la somme sera la racine carrée de la somme des carrés des écarts type des quantités ajoutées, les écarts type étant tous exprimés en termes absolus (cette règle est exacte pour les variables non corrélées).

  Avec cette interprétation, on peut obtenir une équation simple pour l'incertitude de la somme, exprimée en pourcentage :

ÉQUATION 6.3

$$U_{total} = \frac{\sqrt{(U_1 \bullet x_1)^2 + (U_2 \bullet x_2)^2 + ... + (U_n \bullet x_n)^2}}{x_1 + x_2 + ... + x_n}$$

où :

U_{total} est le pourcentage d'incertitude de la somme des quantités (moitié de l'intervalle de confiance de 95 pour cent divisé par le total (moyenne) et exprimé en pourcentage) ;

x_i et U_i sont les quantités incertaines et leurs pourcentages d'incertitude respectifs.

- *Règle B* : Si des quantités incertaines doivent être combinées par multiplication, la même règle s'applique, mais les écarts type doivent tous être exprimés en fractions des valeurs moyennes appropriées (cette règle est approximative pour toutes les variables aléatoires).

  On peut également obtenir une équation simple pour l'incertitude du produit, exprimée en pourcentage :

ÉQUATION 6.4

$$U_{total} = \sqrt{U_1^2 + U_2^2 + ... + U_n^2}$$

où :

U_{total} est le pourcentage d'incertitude du produit des quantités (moitié de l'intervalle de confiance de 95 pour cent divisé par le total et exprimé en pourcentage) ;

U_i est le pourcentage d'incertitude associé à chaque quantité.

L'inventaire de gaz à effet de serre est principalement la somme des produits des facteurs d'émission et des données sur les activités. On peut donc utiliser les règles A et B de façon répétée pour estimer l'incertitude de l'inventaire total. En pratique, les incertitudes observées dans les catégories de source de l'inventaire varient, depuis quelques pour cent jusqu'à plusieurs ordres de grandeur, et peuvent être corrélées. Ceci ne correspond pas aux hypothèses des règles A et B selon lesquelles les variables ne sont pas corrélées à un écart type inférieur à environ 30 pour cent de la moyenne ; dans ces cas, les Règles A et B permettent d'obtenir un résultat approximatif. On peut également utiliser une simulation stochastique (méthode Monte Carlo) qui peut combiner les incertitudes avec n'importe quelle distribution de probabilité, plage et structure de corrélation, à condition que ces données soient suffisamment quantifiées. Deux niveaux d'analyse de l'incertitude sont donc décrits ci-dessous :

- *Niveau 1* : Estimation des incertitudes par catégorie de source à l'aide de l'équation de propagation d'erreur et les Règles A et B, et combinaison simple des incertitudes par catégorie de source pour estimer l'incertitude générale pour une année et l'incertitude de la tendance.
- *Niveau 2* : Estimation des incertitudes par catégorie de source à l'aide de l'analyse Monte Carlo, suivie de l'application de techniques Monte Carlo pour estimer l'incertitude générale pour une année et l'incertitude de la tendance.

On peut aussi utiliser l'analyse Monte Carlo de façon plus limitée dans le Niveau 1 pour combiner des incertitudes des données sur les activités et des facteurs d'émission ayant des distributions de probabilité très larges ou anormales, ou les deux. Cette méthode est aussi utile pour les catégories de source dans la méthode de Niveau 1 qui sont estimées par des modèles de procédés au lieu du calcul classique « facteur d'émission multiplié par les données sur les activités ». Le choix méthodologique est analysé à la Section 6.3.1 ci-dessous.

6.3.1 Comparaison entre les niveaux et choix méthodologique

L'emploi de la méthode de Niveau 1 ou de Niveau 2 permettra de mieux comprendre comment des catégories de source et des gaz à effet de serre individuels contribuent à l'incertitude des émissions totales pour une année, et de la tendance interannuelle des émissions totales.

L'utilisation de la méthode de Niveau 2 pour l'inventaire du Royaume-Uni (Eggleston *et al*., 1998) indique que l'intervalle de confiance de 95 pour cent est asymétrique et se situe entre 7 pour cent environ au-dessous de la moyenne et 20 pour cent au-dessus de la moyenne. La méthode de Niveau 1 (voir Appendice 6A.2, *Exemple de calcul d'incertitude de Niveau 1*) indique une incertitude de ±20 pour cent environ. Sachant que les approximations inhérentes au Niveau 1 ne permettent pas la prise en compte de l'asymétrie, cette comparaison est encourageante. Physiquement, l'asymétrie identifiée au Niveau 2 est due au fait que la plage d'incertitude de certaines catégories de source très incertaines est limitée, étant donné que les émissions ne peuvent pas être inférieures à zéro. La méthode de Niveau 2 peut en tenir compte, mais non pas la méthode de Niveau 1. Pour ce qui est des tendances interannuelles, l'étude de Niveau 2 par Eggleston *et al*. indique que l'intervalle de confiance de 95 pour cent est à peu près symétrique et se situe entre 5 pour cent au-dessus et au-dessous de la moyenne.[3] Le résultat de Niveau 1 correspondant indique une plage de ±2 pour cent environ. La valeur de Niveau 1 plus basse est due en partie au fait que l'estimation de la tendance portait sur la période entre 1990 et 1997, alors que l'estimation de Niveau 2 portait sur la période entre 1990 et 2010, bien que ceci n'explique pas toutes les différences. Cependant, les deux méthodes donnent des plages similaires pour l'incertitude de la tendance qui est inférieure à l'incertitude des émissions totales pour une année.

D'autres comparaisons nationales entre les méthodes seront très utiles pour améliorer la compréhension. La méthode de Niveau 1, à base de tableurs, est facile à utiliser et ne sera pas une charge de travail supplémentaire considérable pour un organisme utilisant la méthode de Niveau 2. Par conséquent, à ce jour, les *bonnes pratiques* pour tous les pays effectuant une analyse de l'incertitude consistent à présenter les résultats de Niveau 1, et pour tous les organismes chargés des inventaires disposant des ressources et de l'expertise nécessaires, à utiliser la méthode de Niveau 2.

6.3.2 Niveau 1 – Estimation des incertitudes par catégorie de source avec hypothèses de simplification

L'analyse de Niveau 1 estime les incertitudes en utilisant l'équation de propagation d'erreur en deux étapes. En un premier temps, elle utilise l'approximation de la Règle B pour combiner les plages des facteurs d'émission et des données sur les activités par catégorie de source et gaz à effet de serre. Elle utilise ensuite l'approximation de la Règle A pour obtenir l'incertitude générale des émissions nationales et la tendance des émissions nationales entre l'année de référence et l'année courante.

La méthode de Niveau 1 devra être mise en œuvre à l'aide du Tableau 6.1, *Calcul et présentation de l'incertitude de Niveau 1*, qui peut être paramétré à l'aide d'un logiciel de tableurs commercial. Le tableau est complété au niveau de la catégorie de source par des plages d'incertitude pour les données sur les activités et les facteurs d'émission conformes aux recommandations de *bonnes pratiques* sectorielles aux Chapitres 2 à 5. Des gaz différents seront entrés séparément en tant que gaz équivalents CO_2 (c'est-à-dire que les émissions devront être multipliées par les valeurs PRG 100-an). Les incertitudes des tendances sont estimées à l'aide de deux types de sensibilité :

[3] Spécifiquement une diminution des émissions de 6 ±5 pour cent.

- *Sensibilité de type A* : la variation de la différence des émissions totales entre l'année de référence et l'année courante, exprimée en pourcentage, résultant d'une augmentation de 1 pour cent des émissions pour une catégorie de source et pour un gaz donnés pour l'année de référence et l'année courante.
- *Sensibilité de type B* : la variation de la différence des émissions totales entre l'année de référence et l'année courante, exprimée en pourcentage, résultant d'une augmentation de 1 pour cent des émissions pour une catégorie de source et un gaz donnés uniquement pour l'année courante.

Conceptuellement, la sensibilité de type A résulte des incertitudes des émissions pour l'année de référence et l'année courante, alors que la sensibilité de type B résulte des incertitudes des émissions uniquement pour l'année courante. Des incertitudes à corrélation interannuelle seront associées aux sensibilités de type A, et des incertitudes sans corrélation interannuelle seront associées aux sensibilités de type B. La discussion aux Sections 6.2.1 à 6.2.4 ci-dessus suggère que les incertitudes des facteurs d'émission tendront à avoir des sensibilités de type A, alors que celles des données sur les activités tendront à avoir des sensibilités de type B. Mais il n'en sera pas toujours ainsi et on peut appliquer des sensibilités de type A à des données sur les activités, et des sensibilités de type B aux facteurs d'émission pour refléter des circonstances nationales particulières. Les sensibilités de type A et de type B sont des simplifications introduites pour l'analyse de la corrélation.

Après calcul des incertitudes introduites dans les émissions nationales par type A et B, on peut les ajouter à l'aide de l'équation de propagation d'erreur (Règle A) pour obtenir l'incertitude générale de la tendance.

