

Pollution atmosphérique par les métaux en France

Dix ans de biosurveillance des retombées

Catherine Rausch de Traubenberg¹, Laurence Galsomiès²
et Yann Martinet³

¹ Muséum national d'histoire naturelle (MNHN), Paris.

² Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie (ADEME), Paris.

³ Centre interprofessionnel technique d'études de la pollution atmosphérique (CITEPA), Paris.

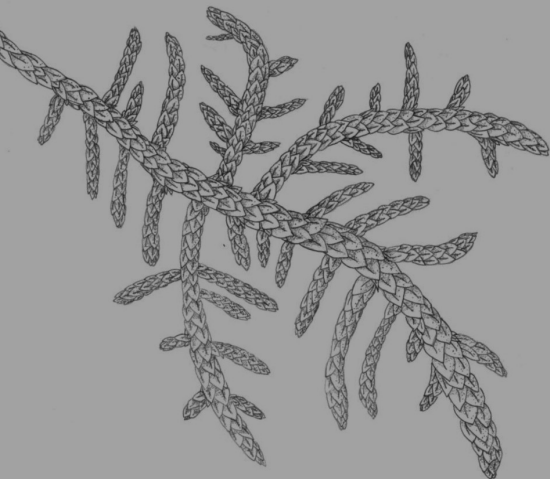
Illustrations de couverture (de gauche à droite) :

1. Prélèvement d'échantillon de mousse (*Scleropodium purum*), sur un site choisi pour la campagne 2006 du dispositif BRAMM dédié à la biosurveillance de la pollution atmosphérique métallique par les mousses, en proximité de la placette forestière EPC87 du réseau national de suivi à long terme des écosystèmes forestiers (RENECOFOR) (© S. Leblond, MNHN).
2. De nombreuses activités humaines génèrent des émissions atmosphériques susceptibles d'impacter les écosystèmes. De fait, ce cliché ne vise pas à stigmatiser une source d'émissions en particulier (© CITEPA).

Imprimé en France
ISBN : 978-2-7598-0725-3

Tous droits de traduction, d'adaptation et de reproduction par tous procédés, réservés pour tous pays. La loi du 11 mars 1957 n'autorisant, aux termes des alinéas 2 et 3 de l'article 41, d'une part, que les « copies ou reproductions strictement réservées à l'usage privé du copiste et non destinées à une utilisation collective », et d'autre part, que les analyses et les courtes citations dans un but d'exemple et d'illustration, « toute représentation intégrale, ou partielle, faite sans le consentement de l'auteur ou de ses ayants droit ou ayants cause est illicite » (alinéa 1^{er} de l'article 40). Cette représentation ou reproduction, par quelque procédé que ce soit, constituerait donc une contrefaçon sanctionnée par les articles 425 et suivants du code pénal.

© EDP Sciences 2013



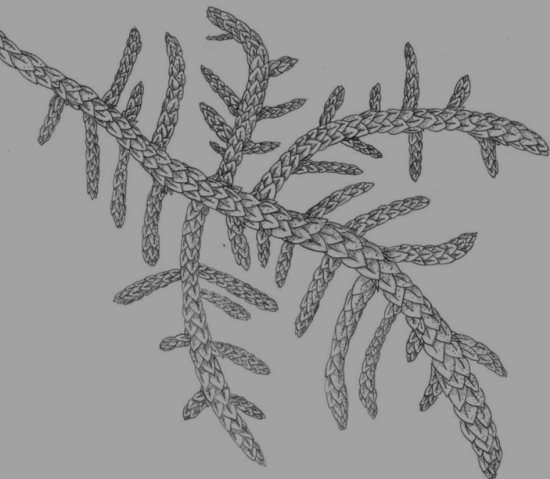
Les auteurs

Catherine Rausch de Traubenberg est maître de conférences au Muséum national d'histoire naturelle (MNHN) de Paris et chargée de conservation de l'herbier de Bryophytes. Ses travaux de recherche portent sur l'utilisation des mousses comme bioindicateurs des pollutions de l'air et de l'eau. Elle a été responsable du programme BRAMM de 2000 à 2010.

Laurence Galsomès est docteur *ès Sciences* en sciences de l'environnement et a rejoint en 2000 l'agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie (ADEME) à Paris, après avoir œuvré au développement du dispositif BRAMM de 1995 à 1999. Ses activités dans le domaine de l'air concernent, notamment, les impacts de la pollution atmosphérique sur les écosystèmes et le patrimoine bâti. Elle participe aussi à la diffusion et à la valorisation des données françaises sur les retombées atmosphériques et les niveaux de charges critiques auprès de la Commission économique pour l'Europe des Nations unies pour le compte du ministère de l'écologie. Elle est par ailleurs membre de la Commission AFNOR T95b et a contribué à la publication des premières normes sur la biosurveillance de la qualité de l'air, parmi lesquelles la NF X43-902 sur la biosurveillance passive de la qualité de l'air à l'aide de mousses autochtones. Pour finir, elle a coordonné la rédaction du présent ouvrage.

Yann Martinet est docteur *ès Sciences* en chimie de la structure et de la dynamique des systèmes réactifs. Il rejoint le CITEPA en 2005 après avoir mis au point le cadastre des émissions de polluants atmosphériques de la Région Nord-Pas de Calais à l'École des mines de

Douai. Il a contribué au développement des inventaires nationaux spatialisés français et tunisien et travaille notamment à optimiser le système national de déclaration électronique des rejets et transferts de polluants des installations classées. Il participe également à la production des inventaires français des émissions dont il assure la mise en œuvre et le suivi technique des transports maritime, fluvial et ferroviaire auprès de la Commission européenne et des Nations unies pour le compte du ministère de l'écologie.



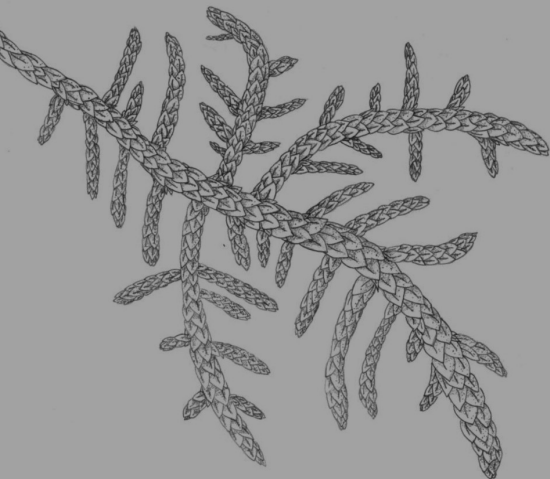
Sommaire

Les auteurs	III
Préface	1
Avant-propos	5
Résumé	7
Remerciements	9
Introduction	11
Chapitre 1 • La pollution atmosphérique et métallique	15
1.1 La pollution atmosphérique – Généralités	15
1.2 La pollution atmosphérique métallique	18
1.3 Biosurveillance de la pollution métallique	20
1.4 Le dispositif BRAMM	21

Chapitre 2 • Résultats des campagnes 1996, 2000 et 2006 du dispositif BRAMM	23
2.1 Aluminium	23
2.2 Arsenic	28
2.3 Cadmium	33
2.4 Chrome	39
2.5 Cuivre	45
2.6 Fer	50
2.7 Mercure	56
2.8 Nickel	62
2.9 Plomb	68
2.10 Antimoine	74
2.11 Vanadium	79
2.12 Zinc	84
Chapitre 3 • Discussion générale et conclusion	91
3.1 Avantages et inconvénients de la méthode de biosurveillance des métaux	91
3.2 Répartition spatiale des dépôts atmosphériques métalliques en France en 2006 et sources d'émissions probables	92
3.3 Comparaison des dépôts atmosphériques métalliques en France et en Europe en 2006	93
3.4 Évolution des dépôts et des émissions entre 1996 et 2006 en France et en Europe	93
3.5 Toxicité des métaux et risque sanitaire	96
Annexe 1 • Protocole de collecte et d'analyse (campagne BRAMM 2006)	99
A1.1 Les sites	99
A1.2 Prélèvements	101
A1.3 Espèces de mousse	101
A1.4 Préparation et analyse	102
A1.5 Utilisation des données d'émission pour l'interprétation des résultats	102
Annexe 2 • Comparaison des protocoles (campagnes 1996, 2000 et 2006)	103
Annexe 3 • Évaluation des incertitudes et validité des résultats	107
A3.1 Validité analytique	107
A3.2 Incertitude globale	109
A3.3 Comparaison inter-campagnes	109
Annexe 4 • Conventions de représentation et calculs statistiques	111
A4.1 Valeurs atypiques	111
A4.2 Représentation par les boîtes à moustaches	112

A4.3 Représentations cartographiques	113
A4.4 Calculs statistiques	114
Annexe 5 • Résultats des campagnes 1996, 2000 et 2006 du dispositif BRAMM	115
Annexe 6 • Évolution des dépôts estimés dans les mousses de 1996 à 2006	117
Annexe 7 • Statistiques élémentaires relatives aux différentes régions françaises	119
Annexe 8 • Émissions en France	155
A8.1 Genèse des données d'émissions atmosphériques	155
A8.2 Exploitation des données d'émissions dans le cadre du BRAMM	156
Annexe 9 • Liste des abréviations des pays selon le code ISO	159
Références bibliographiques	161
Définitions	165
Liste des abréviations	169

Vj k' r ci g' k' p v g p v k q p c m (' h g h ' d i e p m



Préface

Par François Ramade¹

La pollution atmosphérique par des éléments toxiques (comme des métaux et semi-métaux – tels l'arsenic) représente une menace pour l'hygiène publique dans les zones urbaines, ainsi qu'une cause majeure de contamination pour les écosystèmes, notamment terrestres, mais aussi, fait souvent méconnu, pour les milieux aquatiques continentaux et littoraux. En outre, elle peut constituer dans certaines régions et pour certains éléments, *via* les retombées, une source majeure de contamination des terres cultivées. La croissance des émissions métalliques a été continue avec l'expansion des activités industrielles. Ce phénomène a atteint une telle ampleur dans les décennies de la fin du dernier siècle que des réglementations et des conventions internationales destinées à les réduire ont été adoptées par les pays membres de l'OCDE, l'Union européenne et certains états membres du PNUE.

La nécessité de connaître, de façon précise, l'importance de cette pollution atmosphérique et des retombées consécutives, ainsi que son évolution spatio-temporelle, s'est très vite manifestée, de même que la nécessité de mettre en œuvre une surveillance permanente grâce à une

1. Professeur émérite d'écologie et de zoologie à la faculté des sciences d'Orsay (Université de Paris-Sud).
Adresse : Laboratoire Écologie Systématique Évolution, UMR CNRS 8079, Bât 362, Faculté des sciences, Université de Paris-Sud, 91405 Orsay.

méthode dont le coût soit raisonnable. Il est rapidement apparu que seule une biosurveillance*² permettait de répondre à ces exigences.

Les usages potentiels de cryptogames*, tant terrestres qu'aquatiques, comme bioindicateurs* de pollution ont été découverts au cours du XIX^e siècle. Ainsi, dès 1859, le britannique Grindon, suivi en 1862 par le Finlandais Nylander, ont pu noter un rapport entre la raréfaction des peuplements de lichens épiphytes dans les parcs des villes et la hausse de la pollution atmosphérique due à l'usage du charbon. De même, l'aptitude des bryophytes* à bioconcentrer les éléments, qu'ils soient toxiques ou organiques persistants, a été mise en évidence de longue date. Cette propension des mousses à la bioconcentration des éléments, notamment métalliques, a conduit à leur utilisation en biosurveillance* environnementale dès les années 1960.

L'accroissement des préoccupations relatives à la pollution atmosphérique transfrontière et à longue distance, se traduisant par exemple au cours des années 1970 par l'observation notamment au Nord de la Laponie de la baisse de deux unités pH des pluies, a conduit l'Union européenne à développer un programme sur cette thématique dans le cadre de la convention de Genève.

Ce programme regroupe une trentaine de pays dont la France et a recours aux capacités de bioaccumulation des mousses terrestres, naturellement présentes dans l'environnement, pour estimer les retombées atmosphériques métalliques. Il prévoit une campagne européenne de biosurveillance tous les cinq ans, dont l'objet est de comparer spatialement et temporellement les niveaux des dépôts atmosphériques.

Le présent ouvrage a pour objet d'exposer les acquis obtenus par le dispositif français BRAMM lors de la campagne européenne de 2006. Il constitue une synthèse méthodique et détaillée des principaux résultats auxquels a conduit cette biosurveillance* approfondie de la pollution atmosphérique par les éléments métalliques dans notre pays. Il se présente sous la forme d'une monographie où les résultats sont d'abord exposés élément par élément, suivis d'une discussion générale et d'une conclusion. D'importantes annexes apportent des éléments relatifs aux matériels et aux méthodes utilisés pour mener à bien ces recherches, ainsi que des compléments sur les analyses et les statistiques afférentes aux éléments recherchés et sur leurs émissions en France.

Les travaux du dispositif BRAMM exposés dans cet ouvrage constituent une avancée remarquable dans la connaissance de la pollution atmosphérique diffuse et longue distance par les métaux dans notre pays.

Ces résultats mettent en évidence une tendance à la baisse en France de la pollution atmosphérique pour cinq éléments métalliques, ce qui résulterait des mesures volontaristes prises depuis deux décennies pour réduire leurs émissions. Fait surprenant vis-à-vis du contexte européen, la France se classe parmi les pays les moins exposés d'Europe pour l'antimoine, le cadmium et le zinc, alors que ces éléments toxiques constituent des polluants prévalents d'engrais chimiques. À l'opposé et pour des raisons méconnues, notre pays se positionne pour d'autres métaux très toxiques parmi les pays européens les plus contaminés (notamment en arsenic et mercure).

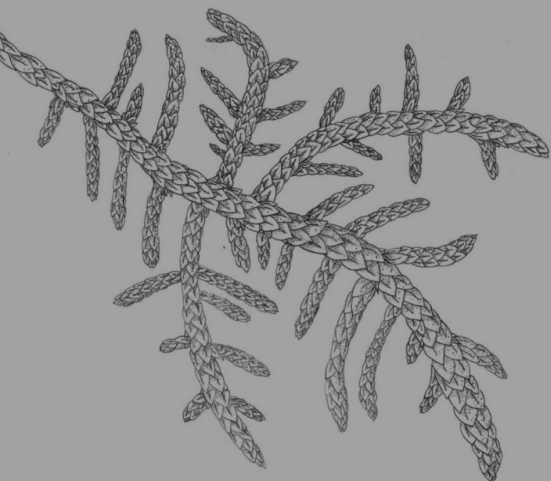
2. Les mots suivis d'un astérisque sont définis dans le glossaire à la fin de l'ouvrage.

En définitive, cet ouvrage de Catherine Rausch de Traubenberg, Laurence Galsomiès et Yann Martinet constitue une remarquable synthèse des résultats obtenus en France lors des campagnes faites par l'observatoire BRAMM. Sa rédaction est précise avec un style impeccable et sa lecture est facile malgré un sujet très « technique ». Il apporte, grâce aux cartographies proposées, une connaissance détaillée sur le niveau des contaminations par les métaux à l'échelle nationale et des informations locales donnant à apprécier les tendances spatio-temporelles pour chacun des éléments ayant fait l'objet de cette biosurveillance* depuis 1996.

En conclusion, sa lecture intéressera quiconque concerné, au plan professionnel, par la prévention des pollutions et nuisances et/ou par la lutte contre les pollutions, mais aussi un lectorat plus étendu qui, d'une façon ou d'une autre, se préoccupe des problèmes écotoxicologiques dans l'environnement.

Enfin, nous en conseillerons aussi la lecture aux étudiants qui suivent un cursus de master en sciences environnementales et, de façon plus générale, aux membres d'associations qui sont impliqués dans la protection de l'hygiène publique pour l'air et la préservation de la nature.

Vj k' r ci g' k' p v g p v k q p c m (' h g h ' d i e p m



Avant-propos

Par José Caire¹

Disposer de données d'observation accessibles et fiables, que ce soit pour la recherche, l'expertise ou le benchmark, est nécessaire pour identifier des solutions visant à améliorer la qualité de nos milieux, mobiliser des acteurs sur les enjeux environnementaux et énergétiques et favoriser la prise de décision.

Dans le domaine de la pollution de l'air, l'ADEME a œuvré à la mise en place de l'observatoire BRAMM², dédié à la biosurveillance des retombées atmosphériques métalliques et azotées, et participe à son pilotage.

L'analyse du grand nombre de données recueillies par les trois campagnes d'observation nationales conduites par cet observatoire correspond à dix années de surveillance des dépôts atmosphériques.

L'ADEME a souhaité l'édition de cette nouvelle publication, la troisième sur le sujet, car elle donne pour les métaux les premières tendances temporelles des niveaux de dépôts atmosphériques, et dresse pour le territoire français métropolitain, un bilan, des zones les plus exposées au niveau de fond de la pollution métallique. On y voit également que l'exposition du milieu est, selon les métaux, plus marquée dans certaines zones que dans d'autres, ce qui permet de

1. Directeur Villes et Territoires Durables de l'ADEME.

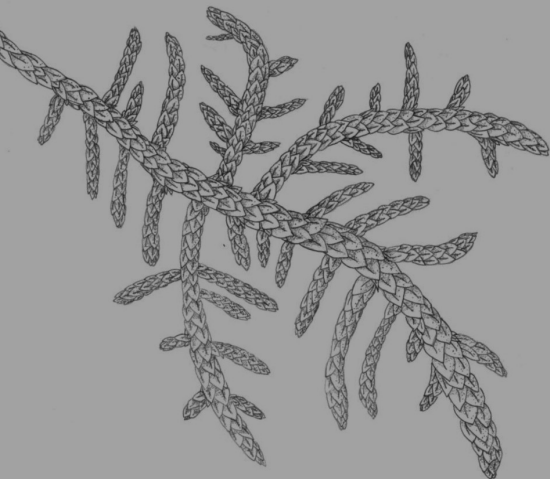
2. Biosurveillance des retombées atmosphériques des métaux par les mousses.

distinguer des tendances spatiales pour les dépôts atmosphériques. D'autre part, le constat fait par l'observatoire BRAMM montre que les dépôts estimés grâce aux mousses ont baissé, jusqu'à 50 % pour certains métaux, alors que pour d'autres contaminants les niveaux sont stables ou à la hausse.

Ces résultats montrent l'intérêt de rester vigilant pour le suivi des métaux, ceux en particulier dont les niveaux de fond augmentent.

Des apports d'origine transfrontière et à longue distance sont également mis en lumière grâce à ces travaux. Ceci souligne que les actions de réduction et de prévention doivent être poursuivies également aux échelles européenne voire continentale.

Enfin, pour certains des métaux discutés dans cet ouvrage, les évolutions montrent une augmentation générale et diffuse des niveaux de retombées atmosphériques, ce qui confirme la nécessité de mesures multi-sectorielles de réduction des émissions.



Résumé

Le dispositif BRAMM (*biosurveillance des retombées atmosphériques métalliques par les mousses*) utilise les capacités de bioaccumulation des mousses terrestres naturellement présentes dans l'environnement pour estimer les retombées atmosphériques métalliques en France. Ce dispositif est intégré au niveau européen aux travaux de la convention de Genève (1979), qui regroupe une trentaine de pays, sur la pollution atmosphérique transfrontière et à longue distance. Les données sont utiles au programme du PIC Végétation, au sein du groupe de travail sur les effets de la commission économique pour l'Europe des Nations unies (ONU-CEE/GTE/PIC Végétation), qui prévoit une campagne européenne de biosurveillance tous les cinq ans.

Il s'agit d'une évaluation indirecte et relative, c'est-à-dire qu'elle permet de comparer spatialement et temporellement les niveaux des dépôts, mais ne renseigne pas sur les dépôts réels.

Trois campagnes BRAMM ont été menées, en 1996, 2000 et 2006, avec le soutien de l'Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie (ADEME). La première campagne a été mise en œuvre par l'université Pierre et Marie-Curie (Paris 6), et les deux dernières par le Muséum national d'histoire naturelle. Une quatrième campagne nationale a aussi été menée en 2011. Ce document est dédié à la troisième campagne BRAMM (2006), il fait suite à deux précédents ouvrages consacrés aux campagnes de 1996 (Galsomiers *et al.*, 1999) et 2000 (Gombert *et al.*, 2005).

Cinq espèces de mousses ont été collectées (*Pseudoscleropodium purum*, *Hypnum cupressiforme*, *Thuidium tamariscinum*, *Pleurozium schreberi* et *Hylocomium splendens*) en 2006 sur 536 sites répartis de façon homogène sur le territoire français. Les échantillons ont été préparés selon la méthode de référence française (adaptation de la méthode de référence européenne) normalisée en France, puis en Europe. Les douze éléments métalliques suivants ont été dosés : aluminium, antimoine, arsenic, cadmium, chrome, cuivre, fer, mercure, nickel, plomb, vanadium et zinc (l'azote et le césium 137 ont été analysés mais ne sont pas présentés).

Les dépôts atmosphériques ont été cartographiés au niveau du territoire national pour ces 12 éléments métalliques, ce qui a permis d'identifier les zones les plus exposées. De plus, leurs variations entre 1996 et 2006, soit dix années d'évolution, ont été suivies pour la première fois en France et comparées aux tendances européennes pendant la même période.

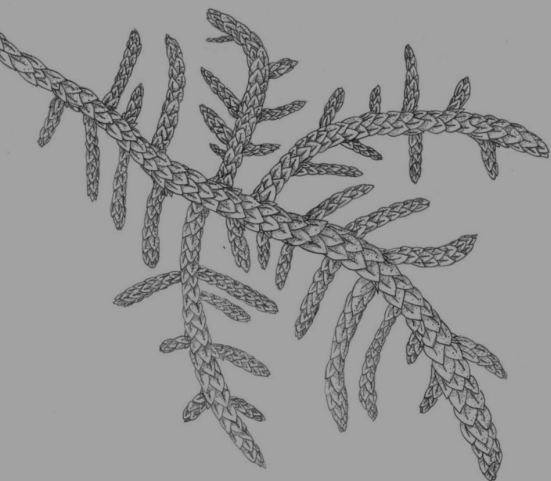
En 2006, le niveau des dépôts français est moyen par rapport aux autres pays européens pour la moitié des éléments analysés, soit l'aluminium, le chrome, le cuivre, le fer, le nickel, le plomb et le vanadium. La France est classée parmi les pays les moins exposés d'Europe pour l'antimoine, le cadmium et le zinc, et se positionne parmi les pays les plus chargés pour l'arsenic et le mercure.

Les zones les plus exposées en 2006 aux contaminations métalliques d'origine anthropique sont principalement localisées dans la moitié est et surtout dans le quart nord-est de la France. Grâce à l'étude du rapport entre certains éléments et l'aluminium, des apports naturels d'origine terrigène ont été mis en évidence pour le chrome, le fer, le nickel et le vanadium, surtout dans le Sud-Est de la France.

Trois tendances d'évolution des dépôts se dessinent entre 1996 et 2006 : (1) les dépôts métalliques sont en baisse pour l'antimoine, le cadmium, le chrome, le plomb et le zinc ; (2) ils sont stables pour le cuivre et le vanadium ; (3) ils sont en augmentation pour l'arsenic et le mercure, deux éléments particulièrement toxiques, ainsi que pour l'aluminium, le fer et le nickel.

Les dépôts estimés dans les mousses ont été comparés aux émissions atmosphériques recensées. Leurs évolutions entre 1996 et 2006 sont concordantes pour le cuivre (émissions et dépôts relativement stables), ainsi que pour le cadmium, le chrome, le plomb et le zinc (émissions et dépôts en baisse), avec cependant une diminution des émissions plus importante que celle des dépôts pour ces quatre derniers éléments. Les variations sont en revanche, opposées pour l'arsenic, le mercure et le nickel (baisse des émissions, augmentation des dépôts).

L'influence de diverses sources d'émission pourrait expliquer la forte exposition aux métaux de certaines zones du territoire, ainsi que les écarts observés entre les variations des émissions recensées et des dépôts estimés. Il est ainsi mis en lumière le rôle probable de sources de pollution au niveau local et régional : apports anthropiques des secteurs industriels (métallurgie, combustion fossile, industrie chimique) ou agricoles (utilisation de pesticides et de fongicides), apports terrigènes naturels (érosion du sol, vents sahariens), remise en suspension dans l'air de métaux issus des sols contaminés d'anciennes mines, apports transfrontières de Belgique et d'Allemagne. De plus, la forte rémanence de certains métaux (arsenic, plomb, antimoine) dans les sols peut être à l'origine de la persistance de zones fortement chargées et d'un décalage entre réduction des émissions et diminution de la contamination de l'environnement.



Remerciements

Les résultats de la campagne 2006 présentés dans cet ouvrage sont le fruit d'une collaboration entre de nombreuses personnes et des institutions que nous souhaitons remercier.

Tout d'abord, Sébastien Leblond (Muséum national d'histoire naturelle) qui a assuré la coordination entre les équipes et le réseau européen, la collecte des données ainsi que le traitement des résultats. Il a réalisé également les figures et les cartes et rédigé la partie technique du présent ouvrage. Nous le remercions tout particulièrement car ce document n'aurait pu voir le jour sans son travail.

Nous exprimons toute notre gratitude à François Ramade, qui a accepté sans hésiter de rédiger la préface de cet ouvrage.

Nous adressons également nos remerciements à toutes les personnes qui ont collaboré à ce travail.

Pour le suivi du programme BRAMM : Jacques Bardat (Muséum national d'histoire naturelle), Patrice Coddeville (École des mines de Douai), Sandrine Gombert (Université de Bordeaux 3), Erwin Ulrich (Office national des forêts). Ils ont apporté leur compétence et leurs précieux conseils tout au long du travail de préparation et d'analyse des résultats.

Pour la relecture : Sandrine Gombert (Université de Bordeaux 3), Patrice Coddeville (École des mines de Douai), Nathalie Poisson (ADEME) et Manuel Nicolas (Office national des

forêts). Leurs critiques constructives ont contribué grandement à l'amélioration de ce manuscrit.

Pour l'aide à l'interprétation des résultats du mercure : Daniel Cossa (IFREMER de Nantes), Philippe Cambier et Enrique Barriuso (INRA AgroParisTech).

Pour la récolte des mousses (Muséum national d'histoire naturelle) : Matthieu Chabanon, Florence Delay, Prisca Leblond, Sébastien Leblond, Élodie Liot, Thomas Millerand et Florian Mombrial.

Pour la préparation des mousses (Muséum national d'histoire naturelle) : Alain Carré, Philippe Latger, Florence Niel, Carole Vercoutère et Thomas Millerand.

Pour le dosage des métaux : MicroPolluants Technologie S.A. (Thionville) pour le dosage de l'aluminium, de l'arsenic, du cadmium, du chrome, du cuivre, du fer, du nickel, du plomb, de l'antimoine, du vanadium et du zinc, et Daniel Cossa (IFREMER de Nantes) pour le dosage du mercure.

Le dispositif de Biosurveillance des retombées atmosphériques métalliques par les mousses (BRAMM) a été lancé en 1996 par l'université Pierre et Marie Curie (Paris 6) et l'Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie (ADEME), qui en assure depuis la coordination générale et le soutien financier sous la responsabilité de Laurence Galsomiès.

À ce jour, quatre campagnes de biosurveillance ont été mises en œuvre. La première campagne (1996) a été effectuée par l'Université de Paris 6 sous la responsabilité scientifique et technique de Laurence Galsomiès et Marie-Agnès Letrouit. Les trois campagnes suivantes ont été mises en place par le Muséum national d'histoire naturelle sous la responsabilité de Sandrine Gombert et Catherine Rausch de Trautenberg pour la campagne 2000, Sébastien Leblond et Catherine Rausch de Trautenberg pour la campagne 2006, et enfin Xavier Laffray et Sébastien Leblond pour la campagne 2011.



Introduction

Les activités humaines s'étant intensifiées ces dernières décennies, les émissions métalliques d'origine anthropique ont pris une importance grandissante par rapport aux émissions naturelles, en particulier depuis les années 1970 avec le développement de certains secteurs (industrie et transport pour les principaux). Les métaux sont émis dans l'air par diverses sources, puis transportés sur des distances plus ou moins grandes, pour finir par se déposer au niveau des sols et des écosystèmes. Ces dépôts* sont constitués de particules ou d'aérosols, solides ou liquides. Le mercure, transporté sous forme gazeuse, fait figure d'exception parmi les métaux et peut circuler à l'échelle planétaire.

Tous les éléments métalliques sont toxiques et pour certains à faibles doses (antimoine, arsenic, cadmium, mercure et plomb). Les éléments métalliques doivent faire l'objet de surveillances particulières car, étant élémentaires, ils ne sont pas biodégradables et peuvent être persistants dans les écosystèmes.

La nécessité de protéger la santé humaine et celle des écosystèmes a conduit les Nations unies à établir des protocoles internationaux de réduction des émissions atmosphériques. L'adoption de ces protocoles doit être accompagnée d'un suivi de la pollution atmosphérique et de ses effets sur les écosystèmes. Il est donc indispensable de s'appuyer sur un réseau d'observation de la qualité de l'air pour évaluer les efforts de réduction de la pollution atmosphérique. En ce qui concerne les métaux, ce sont les dépôts, plutôt que les teneurs dans l'air, qui ont un effet sur les écosystèmes. En France, peu de stations instrumentées pour la surveillance

sont mises en œuvre car les méthodes de collecte des dépôts sont contraignantes. Citons deux stations du dispositif français MERA qui donnent des informations, dans le cadre de sa contribution au réseau européen EMEP sur les retombées humides (incluant les métaux), et quelques stations forestières du réseau RENECOFOR géré par l'ONF pour le suivi des dépôts totaux atmosphériques (n'incluant pas les métaux). Les données obtenues par ces dispositifs ne permettent pas la réalisation de cartes précises des dépôts métalliques sur l'ensemble du territoire français.

La biosurveillance* utilise les organismes vivants pour prévoir, révéler ou suivre les altérations de l'environnement. En particulier, les propriétés d'accumulation des métaux des mousses permettent d'établir des cartes de dépôts atmosphériques métalliques avec une excellente résolution spatiale. Colonisant quasiment tous les milieux et formant des populations pérennes, les mousses sont utilisées depuis plus de 30 ans pour évaluer les pollutions métalliques. Les métaux sont dosés dans les mousses collectées *in situ*, en milieu naturel. La simplicité de la méthode donne la possibilité de faire de nombreux prélèvements et de mettre en place des surveillances sur de grandes étendues, aux échelles nationale et internationale. Ainsi, les travaux initiés par la convention de Genève de 1979 des Nations unies (sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance) s'appuient depuis 2001 sur le réseau européen de biosurveillance des retombées atmosphériques métalliques par dosage dans les mousses.

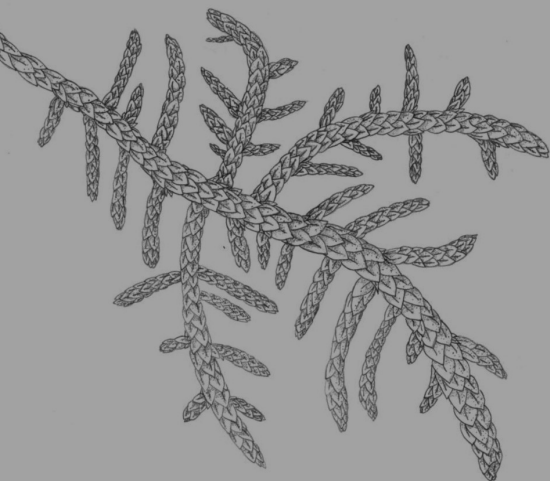
Le dispositif français BRAMM (biosurveillance des retombées atmosphériques métalliques par les mousses) est intégré depuis 1996 au réseau européen d'une trentaine de pays, qui met en œuvre des campagnes de biosurveillance tous les 5 ans. Ce dispositif participe au Programme international concerté (PIC) sur les effets de la pollution atmosphérique sur la végétation semi-naturelle et les grandes cultures (impulsé par la convention de Genève). Les données obtenues sont transmises au niveau européen au groupe de travail sur les effets (GTE) au sein de la commission économique pour l'Europe des Nations unies (ONU/CEE/GTE/PIC Végétation). Les trois campagnes françaises réalisées en 1996, 2000 et 2006 ont permis d'acquérir une base de données importante sur les dépôts atmosphériques métalliques.

Les résultats de la campagne française 2006 ont été cartographiés pour l'aluminium, l'arsenic, le cadmium, le chrome, le cuivre, le fer, le mercure, le nickel, le plomb, l'antimoine, le vanadium et le zinc. Pour certains métaux, l'influence des apports d'origine terrigène a été estimée au moyen d'une carte supplémentaire présentant le rapport entre chacun des éléments et l'aluminium (élément traceur de la contamination par le sol). La répartition des retombées atmosphériques françaises a été discutée pour chaque métal, puis comparée à celle de l'ensemble des pays européens. Les tendances d'évolutions temporelles françaises ont ensuite été estimées pour la période de 1996 à 2006 (les campagnes 1996 et 2000 ont été présentées également par des cartes³) et comparées ensuite aux tendances européennes. Par ailleurs, les émissions atmosphériques métalliques ont également été prises en compte. Nous avons utilisé pour cela les données d'émissions disponibles au niveau national. Cela nous a permis de confronter pour la première fois les teneurs en métaux relevées dans les mousses avec les émissions atmosphériques déclarées par la France dans un cadre réglementaire international. L'expertise du CITEPA dans la caractérisation des émissions atmosphériques a servi d'appui à l'interprétation des résultats pour tenter d'identifier les sources potentielles de pollutions locales ou plus lointaines. De plus, les différences constatées entre réduction

3. Les résultats complets de la campagne BRAMM 1996 sont présentés et analysés ici pour la première fois.

des émissions et variation des dépôts ont été discutées pour la période 1996–2006. Ainsi, une première évaluation de l'effet des politiques de réduction des émissions métalliques sur la contamination des écosystèmes a pu être réalisée au niveau français pour cette période.

Vj k' r ci g' l p v g p v k q p c m (' h g h ' d i e p m



La pollution atmosphérique et métallique

1.1 La pollution atmosphérique – Généralités

1.1.1 Principales causes

La pollution atmosphérique est particulièrement préoccupante car elle agit directement sur la santé des populations humaines et des écosystèmes. Elle a beaucoup évolué ces dernières décennies, certains polluants ayant baissé de manière notable, d'autres ayant augmenté de manière significative.

Les polluants* et micropolluants* induisent des déséquilibres qui perturbent le fonctionnement des écosystèmes à plus ou moins grande échelle. Si une pollution n'est pas toujours toxique, les substances polluantes ont en grande majorité des effets toxiques sur les êtres vivants, généralement variables selon la dose.

Les substances polluantes émises dans l'atmosphère présentent une diversité considérable de composés et de formes : métaux, radioéléments, pesticides, insecticides, produits de synthèse, résidus de combustion, acides, engrais, détergents, hydrocarbures... sous forme de gaz, particules, poussières, composés organiques et inorganiques solides, liquides ou gazeux.

Les principales sources d'émission sont présentées dans le tableau 1.1.

TABEAU 1.1 Principales sources d'émission des polluants atmosphériques et des gaz à effet de serre.

Sources	Polluants
Transport (le trafic routier est la principale source de pollution dans les zones fortement urbanisées)	Oxydes d'azote, oxydes de carbone, benzène, carbone organique volatil, métaux, particules...
Production d'énergie non renouvelable (combustibles fossiles : charbon, fioul, pétrole)	SO ₂ , NO _x , CO, CO ₂ , métaux, particules
Agriculture et élevage	Engrais (nitrates, ammoniac, phosphate), produits phytosanitaires*, métaux (As, Cd, Hg, Cu), méthane
Industries chimique et de la métallurgie (émissions importantes lors de la production et plus diffuses de l'utilisation)	Métaux, molécules organiques de synthèse, particules, poussière
Traitement des déchets (incinération, compost, amendement)	Dioxines, métaux (Cd, Cu, Pb, Hg et Zn principalement), méthane, protoxyde d'azote, particules...

1.1.2 *Évolution historique de la pollution et situation actuelle – bref aperçu*

Avant le XVIII^e siècle, la pollution était essentiellement domestique. La révolution industrielle marque une rupture : on passe rapidement d'une société agricole à une société dominée par l'industrie. L'usage des énergies fossiles (surtout du charbon) par le secteur industriel, qui se développe fortement, va provoquer l'émission dans l'air d'importantes quantités de soufre, d'azote, de carbone et de particules. Très vite, les activités s'intensifient et se diversifient : essor de la métallurgie et des aciéries, développement des transports, mécanisation permettant le développement de l'industrie textile et autres industries manufacturières, industrie pétrolière, sans oublier l'essor de l'agriculture qui accompagne la révolution industrielle.

La prise de conscience des détériorations causées par les activités humaines (pas seulement industrielles) est récente. Il faut attendre le milieu du XX^e siècle pour que les premières mesures de protection de la santé humaine et de l'environnement soient prises au niveau international. La nature commence à être perçue dans toute sa vulnérabilité et toute sa richesse. Diverses instances internationales et européennes vont progressivement mettre en place des mesures de protection. La commission économique pour l'Europe des Nations unies élabore divers protocoles pour la réduction des émissions atmosphériques dans le cadre de la convention de Genève (1979) sur la pollution atmosphérique transfrontière et à longue distance. Le protocole de Göteborg (signé en 1999 et entré en vigueur en 2005) est un protocole multipolluants et multieffets visant la réduction de l'acidification, de l'eutrophisation et de l'ozone troposphérique et fixant des plafonds d'émissions à ne pas dépasser. La réduction des émissions de métaux et de polluants organiques persistants est imposée par le protocole d'Aarhus (signé en 1998 et entré en vigueur en 2003). Le programme CAFE, mis en place en 2001 par la Commission européenne, vise à établir une stratégie à long terme pour lutter contre la pollution atmosphérique et protéger la santé

humaine et l'environnement. Enfin, au niveau européen, de nombreuses directives permettent de limiter la pollution atmosphérique par les émissions et de surveiller l'air ambiant.

L'intensification et la diversification des activités humaines sont les principaux facteurs d'aggravation de la pollution atmosphérique. Chaque année, un nombre croissant de nouvelles substances chimiques sont produites et donc susceptibles d'être émises dans les écosystèmes. Au niveau européen, le programme REACH (enregistrement, évaluation et autorisation des substances chimiques) procède depuis 2007 à l'enregistrement de ces substances. Les résultats dépassent les prévisions : 140 000 substances sont enregistrées en 2009. Au niveau mondial, l'American Chemical Society, recense 2 millions de substances chimiques en 1970, 12 millions en 1993 et en 2011, plus de 62 millions de substances sont répertoriées, avec plus de 3 000 enregistrements par jour [Source : <http://www.cas.org/cgi-bin/cas/regreport.pl>]

Par ailleurs, les émissions de nanoparticules, très petites particules (inférieures à 0,1 µm), générées par les nanotechnologies (sciences médicales, optiques, électronique, cosmétiques...) ont augmenté de manière conséquente ces dernières années. Les risques sanitaires, environnementaux et socio-économiques associés à cette nouvelle classe de molécules sont encore mal évalués. De rares études montrent qu'elles pénètrent facilement dans le système respiratoire humain et dans les organismes fongiques, animaux, végétaux ou microbiens. Leur toxicité, en particulier dans le cas de nanoparticules associées aux métaux, commence à être démontrée (Limbach *et al.*, 2007). Les nanoparticules font actuellement l'objet d'importants programmes de recherche. Elles ne sont pas, à ce jour, réglementées.

Les efforts réglementaires dans le domaine de la pollution atmosphérique se sont traduits, pour certains polluants, par une baisse des émissions (oxydes de soufre, monoxyde de carbone, certains métaux) depuis les années 1990. Cela a conduit à une amélioration de la qualité de l'air et à la réduction de certains effets nuisibles (diminution des pollutions acides dues aux oxydes de soufre, élimination du plomb dans l'essence).

Mais la situation est loin d'être satisfaisante à l'heure actuelle : la teneur en CO₂, principal gaz contribuant à l'effet de serre, reste à des niveaux préoccupants et continue à augmenter ; certains polluants atmosphériques, notamment les particules, l'ozone, et les oxydes d'azote, constituent encore un risque sanitaire important dans les milieux urbains ; le nombre de substances émises dans l'environnement par les activités industrielles et commerciales est en hausse.

Les préoccupations portent aujourd'hui sur des problèmes sanitaire, écologique et économique : la pollution photochimique par l'ozone qui diminue l'espérance de vie ; le phénomène d'eutrophisation lié aux composés azotés qui entraîne une érosion de la biodiversité ; le contentieux entre la France et la Commission européenne concernant le non-respect des dépassements dans l'air des niveaux en particules (et peut-être aussi un possible contentieux pour les oxydes d'azote). Les nouvelles substances générées par les activités anthropiques constituent également une source de pollution dans l'environnement dont les risques sont mal évalués.

Tous ces polluants atmosphériques sont transportés, parfois sur de longues distances, et dispersés dans les écosystèmes où ils peuvent être persistants ou non, à des doses traces ou à des teneurs élevées. On les retrouve dans l'atmosphère, l'hydrosphère (océans, mers, rivières, nappes phréatiques) et la lithosphère (sols). On considère qu'il n'existe plus, à l'heure

actuelle, d'écosystème exempt de traces d'activité humaine. La pollution évolue qualitativement et quantitativement, et il est primordial de développer des techniques de surveillance pour se donner les moyens de protéger l'environnement et la santé des populations humaines.

1.2 La pollution atmosphérique métallique

À quelques exceptions près, les éléments métalliques⁴ font partie des polluants dont les émissions ont significativement diminué, et ce depuis une vingtaine d'années. Il est primordial cependant de suivre l'évolution des contaminations des écosystèmes par ces éléments en raison de leur toxicité (à faible dose pour certains), de leur persistance dans les écosystèmes (étant élémentaires, ils ne sont pas biodégradables) et de leur accumulation dans les organismes vivants.

1.2.1 Principales sources et origines des métaux

Si les émissions métalliques sont devenues majoritairement anthropiques, les émissions naturelles peuvent s'avérer non négligeables (Tableau 1.2).

TABLEAU 1.2 Principales sources de métaux émis dans l'air.

Sources naturelles	Sources anthropiques
<ul style="list-style-type: none"> • volcan : As, Cd, Cu, Hg, Ni, Pb, Sb, V, Zn ; • croûte terrestre : Al, As, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, V ; • feux de forêts : Zn ; • végétation : Hg, Mo, As, Cd, Cu, Mn, Zn, Ni ; • embruns marins : Br, Cl, I, Ni, Na, Se. 	<ul style="list-style-type: none"> • extraction de minerais : As, Fe, Ni, V, Hg ; • métallurgie : Pb, Ni, Cd, As ; • production d'énergie : combustion fossile et production d'énergie nucléaire : As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, V, Zn, radioéléments ; • transport automobile, ferroviaire et aérien : As, Cd, Co, Cu, Cr, Mo, Pb, Sb, V, Zn ; • engrais et pesticides : As, Cd, Cu, Hg ; • incinération des déchets : Cd, Cu, Hg, V, Zn.

1.2.2 Transport, dispersion et dépôt des métaux

À l'exception du mercure, transporté sous forme gazeuse (le mercure est liquide à température ordinaire et se vaporise aisément), les métaux sont véhiculés dans l'atmosphère par des particules sur lesquelles ils sont adsorbés*.

Les grandes particules (taille supérieure à 5 µm) sont déposées au voisinage de leur source d'émission (dépôt d'autant plus rapide que la particule est de taille élevée). Les particules issues des sols et des embruns marins sont en général de grandes tailles.

4. Les termes *métaux lourds** étant imprécis et *éléments traces métalliques** trop restrictif, le terme *éléments métalliques** a été choisi pour désigner l'ensemble des éléments métalliques (radioéléments inclus) susceptibles d'être toxiques et présents généralement à des doses faibles ou traces dans l'environnement (rarement supérieures à 1 mg/g).

En revanche, les petites particules (taille inférieure à 5 μm) peuvent être transportées sur de longues distances (plusieurs milliers de kilomètres). Les processus de combustion à hautes températures génèrent des particules de petites tailles qui peuvent être déposées très loin de leur source d'émission. Les nanoparticules (inférieures à 0,1 μm) générées par les nouvelles technologies sont incluses dans cette classe de particules.

Les dépôts atmosphériques, qui peuvent être secs ou humides, éliminent les métaux de l'atmosphère. Le dépôt sec est un transport de particules de l'atmosphère vers les surfaces (terrestres ou aquatiques) en l'absence de précipitations. Les particules de grande taille sédimentent sous l'effet de la gravité, puis sont capturées au niveau du sol ou d'un autre obstacle (la canopée par exemple). Les petites particules doivent s'agglomérer entre elles pour être soumises à la gravité et se déposer. Le dépôt humide est une extraction de particules ou gaz de l'atmosphère par les précipitations suivie d'un transport, puis d'une capture au niveau du sol. Les particules doivent être hygroscopiques* et de petite taille pour être capturées de cette manière. Elles sont associées au cycle de l'eau et peuvent subir plusieurs cycles suite à l'évaporation et à la recondensation des gouttes d'eau. Les dépôts humides sont associés à un transport longue distance, avec un temps de séjour long des particules dans l'air.

1.2.3 Évolution en France et en Europe

En France, les inventaires nationaux d'émissions naturelles et générées par les activités humaines sont réalisés par le CITEPA (Centre interprofessionnel technique d'études de la pollution atmosphérique). Au niveau européen, l'EMEP, programme scientifique et politique créé sous l'égide de la Convention sur la pollution transfrontière à longue distance (CLRTAP, 1979), a pour mission de collecter les données sur les dépôts atmosphériques et de les cartographier à l'aide de modélisation. Le réseau MERA est la contribution française au réseau EMEP.

En France comme en Europe, une baisse continue des teneurs en métaux dans l'air est enregistrée depuis 1990. La baisse la plus importante concerne le plomb, qui a diminué de 97 % en France entre 1990 et 2007, et de 87 % en Europe entre 1990 et 2005. Cette baisse est liée principalement à l'interdiction de l'essence plombée et à la fermeture de sites importants de production de métaux non ferreux. Pour les autres métaux, les diminutions enregistrées vont de 40 à 90 % et sont dues principalement à la réduction de l'utilisation de combustibles fossiles, à la mise en place dans le secteur industriel (aciéries notamment) de dépoussiéreurs plus efficaces et plus nombreux, et à l'amélioration de l'incinération des déchets.