Les colonnes du Tableau 6.1, *Calcul et présentation de l'incertitude de Niveau 1*, sont intitulées de A à Q et contiennent les informations suivantes :

- A et B indiquent la catégorie de source du GIEC et le gaz à effet de serre.
- C et D indiquent les estimations de l'inventaire pour l'année de référence et l'année courante[4] respectivement, pour la catégorie de source et le gaz spécifiés aux colonnes A et B, exprimés en équivalents CO_2.
- E et F contiennent les incertitudes pour les données sur les activités et les facteurs d'émission respectivement, obtenues à partir de données empiriques et de l'opinion d'experts, comme décrit précédemment dans le présent chapitre, entrées comme moitié de l'intervalle de confiance de 95 pour cent divisé par la moyenne et exprimé en pourcentage. L'intervalle de confiance de 95 pour cent est divisé par deux car la valeur entrée aux colonnes E et F correspond alors à la valeur familière « plus ou moins » lorsque les incertitudes sont mal définies à « plus ou moins x pour cent », ce qui permet d'entrer directement l'opinion d'experts sur le tableur. Si l'on sait que l'incertitude est extrêmement asymétrique, entrer la différence de pourcentage la plus élevée entre la moyenne et la limite de confiance.
- G est l'incertitude combinée par catégorie de source obtenue à partir des données aux colonnes E et F avec l'équation de propagation d'erreur (Règle B). L'entrée à la colonne G est donc la racine carrée de la somme des carrés des entrées aux colonnes E et F.
- H représente l'incertitude de la colonne G, en pourcentage des émissions nationales totales pour l'année courante. C'est une mesure du degré d'incertitude introduit dans les émissions nationales totales par la catégorie de source examinée. L'entrée dans chaque rangée de la colonne H est l'entrée à la colonne G multipliée par l'entrée à la colonne D, divisée par le total au bas de la colonne D. Le total au bas de la colonne H est une estimation du pourcentage d'incertitude dans les émissions nationales totales pour l'année courante, calculé à partir des entrées ci-dessus avec la Règle A. Ce total est obtenu par la somme des carrés de toutes les entrées à la colonne H et calcul de la racine carrée.
- I indique la variation de la différence de pourcentage des émissions entre l'année de référence et l'année courante en réponse à 1 pour cent d'augmentation des émissions de la catégorie de source pour l'année de référence et l'année courante. Ceci indique la sensibilité de la tendance des émissions à une incertitude systématique dans l'estimation d'émissions (c'est-à-dire avec corrélation entre l'année de référence et l'année courante). Il s'agit de la sensibilité de type A décrite précédemment. La formule pour les entrées à la colonne I est dérivée dans l'Appendice 6A.1.
- J indique la variation de la différence de pourcentage des émissions entre l'année de référence et l'année courante en réponse à 1 pour cent d'augmentation des émissions de la catégorie de source uniquement pour l'année courante. Ceci indique la sensibilité de la tendance des émissions aux erreurs aléatoires de l'estimation d'émissions (c'est-à-dire sans corrélation entre l'année de référence et l'année courante). Il s'agit de la sensibilité de type B décrite précédemment. La formule pour les entrées à la colonne J est dérivée dans l'Appendice 6A.

[4] L'année courante est l'année la plus récente pour laquelle des données d'inventaires sont disponibles.

- K utilise les données des colonnes I et F pour indiquer l'incertitude introduite dans la tendance de l'incertitude des facteurs d'émission, en supposant une corrélation interannuelle de l'incertitude des facteurs d'émission. Si l'on décide qu'il n'y a pas de corrélation interannuelle des incertitudes des facteurs d'émission, on doit utiliser l'entrée à la colonne J au lieu de celle à la colonne I et multiplier le résultat par √2. La formule pour les entrées à la colonne K est dérivée dans l'Appendice 6A.
- L utilise l'information aux colonnes J et E pour indiquer l'incertitude introduite dans la tendance des émissions par l'incertitude des données sur les activités, en supposant une absence de corrélation interannuelle pour les incertitudes des données sur les activités. Si l'on juge qu'il y a corrélation interannuelle des incertitudes des données sur les activités, on doit utiliser l'entrée à la colonne I à la place de celle à la colonne J et on n'appliquera pas le facteur √2. La formule pour les entrées à la colonne L est dérivée dans l'Appendice 6A.
- M est une estimation de l'incertitude introduite dans la tendance des émissions nationales par la catégorie de source examinée. Avec la méthode de Niveau 1, elle est obtenue à partir des données aux colonnes K et L, avec la Règle B. L'entrée à la colonne M est donc la racine carrée de la somme des carrés des entrées aux colonnes K et L. Le total au bas de cette colonne est une estimation de l'incertitude totale de la tendance, calculée à partir des entrées ci-dessus avec l'équation de propagation d'erreur. Ce total est obtenu par la somme des carrés de toutes les entrées de la colonne M et calcul de la racine carrée. La formule pour les entrées à la colonne M et le total au bas de la colonne M est indiquée à l'Appendice 6A.1.
- Les colonnes N à Q contiennent des indicateurs et des renvois aux notes de bas de page.
- N contient D, M ou R, suivant que la plage d'incertitude des facteurs d'émission est basée sur une information par défaut (D) dans les recommandations sur la catégorie de source, sur des mesures (M) spécifiques ou sur une information référencée nationale (R).
- O contient D, M ou R, suivant que la plage d'incertitude des données sur les activités est basée sur une information par défaut (D) dans les recommandations sur la catégorie de source, sur des mesures (M) spécifiques ou sur une information référencée nationale (R).
- P contient les numéros de référence de toute opinion d'experts utilisée pour estimer les incertitudes pour cette catégorie de source.
- Q contient le numéro d'une note explicative qui sera située au bas du tableau pour identifier la référence de documentation des données sur les incertitudes (y compris les données mesurées) ou autres observations pertinentes à la ligne.

Un exemple de tableur contenant toutes les données numériques figure à l'Appendice 6A.2, *Exemple de calcul et présentation d'incertitudes de Niveau 1*.

TABLEAU 6.1

CALCUL ET PRESENTATION DES INCERTITUDES DE NIVEAU 1

A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M
Catégorie de source du GIEC	Gaz	Émissions pour l'année de référence	Émissions pour l'année t	Incertitude des données sur les activités	Incertitude des facteurs d'émission	Incertitude combinée	Incertitude combinée en % des émissions nationales totales pour l'année t	Sensibilité de type A	Sensibilité de type B	Incertitude de la tendance des émissions nationales introduite par l'incertitude des facteurs d'émission	Incertitude de la tendance des émissions nationales introduite par l'incertitude des données sur les activités	Incertitude introduite dans la tendance des émissions nationales totales
		Données d'entrée	Données d'entrée	Données d'entrée	Données d'entrée	$\sqrt{E^2+F^2}$	$\frac{G \bullet D}{\sum D}$	Remarque B	$\frac{D}{\sum C}$	$I \bullet F$ Remarque C	$J \bullet E \bullet \sqrt{2}$ Remarque D	$\sqrt{K^2+L^2}$
		Gg équivalent CO_2	Gg équivalent CO_2	%	%	%	%	%	%	%	%	%
Ex. 1.A.1. Industries énergétiques Combustible 1	CO_2											
Ex. 1.A.1. Industries énergétiques Combustible 2	CO_2											
etc...	…											
		$\sum C$	$\sum D$				$\sqrt{\sum H^2}$					$\sqrt{\sum M^2}$
Total												

TABLEAU 6.1 (SUITE) CALCUL ET PRESENTATION DES INCERTITUDES DE NIVEAU 1					
A (suite)	B (suite)	N	O	P	Q
Catégorie de source du GIEC	Gaz	Indicateur de qualité des facteurs d'émission	Indicateur de qualité des données sur les activités	Numéros de référence de l'opinion d'experts	Numéro de référence de note de bas de page
		Remarque E	Remarque E		
Ex. 1.A.1. Industries énergétiques Combustible 1	CO_2				
Ex. 1.A.1. Industries énergétiques Combustible 2	CO_2				
etc...	…				
Total					

Remarque A

Si on connaît seulement l'incertitude totale pour une catégorie de source (et non pas séparément pour les facteurs d'émission et les données sur les activités) :

- S'il y a corrélation interannuelle, entrer l'incertitude à la colonne F, et entrer 0 à la colonne E ;
- S'il n'y a pas corrélation interannuelle, entrer l'incertitude à la colonne E et entrer 0 à la colonne F.

Remarque B

$$\frac{0,01 \bullet D_x + \sum D_i - (0,01 \bullet C_x + \sum C_i)}{(0,01 \bullet C_x + \sum C_i)} \bullet 100 - \frac{\sum D_i - \sum C_i}{\sum C_i} \bullet 100$$

Remarque C

Si l'on suppose qu'il n'y a pas corrélation entre les facteurs d'émission, utiliser la sensibilité B et multiplier le résultat par √2 :

$$K_x = J_x \bullet F_x \bullet \sqrt{2}$$

Remarque D

Si l'on suppose qu'il y a corrélation entre les données sur les activités, utiliser la sensibilité A, et ne pas utiliser le facteur √2 :

$$L_x = I_x \bullet E_x$$

Remarque E

Utiliser les abréviations suivantes :
D – défaut pour les catégories de source du GIEC
M – basé sur des mesures
R – données référencées nationales

6.3.3 Agrégation et présentation de Niveau 1

Le Tableau 6.1, *Calcul et présentation des incertitudes de Niveau 1*, comprend une ligne pour chaque catégorie de source, combustible (s'il y a lieu) et gaz à effet de serre, et devra être utilisé à des fins de présentation.

Bien que la méthode de Niveau 1 permette la corrélation dans le temps, comme indiqué précédemment, elle ne prend pas en compte la corrélation et la dépendance entre les catégories de source qui peuvent se produire lorsqu'on utilise les mêmes données sur les activités ou les mêmes facteurs d'émission pour plusieurs estimations. Fréquemment, un gaz domine la catégorie de source, ce qui diminue l'effet de toute corrélation. Cependant, la corrélation et la dépendance peuvent être significatives pour les combustibles fossiles car un combustible donné est utilisé avec le même facteur d'émission pour plusieurs sous-catégories, et si (comme cela se produit quelquefois) la consommation totale d'un combustible est mieux connue que la consommation ventilée par catégorie de source, les statistiques contiendront des dépendances cachées en raison des limites associées à la consommation totale. On peut résoudre le problème de dépendance et de corrélation en agrégeant les catégories de source au niveau de la consommation totale des combustibles individuels avant de combiner les incertitudes. Cette méthode aura pour effet une certaine perte de détail au niveau de la présentation des incertitudes, mais résoudra le problème des dépendances lorsque celles-ci ont sont jugées significatives (par exemple, lorsque les incertitudes dans les émissions de combustibles fossiles, une fois agrégées à partir du niveau catégorie de source, sont plus importantes que prévues). Dans l'exemple de calcul de Niveau 1 utilisant des données pour le Royaume-Uni, présenté à l'Appendice 6A.2, des catégories de combustible fossile sont agrégées ainsi. Cette méthode a l'avantage de permettre la compatibilité avec les catégories suggérées au Chapitre 7 pour l'analyse des *catégories de source clé*.

6.4 NIVEAU 2 – ESTIMATION DES INCERTITUDES PAR CATEGORIE DE SOURCE PAR L'ANALYSE MONTE CARLO

Dans le cadre de la méthode de Niveau 2, les suppositions de simplification nécessaires au Niveau 1 sont moins impératives. La méthode de Niveau 2 utilise l'analyse Monte Carlo pour combiner les incertitudes des catégories de source.

Le principe de l'analyse Monte Carlo consiste à choisir des valeurs aléatoires de facteurs d'émission et de données sur les activités à partir de leurs propres fonctions de densité de probabilité, et à calculer les valeurs d'émissions correspondantes. Cette procédure est répétée de nombreuses fois par ordinateur et les résultats de

chaque suite de calculs établissent la fonction de densité de probabilité pour les émissions totales. L'analyse Monte Carlo peut être effectuée au niveau des catégories de source, pour des agrégations de catégories de source ou pour l'ensemble de l'inventaire.

L'analyse Monte Carlo peut être utilisée pour des fonctions de densité de probabilité de toutes formes et largeurs, pour divers degrés de corrélation (temporelle et entre des catégories de source) et pour des modèles plus complexes (décomposition de 1er ordre pour le CH_4 des décharges contrôlées, par exemple), ainsi que pour de simples calculs de type « facteur d'émission multiplié par données sur les activités ».

Eggleston *et al*. (1998) décrit un exemple d'analyse Monte Carlo appliquée à un inventaire national de gaz à effet de serre et utilisée pour estimer les incertitudes des émissions totales et des tendances d'émissions. Un autre exemple d'utilisation de l'analyse Monte Carlo figure dans McCann *et al*. (1994). On trouvera une description générale de la méthode Monte Carlo dans Fishman (1996).

Comme toutes les méthodes, l'analyse Monte Carlo ne fournit des résultats corrects qu'à condition d'être appliquée correctement, ce qui exige une compréhension scientifique et technique de l'inventaire de la part de l'analyste. Naturellement, les résultats ne seront valides que dans la mesure où les données d'entrée, y compris l'opinion d'experts, sont correctes.

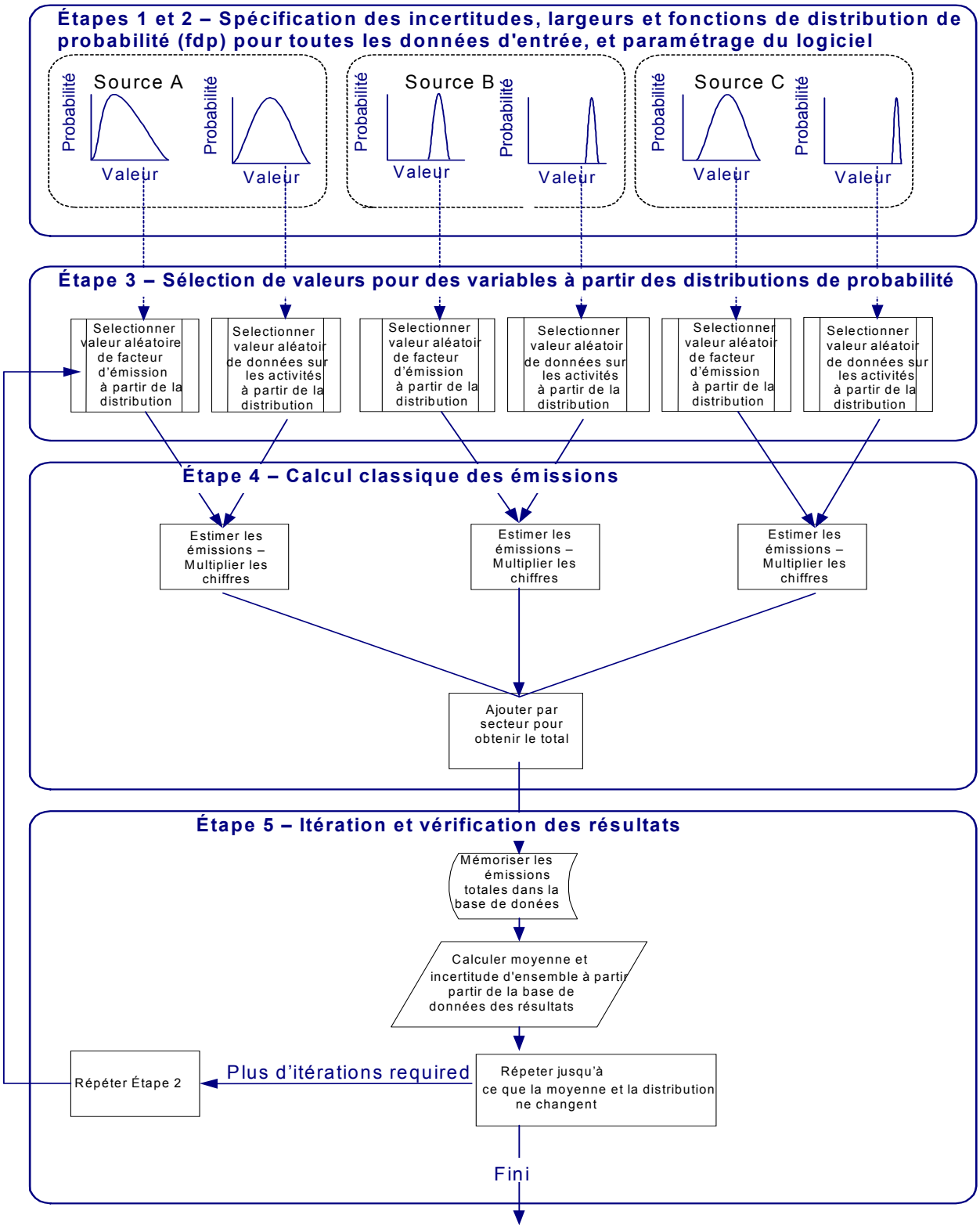
L'analyse Monte Carlo consiste en cinq étapes bien définies, illustrées à la Figure 6.1. Seules les deux premières étapes exigeront un travail de la part de l'utilisateur, les autres étapes étant effectuées par le logiciel. La Section 6.5.3 contient une brève discussion à propos des divers logiciels.

- **Étape 1 – Spécification des incertitudes des catégories de source.** Spécifier les incertitudes dans les données de base. Ces données incluent les facteurs d'émission et les données sur les activités, leurs moyennes et fonctions de répartition de probabilité associées, et toute corrélation entre les catégories de source. Tenir compte des informations figurant aux Sections 6.2.1 à 6.2.5.
- **Étape 2 – Paramétrage du logiciel.** Paramétrer le calcul de l'inventaire, les fonctions de densité de probabilité et les valeurs de corrélation dans le logiciel Monte Carlo.

Le logiciel exécute automatiquement les étapes suivantes :