En revanche, les émissions de cuivre n'ont baissé que de 7 % en France entre 1990 et 2007. Cette faible performance au regard des autres métaux s'explique par une augmentation des émissions liées aux transports (les plaquettes de frein pour le transport automobile et l'usure des caténaires pour le transport ferroviaire), qui a contrebalancé les progrès réalisés par les aciéries grâce à l'amélioration des procédés. Au niveau européen, la baisse des émissions de cuivre, évaluée à 20 %, serait surestimée en raison de l'absence de prise en compte du cuivre émis par le transport automobile (Hulskotte *et al.*, 2007).

1.3 Biosurveillance de la pollution métallique

La détection directe des polluants dans l'atmosphère peut être réalisée par dosage des contaminants dans l'air, ce qui nécessite la mise en place d'infrastructures et d'appareillages très sensibles. La collecte et le dosage des dépôts atmosphériques* sont une autre méthode de mesure de la pollution atmosphérique, qui requièrent l'installation de dispositifs lourds. Ces problèmes sont encore plus délicats lorsque les éléments à doser sont présents à l'état de traces, ce qui est le cas des éléments métalliques dans la grande majorité des cas.

Une alternative consiste à doser les métaux accumulés dans les organismes vivants. Cette méthode, qui relève de la bioindication* au sens large et de la biosurveillance*, présente de nombreux avantages :

- les métaux sont concentrés dans les organismes, et surtout dans les plantes, par un processus de bioaccumulation, ce qui augmente de manière importante leur concentration et facilite leur dosage, particulièrement dans le cas d'éléments traces ;
- cette méthode permet de révéler la présence de polluants dans un organisme vivant et donc l'intégration de la pollution dans la biosphère ;
- on peut détecter une pollution après une contamination accidentelle, et ce alors que l'élément métallique n'est plus détectable dans le milieu ambiant. Cela est dû à l'effet mémoire : les métaux sont piégés et accumulés dans les organismes sur des durées allant de quelques semaines à quelques mois après une pollution ponctuelle.

1.3.1 Les mousses, des plantes à forte capacité d'accumulation des métaux

Les mousses présentent les facteurs de concentration parmi les plus importants : les métaux sont fréquemment accumulés à des concentrations plusieurs milliers de fois supérieures aux concentrations dans le milieu ambiant (air ou eau). Cette capacité est liée à divers facteurs :

- les mousses, plantes non vasculaires et dépourvues de racines, absorbent l'eau et les éléments nutritifs passivement, *via* toute la surface de la plante ;
- le tissu foliaire comporte le plus souvent une seule couche de cellules et est exempt de cuticule, ce qui permet d'accroître la capacité d'échange direct avec le milieu extérieur ;
- la paroi cellulaire est très riche en composés anioniques (chargés négativement), ce qui augmente encore la capacité d'adsorption* des cations métalliques ;
- l'accumulation est rapide et peut durer plusieurs mois ;
- les mousses forment des populations stables et pérennes.

À noter qu'un autre avantage des bryophytes est leur capacité d'accumulation des composés organiques, aussi bien en milieu aquatique que terrestre, ce qui permet d'élargir leur utilisation en tant que bioindicateur.

1.3.2 Application de la méthode : avantages et limites

En raison de sa simplicité et de sa facilité de mise en œuvre, cette technique permet d'estimer les dépôts à grande échelle. C'est pour cette raison que les mousses ont été sélectionnées

depuis 30 ans pour assurer le suivi des dépôts atmosphériques métalliques dans l'environnement en Europe.

La biosurveillance des dépôts atmosphériques métalliques par dosage dans les mousses est une méthode de mesure indirecte des dépôts atmosphériques. En effet, bien que l'accumulation des métaux soit directement liée aux dépôts, les connaissances actuelles ne permettent que dans des conditions bien définies de déduire le dépôt réel à partir des teneurs dans les mousses. C'est aussi une méthode relative, c'est-à-dire qu'elle met en évidence les changements spatiaux et temporels des dépôts : comparaison des niveaux de dépôts, entre sites, entre régions et entre pays d'une part, et suivi de leur évolution dans le temps d'autre part.

Il n'existe pas de valeurs de référence pour juger si une teneur dans les mousses est toxique ou non. Les valeurs considérées comme élevées ne préjugent en rien d'un niveau de toxicité pour la mousse, ni pour l'écosystème, ni pour l'Homme.

1.4 Le dispositif BRAMM

1.4.1 Historique

Contexte européen

C'est en Europe du Nord que les mousses sont, pour la première fois, utilisées pour caractériser les dépôts atmosphériques à grande échelle. Dans les années 1980, les premières cartes nationales d'estimation des dépôts atmosphériques métalliques par l'analyse de mousses sont établies par le Danemark et la Suède (Gydesen *et al.*, 1983). L'étude à grande échelle du dosage des métaux dans les mousses est par la suite étendue à d'autres pays d'Europe du Nord.

À l'initiative du Nordic Council of Ministers, le programme européen *Atmospheric heavy metal deposition in Europe – estimation based on moss analysis* démarre en 1990 et réunit une vingtaine de pays au cours de campagnes organisées tous les 5 ans (1990/1991, 1995/1996, 2000/2001, 2005/2006) (Rühling, 1994 ; Rühling & Steinnes, 1998 ; Buse *et al.*, 2003 ; Harmens *et al.*, 2008). La campagne organisée en 2005/2006 a permis de collecter des échantillons de mousses sur 6 000 sites environ, répartis dans 28 pays européens.

Ce programme est intégré depuis 2001 aux activités de la convention de Genève sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance de la Commission économique pour l'Europe des Nations unies (ONU-CEE – CLRTAP) et de son Programme international concerté sur les effets de la pollution atmosphérique sur les écosystèmes naturels et grandes cultures (PIC Végétation) au sein du Groupe de travail sur les effets (GTE).

Contexte français

Le dispositif BRAMM est la participation française au programme européen de suivi des métaux dans les mousses.

La France a notamment participé aux quatre campagnes européennes, en 1996, 2000, 2006 et 2011. Pour la première campagne, la coordination scientifique a été assurée par le laboratoire d'écologie (unité mixte de recherche 7625) de l'université Paris-6, en collaboration avec le CEA (laboratoire Pierre Süe, CEA-CNRS, Saclay) pour les analyses. Les campagnes 2000, 2006 et 2011 ont été mises en œuvre par le Muséum national d'histoire naturelle (MNHN) en collaboration avec divers laboratoires pour les analyses⁵. L'ADEME contribue financièrement au fonctionnement et au développement du dispositif BRAMM depuis sa création en 1996.

1.4.2 Objectifs

Le dispositif BRAMM permet d'obtenir une représentation des dépôts atmosphériques métalliques dans un compartiment vivant des écosystèmes-les mousses-en milieu rural, à une échelle que les réseaux de mesures de la qualité de l'air existants ne permettent pas d'assurer. Les objectifs sont les suivants :

- réaliser sur l'ensemble du territoire une cartographie des concentrations en éléments métalliques dosés dans des mousses collectées principalement en milieu forestier ;
- localiser les sources importantes d'émission en métaux et préciser l'étendue des zones plus polluées ;
- comparer les dépôts français avec les dépôts européens ;
- caractériser les sources de contamination en distinguant les pollutions locales ou régionales et les contaminations transfrontières à longue distance ;
- surveiller sur le long terme l'évolution des retombées atmosphériques métalliques depuis la première campagne françaises (1996).

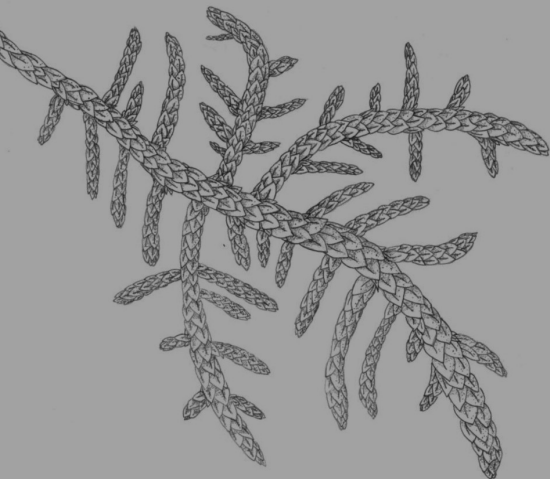
1.4.3 Spécificités de la campagne 2006

Les douze éléments métalliques retenus par le programme européen de la campagne 2005/2006 sont : l'aluminium, l'antimoine, l'arsenic, le cadmium, le chrome, le cuivre, le fer, le mercure, le nickel, le plomb, le vanadium et le zinc. L'aluminium et l'antimoine sont nouvellement introduits dans la liste européenne. Ces deux éléments avaient été dosés en France en 1996 et 2000, en plus des dix autres éléments métalliques. **Les résultats complets de la campagne 1996 et 2000 sont présentés pour la première fois dans le présent document** ⁶.

Les données d'émission françaises (Annexe 8) ont également été exploitées afin d'établir des hypothèses concernant les sources de pollution susceptibles de contribuer aux zones de contaminations mises en évidence dans les mousses.

5. LISA et IFREMER en 2000 et MicroPolluants Technologie S.A. (Thionville), INRA, laboratoire chronoenvironnement (université de Franche-Comté) et IFREMER en 2006.

6. Les résultats des analyses de l'aluminium et de l'antimoine n'avaient pas été présentés pour les campagnes 1996 et 2000 ; et pour les dix autres éléments dosés lors de la campagne 1996, les résultats présentés correspondaient, selon les éléments, à 60 à 80 % des échantillons traités. Les résultats complets de 1996 et 2000 sont présentés et discutés dans le présent ouvrage en plus de ceux de 2006. Cela explique que certaines valeurs descriptives (médianes, moyennes) calculées en 1996 et en 2006 présentent des différences.



2

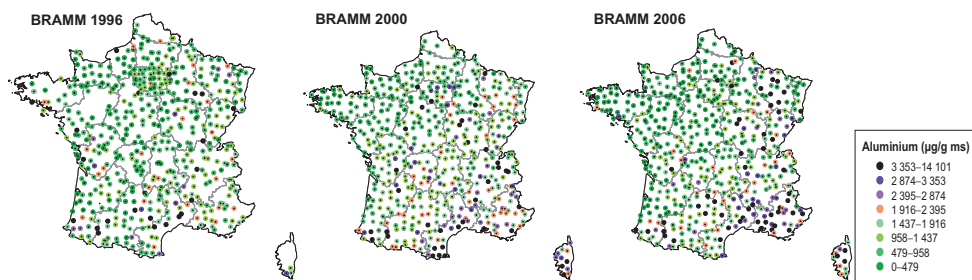
Résultats des campagnes 1996, 2000 et 2006 du dispositif BRAMM

2.1 Aluminium

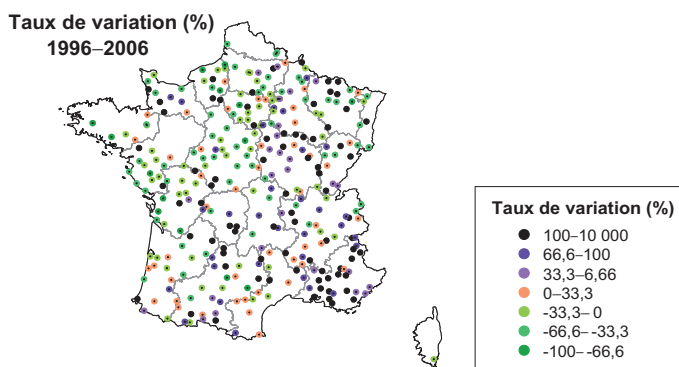
2.1.1 Généralités

L'aluminium est le troisième élément le plus abondant de l'écorce terrestre ; il constitue 8 % de la composition des roches superficielles. Il est considéré comme un bon traceur des métaux terrigènes. Ce métal rentre dans la constitution d'alliages très utiles pour l'industrie, en particulier pour la fabrication d'avions et de fusées. Il est aussi utilisé pour la fabrication d'objets courants (boîtes, canettes, feuilles d'aluminium alimentaires), pour la décoration externe des bâtiments ou comme agent adoucissant et agent de floculation dans le traitement des eaux usées. Les émissions d'aluminium sont principalement d'origine géologique. Cependant, la métallurgie des métaux non ferreux (fonderies de cuivre, zinc, aluminium et alliages, usines d'extraction et de purification de l'aluminium, usines utilisant l'aluminium) peut constituer une source d'émission d'aluminium d'origine anthropique.

À faible dose, l'aluminium est un oligoélément essentiel pour les êtres vivants, mais il devient toxique à fortes doses. Chez l'Homme, dans des cas d'insuffisance rénale, il peut provoquer une maladie des os ou des encéphalopathies, en particulier suite à une dialyse. Les personnes atteintes de la maladie d'Alzheimer ont des concentrations anormalement élevées en aluminium dans le cerveau.



Carte 1 Dépôts en aluminium estimés par analyse des mousses (en microgramme d'Al par gramme de matière sèche de mousse) – campagnes 1996, 2000 et 2006, dispositif BRAMM. (Source : S. Leblond, MNHN).



Carte 2 Taux de variation (en %) des dépôts en aluminium estimés par analyse des mousses entre 1996 et 2006 (n = 316). (Source : S. Leblond, MNHN).

Sources d'aluminium atmosphérique en France

La principale source d'aluminium en France est naturelle : réenivol local des particules minérales des sols naturellement riches en aluminium et passages fréquents de masses d'air chargées de poussières en provenance du Sahara. Nous ne disposons pas de données d'émissions pour ce métal.

2.1.2 Distribution spatiale des teneurs en aluminium dans les mousses en 2006

En France

La médiane des teneurs en aluminium est de 896 µg/g (en microgramme d'Al par gramme de matière sèche de mousse) avec une gamme comprise entre 148 et 9 818 µg/g (Tableau 2.1). La gamme des concentrations est étendue (rapport de 66 entre les valeurs minimale et maximale). La dispersion des données, caractérisée par le coefficient de variation, est de 96 %. Le nombre de sites dont la teneur est supérieure au seuil des valeurs atypiques (3 353 µg/g) est

TABEAU 2.1 *Statistiques élémentaires des concentrations en aluminium accumulé dans les mousses (en microgramme d'aluminium par gramme de matière sèche de mousse) pour les campagnes 1996, 2000 et 2006 du dispositif BRAMM.*

	Aluminium		
	1996	2000	2006
Nombre de valeurs	510	528	536
Minimum (µg/g)	51	157	148
Quartile 1 (µg/g)	487	687	472
Médiane (µg/g)	787	1 156	896
Quartile 3 (µg/g)	1 310	1 856	1 786
Maximum (µg/g)	14 100	11 731	9 818
CV %	115	85	96
Seuil atypique : 3 353 µg/g			
Nombre de valeurs atypiques	24	37	54

de cinquante-quatre sites ($\approx 10\%$), ce qui témoigne d'une variabilité très importante des teneurs. L'aluminium est l'un des éléments à teneurs dans les mousses les plus variables (avec l'arsenic et le fer).

La distribution spatiale des sites à valeurs atypiques est hétérogène (Carte 1, BRAMM 2006). Ces sites sont localisés pour l'essentiel dans deux zones géographiques : régions de l'Est (Bourgogne, Lorraine) et du Sud (Languedoc-Roussillon, Midi-Pyrénées, PACA). Les teneurs en aluminium sont nettement plus élevées dans le Sud-Est et toute la moitié est de la France. Les régions présentant les valeurs médianes les plus élevées sont les régions du Sud-Est : PACA, Corse et Languedoc-Roussillon (Figure 2.1). La région Franche-Comté présente aussi une médiane élevée et de nombreux sites atypiques. La région PACA est la plus chargée en aluminium ; la valeur maximale est localisée en Bourgogne. La Lorraine apparaît aussi fortement chargée.

Comparaison avec les données européennes

Les pays du Nord de l'Europe sont peu chargés en aluminium alors que les pays localisés plus au Sud sont plus impactés (Figure 2.2). Les fortes teneurs observées en Europe du Sud et de l'Est s'expliquent par un climat plus chaud et plus sec et par un apport plus important de particules minérales du sol (Harmens *et al.*, 2008). Par ailleurs, une forte corrélation entre l'aluminium, le fer et le vanadium est observée au niveau européen (Harmens *et al.*, 2008), et également entre ces trois éléments et le chrome et le nickel au niveau français. Cette corrélation entre l'aluminium et les autres éléments métalliques dits « terrigènes » c'est-à-dire fortement concentrés dans les sols, confirment que les particules minérales des sols constituent la source prépondérante de ces métaux au niveau européen.

La France occupe le 11^e rang sur les 17 pays ayant analysé cet élément en 2005/2006 (Figure 2.2). La médiane française est plus élevée que celle des pays d'Europe du Nord et de l'Est (Russie, Ukraine, Biélorussie), mais nettement inférieure à celle des pays d'Europe centrale (Macédoine, Serbie, Slovaquie).

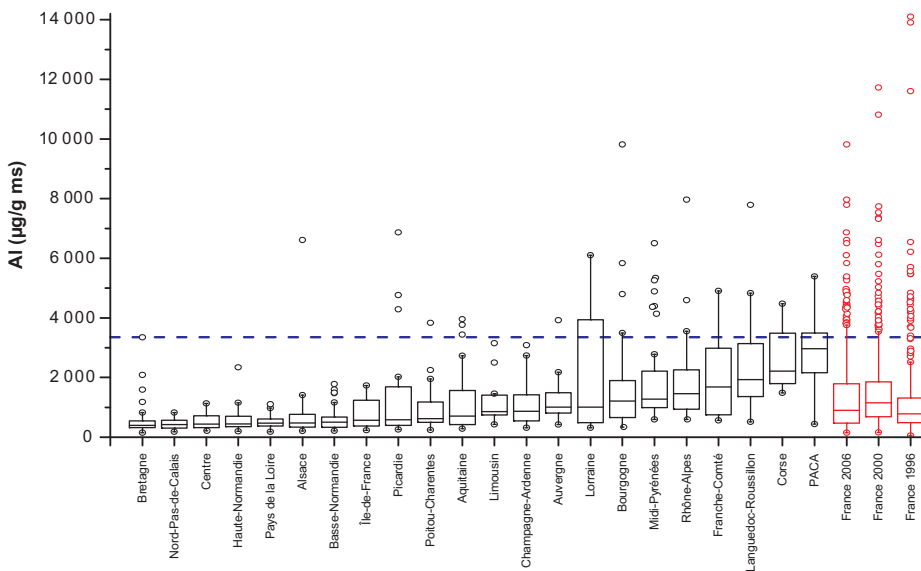


Figure 2.1 Concentrations en aluminium dans les mousses pour les 22 régions françaises (campagne 2006) et pour l'ensemble des résultats (campagnes de 1996, 2000 et 2006, en rouge). Le trait hachuré indique le seuil des valeurs atypiques mentionné dans le tableau 2.1.

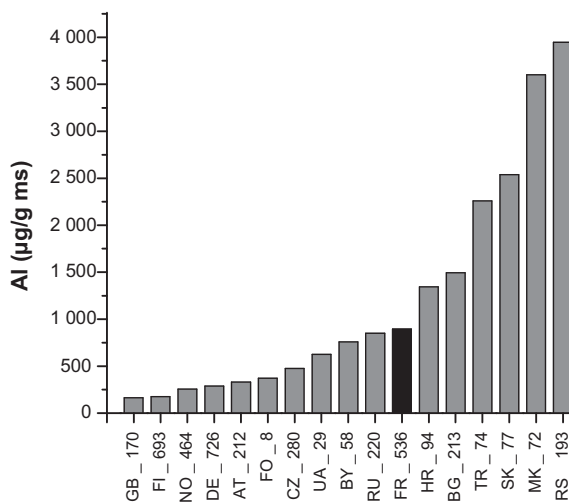


Figure 2.2 Histogramme des valeurs médianes des teneurs en aluminium calculées pour les 17 pays participant à la campagne 2005/2006. Le nombre d'échantillons analysés est indiqué pour chaque pays (abréviations des pays, cf. Annexe 9).

2.1.3 *Évolution des teneurs en aluminium dans les mousses entre 1996 et 2006*

Une augmentation significative des teneurs est observée entre 1996 et 2006 : 58 % des sites présentent des teneurs dans les mousses en 2006 supérieures à celles mesurées en 1996. La valeur médiane augmente de 14 % pendant cette période. On observe aussi un pic transitoire en 2000 suivi d'une baisse entre 2000 et 2006. Les sites présentant une nette augmentation (plus de 100 % d'augmentation) des dépôts estimés dans les mousses entre 1996 et 2006 sont plus nombreux dans la moitié est de la France (Carte 2), la région qui subit le plus d'augmentation étant la région PACA. On observe également une vingtaine de sites isolés dans la moitié ouest dont les teneurs en aluminium augmentent de manière importante (Normandie, Poitou-Charentes, Auvergne et Languedoc-Roussillon).

2.1.4 *Discussion*

Une augmentation des teneurs est visible dans la moitié est du pays entre 1996 et 2006, et plus particulièrement dans le Sud-Est. Les régions où les teneurs en aluminium dans les mousses sont les plus élevées sont celles à climat méditerranéen, plus sec et plus aride, favorisant la réémission des métaux naturellement présents dans les sols. Ces régions sont également les plus proches de la zone saharienne, source importante de particules du sol soumises à des transports longue distance (Hamonou et Chazette, 1999 ; Perez *et al.*, 2006).

Trois régions plus au Nord présentent aussi des teneurs plus élevées en aluminium : la Bourgogne, la Franche-Comté et la Lorraine. Cela pourrait s'expliquer par le climat plus sec et plus continental et, dans certains secteurs, par un enrichissement en métaux dans les sols d'anciens sites miniers (cas de la Lorraine).

Ces résultats confirment que, pour l'aluminium, les variations des dépôts observées d'une campagne à l'autre sont principalement dues au réenvol des particules du sol. Il est important de préciser que, suite au phénomène des pluies acides, l'aluminium contenu dans les sols (et les sédiments des biotopes aquatiques) passe sous forme soluble, laquelle est disponible pour les êtres vivants, ce qui explique la toxicité des pluies acides. L'absence de données d'émission pour ce métal ne permet pas de repérer d'éventuelles sources locales de contamination d'origine anthropique.

2.1.5 *Conclusion*

Les dépôts estimés en aluminium sont moyens en France : plus élevés que les pays d'Europe du Nord et moins élevés que les pays d'Europe centrale et de l'Est. Une augmentation des teneurs est observée entre 1996 et 2006 en France dans la moitié est. La partie sud, et dans une moindre mesure la moitié est, sont nettement plus chargées que le Nord et l'Ouest. Cette répartition s'explique par une contamination naturelle des sols soumis à un réenvol et par un apport saharien.

2.2 Arsenic

2.2.1 Généralités

Environ 30 % des émissions d'arsenic sont naturelles, d'origine volcanique ou produites par méthylation par les bactéries et les algues (émission d'arsenic méthylé à partir des minerais). L'arsenic est un constituant de la croûte terrestre répandu, mais à des teneurs peu élevées. Les émissions d'arsenic anthropiques proviennent majoritairement de la combustion du charbon, de l'extraction de minerais, de la métallurgie, du transport et de l'utilisation d'insecticides et d'herbicides. En raison de sa forte toxicité, son utilisation est fortement restreinte actuellement. L'usage, sur la plupart des cultures, des insecticides arsenicaux, en particulier de l'arsenic de plomb en arboriculture qui était de loin le plus utilisé, été interdit dès le milieu des années 1990. Depuis 2001, l'utilisation d'insecticides et de pesticides contenant de l'arsenic est défendue en France.

L'arsenic est un oligoélément essentiel à très faible dose et sous forme organique. Mais cet élément est d'avantage connu pour sa forte toxicité. L'arsenic est très nocif pour les organismes aquatiques, et un peu moins toxique pour les plantes et les animaux terrestres. Cet élément représente un danger potentiel pour la santé humaine. Des intoxications *via* l'eau potable, connues dans certains pays d'Asie et au Mexique, provoquent des lésions de la peau et une hyperpigmentation. Cet élément peut être à l'origine de cancers des poumons chez les travailleurs des fonderies et des fabriques de pesticides. L'arsenic peut aussi provoquer des cancers de l'estomac, du colon, du foie et du système urinaire. Au Bangladesh, à la fin des années 1990, plus de 200 000 personnes souffraient d'une grave intoxication arsenicale, en particulier de cancers induits par cette substance (OMS, 2000).

Sources d'arsenic atmosphérique en France

En 2005, trois secteurs contribuaient aux émissions d'arsenic en France :

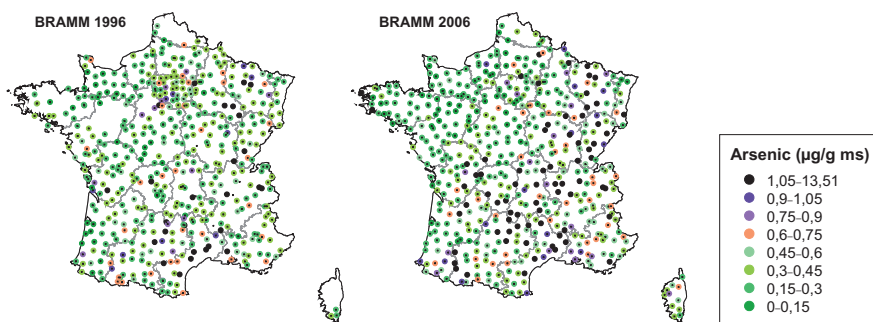
- l'industrie manufacturière (60 %), minéraux non métalliques et matériaux de construction (production de verre, tuiles, briques et ciment) ;
- le résidentiel/tertiaire (22 %) ;
- la transformation d'énergie (18 %).

2.2.2 Distribution spatiale des teneurs en arsenic dans les mousses en 2006

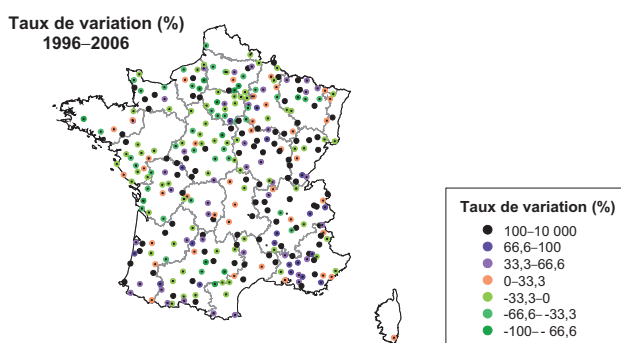
En France

La médiane des teneurs en arsenic est de 0,369 µg/g (en microgramme d'As par gramme de matière sèche de mousse) avec une gamme comprise entre 0,07 µg/g et 13,5 µg/g (Tableau 2.2). La gamme des concentrations est très étendue (ratio de 193 entre les valeurs minimale et maximale, le plus élevé des métaux analysés). La dispersion des données, caractérisée par le coefficient de variation, est de 152 %. Cette variabilité est la plus forte des métaux analysés.

En 2006, 72 sites (soit 13 % des sites) présentent une concentration supérieure au seuil des valeurs atypiques (1,05 µg/g) (Tableau 2.2). L'arsenic se distingue également des autres



Carte 3 Dépôts en arsenic estimés par analyse des mousses (en microgramme d'As par gramme de matière sèche de mousse) – campagnes 1996 et 2006, dispositif BRAMM. (Source : S. Leblond, MNHN).



Carte 4 Taux de variation (en %) des dépôts en arsenic estimés par analyse des mousses entre 1996 et 2006 ($n = 312$). (Source : S. Leblond, MNHN).

TABLEAU 2.2 Statistiques élémentaires des concentrations en arsenic accumulé dans les mousses (en microgramme d'arsenic par gramme de matière sèche de mousse) pour les campagnes 1996 et 2006 du dispositif BRAMM.
Figure entre parenthèse le nombre de valeurs inférieures à la limite de détection.

	Arsenic	
	1996	2006
Nombre de valeurs (< LD)	505 (2)	536
Minimum (µg/g)	0,05	0,070
Quartile 1 (µg/g)	0,20	0,223
Médiane (µg/g)	0,30	0,369
Quartile 3 (µg/g)	0,45	0,617
Maximum (µg/g)	7,50	13,500
CV %	133	152
Seuil atypique : 1,05 µg/g		
Nombre de valeurs atypiques	27	72

métaux par le nombre important de valeurs atypiques extrêmes (cet élément présente, après le fer, le plus de sites atypiques extrêmes). La distribution spatiale des sites à valeurs atypiques est hétérogène (Carte 3, BRAMM 2006). Ces sites sont pour l'essentiel localisés dans deux zones : régions de l'Est (Bourgogne, Franche-Comté, Lorraine) et du centre-Sud (Auvergne, Midi-Pyrénées, Languedoc-Roussillon, Rhône-Alpes).

Les valeurs médianes régionales présentent peu de différences entre elles (Figure 2.3). Le ratio entre la région Auvergne (0,604 $\mu\text{g/g}$) et la région Centre (0,195 $\mu\text{g/g}$), respectivement la médiane régionale la plus élevée et la plus faible, est de 3,1. La variabilité des teneurs réside principalement dans l'hétérogénéité des valeurs élevées.

Dans cinq régions, les valeurs extrêmes atypiques atteignent des concentrations très élevées (plus de 10 fois la valeur médiane, soit plus de 4 $\mu\text{g/g}$) : Midi-Pyrénées (3 sites), Rhône-Alpes (2 sites), Languedoc-Roussillon (1 site présentant la valeur maximale de 13,5 $\mu\text{g/g}$), Lorraine (3 sites), Auvergne (2 sites). Cela totalise 11 sites à valeurs atypiques exceptionnellement élevées. Les 61 autres sites à valeurs atypiques (concentrations comprises entre 3 fois et 10 fois la valeur médiane) sont répartis dans toutes les autres régions à l'exception du Nord-Pas-de-Calais, Pays de la Loire, Basse-Normandie, Île-de-France et Corse. On observe peu de sites à valeurs atypiques dans le quart nord-ouest (deux valeurs atypiques extrêmes inférieures à 4 $\mu\text{g/g}$ en Bretagne).

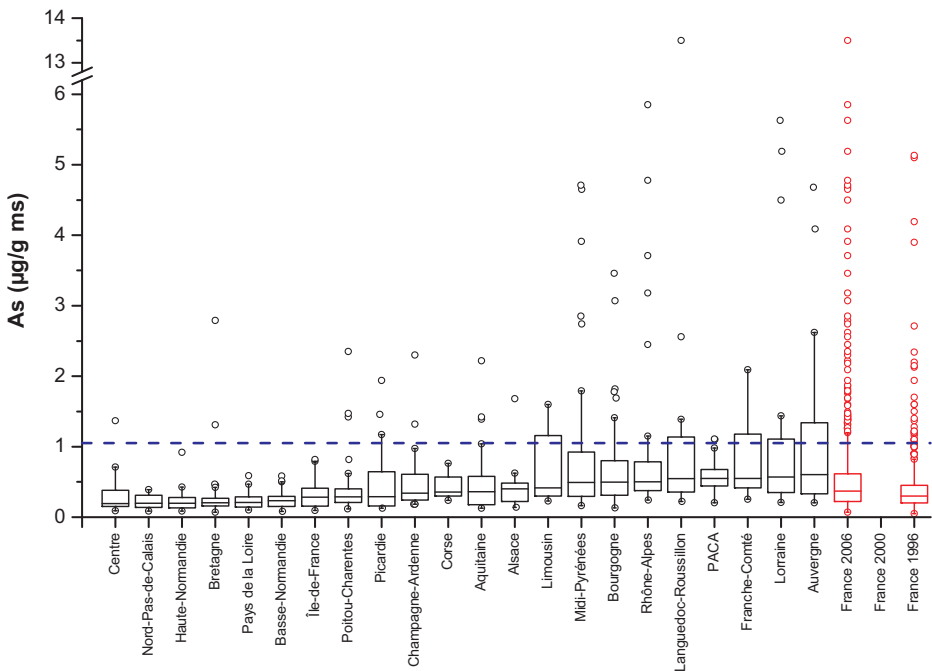


Figure 2.3 Concentrations en arsenic dans les mousses pour les 22 régions françaises (campagne 2006) et pour l'ensemble des résultats (campagnes 1996 et 2006, en rouge).
Le trait hachuré indique le seuil des valeurs atypiques mentionné dans le tableau 2.2.

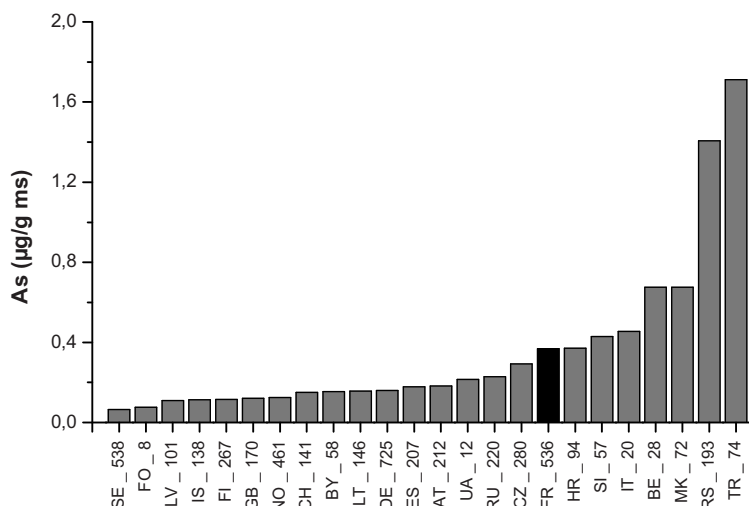


Figure 2.4 Histogramme des valeurs médianes des teneurs en arsenic calculées pour les 24 pays participant à la campagne 2005/2006.
Le nombre d'échantillons analysés est indiqué pour chaque pays (abréviations des pays, cf. Annexe 9).

Comparaison avec les données européennes

La France occupe le 17^e rang sur les 24 pays ayant analysé cet élément en 2005/2006 (Figure 2.4). La médiane française est plus élevée que l'ensemble des pays d'Europe de l'Ouest et du Nord, à l'exception des deux pays frontaliers : la Belgique et l'Italie (province de Bolzano). En Belgique, en France et dans le Sud du Royaume-Uni, de fortes concentrations en arsenic sont observées localement. La valeur maximale française (13,5 µg/g, soit 37 fois la valeur médiane) est très supérieure aux valeurs maximales de la majorité des autres pays européens. En effet, seuls deux pays européens présentent une concentration maximale plus élevée : la Serbie (21,6 µg/g) et la Turquie (16,8 µg/g). Par ailleurs, les valeurs françaises extrêmes les plus élevées (supérieures à 4 µg/g) paraissent aussi très élevées si on les compare aux teneurs européennes : elles sont plus de 20 fois plus élevées que la valeur médiane européenne.

Les teneurs en arsenic dans les mousses sont donc très variables et atteignent, dans une dizaine de sites, des concentrations très élevées par rapport aux valeurs moyennes françaises et européennes, et par rapport aux valeurs maximales européennes. De plus, le nombre total de sites à valeur atypique extrême est élevé et représente une proportion importante de sites (13 % de l'ensemble des sites).

2.2.3 Évolution des teneurs en arsenic dans les mousses entre 1996 et 2006

En France

Une augmentation significative des teneurs en arsenic est observée entre 1996 et 2006 : 61 % des sites présentent des teneurs dans les mousses en 2006 supérieures à celles mesurées en 1996. La valeur médiane augmente de 23 µg/g (en microgramme d'arsenic par gramme

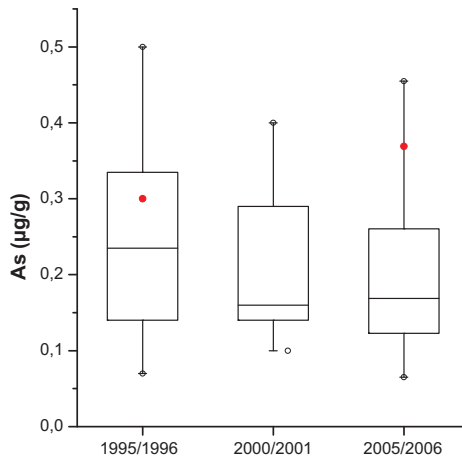


Figure 2.5 *Évolution 1995–2006 de la distribution des médianes européennes des concentrations en arsenic pour les pays ayant participé aux trois campagnes (n = 16). Le point rouge représente la valeur médiane française.*

de matière sèche de masse pendant) pendant cette période. L'évolution des teneurs en arsenic n'est pas homogène (Carte 4) sur l'ensemble du territoire : les régions de l'Est et du Sud-Est montrent, plus que les autres régions, une augmentation des concentrations et un nombre important de sites dont la concentration augmente sensiblement (de plus de 100 %).

Comparaison avec les données européennes

Entre 1995 et 2006, la médiane européenne de teneur en arsenic dans les mousses diminue (–28 %), alors que la médiane française est en augmentation (+23 %) (Figure 2.5).

2.2.4 Comparaison avec les données d'émissions et discussion

En 2005, les émissions anthropiques d'arsenic s'élèvent en France à 10 tonnes (16 tonnes en 1996 et 14,1 tonnes en 2000, source CITEPA). Elles proviennent surtout de la combustion du charbon, de l'incinération des déchets ménagers et des procédés industriels. Les émissions ont diminué de 6 tonnes entre 1995 et 2005, soit une réduction de 38 %. Cette baisse s'observe sur l'ensemble des secteurs concernés. L'augmentation des teneurs en arsenic dans les mousses entre 1996 et 2006 (+23 %) s'oppose à la baisse continue des émissions d'arsenic observée en France et en Europe.

Une partie des contaminations très élevées en 2006 dans les mousses peut être expliquée par des émissions locales d'arsenic dues à des activités anthropiques implantées à proximité des sites de prélèvements :

- production d'acier et activités industrielles chimiques en Lorraine (Meurthe-et-Moselle) ;
- fabrication de verre, de ferro-alliages, production (Savoie) et activités industrielles chimiques, raffinage et verrerie (Loire et Rhône) en région Rhône-Alpes ;
- en Lorraine et en Auvergne, la présence de sites miniers, aujourd'hui fermés, est vraisemblablement la cause des fortes contaminations détectées dans ces zones : mines de fer en

Moselle, territoires miniers dans le Massif Central (site de Pontgibaud dans le Puy-de-Dôme, site d'Engualès à la limite entre le Cantal et l'Aveyron). L'origine en serait alors une forte rémanence de cet élément dans les sols, associée à une réémission sous l'effet du vent et de l'érosion ;

- zones cultivées et, en particulier, vignobles (Languedoc-Roussillon, Bordelais, Bourgogne).

L'hypothèse d'une utilisation de pesticides contenant des dérivés de l'arsenic pourrait peut-être expliquer les fortes teneurs, mais paraît surprenante compte tenu de l'interdiction de l'utilisation des dérivés arsenicaux depuis 2001 [le dernier dérivé arsenical autorisé en viticulture a été totalement interdit et retiré du marché en 2001 (Spinosi *et al.*, 2009)]. Des fortes teneurs pourraient être liées à une utilisation ancienne de fongicides et pesticides arsenicaux, l'arsenic pouvant être mobilisé dans les sols. En effet, les dérivés de l'arsenic ont été utilisés par le passé, en particulier pour le traitement des vignes : on estime que 25 % des viticulteurs utilisaient de l'arséniate de sodium entre 1986 et 2001 (Spinosi *et al.*, 2009).

Un apport transfrontière en provenance de la Belgique est peu probable étant donné la faible contamination observée dans le Nord-Pas-de-Calais et en Picardie. Un apport transfrontière de l'Italie est possible et pourrait expliquer les fortes teneurs observées dans la région Rhône-Alpes. Mais peu de données italiennes sont disponibles en 2006, ce qui ne permet pas de valider cette hypothèse.

2.2.5 Conclusion

Les dépôts estimés en arsenic sont élevés en France par rapport aux autres pays européens en 2006. On observe des concentrations très fortes, équivalentes aux contaminations les plus élevées d'Europe dans diverses régions du Sud, du centre et de l'Est. Cela pourrait s'expliquer par certaines activités émettrices d'arsenic telles que la métallurgie (Lorraine), l'industrie chimique (Lorraine, Rhône-Alpes), la verrerie, la fabrication d'alliage du fer, la présence de raffineries, la production de chaleur (Rhône-Alpes). Une autre source possible en Lorraine et dans le Massif Central serait la présence d'anciens sites miniers. De plus, une augmentation générale et significative de l'exposition aux dépôts en arsenic, qui ne coïncide ni avec la baisse des émissions en France, ni avec la diminution des teneurs dans les mousses en Europe, est observée en France entre 1996 et 2006. L'hypothèse d'une augmentation de l'utilisation de dérivés arsenicaux en agriculture avant leur interdiction en 2001, associée à une forte rémanence dans les sols, est émise mais ne peut à elle seule expliquer de manière satisfaisante cette hausse.

2.3 Cadmium

2.3.1 Généralités

Si les émissions en cadmium sont surtout anthropiques, elles peuvent être d'origine naturelle (estimées à 15 %, émissions volcaniques principalement, mais aussi émissions de la végétation et feux de forêts). Les sources les plus importantes sont la métallurgie des métaux non ferreux, la combustion d'énergie fossile, l'incinération des déchets (ordures ménagères, déchets

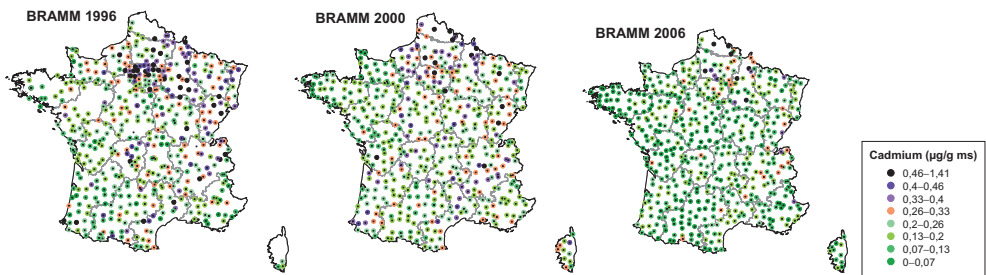
hospitaliers), le transport automobile, les verreries et l'agriculture (épandage des boues d'épuration, utilisation d'engrais phosphatés et de pesticides). Le cadmium est utilisé pour de nombreuses applications : batteries nickel-cadmium, revêtements métalliques (plaquage), pigments, stabilisateurs de plastiques, alliages, pesticides, engrais phosphatés, ces derniers constituant une source méconnue mais significative dans les sols agricoles.

Le cadmium est toxique, quelle que soit sa concentration, et des doses traces ont un potentiel toxique élevé. Le cadmium perturbe le fonctionnement des forêts (décomposition de la matière organique, recyclage des éléments minéraux). Il est toxique pour les mammifères et les poissons. Le cadmium présente un danger pour la santé humaine : atteinte des reins, des poumons, des os, des systèmes nerveux et immunitaire. Il peut provoquer anémie, baisse de la fertilité et cancer du poumon.

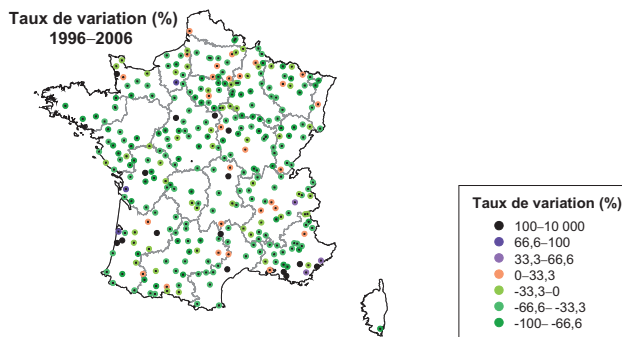
Sources de cadmium atmosphérique en France

En 2005, trois secteurs contribuent aux émissions atmosphériques anthropiques de cadmium en France :

- l'industrie manufacturière (76 %),
- la transformation d'énergie (18 %),
- le résidentiel/tertiaire (6 %).



Carte 5 Dépôts en cadmium estimés par analyse des mousses (en microgramme de Cd par gramme de matière sèche de mousse) – campagnes 1996, 2000 et 2006, dispositif BRAMM. (Source : S. Leblond, MNHN).



Carte 6 Taux de variation (en %) des dépôts en cadmium estimés par analyse des mousses entre 1996 et 2006. (Source : S. Leblond, MNHN).

2.3.2 Distribution spatiale des teneurs en cadmium dans les mousses en 2006

En France

La médiane des teneurs en cadmium est de 0,111 µg/g (en microgramme de Cd par gramme de matière sèche de mousse) avec une gamme comprise entre une valeur inférieure à 0,025 µg/g (limite de quantification) et 0,825 µg/g (Tableau 2.3). La gamme des concentrations est moyennement étendue (rapport inférieur à 33 entre les valeurs minimale et maximale). La dispersion des données caractérisée par le coefficient de variation est de 71 %. Seulement huit sites (soit environ 1,5 % des sites) présentent une concentration supérieure au seuil des valeurs atypiques (0,46 µg/g). Le cadmium est, avec le cuivre, l'élément présentant le moins de valeurs atypiques extrêmes.

TABLEAU 2.3 Statistiques élémentaires des concentrations en cadmium accumulé dans les mousses (en microgramme de cadmium par gramme de matière sèche de mousse) pour les campagnes 1996, 2000 et 2006 du dispositif BRAMM. Figure entre parenthèse le nombre de valeurs inférieures à la limite de détection [LD] (1996) et de quantification [LQ] (2006).

	Cadmium		
	1996	2000	2006
Nombre de valeurs (< LD, LQ)	509 (18)	528	536 (13)
Minimum (µg/g)	< 0,03	0,04	< 0,025
Quartile 1 (µg/g)	0,14	0,15	0,073
Médiane (µg/g)	0,20	0,20	0,111
Quartile 3 (µg/g)	0,30	0,26	0,163
Maximum (µg/g)	1,40	1,36	0,825
CV %	66	52	71
Seuil atypique : 0,46 µg/g			
Nombre de valeurs atypiques	38	15	8

À l'exception d'un site en Bretagne, les quelques sites à valeurs atypiques sont localisés dans les régions du Nord de la France : Champagne-Ardenne, Nord-Pas-de-Calais, Picardie (Carte 5, BRAMM 2006).

Les valeurs médianes régionales présentent des écarts importants entre elles (Figure 2.6). Le rapport, entre la région Nord-Pas-de-Calais (0,241 µg/g) et la région Bretagne (0,048 µg/g), qui présentent respectivement la médiane régionale la plus élevée et la plus faible, est de 5.