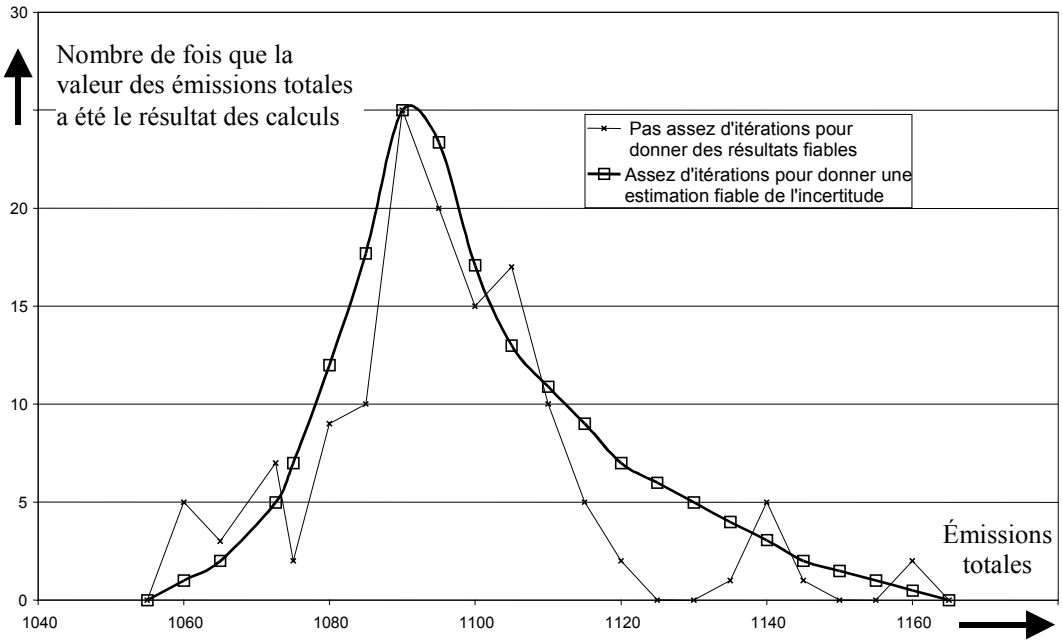
- **Étape 3 – Sélection de variables aléatoires.** Marque le début des itérations. Pour chaque élément de données d'entrée, facteurs d'émission ou données sur les activités, un nombre est choisi aléatoirement à partir de la fonction de densité de probabilité de cette variable.
- **Étape 4 – Estimation des émissions.** Les variables sélectionnées à l'Étape 3 sont utilisées pour estimer les émissions totales. L'exemple à la Figure 6.1 suppose trois catégories de source, chacune estimée par l'activité multipliée par un facteur d'émission, ajoutées pour obtention des émissions totales. Les calculs peuvent être plus complexes. On peut multiplier les émissions de gaz par des valeurs PRG pour obtenir les émissions nationales totales en équivalent CO_2. On peut intégrer facilement des corrélations de 100 pour cent ; et les bons logiciels Monte Carlo permettent l'intégration d'autres corrélations. Étant donné que les calculs des émissions doivent être les mêmes que ceux utilisés pour estimer l'inventaire national, la méthode Monte Carlo pourrait être totalement intégrée dans les estimations d'émissions annuelles.
- **Étape 5 – Itération et vérification des résultats.** Le total calculé à l'Étape 4 est mémorisé et le processus répété à partir de l'Étape 3. La moyenne des totaux mémorisés fournit une estimation des émissions totales. Leur distribution donne une estimation de la fonction de densité de probabilité du résultat. Au fur et à mesure que le processus est répété, la moyenne se rapproche du résultat final. Lorsque la variation de la moyenne correspond à une valeur prédéfinie, le calcul peut être terminé. Lorsqu'on détermine l'estimation de la plage de confiance de 95 pour cent dans une marge de ± 1 pour cent, on peut estimer avoir obtenu un résultat suffisamment stable. On peut vérifier la convergence en traçant un graphe de fréquence des estimations d'émissions. Ce graphe doit être relativement lisse (Figure 6.2, Exemple de graphes de fréquence des résultats d'une simulation Monte Carlo). Ces opérations seront effectuées par le logiciel, après spécification par l'utilisateur d'un nombre d'itérations ou de critères de convergence.

Figure 6.1 Illustration de la méthode Monte Carlo



Cet exemple suppose trois catégories de source pour lesquelles l'émission est calculée par :
Données sur les activités • Facteur d'émission.

Figure 6.2 Exemple de graphes de fréquence des résultats d'une simulation Monte Carlo



6.4.1 Incertitudes des tendances de Niveau 2

La méthode Monte Carlo de Niveau 2 peut être utilisée pour estimer les incertitudes de la tendance et de la valeur d'émissions absolue pour une année donnée. La procédure est une simple extension de celle décrite dans la section précédente.

Dans le cas présent, la tendance est définie comme la différence entre l'année de référence et l'année courante (année t). Par conséquent, l'analyse Monte Carlo doit être paramétrée en vue d'une estimation simultanée pour les deux années. La procédure est la suivante :

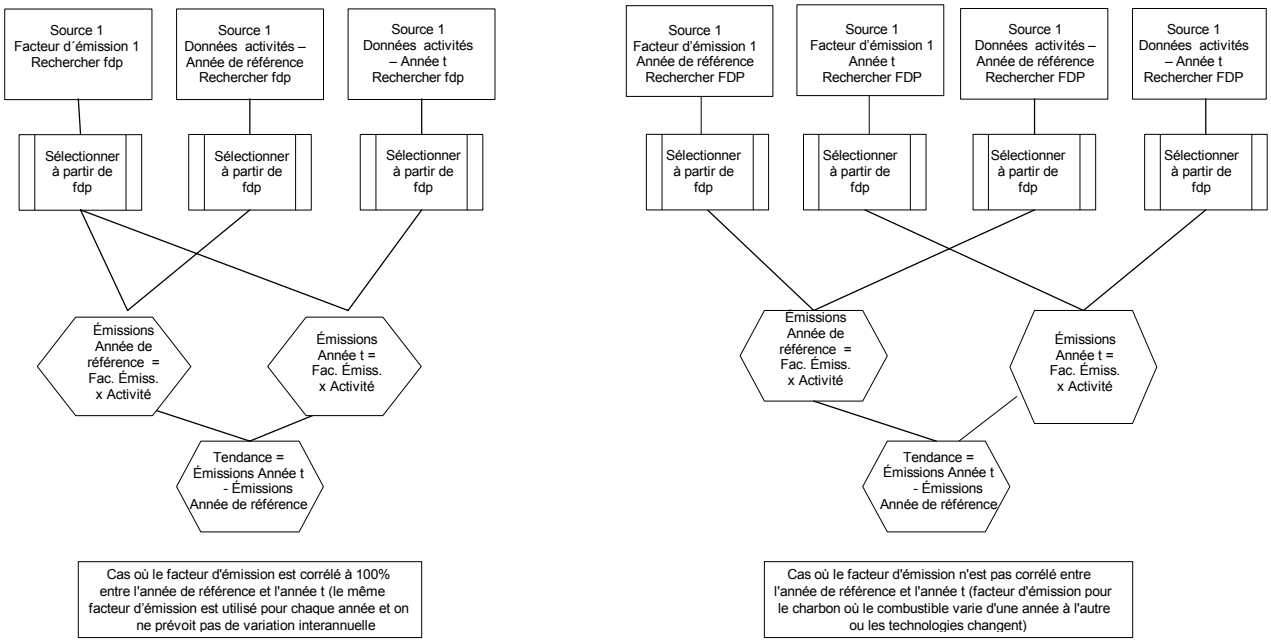
- **Étape 1 – Spécification des incertitudes des catégories de source.** Déterminer les fonctions de densité de probabilité pour chaque facteur d'émission et activité. Cette procédure est la même que celle décrite précédemment, mais elle doit être effectuée pour l'année de référence et l'année courante, et la relation entre les données doit être examinée. Pour de nombreuses catégories de source, on utilisera le même facteur d'émission pour chaque année (c'est-à-dire qu'il y aura 100 pour cent de corrélation des facteurs d'émission pour les deux années). Dans ces cas, une seule distribution est décrite et la valeur sélectionnée à partir de cette distribution est utilisée pour chaque année à l'Étape 3. Des variations au niveau de la technologie ou des pratiques entraîneront des variations du facteur d'émission dans le temps. Dans ce cas, on devra utiliser deux facteurs d'émission, à corrélation plus faible ou nulle. Si les facteurs d'émission contiennent un élément aléatoire ou varient de façon imprévisible d'une année à l'autre, on utilisera également des facteurs d'émission séparés (dans le cas, par exemple, de la teneur en carbone des combustibles fossiles qui peut varier selon l'approvisionnement du marché en combustible et qui contient sa propre incertitude). En général, on suppose qu'il n'y a pas de corrélation interannuelle pour les taux d'activité, et on devra donc entrer deux distributions, même si leurs paramètres sont les mêmes, de façon à générer deux sélections aléatoires différentes à partir de ces distributions à l'Étape 3. Le logiciel utilisé permettra peut-être de paramétrer d'autres corrélations, et on pourra utiliser ces fonctionnalités si l'on dispose de suffisamment d'informations. Mais ceci ne sera probablement nécessaire que dans un petit nombre de cas.

- **Étape 2 – Paramétrage du logiciel.** On effectuera la paramétrage du logiciel comme indiqué précédemment, mais les fonctions de répartition de probabilité devront représenter la relation entre les émissions pour deux années, et les calculs des tendances nécessiteront deux calculs séparés mais simultanés des émissions pour l'année de référence et l'année t. Dans les cas où l'on suppose 100 pour cent de corrélation pour les données d'entrées (principalement pour certains facteurs d'émission), on devra veiller à utiliser le même nombre aléatoire sélectionné dans la fonction de répartition de probabilité pour les estimation des deux années. Un calcul final fournira la différence entre les deux années.

Dans la plupart des cas, le logiciel exécutera automatiquement les étapes suivantes.

- **Étape 3 – Sélection de variables aléatoires**. Le logiciel exécutera cette fonction comme indiqué précédemment, en tenant compte de toute corrélation entre les fonctions de densité de probabilité (FDP). La Figure 6.3, ci-dessous, représente le programme de calcul pour l'analyse des tendances.
- **Étape 4 – Estimation des émissions.** Comme indiqué précédemment, les variables sélectionnées à l'Étape 3 seront utilisées pour estimer les émissions totales.
- **Étape 5 – Résultats** Les émissions totales calculées à l'Étape 4 sont mémorisées dans un fichier de données jusqu'à ce qu'il y ait convergence suffisante des résultats. Les points mentionnés précédemment s'appliquent également dans ce cas. Une plage de résultats est estimée simultanément, y compris les émissions totales et sectorielles pour l'année de référence, les émissions totales et sectorielles pour l'année *t*, et les différences (tendances) entre elles pour le total et tout secteur particulièrement intéressant.

Figure 6.3 Diagramme de calculs pour l'analyse Monte Carlo des émissions absolues et de la tendance pour une catégorie de source individuelle, estimées en multipliant le facteur d'émission par un taux d'activité



6.4.2 Présentation de l'analyse des incertitudes de Niveau 2

Le format de données suivant convient pour la présentation des résultats de la simulation Monte Carlo pour des émissions par catégorie de source, par combustible (s'il y a lieu) et par gaz à effet de serre exprimé en équivalent CO_2. Au Tableau 6.2, l'incertitude totale de la tendance des émissions nationales est indiquée au bas des colonnes I et J. Les organismes chargés des inventaires effectuant une analyse de Niveau 2 devront aussi présenter les résultats d'une analyse de Niveau 1 à l'aide du Tableau 6.1, comme indiqué à la Section 6.3.1, *Comparaison entre les niveaux et choix méthodologique*.

TABLEAU 6.2

PRESENTATION DES INCERTITUDES DE NIVEAU 2

A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
Catégorie de source du GIEC	Gaz	Émissions pour l'année de référence	Émissions pour l'année t	Incertitudes des émissions pour l'année t en % des émissions de la catégorie		Incertitude introduite dans le total national pour l'année t	% de variation des émissions entre l'année t et l'année de référence	Plage de % de variation probable entre l'année t et l'année de référence	
		(Gg équivalent CO_2)	(Gg équivalent CO_2)	% inférieur (2,5 centile)	% supérieur (97,5 centile)	(%)	(%)	% inférieur (2,5 centile)	% supérieur (97,5 centile)
Ex. 1.A.1 Industries énergétiques Combustible 1	CO_2								
Ex. 1.A.2 Industries énergétiques Combustible 2	CO_2								
etc…	…								
Total									

6.5 CONSIDERATIONS PRATIQUES RELATIVES A L'UTILISATION DE LA SIMULATION MONTE CARLO

Lors de l'utilisation de la simulation Monte Carlo, l'analyste doit spécifier des distributions de probabilité pour chaque donnée d'entrée du modèle dont l'incertitude doit être quantifiée. La simulation est supposée être une représentation raisonnable de la réalité. Plusieurs méthodes permettent d'obtenir les distributions de probabilité, y compris des analyses statistiques des données ou la sollicitation de l'opinion d'experts. Il est particulièrement important que les distributions pour les entrées soient toutes basées sur les mêmes hypothèses sous-jacentes en ce qui concerne les moyennes temporelles, les emplacements et autres facteurs de conditions pertinents à l'évaluation en question (conditions climatologiques influant sur les émissions de gaz à effet de serre imputables à l'agriculture, etc.). Par conséquent, on ne devra pas supposer qu'une distribution d'incertitude pour un autre pays peut être appliquée directement en tant que donnée d'entrée d'un inventaire.

6.5.1 Spécification des distributions de probabilité pour des données d'entrée d'inventaire

La simulation Monte Carlo nécessite l'identification des données d'entrée du modèle pour lesquelles des distributions de probabilité seront assignées, et l'établissement de distributions de probabilité correspondantes. L'établissement des distributions à partir de la sollicitation de l'opinion d'experts a été examinée précédemment dans le présent chapitre. Des méthodes d'établissement de distributions basées sur l'analyse statistique des données sont décrites et illustrées par Cullen et Frey (1999). D'autres références utiles incluent Hahn et Shapiro (1967), Ang et Tang (1975), D'Agostino et Stephens (1986), Morgan et Henrion (1990), et USEPA (1996, 1997, 1999). Des exemples d'analyses de probabilités appliquées aux inventaires d'émissions sont proposés par Frey *et al.* (1998) et Frey *et al*. (1999).

La première étape critique de l'établissement des distributions à partir des données consiste à déterminer si les données sont un échantillon aléatoire représentatif, dans le cas d'un échantillon de population. On posera les questions clé suivantes au sujet des données :

- Les données sont-elles représentatives des conditions associées aux émissions ou aux facteurs d'activités spécifiques aux circonstances nationales ?
- Les données sont-elles un échantillon aléatoire ?
- Quelle est la moyenne temporelle associée à l'ensemble de données, et est-elle la même que celle pour l'évaluation (qui sera pour des émissions annuelles pour une année donnée) ?

Si les données sont un échantillon aléatoire représentatif, la distribution pourra être établie directement par des méthodes statistiques classiques, même dans le cas d'un petit échantillon. Il sera peut-être nécessaire de convertir les données à l'aide d'une moyenne temporelle appropriée. Des conseils généraux sur le choix des fonctions de densité de probabilité figurent à l'Appendice 1, *Base conceptuelle pour l'analyse de l'incertitude*, Section 2.5, *Recommandations en matière de* bonnes pratiques *pour le choix d'une fonction de densité de probabilité*.

Théoriquement, les données disponibles représenteront une moyenne annuelle pour un facteur d'émission ou un total annuel pour des données sur les activités. Dans ce cas, les données représenteront un échantillon individuel d'une distribution de population de valeurs moyennes annuelles et l'estimation de l'écart type de la population sera une mesure appropriée de l'incertitude des émissions annuelles. Dans d'autres cas, les données peuvent représenter un recensement complet de la somme de toutes les activités (consommation énergétique totale pour un combustible, par exemple), auquel cas les données sur les erreurs de mesures ou des instruments de recherche serviront de base à l'évaluation de l'incertitude. La plage d'incertitude des données sur les activités peut être limitée à l'aide de méthodes indépendantes ou des contrôles de cohérence, en comparant, par exemple, des données sur la consommation de combustible à des estimations de production, y compris des estimations de production par diverses méthodes.

Dans le cas d'un échantillon de population, le point le plus important est d'évaluer si les données sont aléatoires et représentatives de la population. Si c'est le cas, on peut utiliser des méthodes statistiques classiques pour définir la distribution. Sinon, on devra associer des analyses de données et la sollicitation de l'opinion d'experts spécialistes des distributions. Dans le premier cas, Cullen et Frey (1999) suggèrent d'examiner l'ensemble de données à l'aide de statistiques récapitulatives et de graphes pour évaluer les caractéristiques essentielles (tendance centrale, plage de variations, biais, etc.). Les résultats de cet examen, alliés à la compréhension des

processus à l'origine des données, devront être pris en compte lors de la sélection d'une représentation mathématique ou numérique des distributions pour les données d'entrées pour la simulation Monte Carlo.

Après avoir choisi une distribution, qui sera ajustée à l'ensemble de données, on peut utiliser des techniques telles que « l'estimation de probabilité maximale »[5] ou la « méthode des moments correspondants »[6] pour estimer les paramètres de la distribution. On peut évaluer la validité de l'ajustement de la distribution de plusieurs façons, y compris par comparaison de fonction de répartition cumulative ajustée (RCA) à l'ensemble de données d'origine, ou par l'utilisation de graphes de probabilité, et des tests de validité de l'ajustement (Cullen et Frey, 1999, par exemple). Il est important que la sélection d'une distribution paramétrique représentant un ensemble de données soit basée non seulement sur des tests de validité de l'ajustement, mais également sur des similarités entre les processus générateurs des données et la base théorique d'une distribution (Hahn et Shapiro, 1967, par exemple).

Si la moyenne des données est calculée pour moins d'un an, on devra peut-être extrapoler l'incertitude sur l'année. Prenons un cas, par exemple, dans lequel l'ensemble de données représente la variabilité des mesures d'émissions quotidiennes moyennes pour une catégorie de source particulière. Une méthode, décrite en détail par Frey et Rhodes (1996), consiste à ajuster une distribution paramétrique à l'ensemble de données pour la variabilité quotidienne, à utiliser une technique numérique dite « bootstrap » pour estimer l'incertitude des paramètres de la distribution, et à simuler les moyennes annuelles aléatoires du facteur d'émission par la méthode Monte Carlo. La simulation bootstrap permet de simuler l'incertitude dans la distribution de l'échantillon pour les paramètres de la distribution ajustée (Efron et Tibshirani, 1993 ; Frey et Rhodes, 1996 ; Frey et Burmaster, 1999 ; etc.).

Une forme simple de simulation bootstrap fonctionne de la façon suivante : à partir de la distribution ajustée, un ensemble de donnés aléatoires synthétiques ayant la même taille d'échantillon que l'ensemble de données d'origine est simulé par la méthode Monte Carlo. L'ensemble de données synthétiques est dit *échantillon bootstrap.* Pour l'échantillon bootstrap on peut calculer toute statistique ou tout paramètre, tels qu'une moyenne ou des paramètres d'une nouvelle distribution ajustée à l'ensemble de données synthétiques. Une statistique ou un paramètre estimé à partir d'un échantillon bootstrap est dit *répétition bootstrap* de cette statistique ou de ce paramètre. Ce processus est ensuite répété de nombreuses fois (en général entre 500 et 1 000 fois), et produit un nombre correspondant d'échantillons bootstrap et de statistiques dupliquées. Les statistiques prendront des valeurs différentes chaque fois car les échantillons bootstrap sont des versions aléatoires configurées d'après l'ensemble de données d'origine. Cette méthode est donc une technique numérique pour l'estimation des distributions d'échantillons pour toute statistique pour tout type de distribution pour laquelle la statistique existe. Fondamentalement, la simulation bootstrap est une technique numérique pour la simulation d'erreurs d'échantillonnages aléatoires. Les 500 à 1 000 échantillons bootstrap impliquent l'existence d'un nombre correspondant de distributions plausibles pour lesquelles l'ensemble de données d'origine pourrait représenter un échantillon aléatoire. Pour ces distributions, reflétant chacune la variabilité quotidienne dans l'exemple, on peut simuler une année d'estimations d'émissions (c'est-à-dire 365 échantillons aléatoires d'émissions quotidiennes, ajoutées pour donner un total annuel ou moyennées pour donner un facteur d'émission annuel moyen), ce qui donne entre 500 et 1 000 estimations de moyenne annuelle ou d'émissions annuelles totales. La distribution de ces estimations décrira l'incertitude dans le cas annuel basé sur une erreur d'échantillonnage aléatoire. Cet exemple inclut une supposition clé, à savoir qu'il n'y a pas d'autocorrélation entre les valeurs quotidiennes, et que les valeurs quotidiennes sont représentatives des conditions annuelles (absence d'effets saisonniers non représentés par l'échantillon, par exemple).