Les médianes les plus élevées sont observées en Picardie et dans le Nord-Pas-de-Calais (Figure 2.6). La Champagne-Ardenne présente aussi une contamination plus élevée malgré une médiane relativement peu élevée ; cela étant dû à la présence de sites à fortes contaminations (présence de deux sites atypiques extrêmes) associée à des sites à faibles contaminations. Les sites présentant des valeurs atypiques extrêmes sont localisés dans ces trois régions

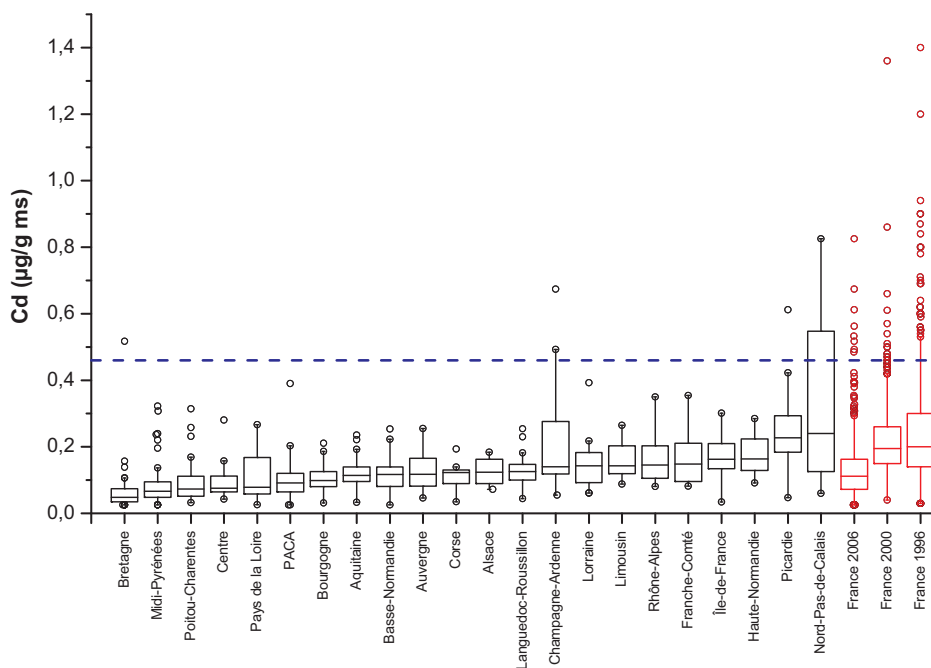


Figure 2.6 Concentrations en cadmium dans les mousses pour les 22 régions françaises (campagne 2006) et pour l'ensemble des résultats (campagnes de 1996, 2000 et 2006, en rouge).
Le trait hachuré indique le seuil des valeurs atypiques mentionné dans le tableau 2.3.

du Nord à l'exception d'un site en Bretagne. La région la plus contaminée est le Nord-Pas-de-Calais, qui présente trois sites à valeurs atypiques extrêmes et la valeur maximale (0,825 µg/g).

Comparaison avec les données européennes

La France occupe le 6^e rang sur les 27 pays ayant analysé cet élément en 2005/2006 (Figure 2.7). La médiane française est faible par rapport à celle de l'ensemble des autres pays européens. Avec l'Espagne, l'Islande, la Norvège et le Royaume-Uni, la France fait partie des pays d'Europe les moins contaminés en cadmium. Parmi les pays frontaliers, la Belgique est, avec la Slovaquie, le pays le plus contaminé d'Europe avec une médiane 5 fois plus élevée que celle de la France.

2.3.3 Évolution des teneurs en cadmium dans les mousses entre 1996 et 2006

En France

Une baisse significative des teneurs est observée entre 1996 et 2006 : 85 % des sites présentent des teneurs dans les mousses en 2006 inférieures à celles mesurées en 1996. La valeur

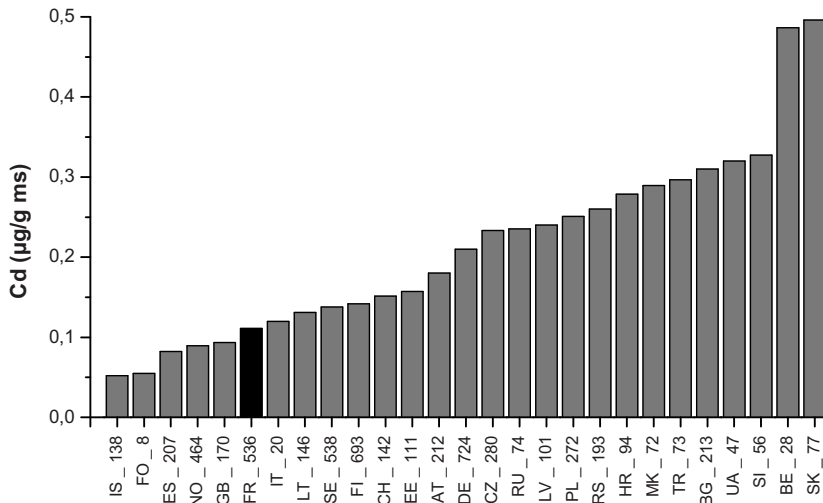


Figure 2.7 Histogramme des valeurs médianes des teneurs en cadmium calculées pour les 27 pays participant à la campagne 2005/2006. Le nombre d'échantillons analysés est indiqué pour chaque pays (abréviations des pays, cf. Annexe 9).

médiane diminue de 45 % pendant cette période. Le nombre de sites atypiques diminue entre 1996 et 2006 (Carte 5). La concentration en cadmium dans les mousses diminue pour la majorité des sites français (Carte 6). Les sites pour lesquels on observe une augmentation de plus de 100 % sont peu nombreux et dispersés sur le territoire : PACA (4 sites), Languedoc-Roussillon (2 sites), Aquitaine (3 sites), Auvergne (1 site), Poitou-Charentes (1 site), Centre (2 sites), Basse-Normandie (1 site).

Comparaison avec les données européennes

La valeur médiane européenne des teneurs en cadmium dans les mousses diminue de 21 % entre 1995 et 2006. La France occupe successivement le 12^e (1995/1996 et 2000/2001) et le 6^e (2005/2006) rang, par ordre ascendant, sur les 22 pays ayant analysé cet élément (Figure 2.8). La médiane française peut être considérée comme faible dans le contexte européen (Figure 2.8). La décroissance des teneurs françaises est plus rapide que celle de ses partenaires européens. La médiane française se situe dans une position intermédiaire par rapport à l'ensemble des pays européens avant 2000, et parmi les valeurs les plus faibles d'Europe en 2006.

La valeur maximale française (0,83 µg/g, Nord-Pas-de-Calais) est relativement peu élevée parmi les valeurs maximales des autres pays Européens : 10 pays ont une valeur maximale plus faible : Danemark, Estonie, Finlande, Islande, Italie, Lettonie, Espagne, Suède, Suisse et Royaume-Uni. La contamination la plus élevée est observée en Bulgarie (5,5 µg/g).

2.3.4 Comparaison avec les données d'émissions et discussion

En 2005, les émissions anthropiques de cadmium s'élèvent à 5,5 tonnes en France (17,2 tonnes en 1996 et 13,3 tonnes en 2000). Entre 1995 et 2005, les émissions ont diminué de 11,7 tonnes, soit une réduction de 68 %. Cette baisse s'explique principalement par les progrès réalisés dans les secteurs industriels, en particulier dans les secteurs de la sidérurgie,

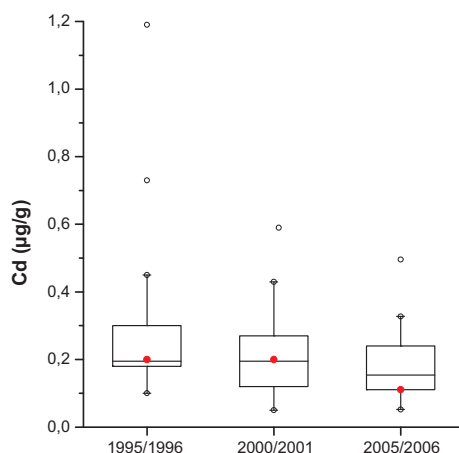


Figure 2.8 *Évolution 1995–2006 de la distribution des médianes européennes des concentrations en cadmium pour les pays ayant participé aux trois campagnes (n = 22). Le point rouge représente la valeur médiane française.*

de la métallurgie des métaux non ferreux et dans le traitement des fumées des usines d'incinération (CITEPA, 2009).

Entre 1996 et 2006, on observe une diminution générale du cadmium dans les mousses (baisse pour 85 % des sites, baisse de 45 % de la médiane). Cette diminution des dépôts estimés concorde avec la baisse des émissions enregistrée pendant la même période (–68 %).

On observe cependant un dépôt estimé plus important en 2006 dans le Nord-Est de la France, près de la frontière belge (Nord-Pas-de-Calais et Champagne-Ardenne) ainsi qu'en Picardie et en Bretagne (un site). La présence de sites industriels, proches des sites de prélèvement et connus pour leur activité émettrice de cadmium, pourrait expliquer ces teneurs dans les mousses :

- très importante concentration industrielle dans le Nord-Pas-de-Calais, production de manganèse, aciéries, notamment dans le secteur de Noyelles-Godault dans le bassin minier (ancienne fonderie du groupe Metaleurop, aujourd'hui fermée) et plusieurs anciens sites miniers alentours ;
- en Champagne-Ardenne : industrie automobile dans les Ardennes près de la frontière belge, verrerie dans la Marne ;
- en Picardie, recyclage des métaux dans l'Oise (brûlages industriels).

Par ailleurs, une pollution transfrontière en provenance de la Belgique n'est pas impossible compte tenu de la très forte teneur en cadmium dans les mousses enregistrée dans ce pays et du fait que les zones les plus impactées sont localisées le long de la frontière belge (Nord-Pas-de-Calais et Champagne-Ardenne). Un transport des dépôts depuis la France vers la Belgique est possible aussi à partir des sites très fortement impactés du Nord-Pas-de-Calais.

2.3.5 Conclusion

Les dépôts estimés en cadmium ont nettement baissé en France depuis 1996 et, depuis 2005, la France fait partie des pays les moins exposés d'Europe. Cette diminution observée dans les

mousses coïncide avec la baisse des émissions françaises. Un dépôt important qui persiste localement dans le Nord-Est (Nord-Pas-de-Calais, Champagne-Ardenne et Picardie) pourrait être attribué à des activités anthropiques émettrices de cadmium (métallurgie, aciérie, construction automobile, verrerie, traitement et recyclage des déchets) dans ces régions. Un apport transfrontière en provenance de la Belgique, très fortement chargé en cadmium, est probable.

2.4 Chrome

2.4.1 Généralités

Environ 17 % des émissions de chrome sont d'origine naturelle, provenant principalement de la croûte terrestre. Le chrome est un élément terrigène présent dans les particules minérales du sol. C'est le 7^e élément le plus abondant sur terre. Le chrome est utilisé pour durcir l'acier, pour fabriquer l'acier inoxydable ainsi que divers alliages. Il sert aussi à l'anodisation de l'aluminium et comme plaquage contre la corrosion ou pour réaliser une surface lustrée. Ce métal est très utilisé pour le tannage du cuir. Les sources principales de chrome d'origine anthropique proviennent de la combustion d'énergie fossile, de la métallurgie, des tours de refroidissement, des usines de fabrication de plaquage et de l'industrie des métaux non ferreux.

Le chrome est un élément trace essentiel. Sa toxicité à forte dose est bien connue pour l'Homme, mais reste incertaine pour l'environnement. L'inhalation de chrome a des effets toxiques au niveau nasal (ulcération, perforation de la cloison nasale). Ce métal peut provoquer des cancers du poumon chez les travailleurs de l'industrie du plaquage et de la fabrication de chromates et pigments à base de chrome.

Sources de chrome atmosphérique en France

En 2005, trois secteurs contribuent aux émissions atmosphériques de chrome en France :

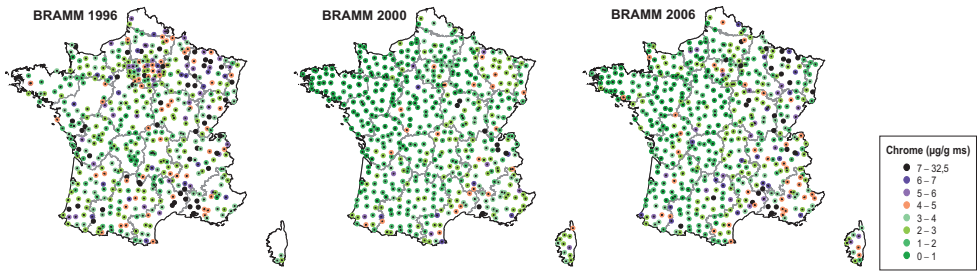
- l'industrie manufacturière (61 %), émissions provenant principalement de la production des métaux ferreux (aciéries) et du sous-secteur des minéraux non métalliques et matériaux de construction (production de verre) ;
- le résidentiel/tertiaire (26 %) ;
- la transformation d'énergie (13 %).

L'agriculture/sylviculture est aussi un secteur contributif, mais pour moins de 0,5 % (CITEPA, 2009).

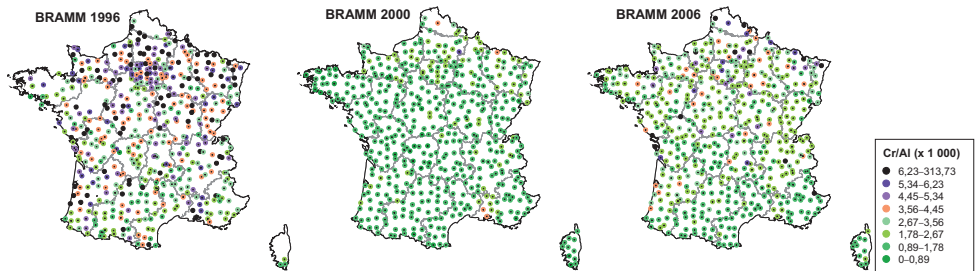
2.4.2 Distribution spatiale des teneurs en chrome dans les mousses en 2006

En France

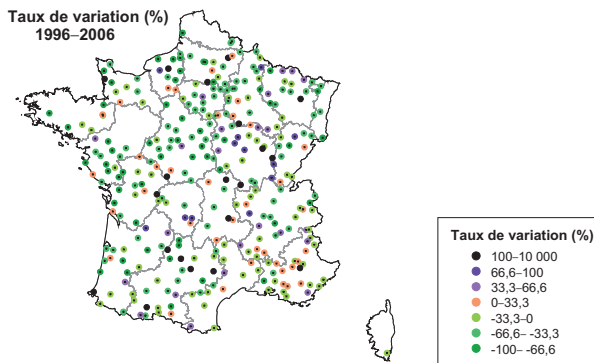
La médiane des teneurs en chrome est de 2,04 µg/g (en microgramme de Cr par gramme de matière sèche de mousse) avec une gamme comprise entre 0,19 µg/g et 22,49 µg/g (Tableau 2.4). La gamme des concentrations est étendue (rapport de 118 entre les valeurs



Carte 7 Dépôts en chrome estimés par analyse des mousses (en microgramme de Cr par gramme de matière sèche de mousse) – campagnes 1996, 2000 et 2006, dispositif BRAMM. (Source : S. Leblond, MNHN).



Carte 8 Dépôts en chrome par rapport aux dépôts en aluminium estimés par analyse des mousses – campagnes 1996, 2000 et 2006, dispositif BRAMM. (Source : S. Leblond, MNHN).



Carte 9 Taux de variation (en %) des dépôts en chrome estimés par analyse des mousses entre 1996 et 2006 ($n = 316$). (Source : S. Leblond, MNHN).

minimale et maximale) et les données sont dispersées (coefficient de variation de 82 %). Le nombre de sites à concentration supérieure au seuil des valeurs atypiques ($7 \mu\text{g/g}$) est de 27 (soit environ 5 % des sites).

La distribution spatiale pour les sites à valeurs atypiques est hétérogène (Carte 7, BRAMM 2006). Ils sont quasiment tous localisés dans la moitié est de la France (Picardie, Champagne-Ardenne, Bourgogne, Lorraine, Franche-Comté, Rhône-Alpes, Provence-Alpes-Côte

TABEAU 2.4 *Statistiques élémentaires des concentrations en chrome accumulé dans les mousses (en microgramme de Cr par gramme de matière sèche de mousse) pour les campagnes 1996, 2000 et 2006 du dispositif BRAMM.*

	Chrome		
	1996	2000	2006
Nombre de valeurs	511	528	536
Minimum (µg/g)	0,70	0,16	0,19
Quartile 1 (µg/g)	2,10	1,02	1,24
Médiane (µg/g)	3,16	1,69	2,04
Quartile 3 (µg/g)	4,63	2,59	3,45
Maximum (µg/g)	32,40	15,45	22,49
CV %	85	82	82
Seuil atypique : 7 µg/g			
Nombre de valeurs atypiques	53	8	27

d'Azur, Languedoc-Roussillon). La répartition des valeurs élevées pour le chrome est similaire à celle de l'aluminium. On trouve seulement deux sites à valeurs extrêmes dans la moitié ouest (Midi-Pyrénées). On note également quelques sites à teneurs plus élevées (mais pas atypiques) vers la frontière espagnole, dans les Pyrénées-Atlantiques et Hautes-Pyrénées.

Les médianes régionales présentent des écarts importants entre elles (Figure 2.9). Le rapport est de 4,4 entre la médiane régionale la plus élevée et la plus faible (Lorraine 4,35 µg/g et Bretagne 0,98 µg/g). Les régions avec les médianes les plus élevées se retrouvent dans le Sud (PACA, Corse et Rhône-Alpes) et dans l'Est (Lorraine). La Lorraine est la région présentant aussi le plus de sites à valeurs atypiques (7 sites, soit 20 % des valeurs atypiques), mais c'est en Bourgogne que l'on retrouve le site le plus contaminé de France (22,5 µg/g). La région Île-de-France est peu contaminée en chrome. À noter qu'une répartition similaire des valeurs extrêmes est observée aussi pour l'aluminium (Lorraine la plus contaminée et valeur maximale en Bourgogne). Dans la moitié Sud de la France, on observe quelques sites à valeurs élevées et des médianes régionales supérieures à la médiane nationale.

Comparaison avec les données européennes

La France occupe le 14^e rang sur les 26 pays ayant analysé le chrome en 2005/2006 (Figure 2.10). La position de la France est intermédiaire, avec une médiane supérieure aux pays scandinaves, au Royaume-Uni, l'Autriche, la Suisse et à certains pays de l'Est (pays baltes, Biélorussie, Ukraine, République Tchèque), mais très inférieure aux valeurs élevées observées en Belgique, Espagne, Macédoine et en Russie.

On note des teneurs en chrome nettement supérieures à celles de la France pour deux pays frontaliers au Nord-Est, l'Allemagne et la Belgique, et pour l'Espagne dans le Sud-Ouest. Depuis 2000, une augmentation des teneurs est observée en Allemagne, alors qu'une diminution est mesurée en Belgique.

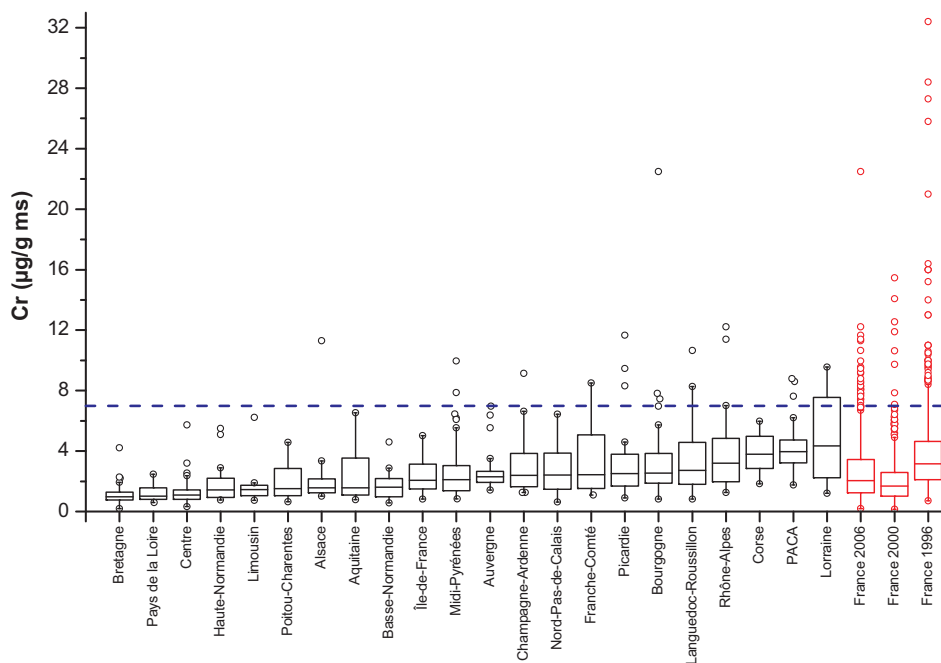


Figure 2.9 Concentrations en chrome dans les mousses pour les 22 régions françaises (campagne 2006) et pour l'ensemble des résultats (campagnes 1996, 2000 et 2006, en rouge). Le trait hachuré indique le seuil des valeurs atypiques mentionné dans le tableau 2.4.

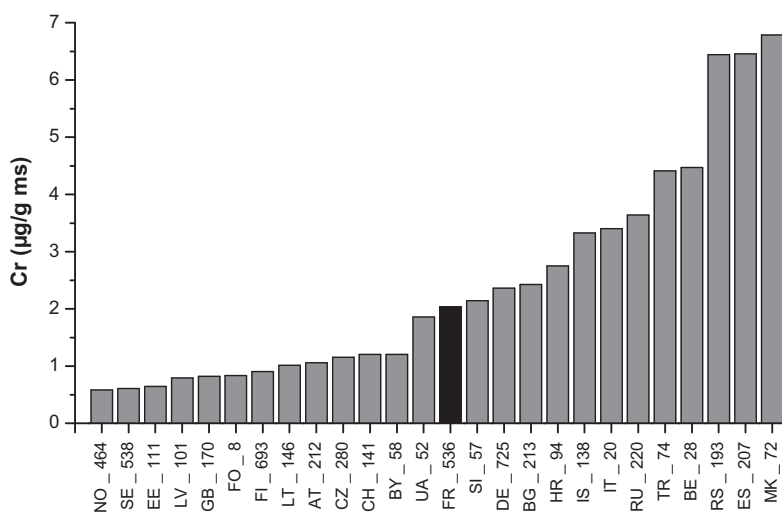


Figure 2.10 Histogramme des valeurs médianes des teneurs en chrome calculées pour les 26 pays participant à la campagne 2005/2006. Le nombre d'échantillons analysés est indiqué pour chaque pays (abréviations des pays, cf. Annexe 9).

2.4.3 Évolution des teneurs en chrome dans les mousses entre 1996 et 2006

En France

Une baisse significative des teneurs est observée entre 1996 et 2006 : en 2006, 71 % des sites présentent des teneurs en chrome inférieures à celles mesurées en 1996. La médiane diminue de 35 % pendant cette période. La carte 9 illustre la diminution généralisée de la teneur en chrome dans les mousses dans la majorité des sites. Cette diminution est répartie de manière homogène sur l'ensemble du territoire. Les teneurs en chrome augmentent de plus de 100 % depuis 1996 pour une vingtaine de sites dispersés sur le territoire (soit moins de 4 % des sites).

La comparaison entre les cartes des teneurs en chrome dans les mousses (Carte 7) et les cartes des rapports chrome/aluminium (Carte 8 qui relativise le facteur terrigène, voir Annexe 4) montre des différences de plus en plus nettes de 1996 à 2006. Après application du facteur correctif, on observe dans la moitié Est une diminution importante du nombre de sites à contamination atypique extrême. Cela montre un apport terrigène croissant pendant cette période dans l'Est du pays. En 1996, cet apport est localisé surtout dans Sud-Est, puis il s'étend à toute la moitié Est. Entre 2000 et 2006, on observe également une augmentation des contaminations anthropiques et la persistance de sites atypiques le long de la frontière Nord-Est (Nord-Pas-de-Calais, Lorraine, Alsace) et en Picardie.

La baisse générale des dépôts estimés de chrome anthropique observée entre 1996 et 2006 serait donc partiellement compensée par un apport croissant d'origine terrigène. Les sites fortement contaminés par des apports anthropiques en 1996 sont surtout localisés dans la moitié nord de la France. Puis, cette contamination diminue globalement (avec une augmentation transitoire entre 2000 et 2006) et devient, en 2006, plus localisée, circonscrite à la frontière franco-belge et à quelques sites éparpillés.

Comparaison avec les données européennes

Entre les campagnes de 1995/1996 et de 2005/2006, la médiane européenne des teneurs en chrome dans les mousses diminue de 15 % (Figure 2.11). L'évolution en France suit la tendance générale à la baisse en Europe. La France occupe successivement le 19^e (1995/1996), le 14^e (2000/2001) et le 13^e (2005/2006) rang, par ordre ascendant, sur les 20 pays ayant analysé cet élément. Le rang occupé par la médiane française diminue, mais reste néanmoins élevé. En 1996, la France figurait parmi les pays les plus contaminés en chrome.

2.4.4 Comparaison avec les données d'émissions et discussion

En 2005, les émissions anthropiques de chrome s'élèvent à 41,7 tonnes pour la France, alors qu'elles étaient de 187 tonnes en 1996 et 102 tonnes en 2000. Entre 1995 et 2005, les émissions diminuent de 78 %. Dans le secteur de l'industrie manufacturière, la forte baisse des émissions (-85 %) est liée notamment à la mise en place dans les aciéries électriques de dépoussiéreurs plus efficaces et plus nombreux (CITEPA, 2009).

Le chrome figure parmi les métaux dont la réduction des émissions est la plus importante. La contamination en chrome dans les mousses baisse aussi sensiblement (diminution de

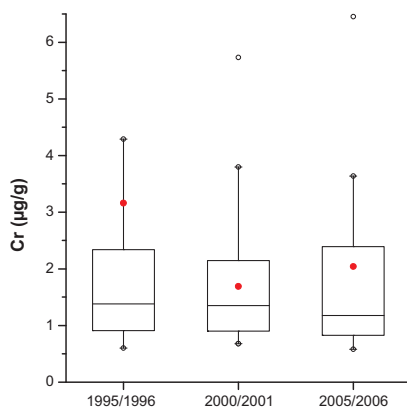


Figure 2.11 Évolution 1995–2006 de la distribution des médianes européennes des concentrations en chrome pour les pays ayant participé aux trois campagnes ($n = 20$). Le point rouge représente la médiane française.

35 % de la médiane) mais de manière moins importante pour les émissions anthropiques. Cela serait expliqué par un apport en chrome d'origine terrigène.

Les sites contaminés dans le Nord-Est et dans la région Rhône-Alpes sont localisés au voisinage d'activités émettrices de chrome :

- dans le Nord-Pas-de-Calais : nombreuses activités industrielles, aciérie et production de manganèse ;
- en Alsace-Lorraine : aciérie, centrale thermique et gros complexe chimique en Moselle, industrie chimique en Meurthe-et-Moselle et dans le Haut-Rhin ;
- plus au Sud, en Savoie dans la région Rhône-Alpes, aciérie ;
- en Bourgogne : mine d'extraction de matériaux à la limite entre la Saône-et-Loire et l'Ain [valeur maximale en Cr associée à des fortes teneurs en Al (valeur maximale), As, Ni (valeur maximale), Cu, Fe (valeur maximale), Pb et V].

Certains sites à teneurs élevées dans le Sud du pays sont localisés dans des zones fortement émettrices en chrome :

- Languedoc-Roussillon (limite Gard/Ardèche) et région PACA (étang de Berre dans les Bouches-du-Rhône) : métallurgie.

Il est donc probable qu'une partie des contaminations observées dans le Sud soit d'origine anthropique.

Par ailleurs, l'augmentation transitoire entre 2000 et 2006 des teneurs en chrome dans les mousses, observée essentiellement le long de la frontière belgo-allemande, pourrait être due à un apport transfrontière en provenance de la Belgique, pays fortement contaminé en chrome, et de l'Allemagne, pays à contamination en augmentation entre 2000 et 2005.

2.4.5 Conclusion

Par rapport aux autres pays d'Europe, la France présente en 2006 un niveau moyen de dépôts en chrome, alors qu'elle faisait partie des pays les plus chargés d'Europe en 1996. Une baisse

générale des teneurs est nette depuis 1996 en France et correspond à la baisse des émissions enregistrée au niveau français, aussi bien qu'au niveau européen. Un apport terrigène peu important en 1996, et plus net en 2000 et 2006 peut avoir partiellement compensé la baisse des contaminations dues aux émissions anthropiques. Le long de la frontière belgo-allemande, une augmentation de la contamination anthropique entre 2000 et 2006 pourrait être due à des émissions locales (aciérie, production de manganèse, centrale thermique, industrie chimique) et à un apport transfrontière en provenance de ces deux pays, particulièrement l'Allemagne dont les émissions en chrome ont augmenté sensiblement pendant cette période.

2.5 Cuivre

2.5.1 Généralités

Environ 44 % des émissions de cuivre sont d'origine naturelle, provenant de la croûte terrestre, des éruptions volcaniques et des émissions de la végétation. Le cuivre est utilisé depuis très longtemps pour la fabrication d'outils, d'objets utilitaires (fils électriques, plomberie...) ou de produits divers (algicides, insecticides...). Le cuivre d'origine anthropique provient principalement de la production d'énergie, des transports automobile et ferroviaire, des engrais, pesticides et antifongiques (en particulier la bouillie bordelaise faite à partir d'hydroxycarbonate de cuivre, utilisée surtout pour le traitement des vignes) et de l'incinération des déchets.

Le cuivre est un élément trace essentiel pour tous les organismes vivants et n'est qu'exceptionnellement présent dans l'environnement à des doses toxiques. Les cas d'intoxications humaines sont rares. Cependant, à des doses très élevées, le cuivre peut devenir un poison pour l'Homme : il provoque des effets irritants par inhalation, des allergies par contact et des lésions du foie en cas d'exposition prolongée.

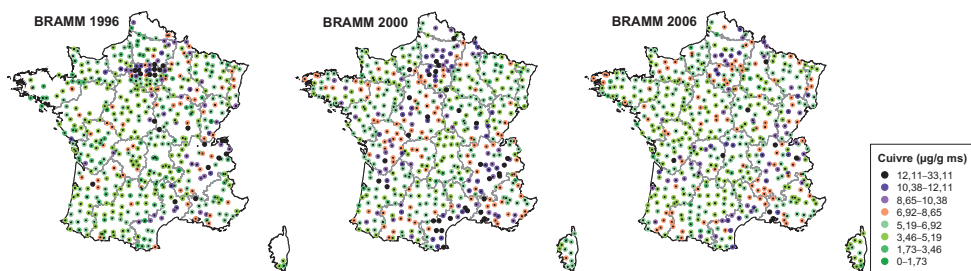
Sources de cuivre atmosphérique en France

De nombreux secteurs contribuent aux émissions de cuivre en France, mais le secteur des transports est prédominant en 2005 : transport routier (51 % des émissions) et autres transports (33 % des émissions). Les émissions en cuivre du transport routier sont imputables à l'usure des plaquettes de freins et pour les autres transports, elles proviennent majoritairement du transport ferroviaire et en particulier de l'usure des caténaires. Les autres secteurs contribuent, mais dans une moindre mesure, aux émissions de cuivre (CITEPA, 2009) : industrie manufacturière 9 %, résidentiel/tertiaire 4 %, transformation d'énergie 3 %, agriculture/sylviculture moins de 0,1 %.

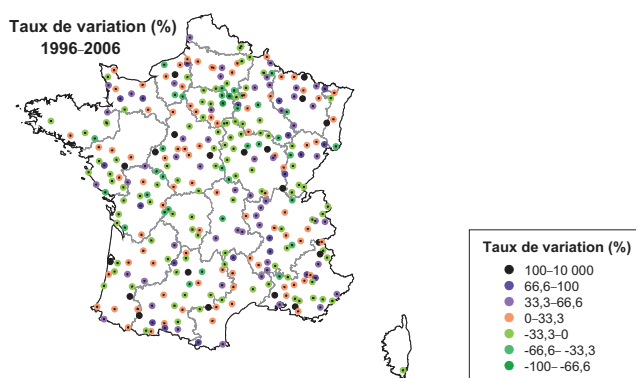
2.5.2 Distribution spatiale des teneurs en cuivre dans les mousses en 2006

En France

La médiane des teneurs en cuivre, pour les 536 échantillons de mousses collectés en 2006, est de 5,77 µg/g (en microgramme de Cu par gramme de matière sèche de mousse) avec une



Carte 10 Dépôts en cuivre estimés par analyse des mousses (en microgramme de Cu par gramme de matière sèche de mousse) – campagnes 1996, 2000 et 2006, dispositif BRAMM. (Source : S. Leblond, MNHN).



Carte 11 Taux de variation (en %) des dépôts en cuivre estimés par analyse des mousses entre 1996 et 2006 ($n = 316$). (Source : S. Leblond, MNHN).

gamme comprise entre 2,23 µg/g et 14,15 µg/g (Tableau 2.5). La gamme des concentrations est restreinte (rapport de 6 entre les valeurs minimale et maximale). Le coefficient de variation, indicateur de la dispersion des données, est de 33 %. huit sites (soit environ 1,5 % des sites) présentent des teneurs en cuivre supérieures au seuil atypique (12,11 µg/g). La variabilité des teneurs et le nombre de sites à valeurs atypiques sont les plus faibles de tous les métaux analysés.

Les dépôts estimés en cuivre sont répartis uniformément sur le territoire national (Carte 10, BRAMM 2006). On note toutefois une contamination un peu supérieure pour certaines régions : Limousin, Nord-Pas-de-Calais, Languedoc-Roussillon, Picardie, Franche-Comté, Île-de-France et Rhône-Alpes. Les 8 sites présentant une teneur atypique en cuivre sont localisés dans les régions suivantes : Poitou-Charentes (1 site), Bourgogne (1 site), Auvergne (1 site), Champagne-Ardenne (1 site), région PACA (2 sites) et enfin Rhône-Alpes (2 sites). Ces concentrations atypiques sont peu variables (valeurs comprises entre 12,11 et 14,15 µg/g) et réparties de manière homogène sur l'ensemble du territoire national. On note l'absence de sites à valeurs atypiques en Bretagne et dans le Sud-Ouest.

TABEAU 2.5 *Statistiques élémentaires des concentrations en cuivre accumulés dans les mousses (en microgramme de cuivre par gramme de matière sèche de mousse) des campagnes 1996, 2000 et 2006 du dispositif BRAMM.*
Figure entre parenthèses le nombre de valeurs inférieures à la limite de détection.

	Cuivre		
	1996	2000	2006
Nombre de valeurs (< LD)	510 (3)	528	536
Minimum (µg/g)	< 0,30	2,2	2,23
Quartile 1 (µg/g)	4,02	5,2	4,72
Médiane (µg/g)	5,30	6,4	5,77
Quartile 3 (µg.g ⁻¹)	7,22	8,2	7,28
Maximum (µg/g)	33,10	28,4	14,15
CV %	51	46	33
Seuil atypique : 12,11 µg/g			
Nombre de valeurs atypiques	21	32	8

Les valeurs médianes régionales présentent peu de différences entre elles (Figure 2.12). Le ratio est de 1,6 entre les médianes régionales de la région Rhône-Alpes (7,41 µg/g) et de Corse (4,66 µg/g), respectivement la plus élevée et la plus faible.

Comparaison avec les données européennes

La France occupe le 12^e rang sur les 27 pays ayant analysé cet élément en 2005/2006 (Figure 2.13), ce qui correspond à une position intermédiaire avec une médiane supérieure à celle des pays scandinaves, de la Grande-Bretagne, de l'Autriche, de la Suisse et des pays baltes, et inférieure aux valeurs élevées observées en Belgique, en Italie du Nord et dans de nombreux pays d'Europe de l'Est (Bulgarie, Fédération de Russie, Serbie, Slovaquie et Slovénie). À souligner que trois pays frontaliers sont plus contaminés en cuivre que la France : l'Allemagne, l'Espagne et surtout la Belgique.

2.5.3 Évolution des teneurs en cuivre dans les mousses entre 1996 et 2006

En France

Une augmentation faible, mais significative, des teneurs est observée entre 1996 et 2006 : 57 % des sites présentent des teneurs dans les mousses en 2006 supérieures à celles mesurées en 1996. La valeur médiane augmente de 9 % pendant cette période. Cette augmentation relativement peu importante des niveaux de contamination est associée à une baisse des valeurs élevées, du nombre de valeurs atypiques et du coefficient de variation (Tableau 2.5). Cela montre que la pollution au cuivre devient plus diffuse et plus homogène.

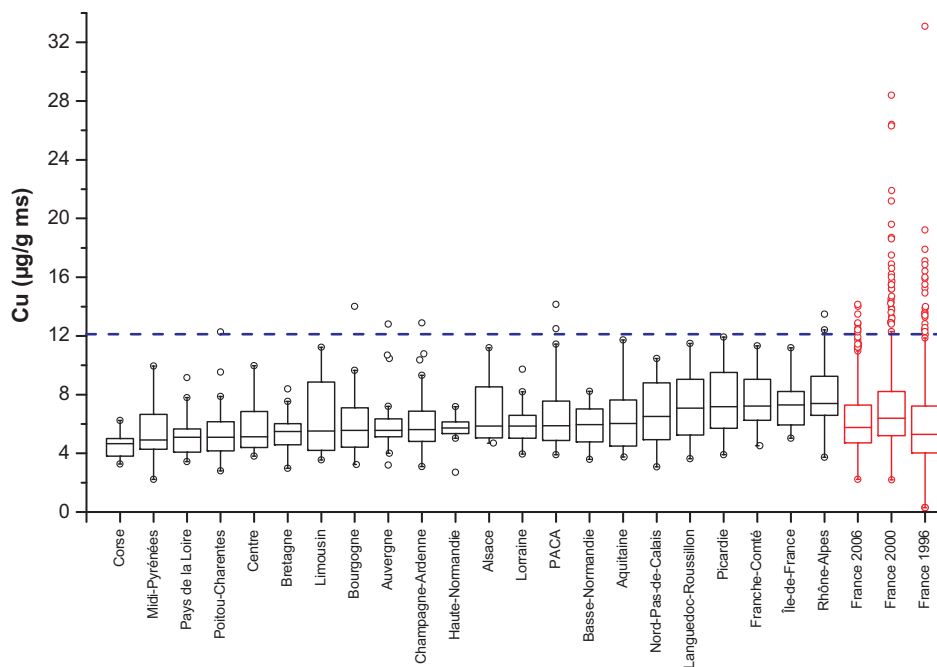


Figure 2.12 Concentrations en cuivre dans les mousses pour les 22 régions françaises (campagne 2006) et pour l'ensemble des résultats (campagnes 1996, 2000 et 2006, en rouge).
Le trait hachuré indique le seuil des valeurs atypiques mentionné dans le tableau 2.5.

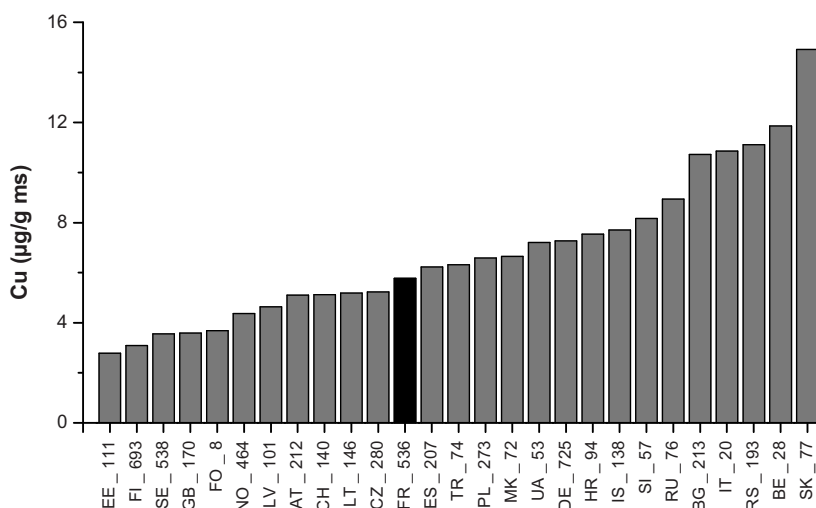


Figure 2.13 Histogramme des valeurs médianes des teneurs en cuivre calculées pour les 27 pays participant à la campagne 2005/2006.
Le nombre d'échantillons analysés est indiqué pour chaque pays (abréviations des pays, cf. Annexe 9).

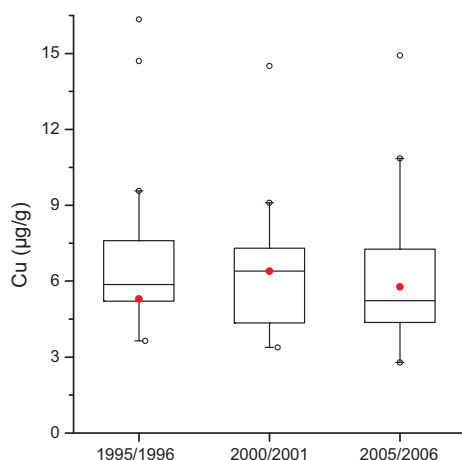


Figure 2.14 Évolution 1995–2006 de la distribution des médianes européennes des concentrations en cuivre pour les pays européens ayant participé aux trois campagnes ($n = 21$). Le point rouge représente la valeur médiane française.

Entre 1996 et 2006, les teneurs en cuivre sont peu variables pour une majorité de sites et en augmentation sensible (de plus de 100 %) pour une vingtaine de sites (Carte 11). Ces variations concernent l'ensemble du territoire et sont réparties de manière homogène.

Comparaison avec les données européennes

La médiane européenne ($n = 21$) des teneurs en cuivre dans les mousses diminue de 11 % entre 1995/1996 et 2005/2006 (Figure 2.14). La France occupe une position intermédiaire par rapport aux autres pays européens, avec une tendance à l'augmentation (médiane française inférieure à la médiane européenne en 1996 et supérieure en 2006). Mais globalement, l'évolution des teneurs en cuivre dans les mousses reste relativement stable en France et dans l'ensemble des pays européens.

2.5.4 Comparaison avec les données d'émissions et discussion

Les émissions sont peu variables en France pour la période 1995–2005 (179 tonnes en 1996, 173 tonnes en 2000 et 169 tonnes en 2005) : la diminution est de 10 tonnes, soit une réduction de 6 %.

La baisse observée pour le secteur de l'industrie manufacturière est principalement attribuée au nombre croissant et à la meilleure efficacité des dépoussiéreurs installés dans les aciéries électriques. Sur la même période, les émissions du secteur des transports (routier et ferroviaire) ont augmenté, en raison de l'accroissement du trafic (CITEPA, 2009).

Entre 1996 et 2006, les teneurs en cuivre accumulés dans les mousses en France sont donc caractérisées par une faible variabilité et une grande homogénéité sur le territoire (légère augmentation générale, baisse des contaminations élevées).

De fortes contaminations sont observées en 2006 pour un faible nombre de sites (8), dont certains sont localisés au voisinage de sources d'émissions de cuivre :

- PACA : zone industrielle de l'étang de Berre (Bouches-du-Rhône), en particulier, aciérie émettrice de cuivre ;

- Savoie (forte contamination en cuivre associée à l'arsenic) : fabrication de verre, de ferro-alliages ;
- cultures viticoles en Charente et dans l'Yonne, dans le Bordelais et l'Hérault (à noter : dans l'Hérault, une contamination importante en arsenic associée au cuivre observée ponctuellement, voir la section consacrée à l'arsenic). Cela laisse supposer une utilisation locale de sulfate de cuivre pour le traitement des vignes pouvant être à l'origine de ces contaminations ;
- ancien territoire minier en Auvergne près de Pontgibaud (Puy-de-Dôme) : contamination associée à l'arsenic.

La diminution du nombre de sites fortement contaminés en cuivre est très probablement liée à la baisse des émissions en cuivre provenant de l'industrie manufacturière. Par ailleurs, la tendance générale à l'augmentation et à l'homogénéisation de la contamination montre que la pollution en cuivre augmente et devient plus diffuse pour de nombreux sites à contamination intermédiaire. L'augmentation des trafics automobile et ferroviaire, importants émetteurs de cuivre, pourrait être la cause de cette évolution (14 % d'accroissement du trafic automobile entre 1996 et 2006 ; 20 % d'augmentation du nombre de voyageurs grandes lignes de la SNCF entre 1995 et 2005).

2.5.5 Conclusion

Comparés aux autres pays européens, les dépôts estimés en cuivre sont moyens en France. Les teneurs augmentent faiblement entre 1996 et 2006. Ces résultats correspondent assez bien à la relative stabilité des émissions françaises et des dépôts estimés dans les mousses pour l'ensemble des pays européens, observée depuis 1996. La contamination devient cependant plus diffuse, avec une faible augmentation des teneurs moyennes, associée à une baisse des teneurs les plus élevées. Cette évolution des dépôts en cuivre estimés dans les mousses entre 1996 et 2006 concorde avec la modification de la nature de la pollution en cuivre enregistrée : baisse des émissions en cuivre de l'industrie manufacturière (induisant une diminution des teneurs élevées) partiellement contrebalancée par un accroissement des émissions en cuivre dues au trafic automobile et ferroviaire (induisant une pollution en cuivre plus diffuse et une augmentation homogène des teneurs moyennes). On observe en 2006 une contamination élevée pour quelques sites proches d'activités industrielles locales, d'anciens sites miniers ou de vignes où l'utilisation de bouillie bordelaise pour le traitement est probable.

2.6 Fer

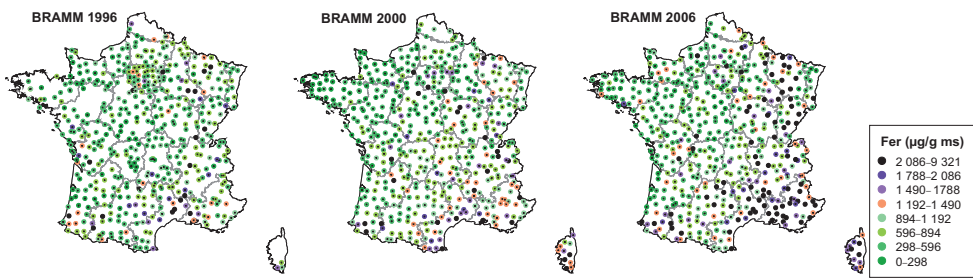
2.6.1 Généralités

Le fer est le 4^e élément le plus abondant de la croûte terrestre dont il constitue 5 % de la masse. Constituant majeur de la fonte, du fer forgé et de l'acier, il rentre dans la composition de nombreux matériaux de construction, objets utilitaires (récipients, outils, armes), automobiles, machines, vaisseaux... Les activités humaines qui mobilisent le fer sont principalement la sidérurgie, l'aciérie et la fonderie. Les activités minières, les décharges et les déchetteries peuvent mobiliser des ions ferreux et constituer une importante source de pollution des eaux (drainages acides miniers).

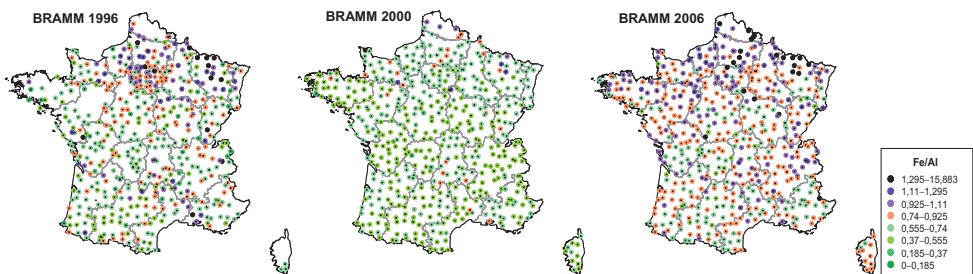
Le fer est un élément essentiel pour les êtres vivants. Naturellement présent dans le sol, ce métal est biodisponible pour les plantes. Dans le milieu aquatique, le fer est plus souvent présent à des concentrations insuffisantes, induisant des carences, qu'à des concentrations toxiques. La toxicité du fer dans les conditions naturelles reste incertaine et controversée. Le fer est aussi un élément essentiel pour l'Homme et la déficience en fer est un problème de santé publique. Des cas d'intoxications peuvent cependant exister chez des personnes manipulant du fer : sidérose oculaire (particules de fer pénétrant dans l'œil) chez les forgerons, carrossiers, bricoleurs ou sidérose pulmonaire (inhalation de fumées provenant de la soudure de métaux chargés en fer) chez les soudeurs.

Sources de fer atmosphérique en France

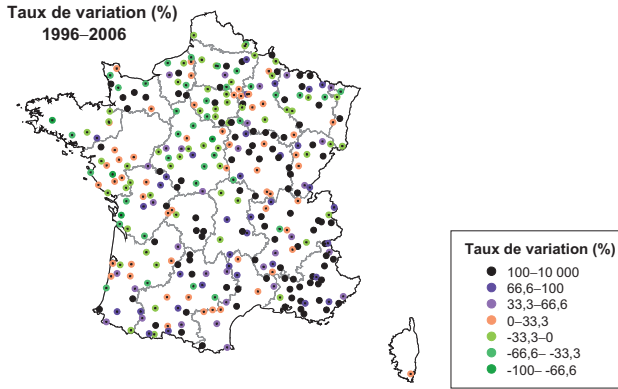
Nous disposons de données d'émissions de fer depuis 2003 grâce au registre français des émissions polluantes collectées *via* le protocole européen E-PRTR*. Ce recensement concerne différentes sources : installations industrielles classées, stations d'épuration de plus de 100 000 habitants, extraction minière et élevage. Il permet de dresser un bilan global des plus gros émetteurs français : les émissions de fer sont relativement constantes jusqu'en 2006 (92 000 à 100 000 tonnes/an). [Source : <http://www.pollutionsindustrielles.ecologie.gouv.fr/IREP/index.php>]



Carte 12 Dépôts en fer estimés par analyse des mousses (en microgramme de Fe par gramme de matière sèche de mousse) – campagnes 1996, 2000 et 2006, dispositif BRAMM. (Source : S. Leblond, MNHN).



Carte 13 Dépôts en fer par rapport aux dépôts en aluminium estimés par analyse des mousses – campagnes 1996, 2000 et 2006, dispositif BRAMM. (Source : S. Leblond, MNHN).



Carte 14 Taux de variation (en %) des dépôts en fer estimés par analyse des mousses entre 1996 et 2006 ($n = 316$). (Source : S. Leblond, MNHN).

2.6.2 Distribution spatiale des teneurs en fer dans les mousses en 2006

En France

La médiane française des teneurs en fer est de 713 $\mu\text{g/g}$ (en microgramme de fer par gramme de matière sèche de mousse) en 2006, avec une gamme comprise entre 144 $\mu\text{g/g}$ et 9320 $\mu\text{g/g}$ (Tableau 2.6). La gamme des concentrations est étendue (rapport de 65 entre les valeurs minimale et maximale). Le coefficient de variation de 97 % indique une forte dispersion des données. Quarante-deux sites (≈ 16 % des sites) présentent une concentration supérieure au seuil des valeurs atypiques (2086 $\mu\text{g/g}$). Le fer est l'élément présentant le plus de sites à valeurs atypiques et l'élément le plus variable après l'arsenic.

TABLEAU 2.6 Statistiques élémentaires des concentrations en fer accumulés dans les mousses (en microgramme de fer par gramme de matière sèche de mousse) pour les campagnes 1996, 2000 et 2006 du dispositif BRAMM.

	Fer		
	1996	2000	2006
Nombre de valeurs	511	527	536
Minimum ($\mu\text{g/g}$)	167	123	144
Quartile 1 ($\mu\text{g/g}$)	372	415	436
Médiane ($\mu\text{g/g}$)	549	654	713
Quartile 3 ($\mu\text{g/g}$)	871	1 029	1 472
Maximum ($\mu\text{g/g}$)	5 900	7 919	9 320
CV %	86	82	97
Seuil atypique : 2 086 $\mu\text{g/g}$			
Nombre de valeurs atypiques	20	27	84

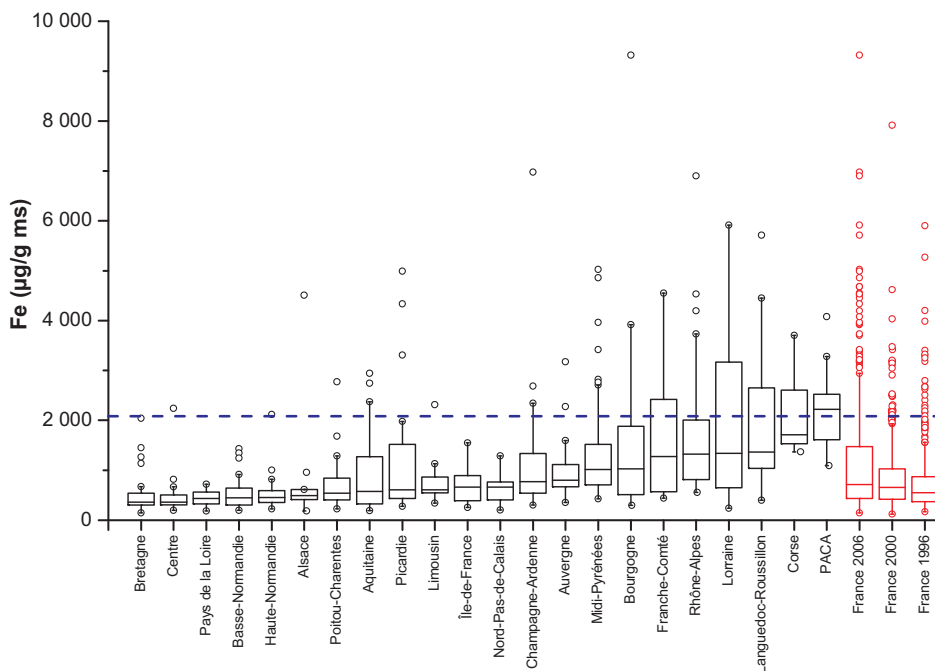


Figure 2.15 Concentrations en fer dans les mousses pour les 22 régions françaises (campagne 2006) et pour l'ensemble des résultats (campagnes de 1996, 2000 et 2006, en rouge).
Le trait hachuré indique le seuil des valeurs atypiques mentionné dans le tableau 2.6.

La distribution spatiale des sites présentant des valeurs atypiques est hétérogène (Carte 12, BRAMM 2006). Ces sites sont pour la plupart localisés dans les régions de l'Est (Bourgogne, Franche-Comté, Lorraine, Rhône-Alpes) et du Sud de la France (Languedoc-Roussillon, Midi-Pyrénées, PACA). La partie Nord-Ouest (Bretagne, Basse-Normandie, Pays de Loire) présente des teneurs en fer plus faibles. Cette distribution est similaire à la distribution de l'aluminium (Carte 1, BRAMM 2006). On note trois sites à valeurs atypiques regroupés à la limite entre les régions Poitou-Charentes, Limousin et Centre.

Les médianes régionales présentent des écarts importants entre elles (Figure 2.15). Le ratio est de 6,2 entre la région PACA (2221 µg/g) et les régions Bretagne et Centre (358 µg/g), qui présentent respectivement la médiane régionale la plus élevée et la plus faible. La figure 2.15 montre à nouveau l'hétérogénéité de la répartition des teneurs en fer sur le territoire.

Une similarité entre les dépôts en fer et en aluminium est observée (région PACA et Lorraine très fortement contaminées, site le plus contaminé localisé en Bourgogne). Les autres sites à forte teneur en fer dans les mousses (teneurs supérieures à 4 000 µg/g, plus de deux fois plus élevées que le seuil des valeurs atypiques) se retrouvent, de la région la plus contaminée à la région la moins contaminée : Champagne-Ardenne, Rhône-Alpes, Lorraine, Languedoc-Roussillon, Midi-Pyrénées, Picardie, Alsace. La Bretagne, les Pays de la Loire et la Normandie présentent des concentrations faibles et homogènes et aucune valeur extrême atypique.

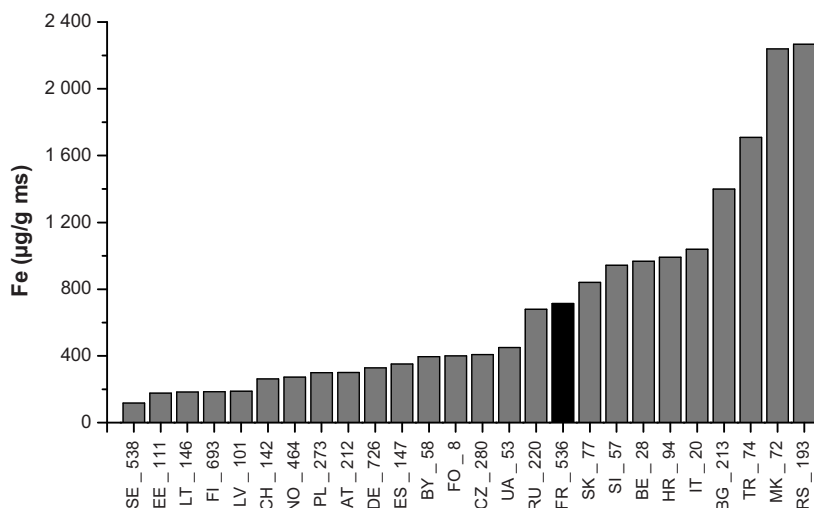


Figure 2.16 Histogramme des valeurs médianes des teneurs en fer calculées pour les 26 pays participant à la campagne 2005/2006. Le nombre d'échantillons analysés est indiqué pour chaque pays (abréviations des pays, cf. Annexe 9).

Comparaison avec les données européennes

La France occupe le 17^e rang au niveau européen (Figure 2.16). La médiane française est plus élevée que celle des pays d'Europe du Nord-Est et de l'Ouest, à l'exception de la Belgique et de l'Italie. La médiane française est inférieure à celle des pays d'Europe du Sud-Est (Slovaquie, Slovénie, Croatie, Bulgarie, Serbie, Macédoine), ainsi que de la Turquie. La teneur maximale française correspond aux teneurs les plus élevées d'Europe.

2.6.3 Évolution des teneurs en fer dans les mousses entre 1996 et 2006

En France

Une augmentation significative des dépôts est observée entre 1996 et 2006 : 70 % des sites présentent des teneurs dans les mousses en 2006 supérieures à celles mesurées en 1996. La médiane augmente de 30 % pendant cette période. Une augmentation des teneurs (de plus de 100 %) apparaît dans de nombreux sites répartis plus densément dans la moitié est du pays (Carte 14). La région PACA est la région française où les niveaux de dépôts en fer augmentent le plus. Ces variations sont similaires à celles observées pour l'aluminium.

Les cartes 12 et 13 permettent de relativiser l'influence des apports en fer d'origine terrigène par rapport à ceux d'origine anthropique (Annexe 4). Un apport d'origine anthropique est mis en évidence :

- en 1996, essentiellement dans le quart Nord-Est ;
- en 2000, faible contamination d'origine anthropique ;
- en 2006, dans le Nord-Est, avec augmentation du nombre de sites atypiques (Île-de-France, Picardie, Lorraine et le long de la frontière belgo-allemande).

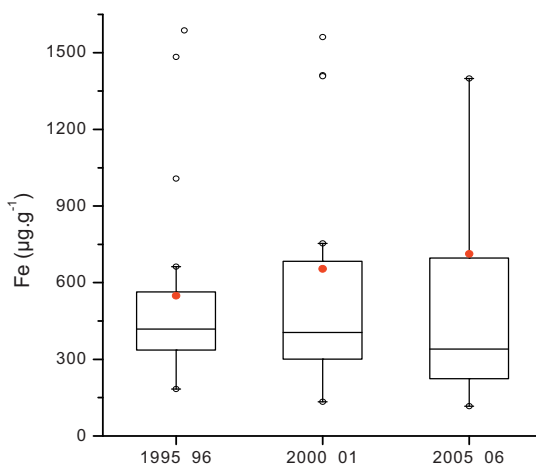


Figure 2.17 Évolution 1995–2006 de la distribution des médianes européennes des concentrations en fer pour les pays européens ayant participé aux trois campagnes ($n = 20$). Le point rouge représente la valeur médiane française.

Cet apport serait donc en augmentation entre 1996 et 2006, avec une diminution entre 1996 et 2000. Par ailleurs, la disparition des sites atypiques dans le quart sud-est, après application du facteur correctif (de la carte 12 à la carte 13), permet de supposer un apport essentiellement terrigène dans cette zone en augmentation entre 1996 et 2006.

Comparaison avec les données européennes

La médiane européenne des teneurs en fer accumulé dans les mousses diminue de 18,8 % entre 1995 et 2006 (Figure 2.17). La médiane française en hausse, ne suit pas cette diminution et se situe parmi les valeurs les plus élevées d'Europe. La France occupe successivement le 15^e (1996 et 2001) et le 16^e (2006) rang, par ordre ascendant, par rapport aux 20 pays ayant analysé cet élément.

2.6.4 Discussion

La distribution et l'évolution des dépôts en fer estimés dans les mousses présentent des similarités avec celles de l'aluminium : augmentation dans la moitié est du pays entre 1996 et 2006, et niveaux les plus élevés dans les régions à climat méditerranéen plus sec et plus aride, proches de la zone saharienne. Cela confirme la présence d'un apport terrigène dans la moitié est de la France, plus marqué dans le Sud-Est où un apport saharien est probable (Hamonou *et al.*, 1999 ; Perez *et al.*, 2006).

Les émissions de fer n'étant pas systématiquement recensées, il est plus difficile de localiser d'éventuelles sources d'émission d'origine anthropique. Néanmoins, une contamination d'origine anthropique en augmentation entre 1996 et 2006 serait observée dans plusieurs régions : Picardie, Nord-Pas-de-Calais, Champagne-Ardenne, Lorraine, plus importante le long de la frontière belgo-allemande. Ces régions sont connues pour leur forte activité industrielle et métallurgique, et pour leurs anciennes mines (Lorraine). Par ailleurs, une contamination transfrontière en provenance de la Belgique, plus contaminée, est aussi possible.

2.6.5 Conclusion

Les niveaux de dépôts estimés en fer dans les mousses en France sont élevés et en augmentation entre 1996 et 2006, et sont équivalents à ceux des pays européens du Sud. Un apport naturel d'origine terrigène important est mis en évidence dans la partie est et Sud-Est du pays. Ceci s'explique par le climat plus sec du Sud et par l'influence plus marquée des vents sahariens (chargés de particules d'origine terrigène). Une contamination par les éléments métalliques présents dans les sols fortement contaminés est également vraisemblable en Lorraine, région connue pour ses anciens sites miniers. Un apport en fer d'origine anthropique est mis en évidence dans le Nord-Est, où les dépôts sont plus importants et en augmentation entre 1996 et 2006. Cette contamination pourrait être attribuée aux émissions locales des activités métallurgiques et industrielles présentes dans ces régions. Par ailleurs, un apport transfrontière en provenance de la Belgique est possible.

2.7 Mercure

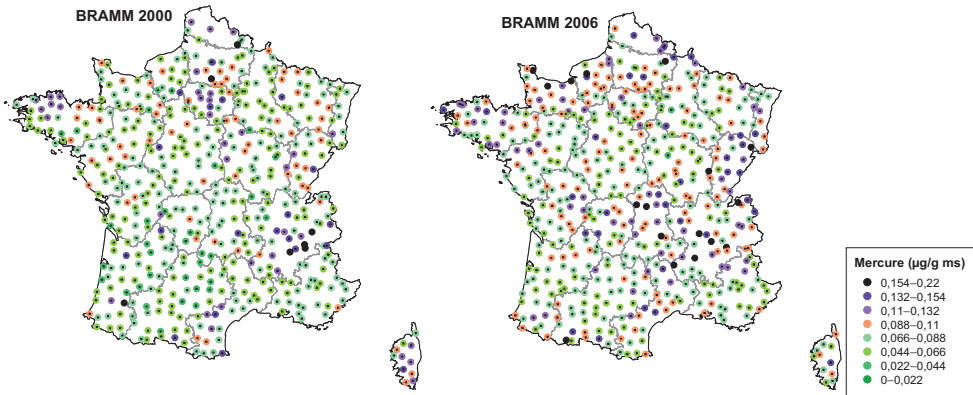
2.7.1 Généralités

Environ 20 % des émissions de mercure sont d'origine naturelle et proviennent de la croûte terrestre, des éruptions volcaniques et de la végétation. De par sa grande volatilité, la circulation du mercure atmosphérique est planétaire. De nombreux secteurs d'activités contribuent aux émissions de mercure. Les principales sources sont la combustion des énergies fossiles, l'incinération des déchets, la fabrication du chlore, l'extraction et la purification du mercure, du cuivre et du plomb. Les fabriques de batteries et d'amalgames dentaires, les rejets de certaines eaux usées et l'épandage des boues d'épuration en agriculture ou pour la restauration des paysages sont aussi des sources de mercure. L'agriculture française a utilisé à de vastes échelles des fongicides organo-mercuriels, sur de nombreuses plantes cultivées et, en particulier, en céréaliculture pour l'enrobage des semences. Un autre fongicide, l'acétate de phénylmercure, a été très utilisé pour protéger la pâte à papier des champignons cellulolytiques et lignolytiques. Toutefois, les fongicides organo-mercuriels utilisés dans le secteur de l'agriculture ont été interdits en France au début des années 1990. Actuellement, l'utilisation du mercure comme fongicide ou antiseptique est fortement restreinte dans les pays occidentaux.

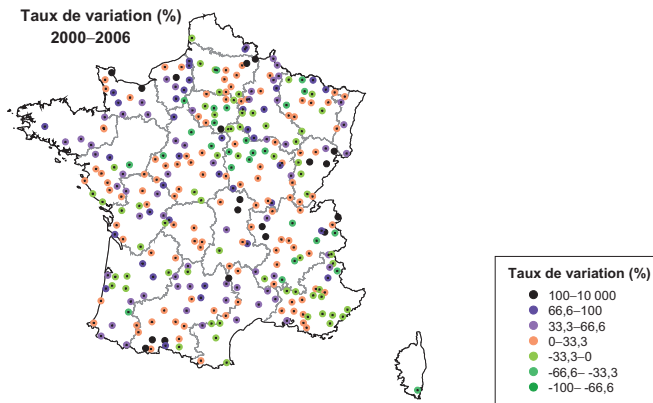
Le mercure n'est ni bénéfique ni essentiel pour les êtres vivants et il est toxique sous toutes ses formes, quelle que soit la dose. Le mercure est l'un des éléments les plus toxiques pour les êtres vivants. Dans l'environnement, cet élément subit naturellement la méthylation microbienne aboutissant à la formation du méthylmercure, forme la plus toxique. Le méthylmercure s'accumule de façon importante dans la chaîne alimentaire aquatique, en particulier dans les poissons. Pour l'Homme, c'est par voie alimentaire que l'exposition est la plus forte, notamment par l'ingestion des poissons prédateurs. Des contaminations du cerveau par le méthylmercure, essentiellement produit par les bactéries anaérobies des vases benthiques et des sols humides, peut provoquer des troubles neurologiques graves. Dans de rares cas, la toxicité peut être mortelle. Les reins et notamment les systèmes cardiovasculaire et digestif peuvent aussi être affectés.

Sources de mercure atmosphérique en France

Deux secteurs contribuent majoritairement aux émissions de mercure, la transformation d'énergie (production d'électricité) et l'industrie manufacturière (production de chlore, exploitation des minéraux non ferreux, cimenteries, incinération des déchets industriels) contribuant respectivement à 56 % et 42 % des émissions françaises en 2005. Les autres secteurs ont une contribution nulle ou très faible (CITEPA, 2009).



Carte 15 Dépôts en mercure estimés par analyse des mousses (en microgramme de Hg par gramme de matière sèche de mousse) – campagnes 2000 et 2006, dispositif BRAMM. (Source : S. Leblond, MNHN).



Carte 16 Taux de variation (en %) des dépôts en mercure estimés par analyse des mousses entre 2000 et 2006 (n = 316). (Source : S. Leblond, MNHN).

2.7.2 Distribution spatiale des teneurs en mercure dans les mousses en 2006

En France

La médiane des teneurs en mercure est de 0,084 µg/g (en microgramme de Hg par gramme de matière sèche de mousse) avec une gamme comprise entre 0,041 µg/g et 0,219 µg/g (Tableau 2.7). La gamme des concentrations est restreinte (ratio de 5 entre les valeurs minimale et maximale). La dispersion des données est faible avec un coefficient de variation de 32 %, le plus faible, de tous les métaux mesurés. Cela se traduit par une grande homogénéité de la répartition des dépôts estimés sur le territoire. Dix-sept sites (≈ 3 %) présentent une contamination supérieure au seuil des valeurs atypiques (0,154 µg/g).

TABLEAU 2.7 Statistiques élémentaires des concentrations en mercure accumulé dans les mousses (en microgramme de mercure par gramme de matière sèche de mousse) pour les campagnes 2000 et 2006 du dispositif BRAMM⁸.

	Mercure	
	2000	2006
Nombre de valeurs	528	536
Minimum (µg/g)	0,028	0,041
Quartile 1 (µg/g)	0,057	0,067
Médiane (µg/g)	0,070	0,084
Quartile 3 (µg/g)	0,087	0,104
Maximum (µg/g)	0,207	0,219
CV %	37	32
Seuil atypique : 0,154 µg/g		
Nombre de valeurs atypiques	7	17

8. Les données de 1996 ne sont pas prises en compte pour des raisons de validation analytique.

Les sites à concentrations atypiques en mercure en 2006 sont localisés principalement dans deux zones géographiques (Carte 15, BRAMM 2006) : en bordure de la Manche (Basse-et Haute-Normandie) et dans le Centre est (Auvergne, Rhône-Alpes).

Les médianes régionales présentent peu de différences entre elles, le rapport, entre la médiane régionale la plus élevée (Franche-Comté : 0,127 µg/g) et la plus faible (Bourgogne : 0,069 µg/g) étant de 1,8. La contamination en mercure apparaît également homogène sur l'ensemble du territoire (Figure 2.18, Carte 15) On remarque toutefois des médianes plus élevées dans les régions Nord-Pas-de-Calais et Franche-Comté. Le site le plus contaminé est localisé dans la région Rhône-Alpes. La Haute-et la Basse-Normandie affichent des contaminations élevées proches de la valeur maximale française.

Comparaison avec les données européennes

La France occupe le 13^e rang sur les 16 pays ayant dosé le mercure en 2005/2006 (Figure 2.19). La médiane française des teneurs en mercure figure parmi les valeurs les plus élevées d'Europe, avec la Slovénie (mines d'Idria), la Slovaquie (mines de charbon) et la Belgique (pays frontalier présentant la médiane la plus élevée d'Europe).

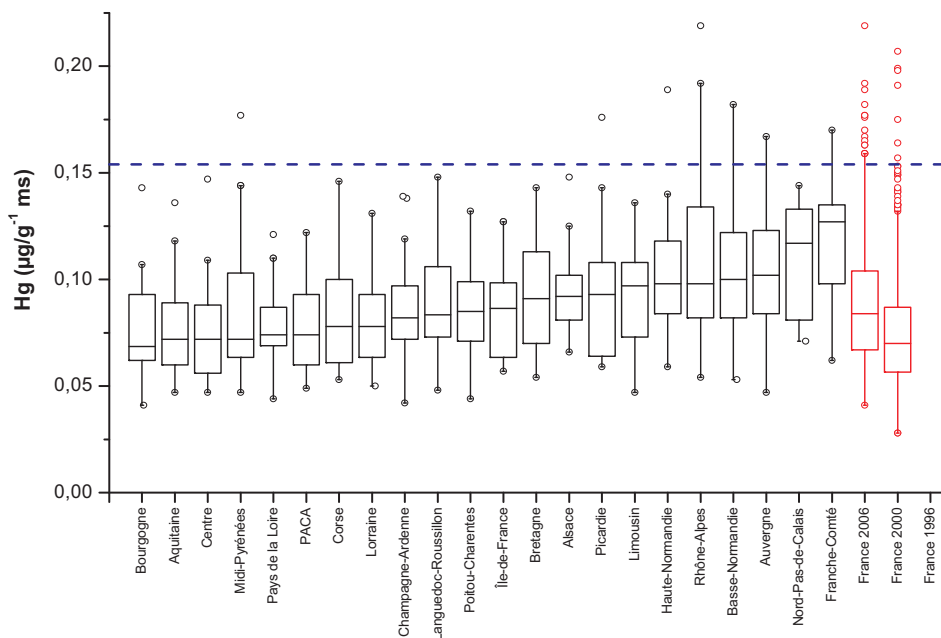


Figure 2.18 Concentrations en mercure dans les mousses pour les 22 régions françaises (campagne 2006) et pour l'ensemble des résultats (campagnes 2000 et 2006, en rouge). Le trait hachuré indique la valeur du seuil des valeurs atypiques mentionnée dans le tableau 2.7.

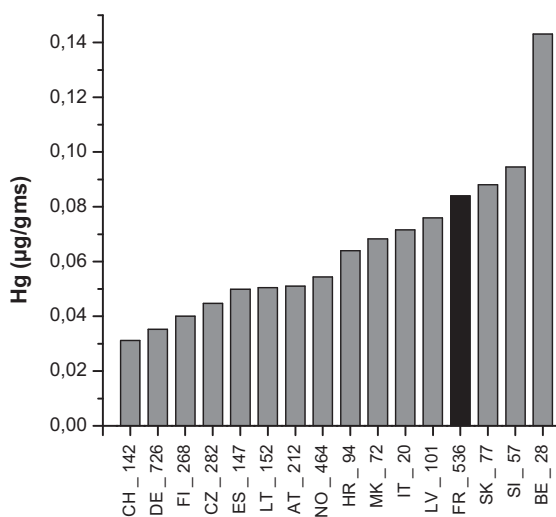


Figure 2.19 Histogramme des valeurs médianes des teneurs en mercure calculées pour les 16 pays participant à la campagne 2005/2006. Le nombre d'échantillons analysés est indiqué pour chaque pays (abréviations des pays, cf. Annexe 9).

2.7.3 Évolution des teneurs en mercure dans les mousses entre 2000 et 2006

En France

Une augmentation significative des teneurs en mercure est observée entre 2000 et 2006 : 72 % des sites présentent en 2006 des teneurs dans les mousses supérieures à celles mesurées en 2000. La valeur médiane augmente de 20 % pendant cette période. Les sites dont la contamination augmente le plus (plus de 100 % d'augmentation) entre 2000 et 2006 sont localisés surtout dans les régions suivantes : Haute- et Basse-Normandie, Franche-Comté, Auvergne, Rhône-Alpes et Midi-Pyrénées (Carte 16). Les dépôts estimés augmentent donc entre 2000 et 2006, mais demeurent homogènes sur l'ensemble du territoire. Cette hausse se montre plus prononcée dans la moitié Est de la France.

Comparaison avec les données européennes

La médiane européenne des teneurs en mercure dans les mousses varie peu (+3 %) entre 2000/2001 et 2005/2006 (Figure 2.20), mais elle diminue de 20 % entre 1995 et 2006. La France occupe successivement le 7^e (2000-2001) et le 9^e (2005-2006) rang, par ordre ascendant, parmi les 10 pays ayant analysé cet élément. La médiane française figure parmi les plus élevées d'Europe en 2006.

La médiane française est en hausse (+20 %) entre 2000 et 2006, alors que la médiane européenne est relativement stable pour l'ensemble des pays européens. À noter qu'une augmentation des teneurs en mercure accumulé dans les mousses est aussi observée en Belgique, en Macédoine et en Lettonie (Harmens *et al.*, 2008).

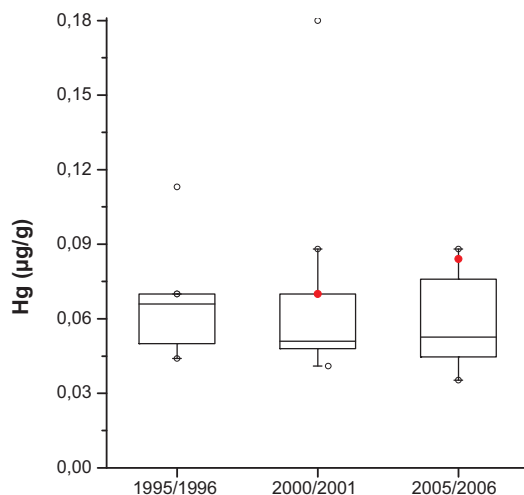


Figure 2.20 Évolution 1995–2006 de la distribution des médianes européennes des concentrations en mercure pour les pays européens ayant participé aux trois campagnes ($n = 10$). Le point rouge représente la médiane française.

2.7.4 Comparaison avec les données d'émissions et discussion

En 2005, les émissions anthropiques de mercure étaient estimées à 8,6 tonnes pour la France, alors qu'elles l'étaient à 21,6 tonnes en 1996 et 13,1 tonnes en 2000. Les émissions ont diminué de 34 % entre 2000 et 2005 (et de 60 % entre 1996 et 2006).

Sur la période 1995–2005, la diminution des consommations de combustibles fossibles pour la production d'électricité a contribué à une baisse des émissions de mercure. De plus, dans le secteur de l'industrie manufacturière, la baisse des émissions a différentes origines, dont l'amélioration des performances de l'incinération des déchets, la limitation ou l'interdiction de l'emploi du mercure dans les piles et les thermomètres médicaux, le tri sélectif et l'amélioration des procédés de la production de chlore (CITEPA, 2009).

Certaines fortes contaminations en mercure en 2006 pourraient s'expliquer par des sources locales de pollution à proximité des sites concernés :

- en Rhône-Alpes (Isère) : importante zone d'activités émettrices de mercure – industrie chimique (gros complexes), incinération de déchets ;
- en Auvergne (Allier) : incinération de déchets, aciérie, traitement de l'acier ;
- en Bourgogne, dans le Jura : production chimique par électrolyse ;
- en Normandie : recyclage de ferraille (Calvados), incinération des déchets (estuaire de la Seine) ;
- en Alsace, production chimique (Haut-Rhin) ;
- dans le Nord-Pas-de-Calais, diverses activités potentiellement émettrices de mercure sont implantées : production de manganèse, sidérurgie, aciéries dans le département du Nord et production de papier et dérivés dans le Pas-de-Calais ;
- dans l'Allier (Auvergne) et dans l'Isère (Rhône-Alpes), également fortement contaminés en arsenic, zones de culture et viticoles conduisant à envisager une utilisation de produits phytosanitaires à base de mercure. En effet, malgré la restriction de leur usage, les produits contenant du mercure sont encore utilisés pour les activités agricoles. [Site d'Airparif : http://www.airparif.asso.fr/actualites/mercure_100208.php].

Les contaminations observées pour les autres sites plus impactés en 2006 demeurent inexplicables.

L'augmentation des dépôts estimés en mercure dans les mousses entre 2000 et 2006 ne suit pas la baisse des émissions françaises de mercure enregistrée pendant la même période. Différentes hypothèses sont émises pour tenter d'expliquer cette contradiction :

- on pourrait suspecter une contamination transfrontière en provenance de la Belgique, plus polluée que la France, et dont la contamination en mercure dans les mousses augmente entre 2000 et 2006. Mais cet apport transfrontière concernerait essentiellement le Nord-Est du pays, alors que la hausse des teneurs dans les mousses concerne tout le territoire (même si elle est un peu plus prononcée dans la moitié Est) ;
- un apport transfrontière et à longue distance pourrait être envisagé, en particulier en provenance de l'Asie dont les émissions ont augmenté du fait de la multiplication des combustibles dérivés de charbon, comme cela est observé en Amérique du Nord (Gray *et al.*, 2004). Mais cette hypothèse paraît peu vraisemblable en Europe du fait qu'une augmentation des teneurs en mercure dans les mousses n'est observée qu'en France, en Belgique, en Macédoine et en Lettonie ;
- les crématoriums sont connus pour émettre du mercure issu des amalgames dentaires (CITEPA). Ils sont répandus sur l'ensemble du territoire et leur l'activité a augmenté de manière générale cette dernière décennie en France (Hanus, 2007), de +45 % entre 2003 et 2009 (Ouest-France,

2009). Néanmoins, les crématoriums ne représentant que 5 % des émissions totales de mercure, ils ne sauraient être tenus seuls responsables de cette augmentation (CITEPA, 2009) ;

- une augmentation de l'utilisation de pesticides ou fongicides au mercure est possible, mais paraît peu probable compte tenu de la restriction de l'utilisation de ce type de produit.

Il est important de préciser que le fait que l'évolution des dépôts atmosphériques ne suive pas celle des émissions enregistrées a été observé en France et dans différents pays européens (Berg *et al.*, 1997 ; Zeichmaster *et al.*, 2005 ; Colin *et al.*, 2008 ; Yang *et al.*, 2009). En effet, le mercure est un élément très mobile : des fluctuations diurnes et saisonnières existent, des réémissions diffuses peuvent avoir une importance non négligeable sur sa dispersion. Cet élément est ainsi susceptible d'être volatilisé et de circuler à plus ou moins grande échelle.

2.7.5 Conclusion

La France peut être considérée comme fortement chargée en mercure en 2006 par rapport aux 16 pays européens ayant dosé cet élément dans les mousses. Les niveaux de dépôts estimés sont homogènes sur le territoire, avec quelques zones plus impactées localisées en Auvergne, en Rhône-Alpes, en Franche-Comté, en Normandie et dans le Nord-Pas-de-Calais. Ces contaminations pourraient s'expliquer par certaines sources locales émettrices de mercure (industrie chimique, incinération des déchets, recyclage de ferraille, centrale de production de chaleur ou raffinerie de pétrole). En revanche, d'autres zones plus chargées en mercure (Puy-de-Dôme, Ardèche, Hautes-Pyrénées, Normandie) ne sont pas localisées à proximité de sources émettrices connues.

Une augmentation générale et diffuse des dépôts estimés en mercure est mise en évidence entre 2000 et 2006. Cette tendance, observée sur tout le territoire (avec une hausse un peu plus marquée à l'Est du pays), est en contradiction avec, d'une part, la tendance stable des dépôts dans les mousses pour la majorité des autres pays européens et, d'autre part, la diminution des émissions de mercure enregistrée en France. Les différentes hypothèses émises (apport transfrontière en mercure en provenance de la Belgique, accroissement de l'utilisation de produits phytosanitaires contenant du mercure dans le secteur de l'agriculture, hausse des émissions de mercure résultant de l'accroissement de l'activité des crématoriums,) ne sont pas pleinement satisfaisantes. Les résultats de la campagne 2011 (en cours) devraient permettre de confirmer ou non cette hausse.

2.8 Nickel

2.8.1 Généralités

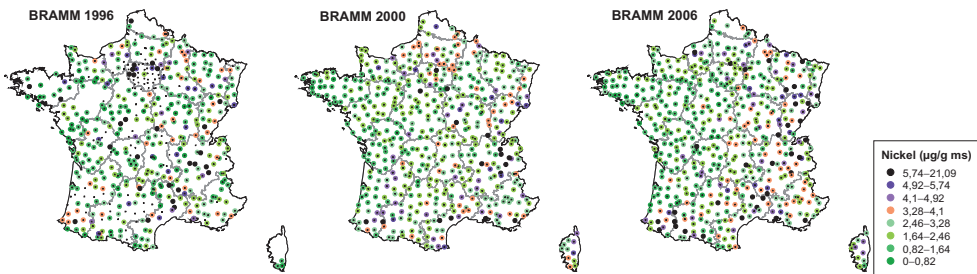
Environ 35 % des émissions de nickel sont d'origine naturelle avec un apport terrigène non négligeable. Les autres sources naturelles de nickel sont principalement les éruptions volcaniques, les embruns marins, les feux de forêt et l'émission par la végétation. Le nickel entre dans la composition de l'acier inoxydable, de nombreux alliages et est utilisé pour les traitements de surface et la fabrication des batteries. Les principales sources de nickel d'origine anthropique sont l'industrie métallurgique (métaux non ferreux) et la combustion du pétrole.

Le nickel est un élément essentiel à faible dose (oligoélément), mais devient toxique pour l'environnement à fortes doses (chloroses des plantes, mortalité de certains mollusques et crustacés, lésions des tissus et baisse de croissance chez les poissons et invertébrés...). Le nickel

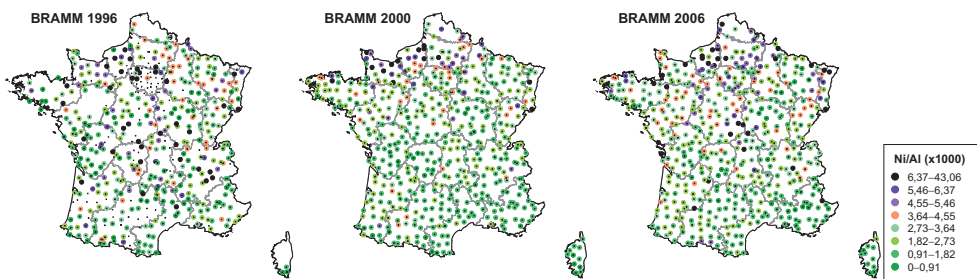
serait également un oligoélément essentiel pour l'Homme, mais la déficience en nickel n'étant pas connue, son statut alimentaire reste controversé. Le nickel peut provoquer des allergies chez l'Homme. Dans des cas d'exposition chronique (purification du minerai), les intoxications peuvent se faire par inhalation (nickel gazeux ou associé à des particules de poussières) ou par ingestion de nourriture ou d'eau. Le nickel peut provoquer, chez les travailleurs des fonderies et hauts fourneaux, des cancers du poumon et du système respiratoire. Le nickel carbonyle gazeux provoque également asthme et lésions de la trachée. L'exposition au nickel chez les fumeurs est non négligeable (4 µg par paquet de cigarettes en moyenne).

Sources de nickel atmosphérique en France

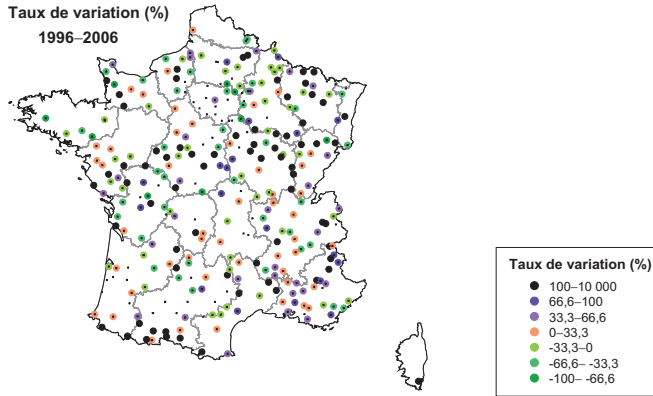
Deux secteurs principaux se distinguent : la transformation d'énergie (raffinage du pétrole dû à la présence de nickel à l'état de traces dans le fioul lourd et production d'électricité) et l'industrie manufacturière (chimie et agro alimentaire) avec respectivement 55 % et 38 % des émissions en France pour l'année 2005 (CITEPA, 2009).



Carte 17 Dépôts en nickel estimés par analyse des mousses (en microgramme de Ni par gramme de matière sèche de mousse) – campagnes 1996, 2000 et 2006, dispositif BRAMM. (Source : S. Leblond, MNHN).



Carte 18 Dépôts en nickel par rapport aux dépôts en aluminium estimés par analyse des mousses – campagnes 1996, 2000 et 2006, dispositif BRAMM. (Source : S. Leblond, MNHN).



Carte 19 Taux de variation (en %) des dépôts en nickel estimés par analyse des mousses entre 1996 et 2006 ($n = 259$). (Source : S. Leblond, MNHN).

2.8.2 Distribution spatiale des teneurs en nickel dans les mousses en 2006

En France

La médiane des teneurs en nickel accumulé dans les mousses est de 2,21 $\mu\text{g/g}$ (Tableau 2.8, en microgramme d'Al par gramme de matière sèche de mousse). La gamme des concentrations, comprise entre 0,49 $\mu\text{g/g}$ et 18,4 $\mu\text{g/g}$, est moyennement étendue (ratio de 38 entre les valeurs minimale et maximale). La dispersion des données caractérisée par le coefficient de variation est de 69 %. Trente-cinq sites ($\approx 10\%$ des sites) présentent une concentration supérieure au seuil atypique (5,74 $\mu\text{g/g}$).

TABLEAU 2.8 Statistiques élémentaires des concentrations en nickel accumulé dans les mousses (en microgramme de nickel par gramme de matière sèche de mousse) pour les campagnes 1996, 2000 et 2006 du dispositif BRAMM.

	Nickel		
	1996	2000	2006
Nombre de valeurs	409	528	536
Minimum ($\mu\text{g/g}$)	0,07	0,7	0,49
Quartile 1 ($\mu\text{g/g}$)	1,20	1,7	1,45
Médiane ($\mu\text{g/g}$)	1,94	2,3	2,21
Quartile 3 ($\mu\text{g/g}$)	3,25	3,1	3,35
Maximum ($\mu\text{g/g}$)	21,08	19,2	18,40
CV %	94	60	69
Seuil atypique : 5,74 $\mu\text{g/g}$			
Nombre de valeurs atypiques	29	17	35

De nombreux sites présentant des valeurs atypiques sont localisés dans les régions de l'Est (Franche-Comté, Lorraine), du Sud-Est (Rhône-Alpes, Languedoc-Roussillon) et du Sud-Ouest, au pied des Pyrénées (Aquitaine, Midi-Pyrénées) (Carte 17, BRAMM 2006). La moitié

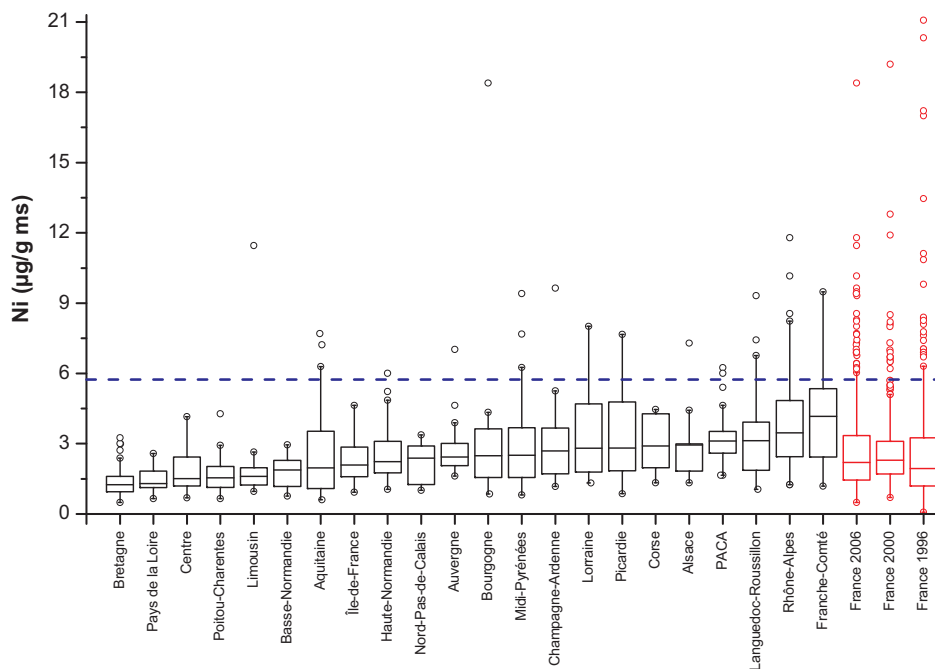


Figure 2.21 Concentrations en nickel dans les mousses pour les 22 régions françaises (campagne 2006) et l'ensemble des résultats (campagnes 1996, 2000 et 2006, en rouge).
Le trait hachuré indique le seuil des valeurs atypiques mentionné dans le tableau 2.8.

Est du pays apparaît plus contaminée que la moitié Ouest. Des différences apparaissent également entre le Sud et le Nord, avec des teneurs en nickel plus importantes dans le Sud. Les teneurs sont homogènes dans le quart Nord-Ouest en Bretagne, en Basse-Normandie, dans les Pays de la Loire, le Centre et en Poitou-Charente. Les médianes régionales sont peu variables (Figure 2.21), avec un ratio de 3,3 entre la médiane la plus élevée (Franche-Comté 4,16 µg/g) et la plus médiane la plus faible (Bretagne 1,25 µg/g). Les régions les plus contaminées sont localisées dans le Sud-Est (Languedoc-Roussillon, Rhône-Alpes et PACA) et dans l'Est (Franche-Comté), avec des médianes régionales nettement supérieures à la médiane nationale française (Figure 2.21). Le site le plus contaminé en 2006 est localisé en Bourgogne. L'Île-de-France apparaît relativement peu contaminée (médiane régionale proche de la médiane nationale, pas de sites à valeurs atypiques).