6.5.2 Quantité de travail nécessaire pour caractériser l'incertitude des données d'entrée d'un inventaire

Théoriquement, le travail nécessaire pour caractériser l'incertitude des données d'entrée d'un inventaire doit être proportionnel à leur importance pour l'évaluation de l'incertitude générale. Ce serait mal utiliser des ressources limitées que de consacrer un temps considérable à obtenir un maximum de données et opinions d'experts pour une catégorie de source à faible incidence sur l'incertitude générale. De même, ce serait une erreur d'évaluation que de ne pas consacrer suffisamment de ressources à la quantification de l'incertitude des données d'entrée ayant une incidence importante sur l'incertitude générale de l'inventaire. C'est pour cela que de nombreux analystes chargés d'effectuer une simulation de probabilité suggèrent une méthode itérative pour la simulation.

[5] La méthode de probabilité maximale choisit comme estimations les valeurs des paramètres qui maximisent la probabilité (fonction de probabilité à plusieurs dimensions ou fonction de densité à plusieurs dimensions) de l'échantillon observé.

[6] La méthode des moments calcule des estimateurs de paramètres inconnus par équation des moments d'échantillons et de population correspondants. C'est une méthode facile d'emploi, qui fournit des estimateurs cohérents. Bien souvent, la méthode des estimateurs des moments contient un biais (Wackerly, Mendenhall III et Scheaffer, 1996, pp. 395-397).

Dans la première itération d'une analyse de l'incertitude, des évaluations préliminaires de l'incertitude des données d'entrée peuvent être faites et propagées dans l'inventaire uniquement à des fins d'identification préliminaire des principales sources d'incertitudes. Des méthodes pour l'évaluation de l'importance de chaque donnée d'entrée sont décrites dans des ouvrages de référence tels que Morgan et Henrion (1990), Frey et Cullen (1999), et autres. Un exemple de technique relativement simple consiste à calculer le coefficient de corrélation entre les valeurs numériques simulées de la distribution des données de sortie de l'inventaire et les valeurs numériques simulées pour chaque distribution de données d'entrée. Cette corrélation reflète le niveau de relation linéaire entre les deux. Plus le coefficient de corrélation et élevé, plus la relation entre l'incertitude des données d'entrée et des données de sortie sera élevée, indiquant que les données d'entrée devront être considérées comme « sensibles ». De nombreux logiciels calculeront automatiquement la sensibilité et la représenteront sous forme graphique.

Après identification des données d'entrée sensibles, on s'attachera principalement à améliorer l'estimation de l'incertitude uniquement pour ces données. On pourra ensuite analyser l'incertitude finale avec plus de confiance, étant donné que l'on a consacré relativement plus de temps aux données d'entrée importantes qu'aux données non sensibles.

Un autre point à souligner au sujet de l'itération concerne des aspects à long terme des analyses de l'incertitude. Au premier abord, la mise en œuvre d'une simulation Monte Carlo peut paraître difficile. Cependant, au fur et à mesure que l'organisme chargé de l'inventaire acquiert une certaine expérience dans ce domaine, il lui sera plus facile d'améliorer l'analyse. En général, l'analyse Monte Carlo constitue un processus d'apprentissage pour tous les participants, car elle génère des questions critiques et importantes sur la base et la qualité d'un inventaire d'émissions. En conséquence, avec le temps, la simulation Monte Carlo contribuera au processus décisionnel sur la collecte des données, et sera indirectement un facteur de l'amélioration de la confiance vis-à-vis de l'inventaire.

6.5.3 Choix d'une technique de simulation et d'une taille d'échantillon de simulation

Plusieurs logiciels commerciaux permettent d'effectuer une simulation Monte Carlo : par exemple, Crystal Ball, @Risk, Analytica, et Mathematica. Les deux premiers sont des logiciels compagnons pour des tableurs courants. Un grand nombre de logiciels offrent une option qui permet d'utiliser d'autres méthodes d'échantillonnage, dont la simulation aléatoire Monte Carlo et des variations de l'Échantillonnage hypercube latin (EHL). EHL peut produire des distributions de valeurs de sortie de modèle « plus lisses » pour des tailles d'échantillonnage de quelques centaines d'échantillons seulement. Mais la méthode EHL présente un inconvénient, à savoir que l'on doit décider préalablement du nombre d'itérations à utiliser. En effet, on ne peut pas combiner deux simulations EHL ou plus car elles utiliseront des strates superposées, ce qui rendra les résultats difficiles à interpréter. Dans certains cas, EHL peut sous-estimer des moments supérieurs des distributions de probabilité, car la méthode de stratification peut également écarter la possibilité d'un groupement de valeurs très élevées ou très basses qui peut se produire dans des ensembles de données aléatoires. De l'avis général, il est conseillé d'utiliser la simulation aléatoire Monte Carlo comme méthode par défaut, car elle permet de continuer une simulation aléatoire pour des échantillons de simulation de plus en plus grands jusqu'à la convergence des données de sortie du modèle. Cullen et Frey (1999) présentent d'autres informations sur la comparaison entre la méthode EHL et la simulation Monte Carlo (pp. 207-213).

6.5.4 Dépendance et corrélation pour les données d'entrée des inventaires

Les analystes examinent souvent une question clé lors du paramétrage d'une analyse de probabilité, à savoir s'il existe des dépendances ou des corrélations entre les données d'entrée du modèle. Théoriquement, il est préférable de définir le modèle de sorte que les données d'entrée soient statistiquement les plus indépendantes les unes des autres. Plutôt que d'essayer d'estimer des données sur les activités pour un grand nombre de sous-catégories dont les données on été obtenues, au moins en partie, par des différences, il peut être préférable d'assigner des incertitudes à des mesures agrégées d'activités mieux connues. Par exemple, on peut estimer la consommation de combustible domestique comme étant la différence entre la consommation totale et la consommation dans les secteurs des transports, industriels et commerciaux. Dans ce cas, l'estimation de l'incertitude relative à la consommation de combustible domestique est corrélée négativement avec les incertitudes relatives à la consommation de combustible dans d'autres sous-catégories, et peut même être beaucoup plus élevée que l'incertitude associée à la consommation totale. Par conséquent, plutôt que d'essayer d'estimer les incertitudes séparément pour chaque sous-catégorie, il serait plus pratique d'estimer l'incertitude pour la consommation totale, pour laquelle on peut disposer de bonnes estimations et de vérifications par recoupement.

6.5.5 La corrélation importe-t-elle ?

Point important dont il faut se souvenir, les dépendances, même si elle existent, peuvent ne pas être importantes pour l'évaluation des incertitudes. Les dépendances dans les données d'entrée ne seront importantes que si elles existent entre deux données d'entrées auxquelles l'incertitude de l'inventaire est sensible et si les dépendances sont suffisamment élevées. À l'opposé, des dépendances faibles dans les données d'entrée, ou des dépendances élevées dans les données d'entrée auxquelles l'incertitude de l'inventaire n'est pas sensible, auront relativement peu de conséquences pour l'analyse.

6.5.6 Quelques méthodes à utiliser dans le cas de dépendances ou de corrélations

Si l'on estime que des dépendances des données d'entrée sont importantes, on peut envisager d'inclure certaines techniques dans l'analyse, notamment : (i) la modélisation explicite de la dépendance ; (ii) la stratification ou agrégation des catégories de source pour limiter l'effet des dépendances ; (iii) la simulation de la corrélation par des méthodes d'appariement limité (incluses dans de nombreux logiciels) ; (iv) l'utilisation de techniques de ré-échantillonnage lorsque l'on dispose d'ensembles de données multivariées ; (v) l'examen des cas de limitation ou de sensibilité (un cas supposant une indépendance et un autre cas supposant une corrélation positive complète). Cullen et Frey (1999), Morgan et Henrion (1990), et USEPA (1996) présentent des discussions et des exemples de ces méthodes, ainsi que des listes de référence avec renvois à la littérature pertinente.

6.5.7 Spécification de la corrélation dans les données d'entrée des inventaires

De nombreux logiciels permettent de spécifier la corrélation entre les données d'entrée du modèle (Iman et Conover, 1982, etc.). Dans certains cas, cette fonction n'est disponible qu'avec EHL, alors que d'autres logiciels la proposent avec la simulation aléatoire Monte Carlo. Les utilisateurs avertis seront intéressés par un détail concernant ces méthodes, à savoir que ces logiciels peuvent générer une corrélation de classement entre deux distributions ou plus, mais pas de corrélation d'échantillons. Mais il existe d'autres méthodes permettant de spécifier la corrélation d'échantillons dans certains types de distributions, par exemple pour les distributions normales multivariées (des exemples figurent dans Morgan et Henrion, 1990, et Cullen et Frey, 1999).

6.5.8 Analyse des données de sortie des inventaires

De nombreux logiciels permettent à l'utilisateur d'afficher les fonctions de densité de probabilité (FDP) et les fonctions de répartition cumulative (FRC) et d'obtenir des statistiques récapitulatives pour des données d'entrées d'un modèle donné. En général, la FRC aura une courbe plus lisse que la FDP, dans tous les cas. De plus, la FRC permet des interprétations quantitatives de la médiane, de l'intervalle de confiance de 95 pour cent, ou de tout autre centile de la distribution. Par conséquent, au plan pratique, la FRC est souvent la représentation la plus utile de la sortie du modèle. La FDP est utile pour obtenir des informations qualitatives sur les données de sortie (présence d'un biais positif, par exemple).