Comparaison avec les données européennes

La France se place au 16^e rang parmi les 27 pays ayant analysé cet élément (Figure 2.22). La médiane nationale française est plus élevée que celle des pays d'Europe de l'Ouest et du Nord, à l'exception de trois pays frontaliers : la Belgique, l'Espagne et l'Italie du Nord. Elle est aussi très inférieure à celle des pays d'Europe de l'Est (Fédération de Russie, Macédoine, Turquie).

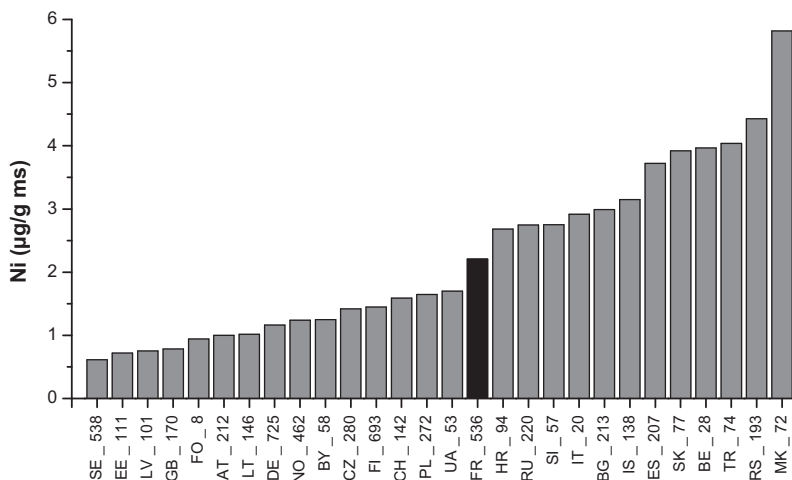


Figure 2.22 Histogramme des valeurs médianes des teneurs en nickel calculées pour les 28 pays participant à la campagne 2005/2006.
Le nombre d'échantillons analysés est indiqué pour chaque pays (abréviations des pays, cf. Annexe 9).

2.8.3 Évolution des teneurs en nickel dans les mousses entre 1996 et 2006

En France

Une augmentation significative des dépôts estimés en nickel est observée entre 1996 et 2006 : 60 % des sites en 2006 présentent des niveaux supérieurs à ceux mesurés en 1996. La valeur médiane augmente de 14 % pendant cette période en France. En 1996, les sites à valeurs extrêmes sont surtout localisés dans les régions du centre et du Sud (Centre, Limousin, Auvergne, Rhône-Alpes, Languedoc-Roussillon), avec de nombreux sites en Île-de-France, alors qu'en 2006 ils sont regroupés plus à l'Est et dans le Sud (Carte 17).

Entre 1996 et 2006, les dépôts ont augmenté de manière plus marquée dans la moitié est (Languedoc-Roussillon, PACA, Rhône-Alpes), dans une zone centrale (Poitou-Charente, Centre, Bourgogne, Franche-Comté ; Lorraine) dans le Sud-Ouest, le long de la chaîne des Pyrénées, dans le Nord ainsi qu'en Normandie (Carte 19).

La comparaison entre les cartes des dépôts en nickel estimés dans les mousses (Carte 17) et les cartes des rapports Ni/Al (Carte 18), permettant de relativiser l'apport terrigène (voir Annexe 4), montrent des différences de plus en plus marquées de 1996 à 2006.

En 1996, les deux séries de cartes présentent une distribution globalement similaire, illustrant la faible influence de l'apport terrigène et, par conséquent, une prépondérance des apports d'origine anthropique. En 2000 et 2006, un apport terrigène important apparaît dans toute la moitié sud et dans le Nord-Est en Lorraine et en Franche-Comté (la plupart des sites atypiques disparaissent après division par les teneurs en aluminium dans cette zone, Carte 18). De plus, une contamination modérée (teneurs en nickel inférieures au seuil atypique) d'origine anthropique apparaît dans trois zones : sur la côte nord (gradient qui s'atténue vers le Sud), en Alsace et à la frontière du Centre, de la Bourgogne et de l'Auvergne.

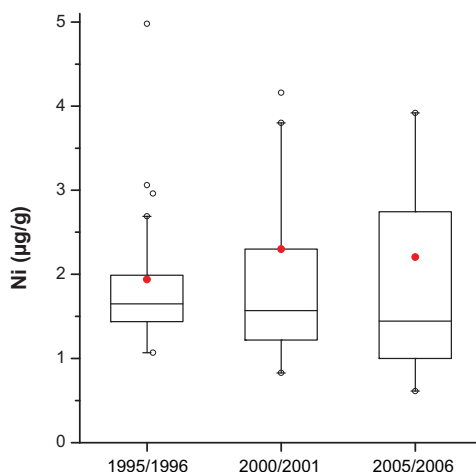


Figure 2.23 Évolution 1995–2006 de la distribution des médianes européennes des concentrations en nickel pour les pays ayant participé aux trois campagnes ($n = 21$). Le point rouge représente la médiane française.

L'augmentation générale des teneurs en nickel dans les mousses entre 1996 et 2006 serait donc majoritairement due à un apport terrigène touchant principalement le Sud et le Nord-Est de la France. Les dépôts estimés d'origine anthropique diminueraient globalement entre 1996 et 2006, mais une exposition modérée persisterait dans le Nord (Côte Atlantique Nord et Alsace) et dans le Centre.

Comparaison avec les données européennes

La médiane européenne ($n = 21$) des dépôts en nickel estimés dans les mousses diminue de 19 % et de manière progressive entre 1995/1996 et 2005/2006 (Figure 2.23). La médiane française ne suit pas cette tendance puisqu'elle augmente entre 1996 et 2006 (+14 %).

2.8.4 Comparaison avec les données d'émissions et discussion

En 2005, les émissions anthropiques de nickel s'élèvent à 181 tonnes en France (252 tonnes en 1996 et 206 tonnes en 2000). Entre 1995 et 2005, les émissions ont donc diminué de 71 tonnes, soit une réduction de 28 %. Cette diminution est fortement liée à une réduction de la consommation de fioul lourd dans le secteur de la transformation d'énergie (production d'électricité et raffinage de pétrole) et de l'industrie manufacturière d'une part, et à la baisse des émissions des aciéries électriques suite à la mise en œuvre de dépoussiéreurs plus efficaces et plus nombreux d'autre part.

Cependant, la tendance observée par le dispositif BRAMM est une augmentation globale des dépôts estimés dans les mousses. Cette augmentation s'expliquerait par un apport naturel d'origine terrigène touchant majoritairement le Sud de la France proche des régions sahariennes, d'une part, et la Lorraine (présence d'anciennes mines), d'autre part.

En revanche, le nombre de sites soumis à des apports d'origine anthropique diminue entre 1996 et 2006. Différentes sources d'émission peuvent contribuer à expliquer les niveaux de dépôts qui restent plus élevés en 2000 et 2006 :

- en Alsace : pôles de chimie (Moselle et Haut-Rhin), raffinage (Bas-Rhin) ;
- dans la région Rhône-Alpes (Savoie) : fabrication de verre, de ferro-alliages et production de chaleur (contamination en nickel associée à l'arsenic) ;
- Bourgogne (limite entre la Saône-et-Loire et l'Ain) : ancienne mine d'extraction de matériaux (contamination en nickel (valeur maximale) associée à l'aluminium (valeur maximale), à l'arsenic, au chrome (valeur maximale), au cuivre, au fer (valeur maximale), au plomb et au vanadium) ;
- Normandie (Seine-Maritime, le long de l'estuaire de la Seine) : activité intense de raffinage, production thermique, production chimique (noir de carbone). Les contaminations modérées observées le long de la Seine en Normandie, assez éloignées des zones fortement émettrices en nickel de l'estuaire (une cinquantaine de kilomètres), pourraient être expliquées par une exposition aux panaches une grande partie de l'année. On observe, par ailleurs, une forte contamination en vanadium dans cette zone (voir résultats du vanadium). Les activités industrielles de l'estuaire étant également fortement émettrices de vanadium, l'hypothèse d'une source commune peut être émise pour le nickel et le vanadium dans cette zone, qui serait alors la combustion des produits pétroliers.

2.8.5 Conclusion

Les dépôts estimés en nickel sont moyens en France par rapport aux autres pays d'Europe. Ils augmentent globalement entre 1996 et 2006 en France, alors que l'on observe une baisse pour une majorité de pays européens et pour les émissions françaises de nickel. L'augmentation des dépôts en France pourrait s'expliquer par des apports terrigènes naturels (particules du sol réémises localement et apport saharien dans le Sud-Est) ou provenant d'anciennes mines (Lorraine et Bourgogne). La part du dépôt d'origine anthropique aurait baissé entre 1996 et 2006, ce qui est corroboré par la diminution des émissions anthropiques recensées en France et en Europe. Toutefois, quelques contaminations modérées d'origine anthropique en nickel semblent persister en 2000 et 2006. Elles pourraient être dues à des sources locales d'émissions en Alsace et en Rhône-Alpes (pôle de chimie, usines de fabrication de verre, ferro-alliage et de production de chaleur) et aux activités fortement émettrices de la région industrielle du Havre (raffinerie, production d'énergie et industrie chimique) susceptibles d'impacter des sites plus distants en Normandie.

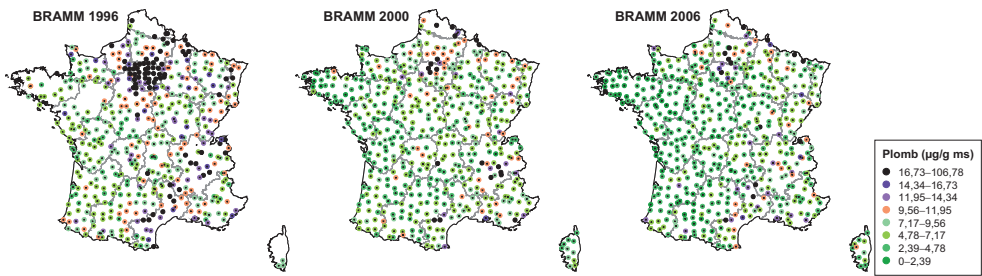
2.9 Plomb

2.9.1 Généralités

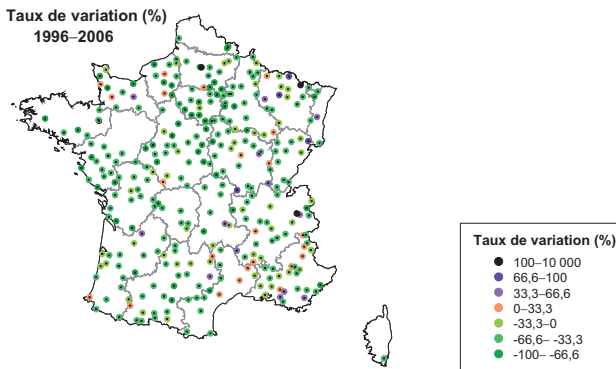
Le plomb est un métal présent naturellement dans l'environnement à des doses traces* (érosion de la croûte terrestre et émissions volcaniques). C'est le 5^e métal le plus utilisé dans le monde. Il entre dans la fabrication du cristal, des batteries et des munitions. Le tétraéthyle de plomb, utilisé dans les carburants, est interdit en Europe depuis 2000. En raison de sa

toxicité, l'utilisation du plomb est également proscrite pour la fabrication de nombreux composés et objets (peinture, meubles, objets utilitaires). Le plomb d'origine anthropique représente la quasi-totalité des émissions. Il est émis principalement dans l'atmosphère au cours des processus d'extraction et de purification (usines d'extraction, fonderies) et également par les usines d'incinération des déchets.

Le plomb est toxique quelle que soit la dose. Ce métal représente un danger, surtout dans les environnements acidifiés, provoquant des intoxications similaires au saturnisme humain chez les mammifères et les oiseaux. Le plomb est également très toxique pour l'Homme et constitue un problème important de santé publique. Il provoque le saturnisme, maladie bien connue qui n'a pas de symptômes spécifiques (troubles du système digestif, anémie, atteinte du système nerveux). Le saturnisme était courant aux XIX^e et XX^e siècles et touchait surtout les mineurs et ouvriers de la métallurgie du plomb et de la fabrication des vitraux, ainsi que les utilisateurs de vaisselle au plomb. L'intoxication au plomb peut aussi provoquer des cancers.



Carte 20 Dépôts en plomb estimés par analyse des mousses (en microgramme de Pb par gramme de matière sèche de mousse) – campagnes 1996, 2000 et 2006, dispositif BRAMM. (Source : S. Leblond, MNHN).



Carte 21 Taux de variation (en %) des dépôts en plomb estimés par analyse des mousses entre 1996 et 2006 (n = 316). (Source : S. Leblond, MNHN).

Sources de plomb atmosphérique en France

En 2005, les principaux émetteurs en France sont répartis dans les secteurs suivants :

- L'industrie manufacturière (72 %) : activités industrielles de la métallurgie des métaux ferreux, des minéraux non métalliques et des matériaux de construction ;

- le résidentiel/tertiaire (17 %) ;
- la transformation d'énergie (7 %) ;
- les transports autres que routier (5 %) [CITEPA, 2009].

2.9.2 Distribution spatiale des teneurs en plomb dans les mousses en 2006

En France

La médiane 2006 des teneurs en plomb est de 4,41 µg/g (en microgramme de Pb par gramme de matière sèche de mousse), avec une gamme de concentrations comprise entre 1,07 µg/g et 60,1 µg/g (Tableau 2.9). La gamme des concentrations est moyennement étendue (rapport de 56 entre la valeur minimale de 1,07 µg/g et maximale de 60,1 µg/g). La dispersion des données est caractérisée un coefficient de variation de 80 %. Quinze sites présentent des niveaux de plomb dans les mousses supérieurs au seuil des valeurs atypiques (16,7 µg/g), soit environ 3 % des sites, ce qui est peu important par rapport aux autres métaux analysés.

TABLEAU 2.9 Statistiques élémentaires des concentrations en plomb accumulé dans les mousses (en microgramme de plomb par gramme de matière sèche de mousse) pour les campagnes 1996, 2000 et 2006 du dispositif BRAMM.

	Plomb		
	1996	2000	2006
Nombre de valeurs	510	528	536
Minimum (µg/g)	2,50	1,0	1,07
Quartile 1 (µg/g)	6,43	4,2	3,03
Médiane (µg/g)	8,80	5,7	4,41
Quartile 3 (µg/g)	12,97	8,0	6,64
Maximum (µg/g)	106,77	44,4	60,11
CV %	85	63	80
Seuil atypique : 16,73 µg/g			
Nombre de valeurs atypiques	79	19	15

Les sites fortement chargés (teneurs supérieures au seuil atypique) sont localisés principalement au Nord du pays (Carte 20). Ils sont situés le long des frontières belge et allemande (Champagne-Ardenne, Lorraine, Nord-Pas-de-Calais), en Picardie et en Île-de-France et de manière plus ponctuelle dans le Sud (Languedoc-Roussillon, 3 sites ; Bourgogne, 1 site et Rhône-Alpes, 1 site). La moitié Ouest (un seul site à teneur atypique : Bretagne) apparaît nettement moins contaminée que la partie Est du pays, avec des teneurs en plomb peu élevées et homogènes.

La région Nord-Pas-de-Calais, avec la médiane régionale la plus élevée, est la région la plus exposée aux dépôts de plomb (Figure 2.24). Le site le plus contaminé se trouve en Picardie (60,1 µg/g soit 14 fois la médiane nationale). L'Île-de-France et la région Rhône-Alpes apparaissent également plus chargées que les autres régions (médianes supérieures à la médiane nationale, plusieurs sites à teneurs atypiques).

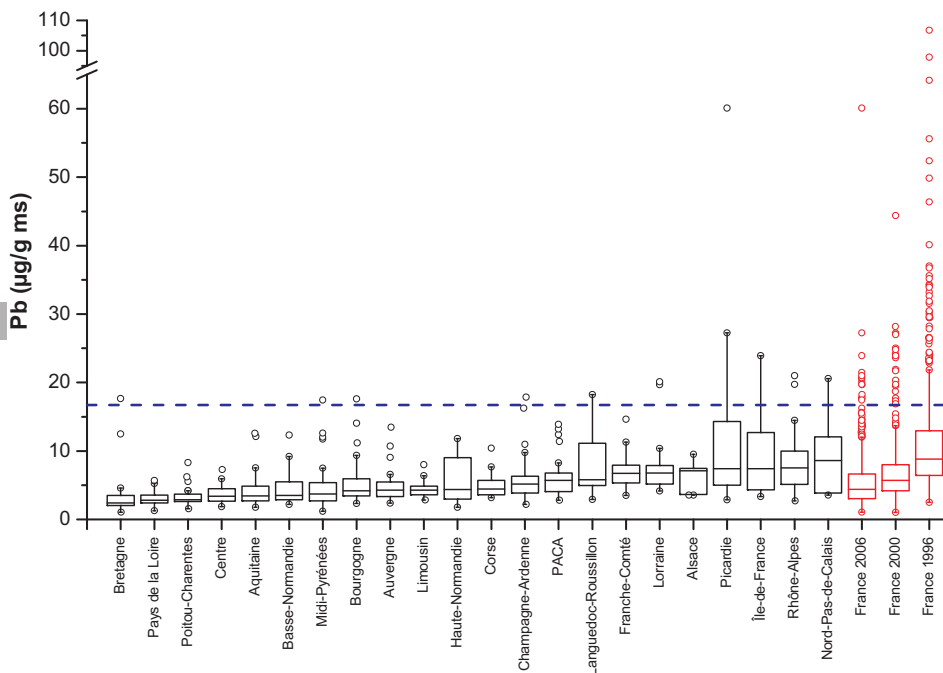


Figure 2.24 Concentrations en plomb dans les mousses pour les 22 régions françaises de la campagne 2006 et l'ensemble des résultats (campagnes 1996, 2000 et 2006, en rouge).
Le trait hachuré indique le seuil des valeurs atypiques mentionné dans le tableau 2.9.

Comparaison avec les données européennes

La France est au 14^e rang sur les 26 pays ayant analysé cet élément en 2005/2006 (Figure 2.25). La médiane française est plus élevée que celle des pays d'Europe de l'Ouest et du Nord (à l'exception de deux pays frontaliers, la Belgique et l'Italie du Nord). Elle est très inférieure néanmoins à celle des pays d'Europe de l'Est et notamment la Bulgarie, la Fédération de Russie et la Slovaquie. La teneur la plus élevée de France (valeur maximale) est proche des teneurs les plus élevées d'Europe.

2.9.3 Évolution des teneurs en plomb dans les mousses entre 1996 et 2006

En France

La majorité des sites (86 %) présente en 2006 des niveaux de dépôts en plomb inférieurs à ceux de 1996. La médiane nationale diminue significativement de 50 % entre 1996 et 2006. Cette baisse est générale et concerne l'ensemble du territoire (Carte 21). Seuls trois sites, localisés en Picardie, Lorraine et Rhône-Alpes, présentent une augmentation des teneurs en plomb dans les mousses de plus de 100 %.

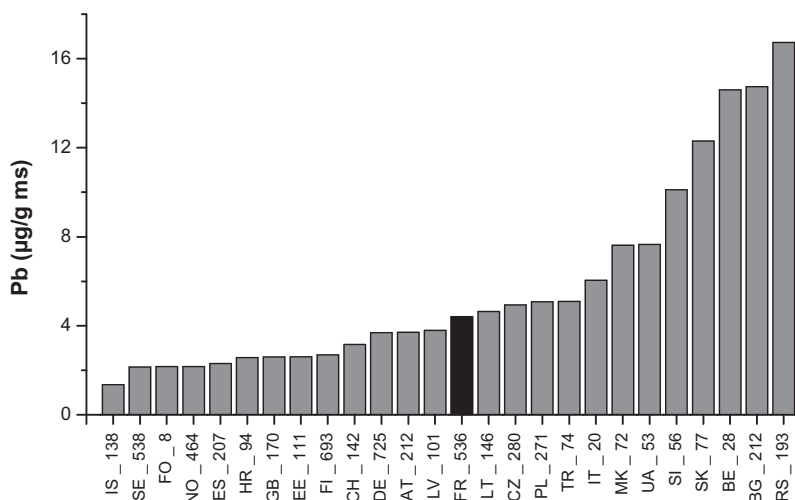


Figure 2.25 Histogramme des médianes des teneurs en plomb calculées pour les 26 pays participant à la campagne 2005/2006.
Le nombre d'échantillons analysés est indiqué pour chaque pays (abréviations des pays, cf. Annexe 9).

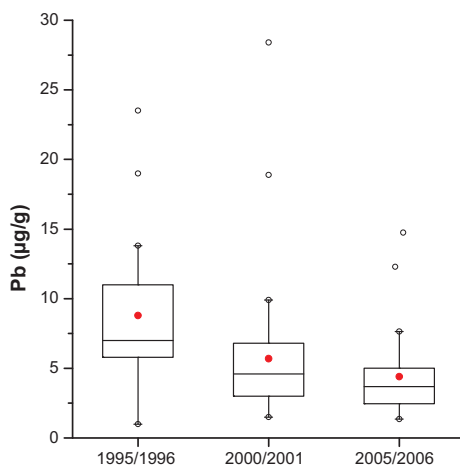


Figure 2.26 Évolution 1995–2006 de la distribution des médianes européennes des concentrations en plomb pour les pays européens ayant participé aux trois campagnes ($n = 20$).
Le point rouge représente la médiane française.

Comparaison avec les données européennes

La médiane européenne des teneurs en plomb dans les mousses diminue de 50 % entre 1995/1996 et 2005/2006. La France occupe successivement le 13^e, le 12^e et le 13^e rang, par ordre ascendant, sur les 20 pays européens ayant analysé le plomb (Figure 2.26). La médiane française occupe une position intermédiaire à élevée parmi l'ensemble des médianes européennes et suit la tendance à la baisse observée en Europe entre 1995 et 2006.

2.9.4 Comparaison avec les données d'émissions et discussion

Les émissions de plomb d'origine anthropique sont estimées en France à 1 434 tonnes en 1996, 239 tonnes en 2000 et 123 tonnes en 2005. Cette forte diminution (91 %) est imputable en grande partie à l'interdiction de l'essence plombée au 1^{er} janvier 2000 (CITEPA, 2009). Les teneurs en plomb dans les mousses baissent sur tout le territoire (-50 %) et d'une manière homogène, mais cette baisse est sensiblement inférieure à celle des émissions enregistrées par le CITEPA.

Les niveaux de dépôts élevés observés sur quelques sites en 2006 pourraient s'expliquer par des émissions locales :

- la frontière belge et allemande :
 - ancien site industriel de Mortagne-du-Nord fermé depuis plus de 50 ans (fonderie, usine à plomb) dans le Nord-Pas-de-Calais, connu pour sa forte pollution rémanente dans les sols. La réhabilitation du site ayant consisté à recouvrir la zone de terre, les scories* métallifères enfouies sont continuellement érodées par des battements de nappes phréatiques ;
 - forte activité de fabrication d'accumulateurs dans la région lilloise ;
 - production automobile (Ardenne) ;
 - métallurgie et complexes chimiques, en particulier en Moselle (Lorraine) ;
- au Nord de l'Île-de-France :
 - en Picardie, un ancien site industriel ;
- dans le Sud-Est :
 - ancienne mine de plomb et de zinc (limite Lozère/Ardèche).

La différence entre la baisse des émissions et celle des dépôts pourrait s'expliquer par un apport transfrontière en provenance de la Belgique, nettement plus contaminée que la France, d'autant plus que le Nord-Pas-de-Calais, limitrophe de la Belgique, est la région la plus contaminée en plomb de France. L'érosion des scories* métallifères, mise en évidence à Mortagne-du-Nord (Nord-Pas-de-Calais), constitue aussi un apport local potentiel de plomb (Thiry et van Oort, 1999).

D'une manière plus générale le plomb, peu mobile et peu biodisponible, peut s'accumuler dans les sols et persister dans les écosystèmes, d'autant plus qu'antérieurement à son interdiction dans l'essence, ce métal s'était accumulé pendant des années dans les sols et les écosystèmes. Cela pourrait expliquer l'inertie observée entre la baisse des émissions et la diminution des teneurs dans les mousses. Le fait que la diminution enregistrée dans les mousses soit homogène sur l'ensemble du territoire est en accord avec cette hypothèse.

2.9.5 Conclusion

Le niveau des dépôts estimés en plomb est moyen en France par rapport à l'ensemble des pays européens. La moitié Est du pays est plus impactée que la moitié Ouest. La diminution continue des niveaux de dépôts et des émissions de plomb entre 1995 et 2006 serait principalement due à l'interdiction de l'essence plombée en 2001. Certains sites fortement chargés pourraient être soumis à des émetteurs locaux (le long de la frontière belgo-allemande :

métallurgie et chimie, ancienne fonderie, industrie automobile ; Picardie et limites Rhône-Alpes/Languedoc-Roussillon : anciens sites industriels et miniers). La baisse des dépôts estimés dans les mousses en France suit bien l'évolution des dépôts en Europe. En revanche, la baisse du dépôt en France est sensiblement moins importante (-50 %) que la diminution des émissions en plomb enregistrée en France (-91 %). Une contamination transfrontière en plomb en provenance de la Belgique, ainsi que la rémanence de ce métal dans les sols sur l'ensemble du territoire, pourraient expliquer cette différence. Localement, dans le Nord-Pas-de-Calais, l'érosion de scories métallifères pourrait également libérer des quantités non négligeables de plomb dans les écosystèmes.

2.10 Antimoine

2.10.1 Généralités

L'antimoine, élément naturellement présent à l'état de traces, est un constituant mineur des sols et peut être émis lors d'éruptions volcaniques. Une méthylation par des microorganismes aboutit à la formation de méthylantimoine qui se volatilise dans l'atmosphère. Le cycle biogéochimique de cet élément est encore mal connu. L'antimoine entre dans la composition de très nombreux produits (vernis, peinture, traitement des surfaces métalliques, noircissement du fer, composés retardateurs de flamme...), de matériaux (semi-conducteurs, piles, matières plastiques...), d'alliages avec le plomb dans l'imprimerie, et la soudure (plombs de chasse, plaques d'accumulateurs), d'alliages avec l'étain (vaisselle). Le transport automobile, l'extraction minière, l'industrie des métaux non ferreux (fusion, raffinage) et la combustion du charbon sont des sources importantes d'émission d'antimoine d'origine anthropique.

L'antimoine est surtout accumulé dans les sols pollués, puis dans les végétaux. Les mammifères peuvent également être contaminés et les symptômes sont les mêmes que ceux observés chez l'Homme. L'antimoine est très toxique pour l'Homme quelle que soit la dose. Cet élément est considéré comme un polluant majeur en Europe. Il peut pénétrer par les voies digestive, pulmonaire ou cutanée (par contact direct avec les sols pollués). Les intoxications provoquent des symptômes très variés et touchent plus particulièrement les travailleurs de la métallurgie : hémolyse massive, troubles des voies digestives et respiratoires, troubles cardiaques, atteintes hépatiques, troubles du système nerveux. L'antimoine est aussi suspecté de provoquer des cancers du poumon.

Sources d'antimoine atmosphérique en France

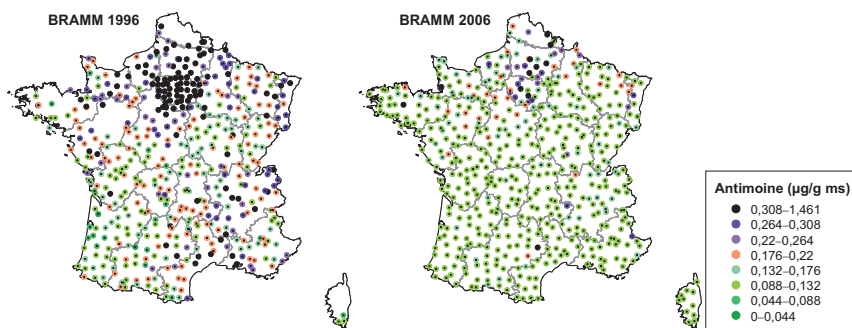
Nous disposons de données d'émissions d'antimoine depuis 2003 grâce au registre français des émissions polluantes collectées *via* le protocole européen E-PRTR*. Ce recensement concerne les installations industrielles classées, les stations d'épuration de plus de 100 000 habitants, l'extraction minière et l'élevage. Parmi ces activités, les émissions importantes d'antimoine concernent davantage : en 2003, la combustion fossile et la production d'énergie (pétrole et gaz) ; en 2005, la sidérurgie et la métallurgie et en 2006, l'industrie chimique ainsi que le traitement des déchets, l'industrie minière et le secteur habillement/teinture/imprimerie/laverie. [Source concernant les émissions françaises : <http://www.pollutionsindustrielles.ecologie.gouv.fr/IREP/index.php>]

2.10.2 Distribution spatiale des teneurs en antimoine dans les mousses en 2006

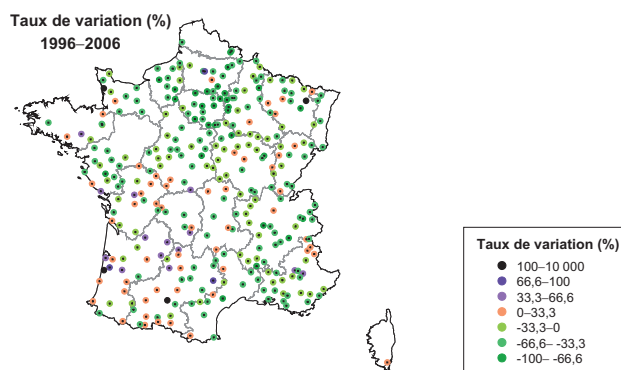
En France

Les trois-quarts des sites (73 %) présentent des teneurs inférieures à la limite de quantification* (0,125 µg/g) (Tableau 2.10). La valeur maximale est de 0,803 µg/g (en microgramme d'Sb par gramme de matière sèche de mousse). En 2006, seuls 12 sites (≈ 3 %) présentent une teneur en antimoine dans les mousses supérieure au seuil des valeurs atypiques (0,308 µg/g).

La répartition spatiale des sites présentant des valeurs atypiques extrêmes est hétérogène (Carte 22, BRAMM 2006). Les teneurs élevées sont pour l'essentiel, localisées dans le Nord de la France (Île-de-France, Nord-Pas-de-Calais, Picardie). Ailleurs, la contamination est très faible (valeurs quasiment toutes inférieures à la limite de quantification).



Carte 22 Dépôts en antimoine estimés par analyse des mousses (en microgramme de Sb par gramme de matière sèche de mousse) – campagnes 1996 et 2006, dispositif BRAMM. (Source : S. Leblond, MNHN).



Carte 23 Taux de variation (en %) des dépôts en antimoine estimés par analyse des mousses entre 1996 et 2006 (n = 316). (Source : S. Leblond, MNHN).

TABEAU 2.10 *Statistiques élémentaires des concentrations en antimoine accumulé dans les mousses (en microgramme de Sb par gramme de matière sèches de mousse) pour les campagnes 1996 et 2006 du dispositif BRAMM.*
Figure entre parenthèse le nombre de valeurs inférieures à la limite de détection (1996) et de quantification (2006).

	Antimoine	
	1996	2006
Nombre de valeurs (< LD, LQ)	511 (2)	536 (393)
Minimum (µg/g)	< 0,02	< 0,125
Quartile 1 (µg/g)	0,14	< 0,125
Médiane (µg/g)	0,20	< 0,125
Quartile 3 (µg/g)	0,30	0,130
Maximum (µg/g)	1,46	0,803
CV %	76	
Seuil atypique : 0,308 µg/g		
Nombre de valeurs atypiques	108	12

La quasi-totalité des régions affichent des médianes faibles, non détectables (Figure 2.27). Trois régions apparaissent nettement plus contaminées : le Nord-Pas-de-Calais, la Picardie et l'Île-de-France (médianes régionales très supérieures à la médiane nationale et proches du seuil des valeurs atypiques), ce qui est unique parmi tous les métaux analysés. La Picardie présente la médiane régionale la plus élevée, le site plus contaminé de France et quatre sites à valeurs atypiques extrêmes. En Europe, des niveaux de dépôts estimés aussi élevés pour l'antimoine s'observent dans la moitié Sud, dans le Sud de la Norvège et dans la vallée de la Ruhr en Allemagne (Harmens *et al.*, 2008).

Comparaison avec les données européennes

La médiane française occupe le 4^e rang sur les 14 pays ayant analysé l'antimoine en 2005/2006 (Figure 2.28). Elle figure parmi les plus faibles d'Europe (valeur médiane non détectable à laquelle est affectée la limite de détection, c'est-à-dire la limite supérieure). Peu de pays frontaliers ont dosé cet élément.

La situation de la France concernant les dépôts estimés en antimoine est particulière par rapport aux autres pays d'Europe. Les trois quarts du pays présentent des niveaux très faibles, comparables aux teneurs les moins élevées d'Europe, et le Nord de la France présente des niveaux nettement plus élevés, comparables aux niveaux des pays les plus contaminés d'Europe.

2.10.3 Évolution des teneurs en antimoine dans les mousses entre 1996 et 2006

Une diminution significative des teneurs est observée entre 1996 et 2006. Les trois quarts des sites (76 %) présentent en 2006 des teneurs dans les mousses inférieures à celles mesurées en 1996. La médiane diminue d'au moins 38 % pendant cette période (estimation réalisée en affectant aux valeurs non détectables la limite de détection). De plus, le nombre de sites

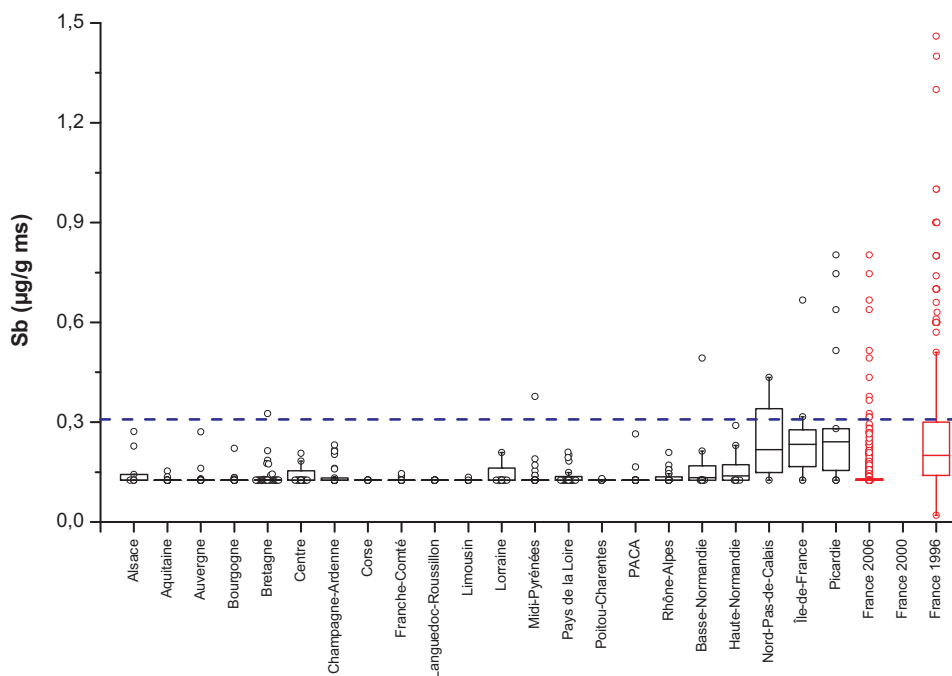


Figure 2.27 Concentrations en antimoine dans les mousses pour les 22 régions françaises de la campagne 2006 et pour l'ensemble des résultats (campagnes de 1996 et 2006, en rouge).
Le trait hachuré indique le seuil des valeurs atypiques mentionné dans le tableau 2.10.

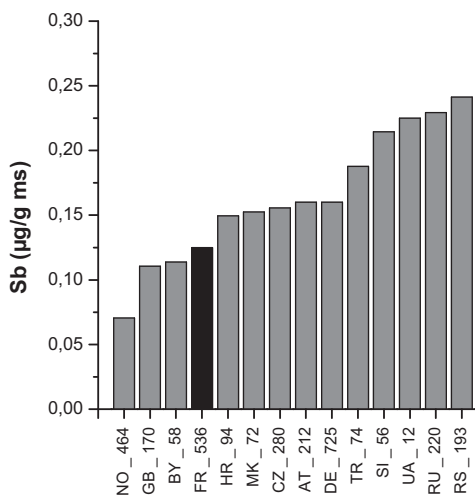


Figure 2.28 Histogramme des médianes des teneurs en antimoine calculées pour les 14 pays participant à la campagne 2005/2006.
Le nombre d'échantillons analysés est indiqué pour chaque pays (abréviations des pays, cf. Annexe 9).

à valeurs atypiques extrêmes passe de 108 en 1996 (plus nombreux en Île-de-France et dans tout le Nord) à 12 en 2006 (localisés quasi exclusivement dans le Nord de la France). Les teneurs en antimoine diminuent donc ou restent relativement stables entre 1996 et 2006 pour la grande majorité des sites (Carte 23). La contamination en Île-de-France, Picardie et Nord-Pas-de-Calais est en baisse entre 1996 et 2006, mais reste élevée en 2006.

2.10.4 Comparaison avec les données d'émission et discussion

Bien que ne disposant que de peu d'informations concernant les émissions d'antimoine, il est possible d'en tirer certains enseignements. De nombreuses activités anthropiques émettent de l'antimoine dans l'air. La forte baisse du nombre de sites à teneurs élevées observée entre 1996 et 2006 pourrait être due à l'amélioration de certains procédés de production de l'industrie manufacturière. Cependant, des niveaux de dépôts élevés persistent en 2006 dans les régions les plus urbanisées du Nord de la France, comparables aux teneurs des zones les plus polluées d'Europe. La part du trafic automobile, source importante d'antimoine, est difficile à apprécier dans la mesure où d'autres régions urbanisées, en particulier du Sud de la France, présentent des teneurs très faibles en antimoine dans les mousses.

Une recherche des sources potentielles d'émissions d'antimoine est réalisée pour les trois sites situés hors de cette zone contaminée présentant de fortes teneurs en antimoine :

- Saint-Aignan, Morbihan, Bretagne : mine d'extraction localisée à environ 10 km. La contamination est faible pour les autres éléments ;
- Najac, Aveyron, Midi-Pyrénées : ancienne mine d'extraction de cuivre et galène. Ce site est également fortement contaminé en aluminium, arsenic, fer et zinc ;
- Dragey, Manche, Basse-Normandie : mine d'extraction localisée à environ 12 km. La contamination est faible pour les autres éléments.

Pour les sites de Saint-Aignan et de Dragey localisés à plus de 10 km des sites miniers et faiblement contaminés par les autres métaux, d'autres sources d'antimoine seraient à rechercher. Une contamination transfrontière à longue distance en provenance de l'Allemagne et des pays fortement contaminés du Nord (Grande-Bretagne, Norvège) est envisageable dans le Nord-Est. Par ailleurs, l'antimoine pouvant s'accumuler dans les sols, on peut supposer que les fortes teneurs observées en 2006 dans cette zone résultent d'une rémanence de cet élément dans les sols.

2.10.5 Conclusion

En 2006, les niveaux de dépôts estimés en antimoine sont faibles, équivalents aux teneurs les plus faibles d'Europe, pour les trois quarts du territoire français. En revanche, le Nord-Pas-de-Calais, l'Île-de-France et surtout la Picardie apparaissent fortement chargés en antimoine en 2006. La diminution des teneurs dans les mousses observée entre 1995 et 2006 peut être, en grande partie, attribuée à l'amélioration des techniques industrielles (fabrication de composés, substances ou alliages utilisant l'antimoine). La contamination qui persiste en 2006 dans le Nord-Est serait liée à la rémanence de cet élément dans les sols, consécutive à la forte pollution observée en 1996. Un apport transfrontière d'antimoine en provenance d'Allemagne, ou des pays d'Europe du Nord, pourrait aussi contribuer à cette contamination persistante dans le Nord du pays.

2.11 Vanadium

2.11.1 Généralités

Environ 25 % des émissions de vanadium sont d'origine naturelle, essentiellement du fait des éruptions volcaniques et de l'érosion de la croûte terrestre. Dans les sols, le vanadium est très mobile dans des conditions non acides (neutres ou alcalines) et sa mobilité décroît dans des conditions acides contrairement à la plupart des métaux. Le vanadium est utilisé principalement comme additif dans la métallurgie du fer. Il est utilisé aussi pour la fabrication de céramiques, de batteries à flux (procédé de stockage de l'énergie utilisant une bactérie, actuellement en développement) et de certains alliages (en particulier de l'acier chirurgical). La source principale d'émission de vanadium d'origine anthropique est la combustion d'énergies fossiles (charbon, pétrole), les autres sources étant l'extraction de minerais, l'incinération des déchets et le transport automobile.

Le vanadium est un oligo élément essentiel pour les végétaux les animaux et les microorganismes, qui devient toxique à fortes doses. Cet élément est aussi bénéfique à faible dose pour la santé humaine. À forte dose, des phénomènes d'intoxications existent mais restent bénins. La pénétration du vanadium dans le corps se fait principalement par inhalation de particules émises lors de la combustion du pétrole et du charbon, provoquant des irritations du système respiratoire sans gravité. Le vanadium peut induire aussi des troubles gastro-intestinaux.

Nous ne disposons pas de données d'émissions d'origine anthropique du vanadium aux niveaux français et européen (métal non requis par les recensements européens).

2.11.2 Distribution spatiale des teneurs en vanadium dans les mousses en 2006

En France

La médiane des teneurs en vanadium dans les mousses est de 2,36 µg/g (en microgramme de V par gramme de matière sèche de mousse) avec des valeurs comprises entre 0,71 µg/g et 21,47 µg/g (Tableau 2.11). La gamme des concentrations est moyennement étendue (ratio de 30 entre les valeurs minimale et maximale). La dispersion des données caractérisée par le coefficient de variation est de 79 %. Trente-trois sites (≈ 9 % des sites en 2006) présentent une concentration supérieure au seuil des valeurs atypiques (7,21 µg/g).

Les sites à valeurs atypiques ont une distribution spatiale hétérogène sur le territoire (Carte 24, BRAMM 2006). Ils sont situés dans la moitié est, principalement au niveau du pourtour méditerranéen (13 sites pour le Languedoc-Roussillon, PACA et sud Rhône-Alpes) et dans le Nord-Est (4 sites en Bourgogne, 5 sites en Lorraine, 2 sites à la limite Île-de-France/Picardie). Le grand quart Nord-Ouest (Bretagne, la Basse-Normandie, Pays de la Loire et Centre) apparaît faiblement contaminé. Enfin, trois sites présentant des valeurs extrêmes sont proches de la frontière espagnole.

Les médianes régionales sont peu variables (Figure 2.29). Un rapport de 3,5 est observé entre la médiane régionale la plus élevée (région PACA : 5,33 µg/g) et la moins élevée (région Centre : 1,51 µg/g). La teneur maximale en vanadium (21,47 µg/g) est observée en Champagne-Ardenne. Un site à contamination élevée proche de la valeur maximale est localisé en Bourgogne.

TABEAU 2.11 Statistiques élémentaires des concentrations en vanadium accumulé dans les mousses (en microgramme de V par gramme de matière sèche de mousse) pour les campagnes 1996, 2000 et 2006 du dispositif BRAMM.

	Vanadium		
	1996	2000	2006
Nombre de valeurs	510	528	536
Minimum (µg/g)	0,60	1,04	0,71
Quartile 1 (µg/g)	1,80	2,15	1,61
Médiane (µg/g)	2,46	2,89	2,36
Quartile 3 (µg/g)	3,60	4,30	3,94
Maximum (µg/g)	17,00	17,51	21,47
CV %	68	62	79
Seuil atypique : 7,21 µg/g			
Nombre de valeurs atypiques	23	33	33

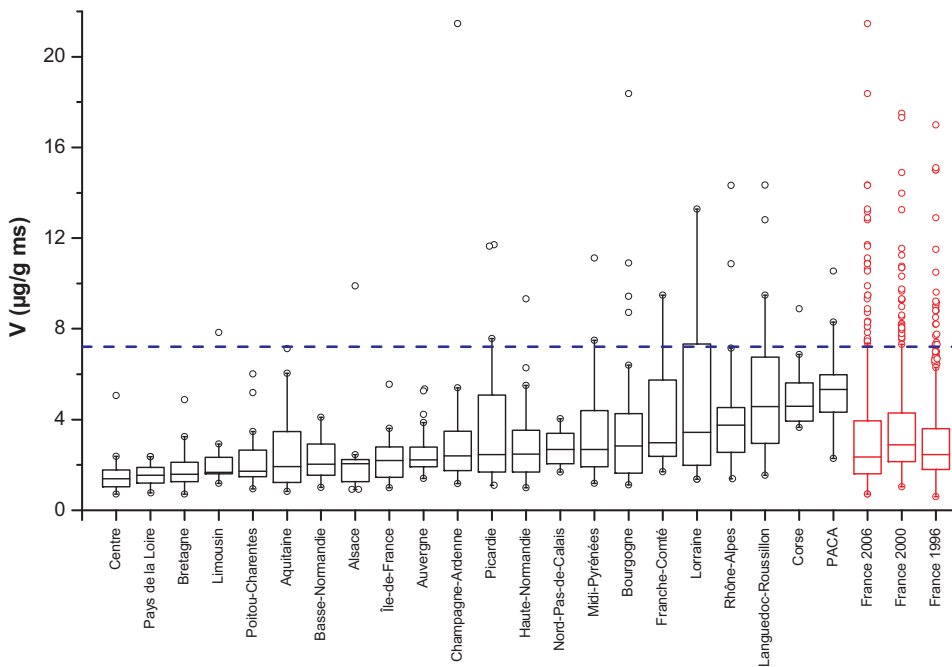
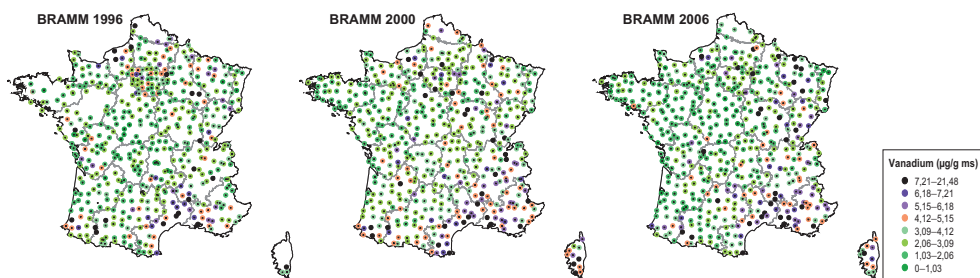
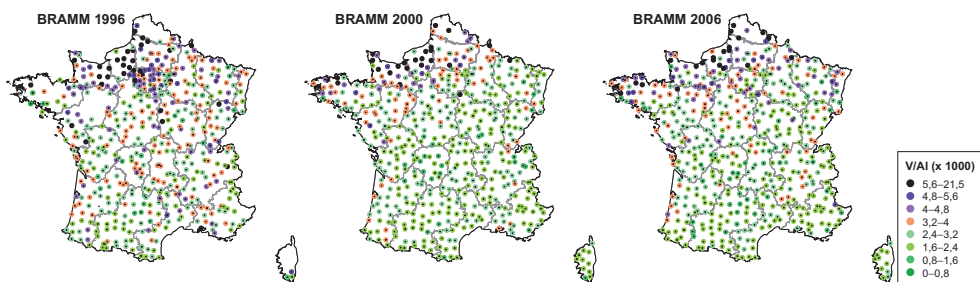


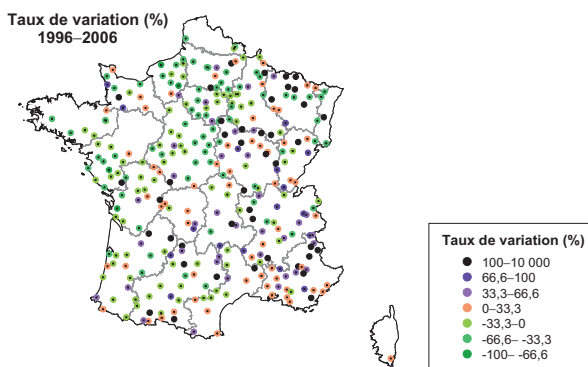
Figure 2.29 Concentrations en vanadium dans les mousses pour les 22 régions françaises (campagne 2006) et pour l'ensemble des résultats (campagnes de 1996, 2000 et 2006, en rouge). Le trait hachuré indique le seuil des valeurs atypiques mentionné dans le tableau 2.11.



Carte 24 Dépôts en vanadium estimés par analyse des mousses (en microgramme de V par gramme de matière sèche de mousse) – campagnes 1996, 2000 et 2006, dispositif BRAMM). (Source : S. Leblond, MNHN).



Carte 25 Dépôts en vanadium par rapport à l'aluminium estimés par analyse des mousses – campagnes 1996, 2000 et 2006, dispositif BRAMM). (Source : S. Leblond, MNHN).



Carte 26 Taux de variation (en %) des dépôts en vanadium estimés par analyse des mousses entre 1996 et 2006) (n = 316). (Source : S. Leblond, MNHN).

Différentes régions du Sud-Est (PACA, Corse, Languedoc-Roussillon et Rhône-Alpes) sont également plus fortement exposées aux dépôts atmosphériques en vanadium, avec des médianes plus élevées que la médiane nationale. La région PACA est la région la plus contaminée de France. D'autres régions présentent aussi des médianes élevées (Lorraine et Franche-Comté). Les régions du Centre, Bretagne et Pays de la Loire sont les moins exposées.

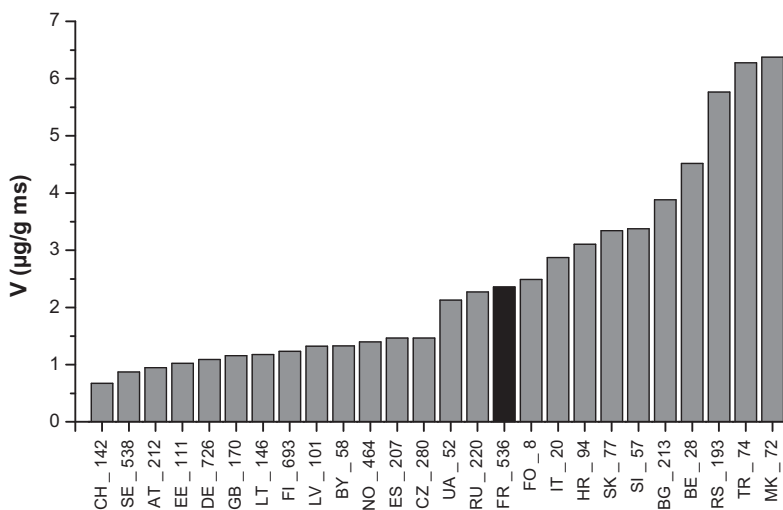


Figure 2.30 Histogramme des médianes des teneurs en vanadium calculées pour les 26 pays participant à la campagne 2005/2006. Le nombre d'échantillons analysés est indiqué pour chaque pays (abréviations des pays, cf. Annexe 9).

Comparaison avec les données européennes

La France occupe le 16^e rang sur les 26 pays ayant analysé le vanadium en 2005/2006 (Figure 2.30), position intermédiaire parmi les pays européens. La médiane française en vanadium est supérieure à celle des pays d'Europe du Nord et de l'Ouest (à l'exception de la Belgique et de l'Italie du Nord), mais reste très inférieure à celle de la Macédoine, de la Serbie et de la Turquie.

L'Italie et la Belgique, deux pays frontaliers, apparaissent plus contaminés que la France, avec toutefois des valeurs maximales moins élevées. L'Espagne montre une plus faible contamination globale (médiane inférieure), mais un dépôt maximum plus élevé. Par ailleurs, seulement cinq pays d'Europe de l'Est et du Sud (Bulgarie, Croatie, Macédoine, Serbie, Slovaquie) présentent une valeur maximale supérieure à celle de la France.

2.11.3 Évolution des teneurs en vanadium dans les mousses entre 1996 et 2006

En France

Entre 1996 et 2006, la médiane française des teneurs en vanadium ne varie pas significativement, ce qui indique une stabilité globale des contaminations. Cependant, en 2006, la moitié des sites présentent des niveaux de dépôts estimés supérieurs à ceux de 1996, ce qui montre des variations au niveau local. Les teneurs en vanadium augmentent de plus de 100 % pour une quarantaine de sites répartis surtout dans la moitié est de la France (Carte 25).

La comparaison entre les cartes de distribution spatiale des dépôts en vanadium dans les mousses (Carte 24) et les cartes des ratios V/Al (Carte 25) permet de souligner l'influence de

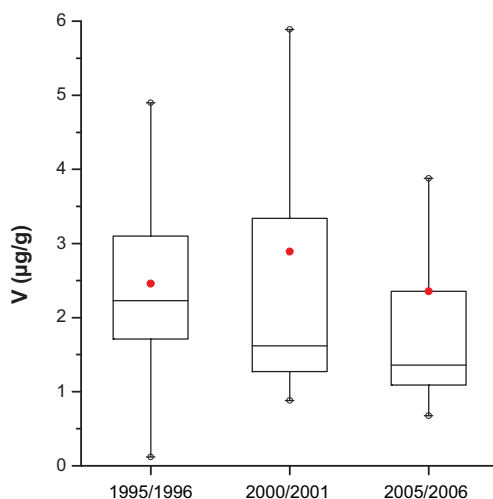


Figure 2.31 Évolution 1995-2006 de la distribution des médianes européennes des concentrations en vanadium pour les pays ayant participé aux trois campagnes ($n = 18$). Le point rouge représente la médiane française.

l'apport terrigène (Annexe 4). La moitié Est et la moitié Sud de la France apparaissent faiblement contaminées après élimination du facteur terrigène, montrant que les fortes teneurs observées dans cette zone seraient majoritairement d'origine terrigène (Carte 25).

La prise en compte du facteur terrigène (Carte 25) dévoile également des contaminations modérées d'origine anthropique, principalement localisées dans le Nord de la France, le long de la façade atlantique (Normandie, Picardie, Nord-Pas-de-Calais, Nord-Ouest de l'Île-de-France). On peut distinguer un gradient s'atténuant du Nord-Ouest vers le Sud-Est, similaire à celui observé pour le nickel. Une baisse des contaminations d'origine anthropique en Île-de-France entre 1996 et 2006 est visible également.

Comparaison avec les données européennes

La médiane européenne des teneurs en vanadium dans les mousses diminue de 39 % entre 1995 et 2006 (Figure 2.31). La France occupe successivement le 11^e, le 13^e et le 14^e rang, par ordre ascendant, sur les 18 pays ayant analysé cet élément. Par rapport aux valeurs européennes, la médiane passe d'une valeur intermédiaire (proche de la médiane européenne) à une valeur élevée (proche des teneurs maximales européennes). De plus, alors que la tendance est à la baisse pour l'ensemble de l'Europe, on observe une relative stabilité de la contamination française en vanadium.

2.11.4 Comparaison avec les données d'émission et discussion

Un apport terrigène est mis en évidence dans le Sud et dans l'Est du pays, correspondant à celui observé pour les autres métaux terrigènes, principalement issu des apports sahariens.

Les dépôts modérés en vanadium observés en Seine-Maritime et plus largement en Normandie pourraient être sous l'influence d'importants émetteurs le long de l'estuaire de la Seine,

comme cela a été aussi observé pour le nickel (activité intense de raffinage, production thermique, production chimique, noir de carbone). Même si cette zone fortement émettrice est éloignée d'une cinquantaine de kilomètres des sites, ces derniers pourraient être exposés, une bonne partie de l'année, à leurs panaches. Les fortes teneurs en nickel concomitantes (voir résultats du nickel) permettent d'émettre l'hypothèse de sources d'émissions communes pour le nickel et le vanadium dans cette zone.

2.11.5 Conclusion

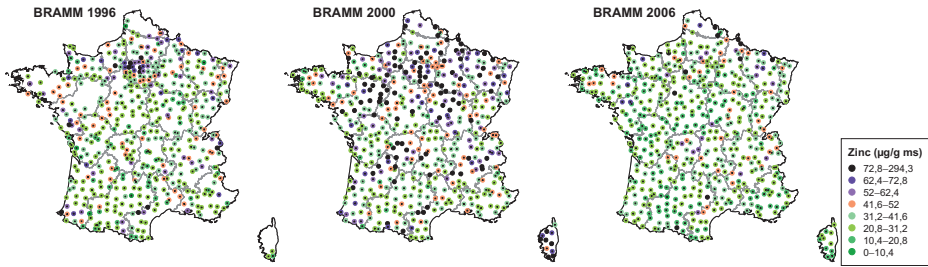
Les dépôts en vanadium estimés dans les mousses en France sont moyens par rapport aux dépôts européens et sont globalement stables entre 1996 et 2006. Les teneurs sont plus importantes dans le Sud et l'Est du pays. Une exposition modérée à des émissions d'origine anthropique apparaît dans le Nord-Est du pays. En Île-de-France, les dépôts semblent diminuer. En Normandie, la similarité avec les teneurs en nickel permet d'émettre l'hypothèse de sources communes implantées dans la région industrielle du Havre (raffinerie, production d'énergie, industrie chimique). La stabilité des dépôts estimés dans les mousses entre 1996 et 2006 en France est en contradiction avec la baisse continue des teneurs observée en Europe pendant cette période. Cela s'explique par un apport terrigène qui aurait compensé la baisse des émissions anthropiques, aboutissant à une stabilité globale des contaminations. Cet apport naturel de vanadium, touchant la moitié sud-est et remontant jusqu'au Nord-Est de la France, proviendrait majoritairement de particules transportées par les vents sahariens.

2.12 Zinc

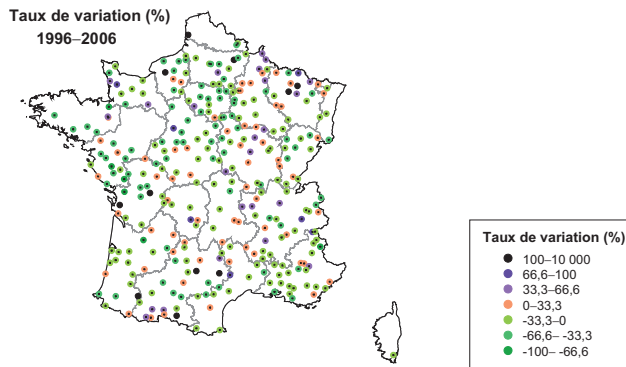
2.12.1 Généralités

Environ 25 % des émissions de zinc sont d'origine naturelle (croûte terrestre, éruptions volcaniques et feux de forêts). Localement, certains sols peuvent contenir de fortes teneurs en zinc. Le zinc est utilisé principalement pour la fabrication des batteries, des toitures, de la monnaie et comme protecteur du fer contre la corrosion. Il entre dans la composition de divers alliages (laiton, bronze, alliages pour la soudure) et est utilisé pour la fabrication de peintures, gommes, produits cosmétiques, médicaments, matériaux de couverture des sols, plastiques, encres d'imprimerie, textiles, équipements électriques... L'épandage de lisier de porc et l'utilisation d'engrais phosphatés introduisent du zinc dans les sols cultivés. Les principales sources d'émission de zinc sont les activités d'extraction minière, la fonderie du zinc et d'autres métaux, la combustion d'énergie fossile (pétrole, charbon) et l'incinération des déchets.

Le zinc est un oligo élément essentiel et des carences sont connues chez les végétaux. Il devient toxique à forte dose et représente un risque accru pour les animaux aquatiques (poissons, invertébrés). Le zinc est également un oligo-élément indispensable à la santé humaine et des carences existent pour un tiers de la population humaine. Ce métal est éliminé par le foie et considéré comme peu toxique, mais une toxicité peut être observée à de fortes doses et, en cas d'interaction avec le cuivre, provoquer anémie sévère et signes digestifs aigus. L'inhalation de poussières chargées en zinc peut causer aussi des irritations respiratoires.



Carte 27 Dépôts en zinc estimés par analyse des mousses (en microgramme de Zn par gramme de matière sèche de mousse) – campagnes 1996, 2000 et 2006, dispositif BRAMM. (Source : S. Leblond, MNHN).



Carte 28 Taux de variation (en %) des dépôts en zinc estimés par analyse des mousses entre 1996 et 2006 ($n = 316$). (Source : S. Leblond, MNHN).

Sources de zinc atmosphérique en France

En 2005, les grands secteurs émetteurs de zinc en France sont :

- l'industrie manufacturière (62 %), principalement les activités de la métallurgie des métaux ferreux ;
- le résidentiel/tertiaire (28 %), essentiellement la combustion de bois ;
- la transformation d'énergie (9 %) : incinérateurs d'ordures ménagères avec récupération d'énergie (CITEPA, 2009).

2.12.2 Distribution spatiale des teneurs en zinc dans les mousses en 2006

En France

La médiane française en 2006 des teneurs en zinc, est de 27,76 µg/g (en microgramme de Zn par gramme de matière sèche de mousse), avec une gamme comprise entre 7,63 µg/g et 142,6 µg/g (Tableau 2.12). La gamme des concentrations est moyennement étendue (rapport de

TABEAU 2.12 *Statistiques élémentaires des concentrations en zinc accumulé dans les mousses (en microgramme de Zn par gramme de matière sèche de mousse) pour les campagnes 1996, 2000 et 2006 du dispositif BRAMM.*

Figure entre parenthèses le nombre de valeurs inférieures à la limite de détection.

	Zinc		
	1996	2000	2006
Nombre de valeurs (< LD)	511 (3)	526	536
Minimum (µg/g)	< 1	13,4	7,63
Quartile 1 (µg/g)	26	30,8	21,04
Médiane (µg/g)	32	40,6	27,76
Quartile 3 (µg/g)	42	61,6	34,98
Maximum (µg/g)	120	294,2	142,6
CV %	42	59	48
Seuil atypique : 72,8 µg/g			
Nombre de valeurs atypiques	12	95	12

19 entre les valeurs minimale et maximale). Le faible coefficient de variation (48 %) montre que les teneurs en zinc dans les mousses sont peu variables (comme le mercure et le cuivre). Peu de sites (12, soit environ 2 % des sites) présentent une contamination supérieure au seuil des valeurs atypiques extrêmes (72,8 µg/g).

En 2006, la répartition des dépôts en zinc est homogène sur l'ensemble du territoire (Carte 27, BRAMM 2006). Quelques sites présentant des valeurs atypiques sont localisés le long de la frontière Nord-Est (Nord-Pas-de-Calais, nord de la Champagne-Ardenne, Lorraine) ou sont dispersés sur le territoire (Île-de-France, Centre, Normandie et Midi-Pyrénées). La moitié Sud de la France est moins chargée que la moitié Nord, où les dépôts estimés en zinc sont faibles et homogènes, avec seulement deux sites à valeurs atypiques extrêmes. Les médianes régionales présentent peu de différences (Figure 2.32). Le rapport entre la médiane régionale la plus élevée et la plus faible est de 1,9 (respectivement 20,61 µg/g pour la Corse et 39,71 µg/g pour le Nord-Pas-de-Calais). Les régions présentant les médianes les plus élevées sont le Nord-Pas-de-Calais et la Lorraine. Le site le plus contaminé (valeur maximale de 143 µg/g) est localisé en Midi-Pyrénées où un autre site fortement contaminé est également présent (teneur proche de la valeur maximale).

Comparaison avec les données européennes

La médiane française occupe le 7^e rang sur les 28 pays ayant analysé cet élément en 2005/2006 (Figure 2.33). Deux pays frontaliers (la Belgique, pays le plus contaminé d'Europe, et l'Allemagne) présentent des teneurs en zinc dans les mousses nettement supérieures à celles de France. Il faut cependant noter que si la médiane française en zinc est peu élevée par rapport aux médianes européennes, la teneur française la plus forte (valeur maximale relevée dans la région Midi-Pyrénées) atteint les concentrations maximales observées dans les pays les plus chargés d'Europe (Bulgarie, Croatie, Allemagne, Lettonie, Norvège, Russie et Serbie).

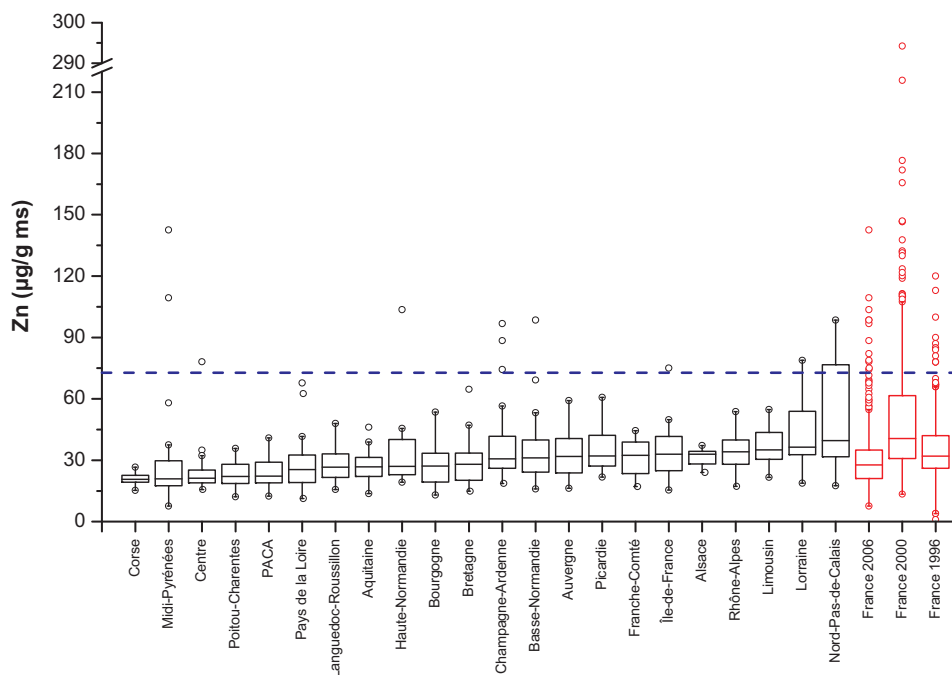


Figure 2.32 Concentrations en zinc dans les mousses pour les 22 régions françaises (campagne 2006) et pour l'ensemble des résultats des campagnes de 1996, 2000 et 2006 (en rouge). Le trait hachuré indique le seuil des valeurs atypiques mentionné dans le tableau 2. 12.

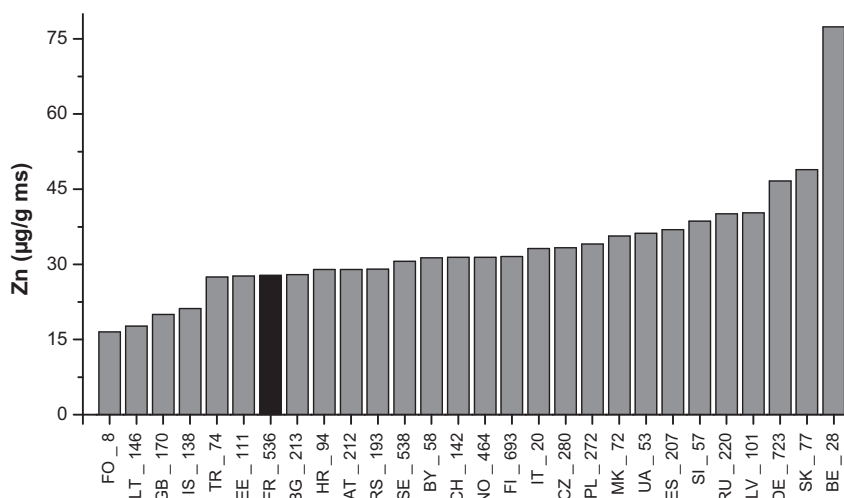


Figure 2.33 Histogramme des valeurs médianes des teneurs en zinc calculées pour les 28 pays participant à la campagne 2005/2006. Le nombre d'échantillons analysés est indiqué pour chaque pays (abréviations des pays, cf. Annexe 9).

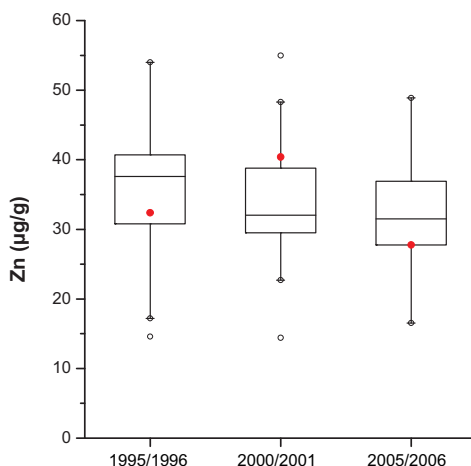


Figure 2.34 Évolution 1995–2006 de la distribution des médianes européennes des concentrations en zinc calculées pour les pays européens ayant participé aux trois campagnes ($n = 22$). Le point rouge représente la médiane française.

2.12.3 Évolution des teneurs en zinc dans les mousses entre 1996 et 2006

En France

Une diminution significative des teneurs dans les mousses est observée entre 1996 et 2006. De nombreux sites (84 % des sites) présentent des teneurs en zinc dans les mousses en 2006 inférieures à celles mesurées en 1996 et la médiane nationale diminue de 13 % pendant cette période. On note aussi le passage, en 2000, par une période transitoire d'augmentation des dépôts en zinc (Carte 27, Tableau 2.12).

Une augmentation sensible (de plus de 100 %) entre 1996 et 2006 est observée pour une minorité de sites (Carte 28) : 11 sites localisés dans le Nord près de la frontière belgo-allemande (4 sites), en Haute-Normandie (1 site), en Poitou-Charentes (2 sites) et dans le Sud en Midi-Pyrénées (4 sites). Les teneurs en zinc diminuent ou restent stables pour la majorité des sites.

Comparaison avec les données européennes

Entre 1995 et 2006, la France occupe successivement le 8^e, le 18^e et le 6^e rang, par ordre ascendant, sur les 22 pays ayant analysé le zinc. Le rang occupé par la médiane française diminue entre 1996 et 2006, et tend vers les positions les plus faibles, avec toutefois un passage parmi les rangs les plus élevés en 2001 (Figure 2.34). La médiane française se situe parmi les médianes les plus faibles d'Europe en 1996 et en 2006. Elle suit la tendance générale à la baisse observée au niveau européen.

2.12.4 Comparaison avec les données d'émissions et discussion

Les émissions anthropiques françaises en zinc s'élèvent à 1 079 tonnes en 1996, 674 tonnes en 2000 et 232 tonnes en 2005, ce qui correspond à une réduction de 79 %. Cette baisse des

émissions s'observe pour l'ensemble des secteurs concernés. L'amélioration des procédés mis en place dans les aciéries électriques et la fermeture d'un important site dans le secteur de la métallurgie des métaux non ferreux en France ont contribué de réduire substantiellement les émissions du secteur de l'industrie manufacturière (CITEPA, 2009). Cette réduction des émissions en zinc est associée à une baisse des niveaux de dépôts en zinc estimés dans les mousses entre 1996 et 2005.

En 2006, les niveaux de dépôts en zinc estimés demeurent globalement faibles (parmi les plus faibles d'Europe) et homogènes sur l'ensemble du territoire français (faible variabilité). Seuls quelques sites présentent des niveaux de dépôts équivalents aux teneurs les plus élevées d'Europe en 2006. Ces derniers sont répartis majoritairement le long des frontières avec la Belgique et l'Allemagne, où d'importantes sources d'émission de zinc et autres métaux sont identifiées :

- ancienne fonderie de zinc et de plomb (ancien complexe de Mortagne-du-Nord, implantation du groupe Metaleurop à Noyelles-Godault et autres sites alentour) dans le Nord ;
- gros complexes métallurgiques et chimiques un peu plus au nord ;
- importants complexes chimiques et métallurgiques en Moselle ;
- construction automobile fortement émettrice dans les Ardennes.

Les deux sites les plus contaminés en zinc de la région Midi-Pyrénées sont localisés au voisinage d'anciennes mines d'extraction :

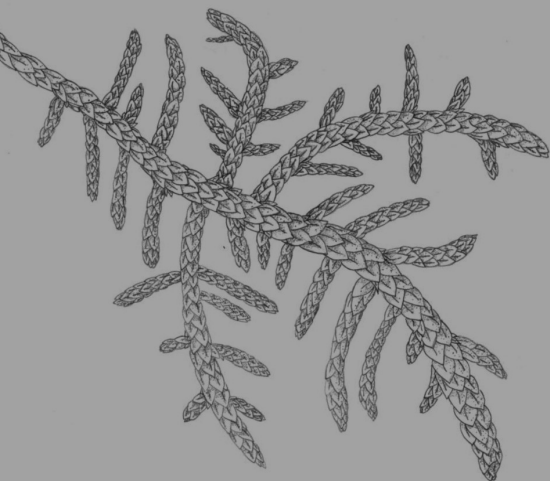
- en Ariège, à Massat, site présentant la teneur maximale en zinc, également fortement contaminé en nickel, mercure et en cuivre : présence d'anciennes mines de plomb argentifères et de zinc ;
- dans l'Aveyron, à Najac, site également fortement contaminé en aluminium, arsenic, zinc, fer et antimoine, situé à proximité d'anciennes mines de cuivre et de galène.

Cependant, la diminution des niveaux de dépôts estimés dans les mousses (-13 %) entre 1996 et 2006 est très inférieure à la baisse des émissions en zinc enregistrées par le CITEPA (-79 %). Une rémanence du zinc dans les sols consécutive à l'augmentation transitoire observée en 2000 est possible, mais n'a sans doute pas autant d'influence que pour d'autres métaux moins mobiles (le plomb par exemple). Une contamination transfrontière en provenance de la Belgique, pays présentant une contamination considérable en zinc (la plus élevée d'Europe) n'est pas à exclure. La plus forte contamination le long de la frontière belge persistant en 2006, ainsi que l'augmentation des contaminations sur plusieurs sites dans cette zone, vont dans ce sens. Par ailleurs, l'Allemagne, pays également fortement contaminé et à teneur en zinc en hausse, pourrait aussi être une source de contamination transfrontière. La Lorraine étant la région la plus contaminée de France après le Nord-Pas-de-Calais la hausse transitoire observée en 2000, qui concerne surtout la moitié nord, pourrait également être expliquée par un apport transfrontière.

2.12.5 Conclusion

Les dépôts en zinc estimés en France se situent parmi les plus faibles d'Europe. Ceux-ci sont homogènes sur l'ensemble du territoire et seules quelques zones sont localement plus impactées dans le Nord-Pas-de-Calais, en Lorraine et quelques sites isolés dans d'autres régions. Ces niveaux de dépôts plus élevés pourraient s'expliquer par la présence de sources locales d'émission de zinc (fonderies, complexes métallurgiques et chimiques près des frontières belges et allemandes, et par d'anciennes mines d'extraction en Midi-Pyrénées). Les

dépôts français diminuent entre 1996 et 2006, mais avec une intensité moindre que la baisse des émissions françaises. Cette différence pourrait s'expliquer par un apport transfrontière en provenance de la Belgique (pays le plus contaminé d'Europe) et de l'Allemagne (contamination en hausse).



3

Discussion générale et conclusion

3.1 Avantages et inconvénients de la méthode de biosurveillance des métaux

La biosurveillance de l'air est une méthode biologique qui permet d'estimer de manière indirecte la pollution atmosphérique. Pour la biosurveillance des retombées métalliques, les mousses sont utilisées en raison de leur forte capacité d'accumulation des métaux. Ainsi, une estimation des dépôts atmosphériques est réalisée à partir de la mesure de l'intégration des métaux dans un compartiment vivant des écosystèmes. Cette intégration dépend directement des dépôts, mais d'autres facteurs tels que la biologie de la mousse, le climat et l'altitude interviennent, ce qui induit une certaine variabilité.

Afin de pallier l'inconvénient de la variabilité de la méthode, un protocole précis et reproductible, depuis la collecte jusqu'à l'analyse des échantillons de mousse, a été suivi. Le protocole de prélèvement et de préparation des échantillons de mousse fait l'objet d'une norme en France [Norme AFNOR NF X 43-902, 2008] et est en cours de normalisation au niveau européen [Norme CEN WI 264108]. De plus, le grand nombre de sites de prélèvement en France (536) et en Europe (plus de 6 000) permet de réduire les incertitudes sur la mesure et de mettre en évidence des différences significatives d'une campagne à l'autre, grâce à des tests statistiques. Les variations au niveau local sont interprétées avec plus de prudence car les résultats sont basés sur un plus faible nombre de données.

Le dispositif BRAMM fournit de nombreuses données françaises sur les dépôts atmosphériques estimés dans les mousses pour douze éléments métalliques. Les résultats des trois campagnes (1996, 2000 et 2006) permettent de dresser un panorama des dépôts atmosphériques métalliques sur l'ensemble du territoire français. Grâce à la participation du dispositif BRAMM aux campagnes européennes (regroupant une trentaine de pays), les résultats peuvent être interprétés dans un contexte européen, avec à notre disposition une vaste base de données qui constitue un référentiel pour l'interprétation des résultats.

3.2 Répartition spatiale des dépôts atmosphériques métalliques en France en 2006 et sources d'émissions probables

Les cartes de dépôt estimé par analyse des mousses réalisées pour la campagne 2006 montrent, pour tous les éléments métalliques analysés à l'exception de l'arsenic, du cuivre et du mercure, que la moitié est du pays est plus exposée que la moitié ouest, avec un quart Nord-Est très impacté. D'autres zones fortement exposées, mais plus ponctuelles, ont également été mises en évidence sur l'ensemble du territoire, en particulier dans le Sud-Est de la France.

Les inventaires d'émissions réalisés par le CITEPA ont permis de mettre en regard la répartition des dépôts et les sources d'émission. Des hypothèses quant à un éventuel lien de causalité ont été proposées sur cette base de travail. Si ces données déclarées par la France dans un cadre réglementaire international constituent une source d'information précieuse, elles ne sont pas exhaustives (Annexe 8) et restent encore peu renseignées pour certains métaux, en particulier l'aluminium, l'antimoine, le fer et le vanadium. Des informations sur les apports transfrontières, issus de transports à longue distance, fournies par les données du réseau européen de biosurveillance des métaux par analyse des mousses (ONU-CEE/GTE/PIC Végétation), ont complété ces données. Ainsi, les principaux apports ont pu être précisés en France.

- **Sources d'émissions métalliques concernant surtout le Nord-Est :**
 - activités industrielles, principalement les activités métallurgiques (arsenic, cadmium, chrome, cuivre, fer, mercure et zinc) ;
 - combustion fossile (chrome, cuivre, mercure, nickel et vanadium) ;
 - industrie chimique (arsenic, cadmium, chrome, mercure, nickel, plomb, vanadium et zinc) ;
 - anciens sites miniers (réémission des particules de sols fortement contaminés : tous les métaux), nombreux sites en Lorraine et dans le Nord-Pas-de-Calais.
- **Apports de pays frontaliers touchant la zone nord-est :**
 - Belgique présentant pour tous les métaux analysés des teneurs parmi les plus élevées d'Europe (en particulier le mercure et le zinc) ;
 - Allemagne : source possible d'antimoine, de chrome et de zinc.
- **Sources d'émissions réparties sur l'ensemble du territoire :**
 - activités agricoles : utilisation de fongicides et d'insecticides en agriculture (arsenic avant l'interdiction de 2001, mercure et cuivre) ;
 - incinération des déchets (cadmium, mercure, et zinc) ;

- anciens sites miniers isolés (Auvergne, Bourgogne, Midi-Pyrénées, tous les métaux) ;
- transport automobile et ferroviaire (cuivre et plomb avant 2000).
- **Sources d'émissions touchant d'avantage le Sud-Est :**
 - apport terrigène naturel (aluminium, chrome, fer, nickel, vanadium). Un apport à longue distance d'éléments terrigènes provenant du Sahara est probable. Les fortes teneurs observées en Europe dans le Sud et l'Est s'expliquent également par un climat plus chaud et plus sec, et par un apport plus important de particules minérales du sol (Harmens *et al.*, 2008).

3.3 Comparaison des dépôts atmosphériques métalliques en France et en Europe en 2006

Parmi les pays européens, la France occupe une place variable selon les éléments :

- niveaux de dépôt **moyen** (plus élevés qu'en Europe de l'Ouest et du Nord, mais moins élevés qu'en Europe de l'Est et du Sud) pour l'**aluminium, le chrome, le vanadium, le fer, le nickel, le cuivre et le plomb**.

Pour les éléments pouvant être d'origine terrigène (Al, Cr, Fe, Ni et V), les apports seraient surtout naturels, provenant de particules du sol remises en suspension localement ou transportées par les vents sahariens. Pour le cuivre, les transports automobile et ferroviaire constituent une source probable. Concernant le plomb, les contaminations seraient liées à des sources industrielles locales, un apport de la Belgique et la forte rémanence du plomb dans les sols ;

- niveaux de dépôt **faible** pour le **cadmium, l'antimoine et le zinc**, que l'on peut attribuer à une baisse des émissions anthropiques ces dernières décennies ;
- niveaux de dépôt **élevé** pour l'**arsenic et le mercure**.

Plusieurs sources d'émissions locales sont possibles : industrielles – anciennes mines, incinération des déchets, crémation (pour le mercure) – et agricoles, mais ces différentes sources n'expliquent que partiellement les fortes contaminations.

3.4 Évolution des dépôts et des émissions entre 1996 et 2006 en France et en Europe

En France et en Europe, une baisse des émissions atmosphériques métalliques a été enregistrée entre 1996 et 2006 pour la plupart des éléments (Tableau 3.1). Cette baisse s'expliquerait principalement par une diminution de l'utilisation des combustibles fossiles et par l'amélioration des procédés industriels. En ce qui concerne les dépôts français, les données issues des trois campagnes de biosurveillance (Tableau 3.1) montrent qu'ils évoluent différemment selon les métaux : baisse, hausse ou stabilité.

TABLEAU 3.1 Variations des dépôts estimés dans les mousses en France et en Europe et variations des émissions françaises entre 1996 et 2006.

Dépôts français : taux de variation dans les mousses (en %) pour les 316 sites communs ; dépôts européens : médianes des taux de variation (en %) des 28 pays participants ; n.d. : données non disponibles.

Éléments métalliques	Dépôts estimés dans les mousses en France (BRAMM)	Dépôts estimés dans les mousses en Europe (Réseau européen)	Émissions anthropiques françaises (CITEPA)
Al	+14%	n.d.	n.d.
As	+23 %	-28 %	-38 %
Cd	-45 %	-21 %	-68 %
Cr	-35 %	-15 %	-78 %
Cu	+9 %	-11 %	-6 %
Fe	+30 %	-19 %	n.d.
Hg	+20 %	+3 %	-34 %
Ni	+14 %	-19 %	-28 %
Pb	-50 %	-50 %	-91 %
Sb	-38 %	n.d.	n.d.
V	-4 %	-39 %	n.d.
Zn	-13 %	-16 %	-79 %

Trois situations se dessinent à partir de l'évolution des teneurs dans les mousses en France entre 1996 et 2006.

3.4.1 Augmentation des dépôts estimés par les mousses

Pour trois métaux d'origine terrigène : aluminium (+14 %), fer (+30 %) et nickel (+14 %)

Cette hausse serait due à un apport naturel terrigène (poussières et particules provenant du sol) qui s'est intensifié entre 1996 et 2006. En effet, l'année 2006 a été plus sèche que les périodes précédentes et a connu des phénomènes de vents sahariens touchant le Sud-Est de la France. D'anciennes mines (en Lorraine, Bourgogne et Midi-Pyrénées) constitueraient une autre source de métaux accumulés dans les sols. La baisse des émissions anthropiques de nickel (-28 %), opposée à cette augmentation, indique que les apports anthropiques ne seraient pas prépondérants pour ce métal. Nous ne disposons pas de données concernant les émissions anthropiques pour l'aluminium et le fer.

Pour deux éléments métalliques très toxiques : arsenic (+23 %) et mercure (+20 %)

En France, les niveaux de dépôts estimés par les mousses augmentent alors que les émissions anthropiques baissent pour ces deux éléments (As : -38 % et Hg : -34 %). Cette hausse

contraste également avec les variations du dépôt estimé au niveau européen (respectivement -28% et $+3\%$). Pour l'arsenic, une augmentation générale de l'utilisation des dérivés arsenicaux en agriculture et viticulture entre 1996 et 2001 associée à une forte rémanence de cet élément dans les sols n'explique qu'imparfaitement la hausse observée. Pour le mercure, les hypothèses suivantes sont émises : (i) augmentation de l'utilisation de pesticides au mercure dans l'agriculture et la viticulture ; (ii) hausse des émissions de mercure due à l'augmentation de l'activité des crématoriums (émission du mercure des amalgames dentaires) ; et (iii) apport transfrontière en provenance de la Belgique. Compte tenu de la complexité du cycle du mercure (volatilité, circulation à l'échelle planétaire), ces hypothèses sont émises avec davantage de réserves. Il sera possible bientôt de suivre l'évolution des teneurs en mercure dans les mousses en tenant compte des résultats de la quatrième campagne française 2011 (en cours d'interprétation) pour vérifier si cette tendance, mesurée sur un pas de temps de cinq ans seulement, se confirme.

3.4.2 Stabilité ou faible variation des dépôts estimés par les mousses

Pour le vanadium (-4%)

Un apport d'origine terrigène dans le Sud et l'Est de la France a été mis en évidence, comme pour les autres éléments terrigènes (Al, Fe, Ni, Cr). L'évolution du dépôt est stable en France alors qu'il baisse en Europe. Il est possible que l'augmentation de cet apport terrigène puisse avoir compensé la baisse des émissions d'origine anthropique. Toutefois, l'absence de données d'émissions pour ce métal ne permet pas de confirmer cette hypothèse.

Pour le cuivre ($+9\%$)

La faible variation des teneurs en cuivre dans les mousses coïncide assez bien avec la variation des émissions enregistrées (-6%). Cette stabilité relative pourrait s'expliquer par une baisse des contaminations les plus élevées (liée à l'amélioration des procédés industriels), contrebalancée par l'augmentation générale et diffuse des dépôts sur l'ensemble des sites (due notamment à une augmentation du trafic automobile).

3.4.3 Baisse des dépôts estimés par les mousses pour l'antimoine (-38%), le cadmium (-45%), le chrome (-35%), le plomb (-50%) et le zinc (-13%)

La diminution des dépôts estimés par les mousses est moins intense que la réduction des émissions pour le cadmium (-68%), le chrome (-78%), le plomb (-91%) et le zinc (-79%). Nous ne disposons pas de données d'émissions au niveau national pour l'antimoine.

La différence d'intensité entre la réduction des émissions et la baisse des dépôts pourrait s'expliquer par : (i) un apport transfrontière de la Belgique et de l'Allemagne ; (ii) une remise en suspension de particules de sols provenant d'anciens sites miniers ; (iii) un apport

terrigène pour le chrome ; et (iv) une forte rémanence dans les sols pour le plomb et l'antimoine qui diminuerait l'impact de la réduction des émissions sur les dépôts.

Le chrome est le seul élément d'origine terrigène dont les dépôts estimés baissent globalement (alors que les dépôts augmentent pour l'aluminium, le fer et le nickel et restent stables pour le vanadium). On peut supposer dans le cas du chrome que la part terrigène est moins significative et, en conséquence, la diminution du dépôt serait due en grande partie à une diminution importante des apports anthropiques. Le cadmium et le zinc sont deux éléments dont les dépôts estimés sont faibles et en baisse. La tendance la plus nette observée depuis 1996, à la fois pour les émissions et les dépôts, concerne le plomb. Cela est attribué aux effets de l'interdiction de l'essence plombée depuis le 1^{er} janvier 2000, puisqu'il est avéré que le secteur du transport routier contribuait grandement, jusqu'à cette date, aux émissions de plomb. Pour l'antimoine, une baisse importante des niveaux de dépôts est notable sur tout le territoire et permet d'atteindre des niveaux de dépôts très faibles pour les trois quarts du pays. En revanche, le quart nord-est présente une forte contamination en antimoine, atteignant les teneurs les plus élevées d'Europe.

3.5 Toxicité des métaux et risque sanitaire

La méthode de biosurveillance utilisée permet d'estimer les dépôts d'après les teneurs en métaux dans les mousses mais ne donne pas d'informations sur la toxicité de l'élément pour la santé humaine ou l'environnement. Cependant, cette estimation des dépôts est une mesure intégrée qui renseigne sur l'accumulation des polluants dans le compartiment vivant et leur dispersion dans les écosystèmes. Si la mesure du risque sanitaire pour l'environnement n'est pas un objectif du dispositif BRAMM, les mesures des dépôts apportent des informations précises sur les zones du territoire plus fortement exposées aux polluants et sur l'évolution des dépôts en fonction des zones.

Ainsi, le dispositif BRAMM a permis de mettre en évidence une diminution des dépôts entre 1996 et 2006 sur près de la moitié des éléments (Cd, Zn, Pb, Cr, Sb). Il est vraisemblable que cette baisse soit attribuable en grande partie à la diminution des émissions industrielles. Les efforts de réduction des émissions atmosphériques peuvent ainsi être évalués. Il demeure cependant nécessaire de poursuivre les efforts entrepris car les éléments métalliques sont tous potentiellement toxiques, certains d'entre eux faisant déjà l'objet de réglementations.

Pour certains éléments terrigènes (Al, Fe, Ni, ...), l'augmentation des dépôts mise en évidence serait attribuée principalement à un apport naturel. Le fer et l'aluminium sont toxiques, mais seulement dans des conditions particulières et à fortes doses. Le nickel en revanche représente un danger potentiel et figure parmi les métaux dont l'usage est réglementé en France. Les résultats du dispositif BRAMM montrent que les apports naturels peuvent s'avérer non négligeables et qu'il faut maintenir une certaine vigilance pour cet élément.

L'augmentation des dépôts en arsenic et en mercure dans les mousses serait plus préoccupante. Rappelons que ces deux éléments sont toxiques à faibles doses. De plus, cette hausse demeure mal expliquée et demanderait à être confirmée, particulièrement pour le mercure. Enfin, la France se singularise par rapport à la majorité des autres pays européens pour lesquels une baisse (As) ou une stabilité (Hg) des dépôts est enregistrée. Il paraît nécessaire de maintenir une surveillance pour ces deux éléments en France.

Le cuivre se distingue des autres métaux car la stabilité des dépôts et des émissions serait associée à une évolution de la nature des émissions, avec en particulier une contribution accrue des transports, en constante augmentation ces dernières décennies, pendant que d'autres secteurs comme l'industrie apparaissent en net recul.

Grâce au dosage des métaux dans les mousses, les variations des dépôts peuvent être mises en évidence d'un point de vue spatial (localisation des zones plus impactées) et temporel (évolution dans le temps des dépôts). Les résultats de la campagne française du dispositif BRAMM réalisée en 2006 montrent qu'il est important de poursuivre en France la biosurveillance des dépôts, en particulier pour quatre éléments métalliques : le cuivre, le nickel, et surtout le mercure et l'arsenic.

Le dispositif BRAMM est un observatoire unique en France. Il répond à des enjeux européens et permet d'actualiser nos connaissances sur les niveaux de dépôts atmosphériques métalliques sur tout le territoire national. À la suite de la troisième campagne de 2006, une quatrième campagne de biosurveillance a été lancée en France et en Europe (campagne 2010/2011). Les tendances d'évolution française pourront ainsi être confirmées, ou précisées, et comparées aux nouvelles tendances européennes.

Vj k' r ci g' k' p v g p v k q p c m (' h g h ' d i e p m



Annexe 1. Protocole de collecte et d'analyse (campagne BRAMM 2006)

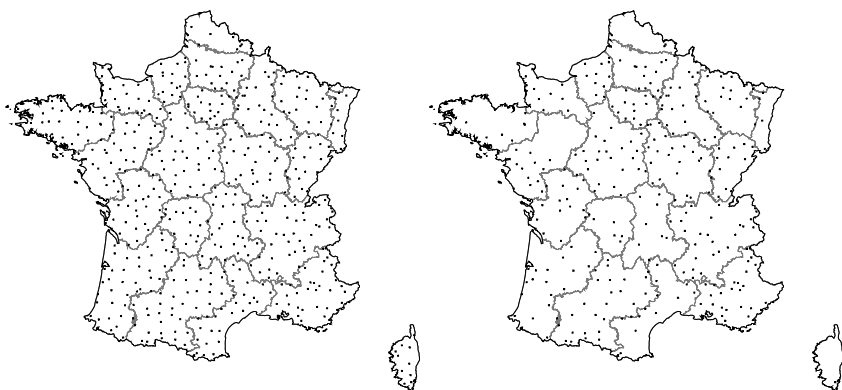
Un protocole d'échantillonnage établi au niveau européen (ICP Vegetation, 2005) est suivi par le dispositif BRAMM. La mise en œuvre des collectes au niveau français a nécessité certaines adaptations du protocole européen qui s'appuie sur une expertise technique et scientifique⁹.