6.5.9 Incitation à utiliser des techniques appropriées

Ces recommandations ne devront pas prévenir l'emploi de meilleures méthodes lorsque celles-ci seront disponibles ; et le présent document ne couvre pas toutes les situations auxquelles l'analyste pourra être confronté. Par conséquent, l'organisme chargé de l'inventaire est invité à se référer aux références citées ci-dessous pour obtenir d'autres informations sur les analyses des incertitudes.

6.6 CONCLUSION

Les méthodes décrites au présent chapitre devraient permettre à l'organisme chargé de l'inventaire d'estimer et présenter l'incertitude pour des émissions annuelles totales, et pour la tendance interannuelle, ainsi que la contribution de chaque catégorie de source à ces incertitudes générales. Cette information devrait contribuer à l'octroi de priorités des mesures d'amélioration de la précision des inventaires, et peut montrer comment les

incertitudes générales et les incertitudes des tendances répondent à une réduction des incertitudes des catégories de source individuelles.

APPENDICE 6A.1
DERIVATION DE LA FORMULE AU TABLEAU 6.1 (NIVEAU 1)

EXPLICATION DES VARIABLES

C_x = Valeur d'une entrée à la colonne C et à la rangée x

n = nombre de catégories d'émission (rangées)

$\sum C_i$ = Somme de toutes les catégories d'émissions (rangées) de l'inventaire, de i=1 à i=n

COLONNE A-F

Données d'entrée

COLONNE G

Incertitude combinée à l'aide de l'équation de propagation d'erreur

$$G_x = \sqrt{E_x^{\,2} + F_x^{\,2}}$$

COLONNE H

Incertitude combinée, en pourcentage des émissions totales pour l'année t

$$H_x = \frac{G_x \bullet D_x}{\sum D_i}$$

Le total à la colonne H (incertitude des émissions totales) est obtenu à l'aide de l'équation de propagation d'erreur :

$$\text{Total de la colonne } H = \frac{\sqrt{\sum_x \left[\left(\sum_x D_x \right)^2 \bullet (H_x)^2 \right]}}{\sum_x D_x} = \sqrt{\sum_x H_x^{\,2}}$$

COLONNE I

Les entrées à la colonne I indiquent la variation de la différence des émissions entre l'année de référence et l'année t en réponse à une augmentation de 1 pour cent des émissions par la catégorie de source *x* pour l'année de référence et l'année t. Ceci indique la sensibilité de la tendance des émissions à une incertitude systématique des estimations d'émissions—c'est-à-dire corrélée entre l'année de référence et l'année t. Cette sensibilité est dite *sensibilité de type A*.

I_x = tendance du pourcentage si la catégorie de source x augmente de 1 pour cent pour les deux années—tendance du pourcentage sans augmentation

$$= \frac{0{,}01 \bullet D_x + \sum D_i - (0{,}01 \bullet C_x + \sum C_i)}{(0{,}01 \bullet C_x + \sum C_i)} \bullet 100 - \frac{\sum D_i - \sum C_i}{\sum C_i} \bullet 100$$

COLONNE J

Les entrées à la colonne J indiquent la variation de la différence des émissions entre l'année de référence et l'année t en réponse à une augmentation de 1 pour cent des émissions par la catégorie de source *x* uniquement pour l'année t. Ceci indique la sensibilité de la tendance des émissions à une erreur d'incertitude aléatoire dans les estimations d'émissions—c'est-à-dire sans corrélation entre l'année de référence et l'année t. Cette sensibilité est dite *sensibilité de type B*.

J_x = tendance du pourcentage si la catégorie de source x augmente de 1 pour cent pour l'année t — tendance du pourcentage sans augmentation

$$= \frac{0{,}01 \bullet D_x + \sum D_i - \sum C_i}{\sum C_i} \bullet 100 - \frac{\sum D_i - \sum C_i}{\sum C_i} \bullet 100$$

$$= \frac{D_x}{\sum C_i}$$

COLONNE K

En supposant que le même facteur d'émission est utilisé pour les deux années et que les facteurs d'émission réels sont totalement corrélés, l'erreur de pourcentage introduite par le facteur est la même pour les deux années. La formule pour l'incertitude introduite dans la tendance par le facteur d'émission est donc :

$$K_x = \text{sensibilité A} \bullet \text{incertitude du facteur d'émission}$$
$$= I_x \bullet F_x$$

Si l'on suppose une absence de corrélation entre les facteurs d'émission, on utilisera la sensibilité B et le résultat devra être augmenté de √2 pour la raison indiquée ci-dessous dans la dérivation principale pour la colonne L :

$$K_x = \text{sensibilité B} \bullet \text{incertitude du facteur d'émission} \bullet \sqrt{2}$$
$$= J_x \bullet F_x \bullet \sqrt{2}$$

COLONNE L

La tendance est la différence entre les émissions pour l'année de référence et pour l'année t. On doit donc prendre en compte l'incertitude des données sur les activités pour l'année de référence et l'année t. Les deux incertitudes combinées à l'aide de l'équation de propagation d'erreur, et en supposant que l'incertitude est la même pour l'année de référence et l'année t, sont :

$$= \sqrt{(\text{incertitude (données sur les activités, année de référence)})^2 + (\text{incertitude (données sur les activités, année t)})^2}$$
$$\approx \sqrt{(\text{incertitude (données sur les activités, année t)})^2 \bullet 2}$$
$$= E_x \bullet \sqrt{2}$$

Étant donné que les données sur les activités pour les deux années sont supposées indépendantes, la colonne L est égale à :

L_x = sensibilité B • incertitude combinée des données sur les activités pour les deux années

$$= J_x \bullet E_x \bullet \sqrt{2}$$

Si l'on suppose une corrélation entre les données sur les activités, on utilisera la sensibilité A et le facteur √2 ne s'appliquera pas.

$$L_x = I_x \bullet E_x$$

COLONNE M

La colonne M indique l'incertitude combinée introduite dans la tendance par l'incertitude des données sur les activités et le facteur d'émission.

$$M_x = \sqrt{K_x^{\,2} + L_x^{\,2}}$$

Les entrées M_i à la colonne M sont combinées pour obtenir l'incertitude totale de la tendance à l'aide de l'équation de propagation d'erreur, comme suit :

$$\text{Total de la colonne } M = \frac{\sqrt{\sum_x \left[\left(\sum_x (D_x - C_x) \right)^2 \bullet (M_x)^2 \right]}}{\sum_x (D_x - C_x)} = \sqrt{M_1^{\,2} + M_2^{\,2} + \ldots + M_n^{\,2}}$$

APPENDICE 6A.2
EXEMPLE DE CALCUL D'INCERTITUDE DE NIVEAU 1

Le tableur ci-dessous illustre un exemple de calcul pour l'inventaire national des gaz à effet de serre du Royaume-Uni.

TABLEAU 6.3

EXEMPLE DE CALCUL ET DE PRESENTATION D'INCERTITUDES DE NIVEAU 1

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M
	Catégorie de source du GIEC	Gaz	Émissions pour l'année de référence 1990	Émissions pour l'année t 1997	Incertitude des données sur les activités	Incertitude des facteurs d'émission	Incertitude combinée	Incertitude combinée % des émissions nationales totales pour l'année t	Sensibilité de type A	Sensibilité de type B	Incertitude de la tendance des émissions nationales introduite par l'incertitude des facteurs d'émission	Incertitude de la tendance des émissions nationales introduite par l'incertitude des données sur les activités	Incertitude introduite dans la tendance des émissions nationales totales
			Gg équivalent CO2	Gg équivalent CO2	%	%	%	%	%	%	%	%	%
1A	Charbon	CO2	238 218	142 266	1,2	6	6,1	1,2	-0,0966	0,1840	-0,58	0,31	0,66
1A	Pétrole	CO2	208 684	196 161	1	2	2,2	0,6	0,0076	0,2538	0,02	0,36	0,36
1A	Gaz naturel	CO2	111 052	181 691	2	1	2,2	0,6	0,1039	0,2351	0,10	0,66	0,67
1A	Autres (déchets)	CO2	138	741	7	20	21,2	0,0	0,0008	0,0010	0,02	0,01	0,02
1B	Transformation des combustibles solides	CO2	2 573	1 566	1,2	6	6,1	0,0	-0,0010	0,0020	-0,01	0,00	0,01
1B	Pétrole et gaz naturel	CO2	8 908	6 265		14	14,0	0,1	-0,0024	0,0081	-0,03	0,00	0,03
2A1	Production de ciment	CO2	6 693	6 157	1	2	2,2	0,0	0,0001	0,0080	0,00	0,01	0,01
2A2	Production de chaux	CO2	1 192	1 703	1	5	5,1	0,0	0,0008	0,0022	0,00	0,00	0,01
2A3	Utilisation de calcaire et de dolomite	CO2	1 369	1 551	1	5	5,1	0,0	0,0004	0,0020	0,00	0,00	0,00
2A4	Utilisation de carbonate de sodium	CO2	116	120	15	2	15,1	0,0	0,0000	0,0002	0,00	0,00	0,00
2B	Production d'ammoniac	CO2	1 358	814		5	5,0	0,0	-0,0005	0,0011	0,00	0,00	0,00
2C1	Production de fer et d'acier	CO2	3 210	1 495	1,2	6	6,1	0,0	-0,0019	0,0019	-0,01	0,00	0,01
5D	Changement d'affectation des terres et foresterie	CO2	31 965	27 075	5	54	54,2	2,1	-0,0027	0,0350	-0,14	0,25	0,29
6C	Incinération des DSM	CO2	660	29	7	20	21,2	0,0	-0,0007	0,0000	-0,01	0,00	0,01
		CO2 Total	616 137	567 634									
1A	Tous les combustibles	CH4	2 507	1 975	1,2	50	50,0	0,1	-0,0004	0,0026	-0,02	0,00	0,02
1B1	Extraction de charbon	CH4	17 188	6 687	1	13	13,0	0,1	-0,0116	0,0087	-0,15	0,01	0,15
	Transformation de combustibles solides	CH4	215	173	6	50	50,4	0,0	0,0000	0,0002	0,00	0,00	0,00
1B2	Transport de gaz naturel	CH4	8 103	7 301	2	15	15,1	0,2	-0,0001	0,0094	0,00	0,03	0,03
	Pétrole et gaz en mer	CH4	2 402	1 957	10	26	27,9	0,1	-0,0003	0,0025	-0,01	0,04	0,04
2C	Production de fer et d'acier	CH4	16	13	1,2	50	50,0	0,0	0,0000	0,0000	0,00	0,00	0,00
4A	Fermentation entérique	CH4	19 177	18 752	1	20	20,0	0,5	0,0016	0,0243	0,03	0,03	0,05
4B	Gestion du fumier	CH4	2 338	2 325	1	30	30,0	0,1	0,0003	0,0030	0,01	0,00	0,01
4F	Brûlage des résidus de cultures	CH4	266	0	25	50	55,9	0,0	-0,0003	0,0000	-0,02	0,00	0,02
6A	Élimination des déchets solides	CH4	23 457	17 346	15	46	48,4	1,2	-0,0052	0,0224	-0,24	0,48	0,53
6B	Traitement des eaux usés	CH4	701	726	15	48	50,3	0,1	0,0001	0,0009	0,01	0,02	0,02
6C	Incinération des déchets	CH4	1	1	7	50	50,5	0,0	0,0000	0,0000	0,00	0,00	0,00