A1.1 Les sites

A1.1.1 *Nombre et localisation des sites*

Le nombre de sites échantillonnés en 2006 est de 536, ce qui correspond à une densité moyenne d'échantillonnage de un prélèvement tous les 1 000 km² environ, comme le recommande le protocole européen. La répartition spatiale des sites de prélèvement est homogène sur l'ensemble du territoire national (Carte 29).

9. Conforme à la norme AFNOR NF X43-902.



Carte 29 Localisation des sites de prélèvement de la campagne 2006 (carte de gauche, 536 sites) et des sites communs aux trois campagnes 1996, 2000 et 2006 (carte de droite, 316 sites) (Source : S. Leblond, MNHN).

Pour mémoire, 511 sites ont fait l'objet de prélèvements en 1996, et 528 en 2000. Le nombre et la répartition des sites ont évolué au cours des trois campagnes successives pour optimiser la distribution spatiale des sites sur l'ensemble du territoire.

Le nombre de sites communs aux trois campagnes françaises est de 316 sites, ce qui correspond à 59 % des sites de la campagne 2006 (Tableau A1.1). L'évolution temporelle est suivie sur ces sites. Un site est considéré comme identique d'une campagne à l'autre s'il présente les mêmes coordonnées géographiques, à plus ou moins 500 mètres, et le même type de biotope (forêt de feuillus ou de conifères, lande...).

TABLEAU A1.1 Nombre de sites communs aux trois différentes campagnes françaises.

Campagnes	Nombre de sites
2000/2006	466
1996/2000	353
1996/2000/2006	316

Les sites du dispositif BRAMM sont, lorsque c'est possible, choisis à proximité d'autres réseaux de surveillance pour permettre une inter-comparaison des résultats. En 2006, 61 sites sont localisés à proximité (distance inférieure à 500 mètres) de placettes forestières du Réseau national de suivi à long terme des écosystèmes forestiers (RENECOFOR) géré par l'Office national des forêts.

A1.1.2 Caractéristiques des sites de prélèvement

Un site de prélèvement se caractérise par une zone échantillonnée de 2 500 m² environ (50 m × 50 m). Les sites de prélèvement sont, pour la plupart, représentatifs du niveau de pollution dit de fond, en milieu forestier, c'est-à-dire *a priori* non soumis à des sources locales

de contamination. Il s'agit de sites ruraux, à l'exception de quelques sites périurbains en périphérie de grandes agglomérations. Les sites sont autant que possible éloignés des centres urbains et industriels, localisés à plus de 300 mètres des grandes voies de circulation (autoroutes, nationales) et à plus de 100 mètres des routes secondaires et des maisons isolées.

A1.2 Prélèvements

Les mousses sont prélevées sur le sol, ou occasionnellement sur du bois mort, de préférence dans des sites découverts (c'est-à-dire dans des clairières si elles existent), à plus de 3 mètres de distance des troncs (pour éviter que les mousses ne soient influencées par le ruissellement de la pluie le long des troncs).

Cinq à dix fragments de mousses prélevés à partir du tapis sur une surface totale d'environ 50 m × 50 m constituent un échantillon. Les prélèvements ont été réalisés en 2006, d'avril à mai, par un réseau de collecteurs (vacataires formés à la collecte des mousses).

Des précautions sont prises pour ne pas contaminer les échantillons de mousses car la majorité des éléments métalliques sont présents à l'état de traces dans l'environnement. L'usage de gants est obligatoire pour la récolte. Des sachets plastiques étanches sont utilisés pour le transport des échantillons de mousses et leur stockage.

A1.3 Espèces de mousse

Cinq espèces de mousses parmi une liste d'espèces préconisées par le protocole européen sont collectées car la diversité des milieux est importante en France. Trois d'entre elles représentent les collectes de plus de 95 % des sites en 2006 (Tableau A1.2). Le choix des espèces prioritaires a évolué au cours des trois campagnes. En 2006, l'ordre de préférence était le suivant : *Pseudoscleropodium purum*, *Hypnum cupressiforme*, *Thuidium tamariscinum*, *Hylocomium splendens* et enfin *Pleurozium schreberi*.

TABLEAU A1.2 Fréquence d'échantillonnage des cinq espèces de mousses pour les trois campagnes.

	Fréquence (%)		
	1996	2000	2006
<i>Pseudoscleropodium purum</i> (Hedw.) M. Fleisch.	26	55,7	51,9
<i>Hypnum cupressiforme</i> Hedw.	36,4	18	27,6
<i>Thuidium tamariscinum</i> (Hedw.) B.S.G.	6,5	4,7	14,2
<i>Hylocomium splendens</i> (Hedw.) B.S.G.	9,2	3,4	3,7
<i>Pleurozium schreberi</i> (Brid.) Mitt.	21,9	18,2	2,6

A1.4 Préparation et analyse

Les mousses, une fois collectées, sont envoyées le jour même par courrier au Muséum national d'histoire naturelle, où elles sont nettoyées et triées dans une salle blanche sous hotte à flux laminaire. En cohérence avec la campagne 2000, le brin de mousse dans son intégralité (fraction verte apicale et brune basale) est utilisé. Les échantillons sont ensuite déshydratés à 40 °C (étuve avec filtre Hepa), puis broyés (tamis à 0,5 mm).

Les douze éléments¹⁰ suivants ont été analysés par deux techniques analytiques dans deux laboratoires :

- l'aluminium (Al), l'arsenic (As), le cadmium (Cd), le chrome (Cr), le cuivre (Cu), le fer (Fe), le nickel (Ni), le plomb (Pb), l'antimoine (Sb), le vanadium (V) et le zinc (Zn) ont été analysés par le laboratoire MicroPolluants Technologie S.A. (Thionville). L'échantillon est minéralisé (HNO_3 , H_2O_2 , microonde), puis analysé par spectrométrie de masse couplée à un plasma inductif (ICP-MS) équipé d'une cellule de collision ;
- le mercure (Hg) a été analysé au laboratoire de l'IFREMER à Nantes en collaboration avec Daniel Cossa. L'échantillon est analysé brut par spectrométrie d'absorption atomique à vapeur froide (SAA-VF).

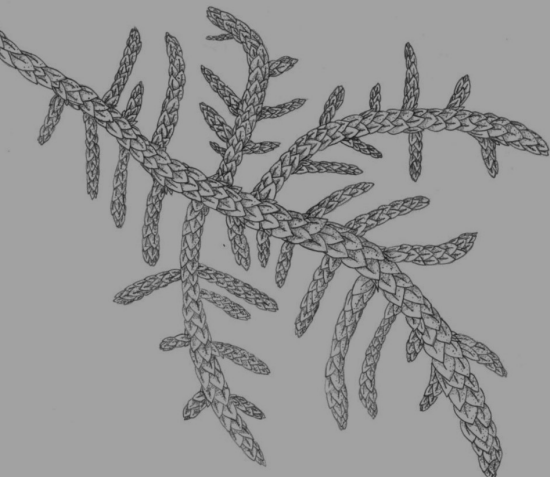
A1.5 Utilisation des données d'émission pour l'interprétation des résultats

Les informations concernant les émissions fournies par le CITEPA sont exploitées, afin d'établir des hypothèses de corrélation entre les fortes teneurs observées dans les mousses et les pollutions susceptibles d'y contribuer. La description de ces données d'émission figure en Annexe 8.

La démarche suivie est la suivante : pour chaque site présentant une valeur atypique extrême, les sources d'émission les plus proches (dans un rayon de quelques kilomètres, voire quelques dizaines de kilomètres) sont recherchées et leur contribution possible au dépôt est discutée.

10. Dans le cadre du dispositif BRAMM, quatre autres éléments sont aussi dosés, mais ne figurent pas dans le présent ouvrage :

- le calcium et le sodium (dosés par le laboratoire Micropolluants Technologie S.A. à Thionville) ;
- l'azote (dosé par le laboratoire d'analyse des sols de l'Institut national de la recherche agronomique à Arras) ;
- le césium 137 (dosé par le laboratoire chrono-environnement de l'Université de Franche-Comté à Besançon).



Annexe 2. Comparaison des protocoles (campagnes 1996, 2000 et 2006)

TABLEAU A2.1 *Protocoles opératoires (échantillonnage, préparation, analyse) utilisés lors des campagnes 1996, 2000 et 2006 du dispositif BRAMM.*

	Campagne 2006	Campagne 2000	Campagne 1996
Nombre	536	528	512
Densité moyenne (site/1 000 km ²)	1	1	0,9
Sites de récolte	Proches sites RENECOFOR	42	48
	Proches sites CATAENAT	11	14
Milieu dominant	Milieu forestier (feuillus + conifères) = 96 %	Milieu forestier (feuillus + conifères) = 93 %	Milieu forestier (feuillus + conifères) > 76 %
Comparaisons	321 sites communs (coordonnées géographiques et biotope identiques) 120 sites communs avec les mêmes mousses échantillonnées		

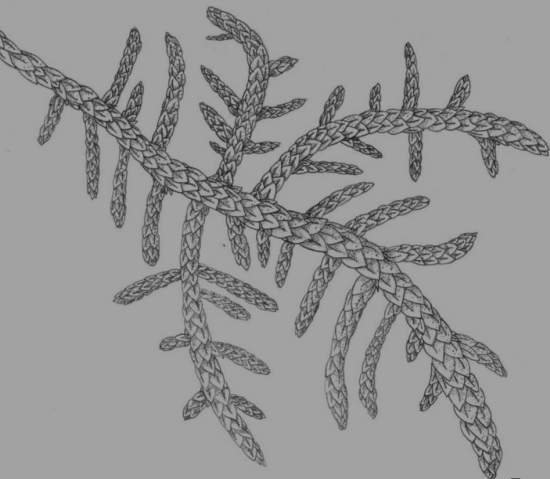
TABLEAU A2.1 *Suite.*

		Campagne 2006	Campagne 2000	Campagne 1996
Mousses collectées	Espèces	5 mousses : <i>Hylocomium splendens</i> (Hs), <i>Hypnum cupressiforme</i> (Hc), <i>Pleurozium schreberi</i> (Ps), <i>Pseudoscleropodium purum</i> (Sp) et <i>Thuidium tamariscinum</i> (Tt)		
	Ordre de collecte	Sp > Hc > Tt > Ps > Hs	Ps > Sp > Hs > Hc > Tt	Ps > Hs > Hc > Sp > Tt
	Fréquence de collecte	Sp (52 %) > Hc (28 %) > Tt (14 %) > Hs (3,5 %) > Ps (2,5 %)	Sp (56 %) > Ps (18 %) > Hc (18 %) > Tt (4,5 %) > Hs (3,5 %)	Hc (32,5 %) > Sp (30 %) > Ps (22 %) > Hs (9 %) > Tt (6,5 %)
Comparaisons		Fréquence de collecte des espèces variable		
Récolte	Période de récolte	2 mois (avril-mai 2006)	4 mois (juillet-octobre 2000)	9 mois (avril-décembre 1996)
	Collecteurs	7 collecteurs formés et rémunérés	7 collecteurs formés et rémunérés	~40 collecteurs bénévoles
	Conditionnement	Double emballage - sacs plastiques étanches - tri rapide après réception (échantillons humides)	Triple emballage - sacs plastiques étanches - conservation au frais - tri rapide après réception (échantillons humides)	Emballage unique - sacs plastiques perforés - conservation au sec - tri sans condition de rapidité (échantillons secs)
Comparaison		Temps, période de collecte et mode de conditionnement différents		
Préparation avant analyse	Nettoyage	Gants	Gants + pince en plastique	Gants + pince en plastique
	Tri et sélection pour analyse	Brin entier (parties vertes et brunes)	Brin entier mais élimination de l'apex (parties vertes et brunes)	Fraction apicale des brins (parties vertes)
	Broyage	Broyeur automatique non contaminant	Broyeur automatique non contaminant	Manuel (mortier en agate)
	Séchage	40 °C pendant 24 h avant broyage	40 °C pendant 24 h avant et après broyage	40 °C pendant 24 h avant broyage
	Stockage	Double emballage dans des sachets en plastique - barils étanches et opaques	Double emballage dans des sachets en plastique - barils étanches et opaques	Emballage unique - boîtes en plastique - obscurité
	Comparaison		Modes de broyage et de sélection des brins différents	
Prestataire	Nom	MicroPolluants Technologie S.A.	LISA	LPS
	Laboratoire	Privé	Universitaire	Universitaire
Comparaison		Délais de rendu des résultats différents		
Minéralisation	Technique	Pots à digestion + four à micro-ondes + HNO ₃ + H ₂ O ₂	Pots à digestion + étuve + HNO ₃ + H ₂ O	Pots à digestion + four à microondes + HNO ₃ + HF + H ₂ O ₂
	Masse d'échantillon	-500 mg mousse	-60-80 mg mousse	-70 mg mousse
	Conditions		134 °C, 15 h	Jusqu'à évaporation des acides
Comparaison		Techniques de minéralisation différentes		

TABLEAU A2.1 *Suite.*

	Campagne 2006	Campagne 2000	Campagne 1996
Demandés par l'Europe	As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Ni, Pb, V, Zn + N, Sb	As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Ni, Pb, V, Zn	As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Ni, Pb, V, Zn
Éléments Complémentaires	Al, Ca, Na + Cs ¹³⁷	Al, Ba, Ca, Co, K, Li, Mg, Mn, Na, P, Rb, Sr	Al, Au, Ba, Br, Ca, Ce, Cl, Co, Cs, Eu, I, K, La, Mg, Mn, Na, Rb, Sc, Se, Sm, Sr, Th, W + Cs ¹³⁷
Comparaison	13 éléments communs aux trois campagnes : Al, As, Ca, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Na, Ni, Pb, V, Zn		
	ICP-AES	Ca, Na	Al, Ba, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Li, Mg, Mn, Na, Ni, P, Pb, Rb, V, Sr, Zn
	ICP-MS	As, Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, Sb, V, Zn	Cd, Cu, Ni, Pb
Analyses	INAA		Al, As, Au, Ba, Br, Ca, Ce, Cl, Co, Cr, Cs, Eu, Fe, Hg, I, K, La, Mg, Mn, Na, Rb, Sc, Se, Sm, Sr, Th, V, W, Zn
	SAA-VF	Hg	Hg
	SAA-FG		As
Comparaison	Techniques de dosage et calcul des incertitudes différents		

Vj k' r ci g' k' p v g p v k q p c m (' h g h ' d i e p m



Annexe 3. Évaluation des incertitudes et validité des résultats

A3.1 Validité analytique

La validité analytique des résultats (justesse et reproductibilité) est vérifiée par l'utilisation de standards internes du programme européen (« Moss M2 » et « Moss M3 »). Il s'agit de deux échantillons de *Pleurozium schreberi* broyés, prélevés dans deux sites finlandais analysés par l'ensemble des participants au programme européen. Ces deux standards ont déjà fait l'objet d'une comparaison inter-analytique, entre les différents participants de la campagne de 1995/1996 (Steinnes *et al.*, 1997).

Les coefficients de variation (CV) mesurés dans les échantillons M2 et M3 [$CV = \sigma / \text{moyenne} \times 100$] sont compris entre 2 % (Pb) et 18 % (As). Pour la majorité des éléments, ceux-là sont inférieurs ou de l'ordre de 10 %, ce qui montre la stabilité et la reproductibilité des techniques d'analyse utilisées. Les résultats des dosages réalisés dans les standards européens sont présentés dans les tableaux A3.1 et A3.2.

TABLEAU A3.1 Concentrations métalliques ($\mu\text{g/g}$) dosées dans le standard européen « Moss M2 » pour les campagnes de 2006, 2000 et 1996 et la valeur guide (Steinnes et al., 1997). *N* : nombre de valeurs disponibles, moy. : moyenne arithmétique, σ : écart-type.

Moss M2												
$\mu\text{g/g}$	Campagne 2006			Campagne 2000			Campagne 1996			Steinnes et al., 1997		
	<i>N</i>	moy.	σ	<i>N</i>	moy.	σ	<i>N</i>	moy.	σ	<i>N</i>	moy.	σ
Al	12	191,0	14,4	7	331	28	8	243	20	6	178	15
As	12	0,856	0,037				9	0,87	0,04	14	0,98	0,07
Cd	12	0,399	0,015	7	0,43	0,14	25	0,39 1	0,03 9	15	0,45 4	0,019
Cr	12	0,847	0,130	7	0,90	0,07	10	1,85	0,38	21	0,97	0,17
Cu	12	66,69	2,67	7	78,6	8,2	44	62,2	7,1	18	68,7	2,5
Fe	12	300,0	24,6	7	297	22	10	280	12	29	262	35
Hg	10	0,054	0,001	6	0,052	0,004				15	0,05 8	0,005
Ni	12	16,40	0,72	7	19,6	1,6	44	16	2,8	19	16,3	0,9
Pb	12	7,19	0,14	7	7,0	0,4	44	7,4	0,38	15	6,37	0,43
Sb	12	0,165	0,022				10	0,19 7	0,03 2	5	0,21	0,016
V	12	1,42	0,06	7	1,58	0,12	8	1,17	0,2	20	1,43	0,17
Zn	12	30,55	1,48	7	37,9	5,8	10	35,2	1,1	17	36,1	1,2

TABLEAU A3.2 Concentrations métalliques ($\mu\text{g/g}$) dosées dans le standard européen « Moss M3 » pour les campagnes de 2006 et 2000 et la valeur guide (Steinnes et al., 1997). *N* : nombre de valeurs disponibles, moy. : moyenne arithmétique, σ : écart-type.

Moss M3										
$\mu\text{g/g}$	Campagne 2006			Campagne 2000			Steinnes et al., 1997			
	<i>N</i>	moy.	σ	<i>N</i>	moy.	σ	<i>N</i>	moy.	σ	σ
Al	32	163,5	11,2	6	259	8	5	169		10
As	32	0,097	0,018				11	0,105		0,007
Cd	32	0,067	0,007	6	0,11	0,01	17	0,106		0,005
Cr	32	0,577	0,071	6	0,44	0,06	25	0,67		0,19
Cu	32	3,62	0,18	6	3,6	0,8	20	3,76		0,23
Fe	32	161,0	8,0	6	164	10	18	138		12
Hg	30	0,041	0,001	6	0,039	0,002	11	0,035		0,004
Ni	32	0,99	0,04	6	1,4	0,2	15	0,95		0,08
Pb	32	3,60	0,07	6	3,2	0,6	19	3,33		0,25
Sb	32	< 0,125					4	0,052		0,007
V	32	1,21	0,05	6	1,33	0,03	19	1,19		0,15
Zn	32	20,28	0,86	6	26,3	2,8	21	25,4		1,1

A3.2 Incertitude globale

Dix échantillons de *Pseudoscleropodium purum* (un échantillon = un pool de dix sous-prélèvements) ont été prélevés consécutivement sur l'un des sites de prélèvement de la campagne, afin d'évaluer la performance de la chaîne de traitement des échantillons, depuis le prélèvement jusqu'à l'analyse. Une fois prélevés, les dix échantillons ont suivi la chaîne de traitement (tri, déshydratation, broyage et analyse) indépendamment les uns des autres.

Les coefficients de variation sont représentés sous forme d'histogramme et comparés aux valeurs relevées avec le standard européen Moss M3, qui présente les valeurs de concentration les plus approchantes (Figure A3.1). La comparaison entre la reproductibilité du standard Moss M3 et des dix échantillons permet de distinguer la variabilité liée à l'analytique de celle liée à la collecte et au traitement (tri et broyage) des échantillons. Les coefficients de variation, calculés sur les dix échantillons de mousses, varient entre 4 % (Cu et Zn) et 28 % (Cr). Pour une majorité d'éléments, le pourcentage est inférieur ou de l'ordre de 10 %.

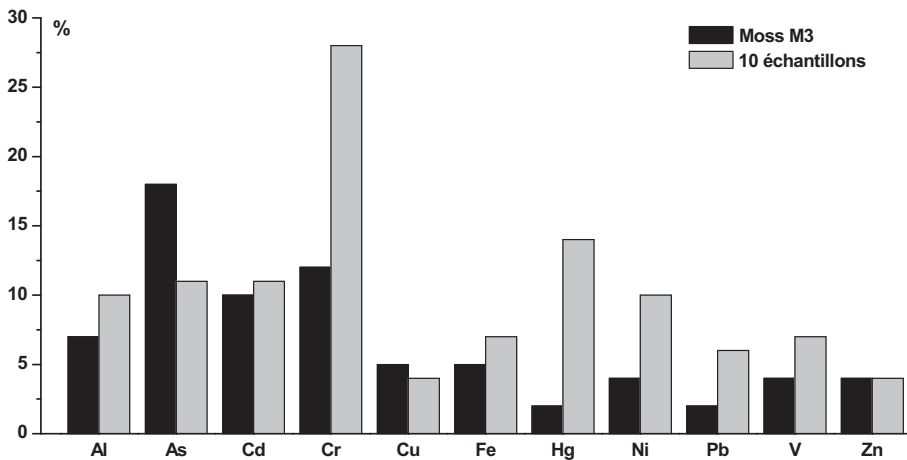


Figure A3.1 Histogramme comparatif des coefficients de variation (en %) calculés sur les 10 échantillons collectés sur le même site et sur le standard européen Moss M3 ($n = 32$).

Pour Cr, Hg et dans une moindre mesure Ni et Pb, la variabilité liée à l'ensemble de la chaîne de traitement des échantillons est supérieure à la variabilité analytique. Pour les autres éléments, la variabilité liée à l'ensemble de la chaîne de traitement des échantillons est identique à la variabilité analytique. Le prélèvement et le traitement des échantillons de mousses ne sont pas source de variabilité.

A3.3 Comparaison inter-campagnes

La comparaison analytique des campagnes 1996, 2000 et 2006 s'appuie sur :

- les comparaisons entre deux campagnes successives, comparaison 1996/2000 (Gombert *et al.*, 2005) et 2000/2006 ;

- le standard européen Moss M2 analysé lors des trois campagnes (Tableau A1.1).

Lors de la campagne 2000 du dispositif BRAMM sont réanalysés, en suivant le protocole analytique de 2000 (LISA), une vingtaine d'échantillons collectés et analysés en 1996 (LPS). Les conclusions de cette étude sont :

- pour Al, Cd, Fe, Ni, Pb, V et Zn, les deux séries ne sont pas significativement différentes (test de Mann-Whitney, $p > 0,05$) et les pentes des régressions linéaires sont proches de 1 (pour Ni, la pente diffère de 1) ;
- pour Cr et Cu, les deux séries sont significativement différentes (test de Mann-Whitney, $p < 0,05$) avec des régressions linéaires significatives => Cr : 1996 > 2000 et Cu : 1996 < 2000.

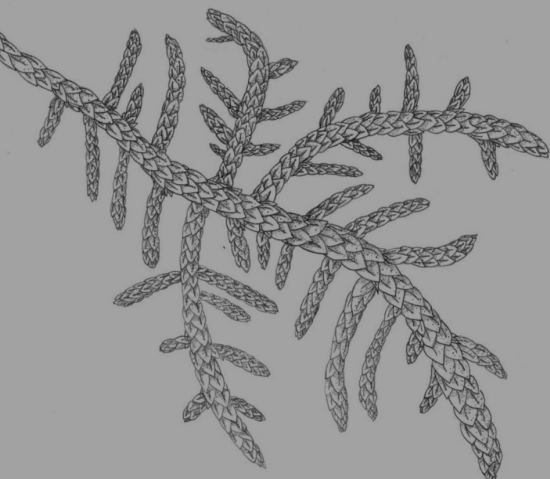
Lors des campagnes 2000 et 2006 du dispositif BRAMM, deux standards européens (Moss M2 et Moss M3) et un standard interne français (Ps_int : un échantillon de *Pleurozium schreberi* récolté en grande quantité lors de la campagne 2000) ont été régulièrement analysés. Les résultats des deux campagnes ont été comparés au moyen d'un test de Mann-Whitney (Tableau A3.3) :

- un seul standard sur les trois présente une différence de résultats : il n'y a pas de différence importante entre les campagnes 2000 et 2006 pour Fe et Pb ;
- deux standards sur les trois présentent une différence : il y a une différence, qui est fonction du niveau de concentration, entre les campagnes 2000 et 2006 pour Cd, Cr, Cu, Hg et Ni. Pour Cr et Hg, les résultats acquis en 2006 sont supérieurs à ceux obtenus en 2000, et inversement pour Cd, Cu et Ni ;
- les trois standards présentent une différence : entre les campagnes 2000 et 2006 pour Al, V et Zn, avec pour les trois éléments des résultats plus élevés en 2000.

TABLEAU A3.3 Comparaison des valeurs des deux standards européens (Moss M2 et Moss M3) et du standard interne français (Ps_int) mesurées lors des campagnes 2006 et 2000 au moyen du test de Mann-Whitney.

< : valeur de 2006 significativement inférieure à celle de 2000 (x : $p < 0,05$, xx : $p < 0,01$, xxx : $p < 0,001$) ; = : pas de différence significative.

	Mann-Whitney 2006/2000		
	Ps_int	Moss M2	Moss M3
Al	< xxx	< xxx	< xxx
As			
Cd	< xxx	=	< xxx
Cr	> xxx	=	> xx
Cu	< x	< xx	=
Fe	< x	=	=
Hg	> xxx	=	> x
Ni	=	< xxx	< xxx
Pb	> xx	=	=
Sb			
V	< xxx	< xx	< xxx
Zn	< xxx	< xx	< xxx



Annexe 4. Conventions de représentation et calculs statistiques

La médiane est préférée comme représentant d'un jeu de données plutôt que la moyenne car c'est un indicateur statistique indépendant des valeurs extrêmes, qui peuvent quelquefois résulter d'anomalies ou d'artéfacts. De plus, la médiane est un indicateur statistique plus commode en présence de valeurs faibles ou traces, inférieures au seuil de détection (limites de détection et de quantification).

A4.1 Valeurs atypiques

Pour définir les teneurs considérées comme étant élevées, l'approche retenue dans ce document repose sur la notion statistique de valeurs atypiques¹¹. Une valeur atypique correspond à une valeur qui diffère de façon significative de la tendance globale. Pour discriminer ces valeurs atypiques, le seuil retenu est calculé en se basant sur les quartiles, c'est-à-dire des statistiques d'ordre qui ne sont jamais influencés par les valeurs extrêmes (c'est-à-dire le minimum et le maximum, dans toute série de valeur) [Tukey, 1977]. Dans ce cas, une valeur est

11. Lors de la campagne BRAMM 2000 (Gombert *et al.*, 2005), une valeur considérée comme élevée a été définie par le percentile 98 (pour chaque élément, il y avait donc 2 % de « valeurs fortes »). Dans le présent document, puisque l'approche est différente, le nombre de valeurs atypiques pour chaque campagne pourra être supérieur ou inférieur à 2 %.

atypique si elle dépasse de 1,5 fois l'écart inter-quartile au-dessous du 1^{er} quartile ou au-dessus du 3^e quartile :

- valeur atypique haute : $\text{percentile } 75 + 1,5 \times (\text{percentile } 75 - \text{percentile } 25)$;
- valeur atypique basse : $\text{percentile } 25 - 1,5 \times (\text{percentile } 75 - \text{percentile } 25)$.

Dans le cadre de ce programme, les valeurs dites « atypiques », définissant les teneurs considérées comme élevées par rapport à l'ensemble des teneurs, sont représentées par les valeurs atypiques hautes.

A4.2 Représentation par les boîtes à moustaches

La boîte à moustaches est une représentation graphique de la distribution d'une série de valeurs (Figure A4.1). Elle permet de visualiser la dispersion des valeurs.

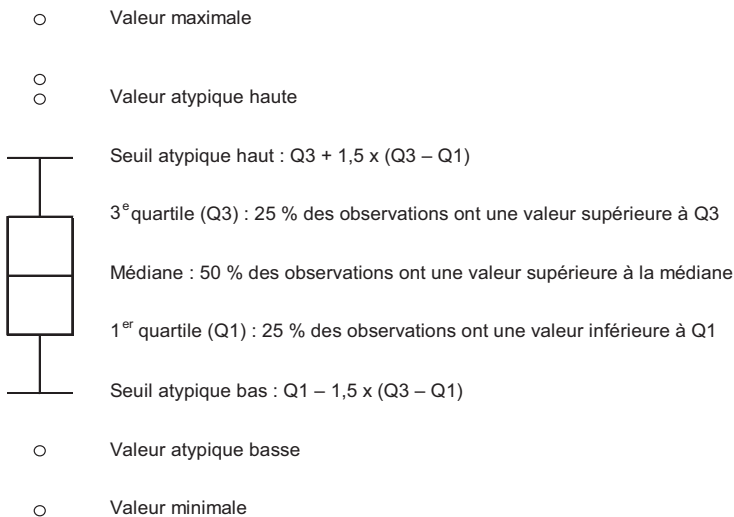


Figure A4.1 Signification des symboles du diagramme de boîte à moustaches.

Remarque : Selon la distribution des valeurs, il se peut qu'aucune valeur atypique basse ou haute ne soit caractérisée. Dans ce cas, la valeur minimale ou maximale coïncide avec le seuil des valeurs atypiques.

Une valeur atypique est donc une valeur définie statistiquement par rapport à un jeu de données et uniquement par rapport à la structure de ces données. Ainsi, une valeur qui s'avère atypique par rapport aux valeurs relevées dans une région n'est pas forcément atypique par rapport à l'ensemble des données collectées au plan national. Dans la suite du document, des valeurs atypiques seront calculées pour chaque région (exemple : Figure 2.6 pour le cadmium), pour chaque campagne de collecte (Annexe 5) et pour l'ensemble des trois campagnes de collecte.

A4.3 Représentations cartographiques

A4.3.1 Cartes de concentration

Les concentrations dans les mousses sont cartographiées sous forme de cartes « point par point » pour chaque élément métallique.

Dans le présent document réactualisé, les classes de valeurs sont redéfinies¹² pour mieux correspondre à la gamme de concentrations rencontrées en France. De ce fait, les données de biosurveillance des campagnes de 1996 et 2000 sont cartographiées selon ces nouvelles classes, avec les données de la campagne BRAMM 2006. Le seuil des valeurs atypiques est calculé en prenant en compte l'ensemble des valeurs issues des trois campagnes de collecte du dispositif BRAMM (1996, 2000 et 2006).

Les concentrations sont réparties dans huit classes pour pouvoir être cartographiées. Les sept premières classes présentent chacune un intervalle de concentration identique. Cet intervalle est égal à la valeur du seuil atypique divisé par sept (borne 1 = seuil des valeurs atypiques/7 ; borne 2 = 2 × borne 1 ; ...). La huitième classe correspond à l'ensemble des valeurs atypiques hautes de la distribution.

classe 8 =	seuil des valeurs atypiques —valeur maximale	} 7 classes de même intervalle
classe 7 =	6 x borne 1—seuil des valeurs atypiques	
classe 6 =	5 x borne 1—6 x borne 1	
classe 5 =	4 x borne 1—5 x borne 1	
classe 4 =	3 x borne 1—4 x borne 1	
classe 3 =	2 x borne 1—3 x borne 1	
classe 2 =	borne 1—2 x borne 1	
classe 1 =	0—borne 1	

A4.3.2 Cartes du rapport métal/aluminium pour les éléments terrigènes (Cr, Fe, Ni, V)

Pour le chrome, le fer, le nickel et le vanadium, quatre métaux naturellement abondants dans les sols, un deuxième jeu de cartographie a été élaboré pour permettre de différencier les apports d'origine anthropique des apports d'origine terrigène.

L'aluminium est utilisé comme traceur de la source d'origine terrigène : la teneur en métal est divisée par la teneur en aluminium pour chaque échantillon de mousse. Ainsi, le facteur terrigène est minimisé et les contaminations non terrigènes (anthropiques principalement, mais aussi naturelles non terrigènes) peuvent être évaluées. En toute rigueur, les ratios entre les teneurs en métal et en aluminium dans les sols devraient également être pris en compte ($[x/Al]$ mousse / $[x/Al]$ sol). Mais ces données n'étant pas disponibles pour l'ensemble du territoire français, nous estimons que le rapport métal/Al dans les mousses représente une

12. Pour les campagnes BRAMM 1996 et BRAMM 2000 (Galsomiès *et al.*, 1999 ; Gombert *et al.*, 2005), le mode de représentation des classes de concentrations choisi était conforme à celui proposé par le programme européen.

approximation acceptable des apports d'origine anthropique pour les métaux naturellement abondants dans les sols.

Cependant, l'aluminium peut être émis parfois par les usines d'extraction et de purification des métaux et celles qui utilisent l'aluminium. Ainsi, dans des cas exceptionnels, l'aluminium peut avoir une origine majoritairement anthropique. Par conséquent, cette série de cartes sera analysée avec une certaine prudence.

Le ratio métal/Al utilisé pour effectuer la cartographie est calculé de la manière suivante :

$$[(\mu\text{g/g de métal dans la mousse}) / (\mu\text{g/g d'Al dans la mousse})] \times 1\,000.$$

Les calculs des intervalles définissant les classes de concentrations à partir des valeurs atypiques sont inchangés.

La série de cartes obtenues permet, par comparaison avec les cartes des concentrations métalliques dans les mousses, de différencier les apports terrigènes des autres apports, majoritairement anthropiques.

A4.3.3 *Cartes des variations temporelles*

L'évolution temporelle des concentrations en métaux dans les mousses entre 1996 et 2006 est cartographiée à partir du taux de variation pour chaque élément et pour chaque site.

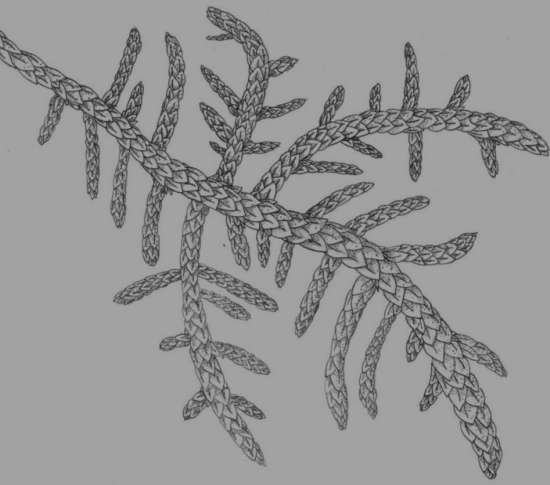
Le taux de variation, exprimé en pourcents, est calculé selon l'équation suivante :

$$\text{taux de variation}_{1996-2006} = 100 \times (C_{2006} - C_{1996}) / C_{1996}$$

où C_{1996} et C_{2006} sont les valeurs de concentration mesurées dans les mousses en 1996 et en 2006 sur un même site, soit 316 sites communs aux trois campagnes.

A4.4 **Calculs statistiques**

La significativité des variations temporelles des teneurs entre 1996 et 2006 est calculée par le test statistique de Wilcoxon réalisé sur les données correspondant aux 316 sites communs aux 3 campagnes ($p < 0,05$). Les résultats sont exprimés en pourcentage de sites présentant une variation significative des teneurs et en pourcentage de variation de la médiane.



Annexe 5. Résultats des campagnes 1996, 2000 et 2006 du dispositif BRAMM

Suivant les éléments et la campagne considérée, la série de valeurs suit une distribution normale, log-normale ou non normale (distribution ajustée par un test de Kolmogorov-Smirnov). La médiane est donc plus appropriée pour décrire la distribution que la moyenne arithmétique. Par conséquent, les tests statistiques (Tableau A5.1 ci-après) employés sont non paramétriques.

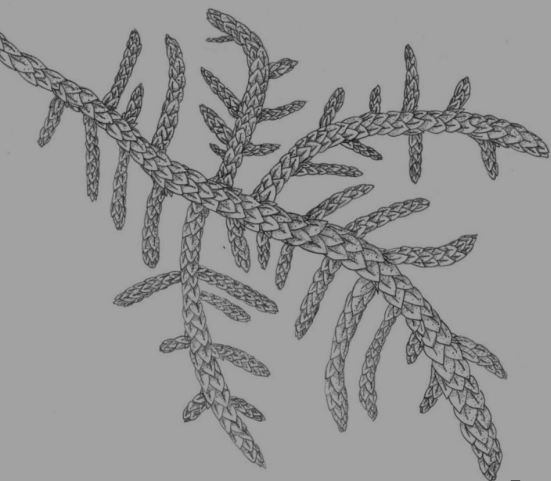
TABLEAU A5.1

Statistiques élémentaires des concentrations métalliques ($\mu\text{g/g}$) dans les échantillons de mousses des trois campagnes du dispositif BRAMM. Figure entre parenthèses le nombre de valeurs inférieures à la limite de quantification ou de détection ; le seuil et le nombre de valeurs atypiques sont calculés indépendamment pour chaque campagne.

Campagne 2006	Al	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Ni	Pb	Sb	V	Zn	N
Nombre de valeurs (< LQ)	536	536	536 (13)	536	536	536	536	536	536	536 (393)	536	536	88
Minimum ($\mu\text{g/g}$)	148	0,070	< 0,025	0,19	2,23	144	0,041	0,49	1,07	< 0,125	0,71	7,63	6,21
Quartile 1 ($\mu\text{g/g}$)	472	0,223	0,073	1,24	4,72	436	0,067	1,45	3,03	< 0,125	1,61	21,04	10,15
Médiane ($\mu\text{g/g}$)	896	0,369	0,111	2,04	5,77	713	0,084	2,21	4,41	< 0,125	2,36	27,76	12,60
Quartile 3 ($\mu\text{g/g}$)	1 786	0,617	0,163	3,45	7,28	1 472	0,104	3,35	6,64	0,130	3,94	34,98	15,45
Maximum ($\mu\text{g/g}$)	9 818	13,500	0,825	22,49	14,15	9 320	0,219	18,40	60,11	0,803	21,47	142,6	21,80
Seuil atypique ($\mu\text{g/g}$)	3 754	1,200	0,293	6,7	10,98	2 944	0,159	6,03	12		7,37	54,85	21,80
Nombre de valeurs atypiques	37	57	26	31	16	34	12	28	41		32	25	0
CV %	96	152	71	82	33	97	32	69	80		79	48	28

Campagne 2000	Al	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Ni	Pb	Sb	V	Zn
Nombre de valeurs (< LD)	528		528	528	528	527	528	528	528		528	526
Minimum ($\mu\text{g/g}$)	157		0,04	0,16	2,2	123	0,028	0,7	1,0		1,04	13,4
Quartile 1 ($\mu\text{g/g}$)	687		0,15	1,02	5,2	415	0,057	1,7	4,2		2,15	30,8
Médiane ($\mu\text{g/g}$)	1 156		0,20	1,69	6,4	654	0,070	2,3	5,7		2,89	40,6
Quartile 3 ($\mu\text{g/g}$)	1 856		0,26	2,59	8,2	1 029	0,087	3,1	8,0		4,30	61,6
Maximum ($\mu\text{g/g}$)	11 731		1,36	15,45	28,4	7 919	0,207	19,2	44,4		17,51	294,2
Seuil atypique ($\mu\text{g/g}$)	3 533		0,42	4,90	12,3	1 933	0,132	5,1	13,3		7,31	107,4
Nombre de valeurs atypiques	34		23	23	31	32	26	25	28		31	23
CV %	85		52	82	46	82	37	60	63		62	59

Campagne 1996	Al	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Ni	Pb	Sb	V	Zn
Nombre de valeurs (< LD)	510	505 (2)	509 (18)	511	510 (3)	511		409	510	511 (2)	510	511 (3)
Minimum ($\mu\text{g/g}$)	51	0,05	< 0,03	0,70	< 0,30	167		0,07	2,50	< 0,02	0,60	< 1
Quartile 1 ($\mu\text{g/g}$)	487	0,20	0,14	2,10	4,02	372		1,20	6,43	0,14	1,80	26
Médiane ($\mu\text{g/g}$)	787	0,30	0,20	3,16	5,30	549		1,94	8,80	0,20	2,46	32
Quartile 3 ($\mu\text{g/g}$)	1 310	0,45	0,30	4,63	7,22	871		3,25	12,97	0,30	3,60	42
Maximum ($\mu\text{g/g}$)	1 410	7,50	1,40	32,40	33,10	5 900		21,08	106,77	1,46	17,00	120
Seuil atypique ($\mu\text{g/g}$)	2 510	0,82	0,53	8,40	11,86	1 560		6,30	21,85	0,51	6,30	66
Nombre de valeurs atypiques	33	39	27	36	22	35		21	42	39	38	17
CV %	115	133	66	85	51	86		94	85	76	68	42



Annexe 6. Évolution des dépôts estimés dans les mousses de 1996 à 2006

TABEAU A6.1 Résultats des tests statistiques sur les variations temporelles ($n = 316$).
 $96 > 00$: fréquence exprimée en % du nombre de valeurs de la campagne 1996 supérieures à
 2000 ; ns : non significatif, x : $p < 0,05$, xx : $p < 0,01$, xxx : $p < 0,001$.

	1996/2000		2000 / 2006		1996/2006	
	Wilcoxon	96 > 00	Wilcoxon	00 > 06	Wilcoxon	96 > 06
Al	xxx ↗	29	xx ↘	63	xxx ↗	42
As					xxx ↗	39
Cd	x ↘	56	xxx ↘	88	xxx ↘	85
Cr	xxx ↘	81	xxx ↗	36	xxx ↘	71
Cu	xxx ↗	34	xxx ↘	66	xx ↗	43
Fe	xxx ↗	39	xxx ↗	35	xxx ↗	30
Hg			xxx ↗	28		
Ni*	xxx ↗	32	ns →	53	xxx ↗	35
Pb	xxx ↘	81	xxx ↘	73	xxx ↘	86
Sb					xxx ↘	76
V	xxx ↗	35	xxx ↘	64	ns →	50
Zn	xxx ↗	30	xxx ↘	67	xxx ↘	84

* $n = 259$.

Vj k' r ci g' k' p v g p v k q p c m (' h g h ' d i e p m



Annexe 7. Statistiques élémentaires relatives aux différentes régions françaises

Voir les tableaux ci-après.

TABLEAU A7.1

Statistiques élémentaires des concentrations en Al dosés dans les mousses pour les 22 régions de France pour la campagne BRAMM 2006.

Aluminium	Campagne BRAMM 2006						
	Nombre de valeurs	Minimum (µg/g)	Quartile 1 (µg/g)	Médiane (µg/g)	Quartile 3 (µg/g)	Maximum (µg/g)	CV (%)
Alsace	9	209	338	477	767	6 612	158
Aquitaine	41	284	422	710	1 569	3 955	87
Auvergne	26	419	831	1 005	1 459	3 919	56
Basse-Normandie	22	211	332	502	673	1 778	72
Bourgogne	30	336	664	1 216	1 829	9 818	108
Bretagne	34	148	318	398	536	3 350	102
Centre	33	211	324	437	715	1 125	46
Champagne-Ardenne	25	316	540	863	1 420	3 081	68
Corse	11	1 483	1 855	2 218	3 139	4 475	36
Franche-Comté	17	559	749	1 682	2 984	4 900	67
Haute-Normandie	15	196	360	443	651	2 341	82
Île-de-France	16	235	379	566	1 236	1 727	62
Languedoc-Roussillon	26	511	1 385	1 933	3 131	7 792	64
Limousin	13	431	744	853	1 409	3 146	62
Lorraine	20	314	493	1 006	3 938	6 102	88
Midi-Pyrénées	40	593	993	1 278	2 185	6 500	76
Nord-Pas-de-Calais	8	184	309	423	521	825	43
Pays de la Loire	31	178	374	466	611	1 103	40
Picardie	19	255	400	584	1 624	6 863	120
Poitou-Charentes	29	238	493	622	1 178	3 829	79
Provence-Alpes-Côte d'Azur	33	440	2 162	2 965	3 494	5 394	34
Rhône-Alpes	38	592	938	1 459	2 240	7 963	74
France	536	148	472	896	1 786	9 818	96

TABLEAU A7.2

Statistiques élémentaires des concentrations en Al dosés dans les mousses pour les 22 régions de France pour la campagne BRAMM 2000.

Aluminium	Campagne BRAMM 2000						
	Nombre de valeurs	Minimum (µg/g)	Quartile 1 (µg/g)	Médiane (µg/g)	Quartile 3 (µg/g)	Maximum (µg/g)	CV (%)
Alsace	9	513	586	624	1 502	1 930	57
Aquitaine	40	392	856	1 161	1 608	6 481	80
Auvergne	26	703	1 064	1 365	1 661	2 979	37
Basse-Normandie	22	157	391	494	875	1 538	60
Bourgogne	31	563	1 066	1 369	2 189	10 815	102
Bretagne	32	174	446	552	659	1 458	46
Centre	34	347	658	901	1 273	5 470	86
Champagne-Ardenne	25	394	565	646	824	3 632	79
Corse	11	1 606	2 370	2 550	3 504	1 1731	74
Franche-Comté	17	595	741	1 021	1 466	2 709	52
Haute-Normandie	14	279	401	559	1 055	3 715	98
Île-de-France	15	586	660	754	1 703	3 613	78
Languedoc-Roussillon	25	1 023	1 697	2 538	3 422	6 611	48
Limousin	11	1 413	1 790	2 065	2 521	3 026	24
Lorraine	20	444	1 328	1 515	1 994	3 763	43
Midi-Pyrénées	39	679	1 110	1 571	2 043	4 217	48
Nord-Pas-de-Calais	8	514	693	783	885	1 041	20
Pays de la Loire	31	414	501	625	747	1 269	32
Picardie	19	534	672	869	1 172	3 085	65
Poitou-Charentes	28	486	740	1 084	1 425	4 840	68
Provence-Alpes-Côte d'Azur	33	1 399	1 825	2 053	2 493	7 532	47
Rhône-Alpes	38	508	1 167	1 594	2 458	7 361	75
France	528	157	687	1 156	1 856	11 731	85

TABLEAU A7.3

Statistiques élémentaires des concentrations en Al dosés dans les mousses pour les 22 régions de France pour la campagne BRAMM 1996.