TABLEAU 6.3

EXEMPLE DE CALCUL ET DE PRESENTATION D'INCERTITUDES DE NIVEAU 1

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M
	Catégorie de source du GIEC	Gaz	Émissions pour l'année de référence 1990	Émissions pour l'année t 1997	Incertitude des données sur les activités	Incertitude des facteurs d'émission	Incertitude combinée	Incertitude combinée % des émissions nationales totales pour l'année t	Sensibilité de type A	Sensibilité de type B	Incertitude de la tendance des émissions nationales introduite par l'incertitude des facteurs d'émission	Incertitude de la tendance des émissions nationales introduite par l'incertitude des données sur les activités	Incertitude introduite dans la tendance des émissions nationales totales
			Gg équivalent CO2	Gg équivalent CO2	%	%	%	%	%	%	%	%	%
		CH4 total	76 371	57 257									
1A2& 1A4& 1A5	Autres combustions	N2O	3 865	3 562	1,2	195	195,0	1,0	0,0001	0,0046	0,01	0,01	0,01
1A3	Transport	N2O	1 300	3 645	1,4	170	170,0	0,9	0,0032	0,0047	0,54	0,01	0,54
1B2	Pétrole et gaz naturel	N2O	3	2	10	110	110,5	0,0	0,0000	0,0000	0,00	0,00	0,00
2B	Production d'acide adipique	N2O	25 136	17 766	0,5	15	15,0	0,4	-0,0067	0,0230	-0,10	0,02	0,10
2B	Production d'acide nitrique	N2O	4 383	3 723	10	230	230,2	1,2	-0,0004	0,0048	-0,08	0,07	0,11
4B	Gestion du fumier	N2O	1 583	1 559	1	509[a]	509,0	1,1	0,0002	0,0020	0,08	0,00	0,08
4D	Sols cultivés	N2O	29 472	29 098	1	509	509,0	21,0	0,0029	0,0376	1,47	0,05	1,47
4F	Brûlage des résidus de cultures	N2O	78	0	10	230	230,2	0,0	-0,0001	0,0000	-0,02	0,00	0,02
6B	Traitement des eaux usées	N2O	153	157	1	100	100,0	0,0	0,0000	0,0002	0,00	0,00	0,00
6C	Incinération des déchets	N2O	115	11	7	230	230,1	0,0	-0,0001	0,0000	-0,03	0,00	0,03
		N2O total	66 089	59 525									
2	Procédés industriels	HFC	11 374	18 447	2	25	25,1	0,7	0,0104	0,0239	0,26	0,07	0,27
3	Procédés industriels	PFC	2 281	661	5	19	19,6	0,0	-0,0018	0,0009	-0,03	0,01	0,04
4	Procédés industriels	SF6	724	1 170	10	8	12,8	0,0	0,0007	0,0015	0,01	0,02	0,02
		Total halocarbures & SF6											
	Émissions totales	Total pondéré PRG	772 976	704 693									
	Incertitudes totales				Incertitude générale pour l'année (%)			21,3			Incertitude de la tendance (%)		2,0

[a] Incertitude estimée à partir d'une distribution log-normale utilisée dans une simulation Monte Carlo—c'est-à-dire (97,5 centile-moyenne)/moyenne*100.

6.7 REFERENCES

Ang, A.H.S. et W.H. Tang (1975). *Probability Concepts in Engineering Planning and Design, Volume 1.* John Wiley and Sons, New York, États-Unis.

Cullen, A.C. et H.C. Frey (1999). *Probabilistic Techniques in Exposure and Risk Assessment: A Handbook for Dealing with Variability and Uncertainty in Models and Inputs*. Plenum Press, New York, États-Unis.

D'Agostino, R.B. et M.A. Stephens (1986). *Goodness of Fit Techniques*. Marcel Dekker, New York, États-Unis.

Efron, B. et R.J. Tibshirani (1993). *An Introduction to the Bootstrap.* Chapman and Hall, New York, États-Unis.

Eggleston, S. *et al.* (1998). *Treatment of Uncertainties for National Greenhouse Gas Emissions.* Rapport AEAT 2688-1 pour la DETR Global Atmosphere Division, AEA Technology, Culham, Royaume-Uni.

Fishman G.S. (1996). *Monte Carlo: Concepts, Algorithms, and Applications*. Springer-Verlag, New York, États-Unis.

Frey, H.C. et D.E. Burmaster (1999). 'Methods for Characterization of Variability and Uncertainty: Comparison of Bootstrap Simulation and Likelihood-Based Approaches', *Risk Analysis*, 19(1): 109-129.

Frey, H.C. et D.S. Rhodes (1996). 'Characterizing, Simulating, and Analyzing Variability and Uncertainty: An Illustration of Methods Using an Air Toxics Emissions Example', *Human and Ecological Risk Assessment*, 2(4) : 762-797.

Frey, H.C., R. Bharvirkar, R. Thompson, et S. Bromberg (1998). 'Quantification of Variability and Uncertainty in Emission Factors and Inventories', *Proceedings of Conference on the Emission Inventory*, Air & Waste Management Association, Pittsburgh, PA, États-Unis.

Frey, H.C., R. Bharvirkar, et J. Zheng (1999). *Quantitative Analysis of Variability and Uncertainty in Emissions Estimation, Final Report*. Préparé par la North Carolina State University pour la U.S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, North Carolina, États-Unis, juillet. Disponible à : www4.ncsu.edu/~frey/

Hahn, G. J. et S.S. Shapiro (1967). *Statistical Models in Engineering*, John Wiley and Sons, New York, États-Unis.

Hora, S.C. et R.L. Iman (1989). 'Expert opinion in risk analysis: The NUREG-1150 methodology', *Nuclear Science and Engineering*, 102 : 323-331.

Iman, R. L. et W.J. Conover (1982). 'A Distribution-Free Approach to Inducing Rank Correlation Among Input Variables', *Communications in Statistics*, B11(3) : 311-334.

McCann, T.J. & Associates et M. Nosal (1994). *Report to Environment Canada Regarding Uncertainties in Greenhouse Gas Emission Estimates.* Calgary, Canada.

Merkhofer, M.W. (1987). 'Quantifying judgmental uncertainty: methodology, experiences, and insights'. *IEEE Transactions on Systems, Man, and Cybernetics*, 17(5) : 741-752.

Morgan, M.G. et M. Henrion (1990). *Uncertainty: A Guide to Dealing with Uncertainty in Quantitative Risk and Policy Analysis*. Cambridge University Press, New York, États-Unis.

National Council on Radiation Protection and Measurements (NCRP) (1996). *A Guide for Uncertainty Analysis in Dose and Risk Assessments Related to Environmental Contamination*. NCRP Commentary No. 14, Bethesda, MD, États-Unis.

Robinson, J.R. (1989). 'On Uncertainty in the Computation of Global Emissions for Biomass Burning', *Climatic Change*, 14 : 243-262.

Spetzler, C.S. et S. von Holstein (1975). 'Probability encoding in decision analysis', *Management Science*, 22(3) : 340-358.

USEPA (1996). *Summary Report for the Workshop on Monte Carlo Analysis*. EPA/630/R-96/010, Risk Assessment Forum, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, États-Unis.

USEPA (1997). *Guiding Principles for Monte Carlo Analysis.* EPA/630/R-97/001, Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, États-Unis, mars. Disponible à : http://www.epa.gov/ncea/mcpolicy.htm.

USEPA (1999). *Report of the Workshop on Selecting Input Distributions For Probabilistic Assessments*. EPA/630/R-98/004, Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, États-Unis, janvier. Disponible à : http://www.epa.gov/ncea/input.htm.

Wackerly, D.D., W. Mendenhall III, et R.L. Scheaffer (1996). *Mathematical Statistics with Applications*. Duxbury Press, États-Unis.