Aluminium	Campagne BRAMM 1996						
	Nombre de valeurs	Minimum (µg/g)	Quartile 1 (µg/g)	Médiane (µg/g)	Quartile 3 (µg/g)	Maximum (µg/g)	CV (%)
Alsace	9	397	440	505	665	1 280	49
Aquitaine	38	272	452	682	1 146	5 460	98
Auvergne	28	301	501	889	1 325	14 100	178
Basse-Normandie	20	243	365	484	566	1 310	48
Bourgogne	30	276	455	673	1 146	13 900	190
Bretagne	17	239	482	726	1 550	4 840	92
Centre	36	243	434	642	961	3 700	79
Champagne-Ardenne	26	263	483	766	1 626	11 600	149
Corse	3	1 435	1 520	1 605	2 285	2 965	34
Franche-Comté	17	269	544	1 010	1 190	5 700	101
Haute-Normandie	12	310	379	430	572	4 180	123
Île-de-France	30	330	466	732	1 110	2 295	57
Languedoc-Roussillon	25	530	937	1 485	2 820	4 710	69
Limousin	14	280	389	535	745	2 245	75
Lorraine	20	247	431	864	1 336	2 480	69
Midi-Pyrénées	42	375	632	908	1 651	4 290	80
Nord-Pas-de-Calais	7	208	282	1 040	1 405	1 930	69
Pays de la Loire	20	51	452	698	817	4 525	104
Picardie	21	259	599	717	1 360	5 565	103
Poitou-Charentes	32	281	579	693	1 159	3 670	78
Provence-Alpes-Côte d'Azur	28	653	933	1 265	1 790	2 080	35
Rhône-Alpes	35	338	797	1 100	1 395	6 540	93
France	510	51	487	787	1 310	14 100	115

TABLEAU A7.4

Statistiques élémentaires des concentrations en As dosés dans les mousses pour les 22 régions de France pour la campagne BRAMM 2006.

Arsenic	Campagne BRAMM 2006						
	Nombre de valeurs	Minimum (µg/g)	Quartile 1 (µg/g)	Médiane (µg/g)	Quartile 3 (µg/g)	Maximum (µg/g)	CV (%)
Alsace	9	0,138	0,223	0,402	0,483	1,680	91
Aquitaine	41	0,126	0,175	0,360	0,579	2,220	89
Auvergne	26	0,206	0,345	0,604	1,320	4,680	103
Basse-Normandie	22	0,083	0,153	0,236	0,290	0,585	56
Bourgogne	30	0,130	0,316	0,497	0,770	3,460	102
Bretagne	34	0,070	0,160	0,205	0,269	2,790	149
Centre	33	0,092	0,152	0,195	0,384	1,370	84
Champagne-Ardenne	25	0,185	0,242	0,340	0,607	2,300	89
Corse	11	0,237	0,325	0,358	0,527	0,766	40
Franche-Comté	17	0,256	0,413	0,552	1,180	2,090	64
Haute-Normandie	15	0,086	0,141	0,198	0,276	0,922	78
Île-de-France	16	0,095	0,160	0,284	0,407	0,816	64
Languedoc-Roussillon	26	0,223	0,364	0,546	1,105	13,500	205
Limousin	13	0,229	0,298	0,417	1,160	1,600	73
Lorraine	20	0,210	0,382	0,573	1,080	5,630	128
Midi-Pyrénées	40	0,165	0,297	0,493	0,919	4,710	121
Nord-Pas-de-Calais	8	0,086	0,147	0,198	0,308	0,390	45
Pays de la Loire	31	0,104	0,148	0,211	0,288	0,589	45
Picardie	19	0,129	0,182	0,290	0,593	1,940	98
Poitou-Charentes	29	0,119	0,208	0,287	0,401	2,350	104
Provence-Alpes-Côte d'Azur	33	0,207	0,444	0,550	0,678	1,110	37
Rhône-Alpes	38	0,244	0,379	0,501	0,769	5,850	128
France	536	0,070	0,223	0,369	0,617	13,500	152

TABLEAU A7.5

Statistiques élémentaires des concentrations en As dosés dans les mousses pour les 22 régions de France pour la campagne BRAMM 1996.

Arsenic	Campagne BRAMM 1996						
	Nombre de valeurs	Minimum (µg/g)	Quartile 1 (µg/g)	Médiane (µg/g)	Quartile 3 (µg/g)	Maximum (µg/g)	CV (%)
Alsace	9	0,18	0,20	0,30	0,40	0,40	31
Aquitaine	39	0,05	0,17	0,25	0,45	0,84	61
Auvergne	27	< 0,1	0,24	0,33	0,42	7,50	206
Basse-Normandie	20	0,09	0,14	0,20	0,25	0,60	54
Bourgogne	29	0,17	0,22	0,30	0,37	1,10	61
Bretagne	17	0,09	0,17	0,20	0,34	0,53	50
Centre	36	0,10	0,20	0,25	0,30	1,60	85
Champagne-Ardenne	26	0,11	0,25	0,30	0,40	1,50	79
Corse	3	0,15	0,18	0,20	0,25	0,30	29
Franche-Comté	17	0,16	0,20	0,30	0,40	3,90	153
Haute-Normandie	12	0,13	0,15	0,20	0,32	0,40	43
Île-de-France	30	0,20	0,30	0,40	0,50	1,00	49
Languedoc-Roussillon	25	0,15	0,30	0,56	1,02	5,10	122
Limousin	14	0,13	0,20	0,29	0,46	1,94	105
Lorraine	20	0,20	0,29	0,40	0,65	2,20	82
Midi-Pyrénées	42	0,15	0,24	0,39	0,63	5,13	130
Nord-Pas-de-Calais	6	0,13	0,16	0,29	0,52	0,61	58
Pays de la Loire	20	0,14	0,20	0,28	0,40	0,60	45
Picardie	21	0,10	0,22	0,34	0,47	1,20	62
Poitou-Charentes	32	0,10	0,20	0,29	0,40	2,71	114
Provence-Alpes-Côte d'Azur	28	0,10	0,26	0,34	0,46	1,22	56
Rhône-Alpes	32	0,15	0,25	0,35	0,49	4,19	136
France	505	0,05	0,20	0,30	0,45	7,50	133

TABLEAU A7.6

Statistiques élémentaires des concentrations en Cd dosés dans les mousses pour les 22 régions de France pour la campagne BRAMM 2006.

Cadmium	Campagne BRAMM 2006						
	Nombre de valeurs	Minimum (µg/g)	Quartile 1 (µg/g)	Médiane (µg/g)	Quartile 3 (µg/g)	Maximum (µg/g)	CV (%)
Alsace	9	0,072	0,090	0,124	0,163	0,184	32
Aquitaine	41	0,033	0,096	0,114	0,139	0,235	37
Auvergne	26	0,046	0,083	0,118	0,158	0,255	43
Basse-Normandie	22	< 0,025	0,084	0,117	0,139	0,253	46
Bourgogne	30	0,031	0,080	0,098	0,125	0,211	39
Bretagne	34	< 0,025	0,036	0,048	0,074	0,517	118
Centre	33	0,043	0,064	0,076	0,112	0,280	49
Champagne-Ardenne	25	0,055	0,118	0,140	0,276	0,674	71
Corse	11	0,035	0,097	0,123	0,130	0,193	35
Franche-Comté	17	0,082	0,096	0,148	0,211	0,354	50
Haute-Normandie	15	0,091	0,132	0,164	0,202	0,285	32
Île-de-France	16	0,034	0,135	0,163	0,210	0,301	36
Languedoc-Roussillon	26	0,044	0,100	0,125	0,147	0,254	37
Limousin	13	0,088	0,119	0,143	0,203	0,265	34
Lorraine	20	0,061	0,093	0,143	0,182	0,393	51
Midi-Pyrénées	40	< 0,025	0,049	0,067	0,094	0,322	82
Nord-Pas-de-Calais	8	0,060	0,147	0,241	0,540	0,825	75
Pays de la Loire	31	0,026	0,058	0,078	0,165	0,266	60
Picardie	19	0,047	0,190	0,227	0,288	0,612	54
Poitou-Charentes	29	0,032	0,051	0,073	0,111	0,314	72
Provence-Alpes-Côte d'Azur	33	< 0,025	0,064	0,091	0,120	0,390	66
Rhône-Alpes	38	0,081	0,105	0,146	0,202	0,350	45
France	536	< 0,025	0,073	0,111	0,163	0,825	71

TABLEAU A7.7

Statistiques élémentaires des concentrations en Cd dosés dans les mousses pour les 22 régions de France pour la campagne BRAMM 2000.

Cadmium	Campagne BRAMM 2000						
	Nombre de valeurs	Minimum (µg/g)	Quartile 1 (µg/g)	Médiane (µg/g)	Quartile 3 (µg/g)	Maximum (µg/g)	CV (%)
Alsace	9	0,10	0,11	0,14	0,15	0,30	39
Aquitaine	40	0,10	0,18	0,22	0,29	0,44	37
Auvergne	26	0,13	0,18	0,22	0,24	0,44	31
Basse-Normandie	22	0,04	0,06	0,10	0,14	0,29	51
Bourgogne	31	0,10	0,16	0,19	0,25	0,47	39
Bretagne	32	0,05	0,09	0,12	0,15	0,20	33
Centre	34	0,13	0,18	0,23	0,29	0,45	32
Champagne-Ardenne	25	0,15	0,21	0,25	0,33	0,86	48
Corse	11	0,09	0,14	0,18	0,29	0,40	44
Franche-Comté	17	0,14	0,18	0,26	0,30	0,66	46
Haute-Normandie	14	0,09	0,25	0,31	0,38	0,45	32
Île-de-France	15	0,18	0,24	0,29	0,33	0,50	28
Languedoc-Roussillon	25	0,12	0,19	0,23	0,25	0,44	35
Limousin	11	0,15	0,18	0,20	0,24	0,38	31
Lorraine	20	0,09	0,16	0,22	0,26	0,46	39
Midi-Pyrénées	39	0,06	0,11	0,15	0,19	0,30	37
Nord-Pas-de-Calais	8	0,28	0,35	0,43	0,53	1,36	62
Pays de la Loire	31	0,07	0,11	0,15	0,19	0,26	34
Picardie	19	0,14	0,25	0,29	0,34	0,57	37
Poitou-Charentes	28	0,08	0,11	0,15	0,19	0,46	48
Provence-Alpes-Côte d'Azur	33	0,07	0,14	0,18	0,23	0,30	32
Rhône-Alpes	38	0,12	0,19	0,23	0,32	0,48	35
France	528	0,04	0,15	0,20	0,26	1,36	52

TABLEAU A7.8

Statistiques élémentaires des concentrations en Cd dosés dans les mousses pour les 22 régions de France pour la campagne BRAMM 1996.

Cadmium	Campagne BRAMM 1996						
	Nombre de valeurs	Minimum (µg/g)	Quartile 1 (µg/g)	Médiane (µg/g)	Quartile 3 (µg/g)	Maximum (µg/g)	CV (%)
Alsace	9	0,17	0,23	0,30	0,35	0,40	26
Aquitaine	39	< 0,03	0,09	0,12	0,20	0,84	87
Auvergne	28	< 0,03	0,13	0,20	0,27	0,39	45
Basse-Normandie	20	0,06	0,12	0,20	0,30	0,40	50
Bourgogne	30	< 0,03	0,18	0,21	0,27	0,48	43
Bretagne	17	0,05	0,12	0,14	0,15	0,56	71
Centre	35	< 0,03	0,15	0,19	0,23	0,40	40
Champagne-Ardenne	26	0,15	0,32	0,40	0,57	1,40	53
Corse	3	0,10	0,14	0,17	0,19	0,20	27
Franche-Comté	17	0,16	0,27	0,32	0,39	0,69	37
Haute-Normandie	12	0,07	0,19	0,26	0,27	0,60	54
Île-de-France	30	0,13	0,25	0,36	0,60	1,20	59
Languedoc-Roussillon	25	0,04	0,15	0,22	0,28	0,78	63
Limousin	14	0,07	0,19	0,28	0,39	0,48	41
Lorraine	20	0,12	0,24	0,27	0,34	0,45	31
Midi-Pyrénées	42	0,05	0,11	0,16	0,22	0,60	59
Nord-Pas-de-Calais	7	0,16	0,19	0,22	0,41	0,49	42
Pays de la Loire	20	0,08	0,14	0,17	0,20	0,37	40
Picardie	21	0,14	0,21	0,34	0,39	0,94	52
Poitou-Charentes	32	< 0,03	0,14	0,17	0,20	0,28	31
Provence-Alpes-Côte d'Azur	28	< 0,03	0,08	0,13	0,18	0,30	53
Rhône-Alpes	34	0,10	0,21	0,26	0,35	0,60	39
France	509	< 0,03	0,14	0,20	0,30	1,40	66

TABLEAU A7.9

Statistiques élémentaires des concentrations en Cr dosés dans les mousses pour les 22 régions de France pour la campagne BRAMM 2006.

Chrome	Campagne BRAMM 2006						
	Nombre de valeurs	Minimum (µg/g)	Quartile 1 (µg/g)	Médiane (µg/g)	Quartile 3 (µg/g)	Maximum (µg/g)	CV (%)
Alsace	9	1,02	1,24	1,57	2,17	11,30	110
Aquitaine	41	0,79	1,10	1,58	3,54	6,54	67
Auvergne	26	1,42	1,95	2,31	2,65	6,98	52
Basse-Normandie	22	0,58	1,01	1,62	2,17	4,60	53
Bourgogne	30	0,83	1,96	2,54	3,77	22,49	105
Bretagne	34	0,19	0,79	0,98	1,26	4,21	60
Centre	33	0,33	0,81	1,09	1,44	5,73	74
Champagne-Ardenne	25	1,26	1,65	2,39	3,85	9,14	62
Corse	11	1,83	2,91	3,79	4,54	5,97	31
Franche-Comté	17	1,09	1,53	2,43	5,08	8,50	65
Haute-Normandie	15	0,77	0,93	1,44	1,98	5,49	76
Île-de-France	16	0,83	1,54	2,08	3,13	5,01	53
Languedoc-Roussillon	26	0,82	1,89	2,72	4,54	10,64	65
Limousin	13	0,74	1,05	1,45	1,74	6,22	77
Lorraine	20	1,20	2,29	4,35	7,47	9,56	61
Midi-Pyrénées	40	0,84	1,38	2,11	3,05	9,96	74
Nord-Pas-de-Calais	8	0,64	1,72	2,41	3,53	6,43	63
Pays de la Loire	31	0,59	0,81	1,02	1,42	2,48	43
Picardie	19	0,90	1,70	2,50	3,67	11,67	84
Poitou-Charentes	29	0,66	1,05	1,52	2,85	4,57	59
Provence-Alpes-Côte d'Azur	33	1,77	3,22	3,97	4,74	8,80	39
Rhône-Alpes	38	1,27	1,99	3,21	4,84	12,22	65
France	536	0,19	1,24	2,04	3,45	22,49	82

TABEAU A7.10 *Statistiques élémentaires des concentrations en Cr dosés dans les mousses pour les 22 régions de France pour la campagne BRAMM 2000.*

Chrome	Campagne BRAMM 2000						
	Nombre de valeurs	Minimum (µg/g)	Quartile 1 (µg/g)	Médiane (µg/g)	Quartile 3 (µg/g)	Maximum (µg/g)	CV (%)
Alsace	9	0,89	1,05	1,38	2,51	4,44	59
Aquitaine	40	0,62	1,15	1,66	2,55	6,05	63
Auvergne	26	0,94	1,59	1,84	2,23	4,05	37
Basse-Normandie	22	0,47	0,63	0,81	1,28	2,85	58
Bourgogne	31	0,70	1,44	2,02	3,06	12,55	91
Bretagne	32	0,16	0,42	0,62	0,74	1,80	49
Centre	34	0,53	0,95	1,38	1,75	6,26	74
Champagne-Ardenne	25	0,52	0,90	1,15	1,53	4,83	66
Corse	11	2,03	2,57	2,98	3,28	5,51	30
Franche-Comté	17	0,84	1,13	1,74	2,12	4,69	53
Haute-Normandie	14	0,43	0,66	0,96	1,73	5,81	92
Île-de-France	15	0,83	1,17	1,57	2,36	4,90	58
Languedoc-Roussillon	25	1,18	2,44	2,98	4,01	6,81	43
Limousin	11	0,99	1,39	1,53	1,90	2,27	23
Lorraine	20	1,42	2,23	2,56	3,04	5,78	36
Midi-Pyrénées	39	0,94	1,29	1,87	2,20	4,18	40
Nord-Pas-de-Calais	8	0,77	1,38	2,24	2,82	3,78	46
Pays de la Loire	31	0,40	0,61	0,77	0,88	1,44	31
Picardie	19	0,98	1,26	1,58	2,75	3,87	47
Poitou-Charentes	28	0,58	0,81	1,29	1,61	4,05	55
Provence-Alpes-Côte d'Azur	33	1,87	2,58	3,09	3,87	15,45	69
Rhône-Alpes	38	0,74	1,74	2,61	3,46	14,08	83
France	528	0,16	1,02	1,69	2,59	15,45	82

TABEAU A7.11 *Statistiques élémentaires des concentrations en Cr dosés dans les mousses pour les 22 régions de France pour la campagne BRAMM 1996.*

Chrome	Campagne BRAMM 1996						
	Nombre de valeurs	Minimum (µg/g)	Quartile 1 (µg/g)	Médiane (µg/g)	Quartile 3 (µg/g)	Maximum (µg/g)	CV (%)
Alsace	9	1,60	2,20	3,00	3,78	10,00	65
Aquitaine	39	1,00	2,28	2,99	3,79	10,00	57
Auvergne	28	1,16	1,82	2,63	3,30	21,00	105
Basse-Normandie	20	0,71	1,96	2,48	3,48	7,40	56
Bourgogne	30	1,36	2,33	3,27	4,55	28,40	108
Bretagne	17	1,30	1,60	1,85	3,02	5,63	49
Centre	36	0,86	1,90	2,52	3,82	8,90	58
Champagne-Ardenne	26	1,61	2,48	3,75	5,80	11,00	54
Corse	3	2,60	2,90	3,20	3,50	3,80	15
Franche-Comté	17	1,53	2,30	3,30	4,40	9,60	57
Haute-Normandie	12	1,50	2,18	2,80	3,59	25,80	134
Île-de-France	30	1,30	2,50	3,95	4,75	9,50	44
Languedoc-Roussillon	25	1,30	2,65	3,62	5,94	10,40	59
Limousin	14	0,71	1,16	1,59	1,88	3,00	40
Lorraine	20	1,90	4,58	5,55	7,80	11,00	41
Midi-Pyrénées	42	1,37	1,90	2,61	4,20	15,20	73
Nord-Pas-de-Calais	7	1,94	2,16	5,29	6,09	7,62	49
Pays de la Loire	20	1,30	1,88	2,79	4,25	16,00	86
Picardie	21	2,00	3,23	4,45	5,62	32,40	107
Poitou-Charentes	32	1,30	1,72	2,54	3,43	16,00	88
Provence-Alpes-Côte d'Azur	28	0,70	3,00	3,70	4,73	27,30	97
Rhône-Alpes	35	1,46	2,85	3,80	5,41	16,40	71
France	511	0,70	2,10	3,16	4,63	32,40	85

TABEAU A7.12 *Statistiques élémentaires des concentrations en Cu dosés dans les mousses pour les 22 régions de France pour la campagne BRAMM 2006.*

Cuivre	Campagne BRAMM 2006						
	Nombre de valeurs	Minimum (µg/g)	Quartile 1 (µg/g)	Médiane (µg/g)	Quartile 3 (µg/g)	Maximum (µg/g)	CV (%)
Alsace	9	4,70	5,06	5,87	8,52	11,18	31
Aquitaine	41	3,74	4,50	6,03	7,64	11,72	32
Auvergne	26	3,20	5,14	5,57	6,33	12,81	34
Basse-Normandie	22	3,59	4,78	5,97	6,93	8,23	23
Bourgogne	30	3,23	4,49	5,56	7,09	14,02	37
Bretagne	34	2,97	4,62	5,48	6,01	8,39	25
Centre	33	3,80	4,41	5,14	6,85	9,97	27
Champagne-Ardenne	25	3,09	4,82	5,63	6,86	12,89	38
Corse	11	3,28	4,15	4,66	4,90	6,24	18
Franche-Comté	17	4,52	6,26	7,22	9,04	11,32	25
Haute-Normandie	15	2,70	5,43	5,72	6,08	7,19	17
Île-de-France	16	5,04	5,97	7,31	8,14	11,19	23
Languedoc-Roussillon	26	3,64	5,29	7,09	8,96	11,49	32
Limousin	13	3,55	4,20	5,52	8,86	11,23	39
Lorraine	20	3,95	5,17	5,87	6,52	9,73	23
Midi-Pyrénées	40	2,23	4,36	4,92	6,55	9,94	33
Nord-Pas-de-Calais	8	3,07	5,16	6,52	8,27	10,45	35
Pays de la Loire	31	3,43	4,24	5,10	5,63	9,15	24
Picardie	19	3,91	5,73	7,19	9,22	11,91	31
Poitou-Charentes	29	2,81	4,17	5,10	6,16	12,28	34
Provence-Alpes-Côte d'Azur	33	3,90	4,88	5,89	7,56	14,15	36
Rhône-Alpes	38	3,72	6,63	7,41	9,23	13,48	27
France	536	2,23	4,72	5,77	7,28	14,15	33

TABEAU A7.13 *Statistiques élémentaires des concentrations en Cu dosés dans les mousses pour les 22 régions de France pour la campagne BRAMM 2000.*

Cuivre	Campagne BRAMM 2000						
	Nombre de valeurs	Minimum (µg/g)	Quartile 1 (µg/g)	Médiane (µg/g)	Quartile 3 (µg/g)	Maximum (µg/g)	CV (%)
Alsace	9	4,2	4,8	5,5	6,1	6,2	13
Aquitaine	40	2,8	4,7	5,5	6,3	15,5	46
Auvergne	26	2,9	3,9	4,7	5,1	6,7	21
Basse-Normandie	22	2,2	4,2	4,9	6,1	8,7	30
Bourgogne	31	2,4	4,4	5,6	8,4	26,4	69
Bretagne	32	3,5	5,6	6,7	7,6	10,2	24
Centre	34	4,9	6,8	8,0	9,3	21,2	35
Champagne-Ardenne	25	4,0	5,6	6,3	7,1	11,5	27
Corse	11	3,4	5,2	6,0	6,6	8,0	21
Franche-Comté	17	3,7	4,7	5,6	7,1	11,2	31
Haute-Normandie	14	3,3	5,1	5,6	6,4	13,2	37
Île-de-France	15	4,4	7,6	8,1	11,4	16,6	34
Languedoc-Roussillon	25	4,2	6,1	10,1	12,3	18,7	39
Limousin	11	3,7	4,9	6,6	8,0	9,4	29
Lorraine	20	2,7	3,9	4,7	5,8	7,6	28
Midi-Pyrénées	39	3,6	5,5	6,4	7,5	15,7	31
Nord-Pas-de-Calais	8	4,4	5,5	6,6	9,5	15,2	42
Pays de la Loire	31	4,0	5,5	6,0	6,4	9,9	21
Picardie	19	5,6	7,7	9,7	11,1	21,9	37
Poitou-Charentes	28	4,7	6,9	8,0	8,9	28,4	47
Provence-Alpes-Côte d'Azur	33	3,4	5,9	7,5	8,6	26,3	52
Rhône-Alpes	38	5,0	6,8	8,5	11,2	17,5	32
France	528	2,2	5,2	6,4	8,2	28,4	46

TABEAU A7.14 *Statistiques élémentaires des concentrations en Cu dosés dans les mousses pour les 22 régions de France pour la campagne BRAMM 1996.*

Cuivre	Campagne BRAMM 1996						
	Nombre de valeurs	Minimum (µg/g)	Quartile 1 (µg/g)	Médiane (µg/g)	Quartile 3 (µg/g)	Maximum (µg/g)	CV (%)
Alsace	9	2,45	4,20	5,30	7,94	9,79	40
Aquitaine	39	2,90	4,16	5,20	5,96	15,90	40
Auvergne	28	< 0,30	3,54	4,87	5,92	9,50	39
Basse-Normandie	20	2,71	4,20	5,14	6,19	10,60	33
Bourgogne	30	2,10	4,19	5,42	7,48	17,10	49
Bretagne	17	2,87	3,05	3,96	5,49	7,80	38
Centre	36	< 0,30	4,04	4,62	5,52	13,61	44
Champagne-Ardenne	26	2,81	4,61	7,12	8,15	12,10	35
Corse	3	3,41	3,55	3,68	3,74	3,80	4
Franche-Comté	17	< 0,30	5,90	6,60	8,00	11,20	36
Haute-Normandie	12	2,20	3,91	4,81	6,83	10,40	43
Île-de-France	30	3,86	6,37	8,03	11,25	33,10	59
Languedoc-Roussillon	25	2,28	4,48	5,99	9,02	13,28	45
Limousin	14	2,85	3,95	4,66	6,24	8,59	31
Lorraine	20	2,95	3,60	4,65	5,64	9,00	34
Midi-Pyrénées	42	1,00	3,87	4,63	5,57	8,03	30
Nord-Pas-de-Calais	7	1,86	3,07	6,29	7,31	8,72	46
Pays de la Loire	20	2,69	3,97	4,51	5,91	10,46	34
Picardie	21	2,42	3,51	7,90	10,32	16,86	55
Poitou-Charentes	32	2,65	3,59	4,62	6,60	9,86	36
Provence-Alpes-Côte d'Azur	28	2,62	4,38	5,82	6,62	14,92	42
Rhône-Alpes	34	3,30	5,23	7,29	9,63	19,22	47
France	510	< 0,30	4,02	5,30	7,22	33,10	51

TABLEAU A7.15 *Statistiques élémentaires des concentrations en Fe dosés dans les mousses pour les 22 régions de France pour la campagne BRAMM 2006.*

Fer	Campagne BRAMM 2006						
	Nombre de valeurs	Minimum (µg/g)	Quartile 1 (µg/g)	Médiane (µg/g)	Quartile 3 (µg/g)	Maximum (µg/g)	CV (%)
Alsace	9	186	415	493	616	4 512	139
Aquitaine	41	189	323	576	1 269	2 944	83
Auvergne	26	355	672	799	1 072	3 177	60
Basse-Normandie	22	199	304	449	632	1 432	63
Bourgogne	30	298	517	1 028	1 847	9 320	114
Bretagne	34	144	306	358	514	2 045	80
Centre	33	195	307	358	503	2 239	76
Champagne-Ardenne	25	303	538	772	1 335	6 977	111
Corse	11	1 367	1 541	1 712	2 287	3 705	34
Franche-Comté	17	442	569	1 278	2 421	4 552	70
Haute-Normandie	15	225	355	453	593	2 120	76
Île-de-France	16	254	403	659	887	1 550	54
Languedoc-Roussillon	26	401	1 044	1 362	2 616	5 712	66
Limousin	13	341	544	612	865	2 317	61
Lorraine	20	237	721	1 343	3 158	5 914	80
Midi-Pyrénées	40	429	725	1 014	1 506	5 028	79
Nord-Pas-de-Calais	8	205	462	662	731	1 290	49
Pays de la Loire	31	188	328	434	558	720	32
Picardie	19	278	482	611	1 443	4 994	103
Poitou-Charentes	29	227	409	541	844	2 774	73
Provence-Alpes-Côte d'Azur	33	1 089	1 614	2 221	2 526	4 078	31
Rhône-Alpes	38	556	819	1 324	1 999	6 898	76
France	536	144	436	713	1 472	9 320	97

TABEAU A7.16 *Statistiques élémentaires des concentrations en Fe dosés dans les mousses pour les 22 régions de France pour la campagne BRAMM 2000.*

Fer	Campagne BRAMM 2000						
	Nombre de valeurs	Minimum (µg/g)	Quartile 1 (µg/g)	Médiane (µg/g)	Quartile 3 (µg/g)	Maximum (µg/g)	CV (%)
Alsace	8	313	372	403	589	1 077	53
Aquitaine	40	242	485	661	909	3 175	74
Auvergne	26	403	658	758	978	1 933	41
Basse-Normandie	22	173	264	313	515	1 809	78
Bourgogne	31	288	495	740	1 156	4 618	93
Bretagne	32	123	211	280	316	718	40
Centre	34	217	366	468	664	3 204	90
Champagne-Ardenne	25	201	337	430	507	2 017	77
Corse	11	854	1 233	1 395	1 965	7 919	91
Franche-Comté	17	315	454	651	802	1 794	54
Haute-Normandie	14	199	260	387	480	2 199	92
Île-de-France	15	358	440	488	918	2 179	70
Languedoc-Roussillon	25	585	978	1 313	1 741	3 143	43
Limousin	11	678	726	900	1 020	1 108	18
Lorraine	20	328	850	929	1 226	2 508	42
Midi-Pyrénées	39	378	593	852	1 015	2 058	44
Nord-Pas-de-Calais	8	341	478	688	789	1 033	33
Pays de la Loire	31	227	313	357	437	625	27
Picardie	19	372	437	568	826	1 697	53
Poitou-Charentes	28	235	364	556	643	2 532	71
Provence-Alpes-Côte d'Azur	33	772	1 015	1 178	1 339	3 474	43
Rhône-Alpes	38	270	574	847	1 327	3 416	68
France	527	123	415	654	1 029	7 919	82

TABEAU A7.17 *Statistiques élémentaires des concentrations en Fe dosés dans les mousses pour les 22 régions de France pour la campagne BRAMM 1996.*

Fer	Campagne BRAMM 1996						
	Nombre de valeurs	Minimum (µg/g)	Quartile 1 (µg/g)	Médiane (µg/g)	Quartile 3 (µg/g)	Maximum (µg/g)	CV (%)
Alsace	9	302	340	434	558	869	38
Aquitaine	39	187	303	407	692	2 400	76
Auvergne	28	237	399	485	940	5 900	128
Basse-Normandie	20	176	293	336	426	911	45
Bourgogne	30	247	348	454	631	2 800	80
Bretagne	17	174	341	459	698	1 090	48
Centre	36	167	300	444	611	2 510	78
Champagne-Ardenne	26	290	392	650	883	3 400	82
Corse	3	820	970	1 120	1 400	1 680	30
Franche-Comté	17	233	432	550	898	3 990	100
Haute-Normandie	12	273	329	378	488	1 000	50
Île-de-France	30	280	406	716	937	1 640	47
Languedoc-Roussillon	25	366	535	763	1 770	3 325	71
Limousin	14	186	290	337	466	988	56
Lorraine	20	271	617	665	1 088	2 680	63
Midi-Pyrénées	42	241	451	606	940	2 190	65
Nord-Pas-de-Calais	7	221	282	929	1 330	1 530	63
Pays de la Loire	20	231	323	447	531	1 910	69
Picardie	21	310	461	780	929	3 180	70
Poitou-Charentes	32	230	366	483	641	2 670	78
Provence-Alpes-Côte d'Azur	28	444	645	817	1 031	3 250	55
Rhône-Alpes	35	260	473	659	871	5 270	106
France	511	167	372	549	871	5 900	86

TABLEAU A7.18 *Statistiques élémentaires des concentrations en Hg dosés dans les mousses pour les 22 régions de France pour la campagne BRAMM 2006.*

Mercure	Campagne BRAMM 2006						
	Nombre de valeurs	Minimum (µg/g)	Quartile 1 (µg/g)	Médiane (µg/g)	Quartile 3 (µg/g)	Maximum (µg/g)	CV (%)
Alsace	9	0,066	0,081	0,092	0,102	0,148	26
Aquitaine	41	0,047	0,060	0,072	0,089	0,136	27
Auvergne	26	0,047	0,084	0,102	0,123	0,167	29
Basse-Normandie	22	0,053	0,084	0,100	0,119	0,182	32
Bourgogne	30	0,041	0,063	0,069	0,093	0,143	29
Bretagne	34	0,054	0,071	0,091	0,113	0,143	27
Centre	33	0,047	0,056	0,072	0,088	0,147	29
Champagne-Ardenne	25	0,042	0,072	0,082	0,097	0,139	28
Corse	11	0,053	0,067	0,078	0,097	0,146	30
Franche-Comté	17	0,062	0,098	0,127	0,135	0,170	24
Haute-Normandie	15	0,059	0,087	0,098	0,112	0,189	29
Île-de-France	16	0,057	0,065	0,087	0,098	0,127	26
Languedoc-Roussillon	26	0,048	0,073	0,084	0,104	0,148	28
Limousin	13	0,047	0,073	0,097	0,108	0,136	29
Lorraine	20	0,050	0,064	0,078	0,092	0,131	27
Midi-Pyrénées	40	0,047	0,064	0,072	0,103	0,177	34
Nord-Pas-de-Calais	8	0,071	0,085	0,117	0,130	0,144	24
Pays de la Loire	31	0,044	0,070	0,074	0,085	0,121	23
Picardie	19	0,059	0,068	0,093	0,107	0,176	34
Poitou-Charentes	29	0,044	0,071	0,085	0,099	0,132	25
Provence-Alpes-Côte d'Azur	33	0,049	0,060	0,074	0,093	0,122	28
Rhône-Alpes	38	0,054	0,082	0,098	0,133	0,219	35
France	536	0,041	0,067	0,084	0,104	0,219	32

TABLEAU A7.19 *Statistiques élémentaires des concentrations en Hg dosés dans les mousses pour les 22 régions de France pour la campagne BRAMM 2000.*

Mercure	Campagne BRAMM 2000						CV (%)
	Nombre de valeurs	Minimum (µg/g)	Quartile 1 (µg/g)	Médiane (µg/g)	Quartile 3 (µg/g)	Maximum (µg/g)	
Alsace	9	0,061	0,065	0,068	0,072	0,116	21
Aquitaine	40	0,034	0,050	0,064	0,075	0,164	42
Auvergne	26	0,030	0,059	0,071	0,079	0,151	33
Basse-Normandie	22	0,034	0,055	0,072	0,086	0,107	27
Bourgogne	31	0,028	0,061	0,073	0,091	0,123	30
Bretagne	32	0,036	0,049	0,072	0,104	0,130	37
Centre	34	0,040	0,056	0,067	0,082	0,139	29
Champagne-Ardenne	25	0,037	0,049	0,060	0,075	0,105	27
Corse	11	0,061	0,087	0,097	0,123	0,142	22
Franche-Comté	17	0,045	0,067	0,089	0,103	0,135	30
Haute-Normandie	14	0,039	0,050	0,065	0,072	0,141	38
Île-de-France	15	0,047	0,068	0,098	0,113	0,141	31
Languedoc-Roussillon	25	0,047	0,061	0,068	0,083	0,149	34
Limousin	11	0,042	0,056	0,073	0,083	0,104	28
Lorraine	20	0,051	0,061	0,078	0,094	0,135	27
Midi-Pyrénées	39	0,028	0,045	0,051	0,067	0,147	39
Nord-Pas-de-Calais	8	0,059	0,080	0,099	0,120	0,157	30
Pays de la Loire	31	0,045	0,058	0,070	0,083	0,102	24
Picardie	19	0,059	0,078	0,089	0,105	0,199	35
Poitou-Charentes	28	0,036	0,053	0,066	0,073	0,113	27
Provence-Alpes-Côte d'Azur	33	0,056	0,065	0,072	0,083	0,149	22
Rhône-Alpes	38	0,043	0,063	0,074	0,130	0,207	46
France	528	0,028	0,057	0,070	0,087	0,207	37

TABLEAU A7.20

Statistiques élémentaires des concentrations en N (azote) dosés dans les mousses pour les 22 régions de France pour la campagne BRAMM 2006.

Azote	Campagne BRAMM 2006						
	Nombre de valeurs	Minimum (µg/g)	Quartile 1 (µg/g)	Médiane (µg/g)	Quartile 3 (µg/g)	Maximum (µg/g)	CV (%)
Alsace	4	10,10	10,18	11,55	14,58	19,60	29
Aquitaine	6	7,19	8,24	10,19	11,43	13,50	22
Auvergne	6	10,20	10,75	11,95	12,40	15,90	15
Basse-Normandie	5	8,73	10,80	12,20	16,70	19,10	28
Bourgogne	4	9,43	9,72	11,21	13,18	14,90	19
Bretagne	4	12,30	13,73	15,70	17,48	18,30	15
Centre	4	8,89	10,85	12,45	13,80	15,00	19
Champagne-Ardenne	3	7,64	11,52	15,40	18,60	21,80	39
Corse	2	7,90	8,15	8,41	8,66	8,91	6
Franche-Comté	5	14,10	14,10	15,40	17,90	19,10	13
Haute-Normandie	2	9,15	9,71	10,28	10,84	11,40	11
Île-de-France	4	11,90	12,43	12,70	12,83	12,90	3
Languedoc-Roussillon	3	13,90	15,65	17,40	18,20	19,00	13
Limousin	3	13,40	16,55	19,70	20,20	20,70	18
Lorraine	2	9,53	10,55	11,57	12,58	13,60	18
Midi-Pyrénées	9	7,69	8,69	11,50	15,50	19,70	32
Nord-Pas-de-Calais	0						
Pays de la Loire	6	7,34	11,50	13,70	15,15	16,30	23
Picardie	0						
Poitou-Charentes	3	8,45	9,02	9,58	10,09	10,60	9
Provence-Alpes-Côte d'Azur	3	6,21	7,19	8,16	11,13	14,10	35
Rhône-Alpes	10	8,85	11,93	14,55	16,38	17,60	21
France	88	6,21	10,15	12,60	15,45	21,80	28

TABEAU A7.21 *Statistiques élémentaires des concentrations en Ni dosés dans les mousses pour les 22 régions de France pour la campagne BRAMM 2006.*

Nickel	Campagne BRAMM 2006						
	Nombre de valeurs	Minimum (µg/g)	Quartile 1 (µg/g)	Médiane (µg/g)	Quartile 3 (µg/g)	Maximum (µg/g)	CV (%)
Alsace	9	1,33	1,83	2,94	2,99	7,29	56
Aquitaine	41	0,61	1,09	1,96	3,54	7,70	74
Auvergne	26	1,62	2,08	2,44	3,02	7,02	41
Basse-Normandie	22	0,77	1,19	1,89	2,28	2,96	38
Bourgogne	30	0,85	1,57	2,49	3,62	18,40	98
Bretagne	34	0,49	0,96	1,25	1,60	3,25	49
Centre	33	0,69	1,20	1,51	2,44	4,15	49
Champagne-Ardenne	25	1,17	1,72	2,70	3,67	9,64	58
Corse	11	1,33	2,06	2,90	3,69	4,46	37
Franche-Comté	17	1,19	2,43	4,16	5,35	9,48	51
Haute-Normandie	15	1,05	1,77	2,24	3,10	6,01	51
Île-de-France	16	0,93	1,60	2,10	2,82	4,63	40
Languedoc-Roussillon	26	1,05	1,90	3,13	3,92	9,32	60
Limousin	13	0,96	1,24	1,61	1,98	11,46	112
Lorraine	20	1,32	1,89	2,81	4,67	8,01	56
Midi-Pyrénées	40	0,81	1,57	2,51	3,66	9,41	64
Nord-Pas-de-Calais	8	1,01	1,37	2,38	2,86	3,38	40
Pays de la Loire	31	0,65	1,13	1,30	1,83	2,58	31
Picardie	19	0,87	1,95	2,82	4,50	7,67	55
Poitou-Charentes	29	0,66	1,14	1,55	2,03	4,28	44
Provence-Alpes-Côte d'Azur	33	1,66	2,60	3,12	3,52	6,24	34
Rhône-Alpes	38	1,25	2,53	3,46	4,80	11,79	58
France	536	0,49	1,45	2,21	3,35	18,40	69

TABLEAU A7.22 *Statistiques élémentaires des concentrations en Ni dosés dans les mousses pour les 22 régions de France pour la campagne BRAMM 2000.*

Nickel	Campagne BRAMM 2000						
	Nombre de valeurs	Minimum (µg/g)	Quartile 1 (µg/g)	Médiane (µg/g)	Quartile 3 (µg/g)	Maximum (µg/g)	CV (%)
Alsace	9	1,3	2,1	2,9	3,9	5,4	41
Aquitaine	40	1,1	1,6	2,4	3,2	8,1	53
Auvergne	26	1,7	2,0	2,5	2,9	4,3	27
Basse-Normandie	22	1,4	1,8	2,2	2,6	5,3	37
Bourgogne	31	0,7	1,8	2,3	3,5	19,2	102
Bretagne	32	0,8	1,0	1,2	1,5	2,4	34
Centre	34	1,1	1,5	1,9	2,3	6,7	49
Champagne-Ardenne	25	1,0	1,4	2,5	3,2	5,4	45
Corse	11	2,1	2,5	3,0	3,8	5,0	28
Franche-Comté	17	1,8	2,2	2,7	4,0	5,5	35
Haute-Normandie	14	1,9	2,3	3,1	3,6	5,7	31
Île-de-France	15	1,5	2,1	2,5	3,2	6,5	45
Languedoc-Roussillon	25	1,6	2,3	3,2	4,2	7,3	42
Limousin	11	1,0	1,5	1,7	2,2	3,1	32
Lorraine	20	1,5	2,0	2,7	3,1	4,3	25
Midi-Pyrénées	39	0,8	1,9	2,4	3,0	5,0	37
Nord-Pas-de-Calais	8	1,7	2,3	3,0	3,8	5,3	36
Pays de la Loire	31	1,0	1,5	1,7	1,9	2,9	23
Picardie	19	1,4	2,8	3,3	3,6	4,9	27
Poitou-Charentes	28	0,8	1,2	1,5	1,7	4,2	43
Provence-Alpes-Côte d'Azur	33	1,8	2,7	2,8	3,3	8,5	40
Rhône-Alpes	38	0,9	1,9	2,6	4,7	12,8	70
France	528	0,7	1,7	2,3	3,1	19,2	60

TABLEAU A7.23

Statistiques élémentaires des concentrations en Ni dosés dans les mousses pour les 22 régions de France pour la campagne BRAMM 1996.

Nickel	Campagne BRAMM 1996						
	Nombre de valeurs	Minimum (µg/g)	Quartile 1 (µg/g)	Médiane (µg/g)	Quartile 3 (µg/g)	Maximum (µg/g)	CV (%)
Alsace	7	1,05	1,13	1,72	2,75	5,00	60
Aquitaine	31	0,23	1,35	1,95	3,53	6,30	60
Auvergne	23	0,48	1,69	2,41	3,00	5,10	49
Basse-Normandie	18	0,56	1,14	1,87	2,67	5,12	61
Bourgogne	26	0,17	1,19	1,80	3,48	5,92	67
Bretagne	14	0,10	0,74	1,27	1,56	21,08	162
Centre	26	0,29	1,01	1,59	2,40	10,85	97
Champagne-Ardenne	24	1,00	1,68	3,10	4,01	5,55	48
Corse	3	0,65	0,83	1,00	1,16	1,31	27
Franche-Comté	16	0,80	1,66	2,40	3,50	7,61	59
Haute-Normandie	9	0,83	1,98	2,27	3,82	5,09	46
Île-de-France	7	1,94	5,59	5,79	6,06	8,35	31
Languedoc-Roussillon	23	0,27	1,12	2,09	4,65	17,00	105
Limousin	11	0,52	1,10	1,30	2,12	7,78	94
Lorraine	19	0,61	1,39	1,56	3,24	5,13	56
Midi-Pyrénées	30	0,15	1,16	1,85	3,13	20,32	128
Nord-Pas-de-Calais	6	1,05	1,58	3,40	6,45	8,40	69
Pays de la Loire	18	0,10	0,75	1,28	1,52	2,11	48
Picardie	13	1,25	1,41	2,29	3,60	9,80	81
Poitou-Charentes	27	0,07	0,89	1,19	1,82	6,88	84
Provence-Alpes-Côte d'Azur	26	0,50	1,57	2,25	3,06	4,19	45
Rhône-Alpes	32	0,57	1,74	2,65	4,78	17,21	89
France	409	0,07	1,20	1,94	3,25	21,08	94

TABEAU A7.24 *Statistiques élémentaires des concentrations en Pb dosés dans les mousses pour les 22 régions de France pour la campagne BRAMM 2006.*

Plomb	Campagne BRAMM 2006						
	Nombre de valeurs	Minimum (µg/g)	Quartile 1 (µg/g)	Médiane (µg/g)	Quartile 3 (µg/g)	Maximum (µg/g)	CV (%)
Alsace	9	3,57	3,65	7,10	7,45	9,54	34
Aquitaine	41	1,78	2,70	3,41	4,88	12,56	56
Auvergne	26	2,36	3,37	4,29	5,38	13,47	52
Basse-Normandie	22	2,18	2,90	3,52	5,45	12,30	53
Bourgogne	30	2,33	3,43	4,20	5,89	17,60	63
Bretagne	34	1,07	2,02	2,41	3,44	17,64	96
Centre	33	1,86	2,66	3,39	4,48	7,29	35
Champagne-Ardenne	25	2,18	3,86	5,15	6,31	17,84	59
Corse	11	3,16	3,66	4,46	5,48	10,40	41
Franche-Comté	17	3,53	5,34	6,73	7,93	14,64	39
Haute-Normandie	15	1,78	3,02	4,36	7,97	11,81	58
Île-de-France	16	3,35	4,44	7,39	12,40	23,89	64
Languedoc-Roussillon	26	2,91	4,97	5,81	10,83	18,22	55
Limousin	13	2,83	3,58	4,29	4,86	8,01	31
Lorraine	20	4,13	5,17	6,79	7,87	20,09	55
Midi-Pyrénées	40	1,19	2,72	3,73	5,29	17,42	72
Nord-Pas-de-Calais	8	3,55	3,95	8,60	11,91	20,57	61
Pays de la Loire	31	1,28	2,44	2,79	3,39	5,69	33
Picardie	19	2,89	5,28	7,39	12,57	60,11	105
Poitou-Charentes	29	1,57	2,62	2,86	3,67	8,30	41
Provence-Alpes-Côte d'Azur	33	2,79	4,08	5,73	6,78	13,87	47
Rhône-Alpes	38	2,70	5,14	7,52	9,89	21,00	51
France	536	1,07	3,03	4,41	6,64	60,11	80

TABEAU A7.25 *Statistiques élémentaires des concentrations en Pb dosés dans les mousses pour les 22 régions de France pour la campagne BRAMM 2000.*

Plomb	Campagne BRAMM 2000						CV (%)
	Nombre de valeurs	Minimum (µg/g)	Quartile 1 (µg/g)	Médiane (µg/g)	Quartile 3 (µg/g)	Maximum (µg/g)	
Alsace	9	2,7	4,8	5,2	5,5	10,6	40
Aquitaine	40	2,5	4,1	4,8	6,1	11,2	36
Auvergne	26	3,2	4,2	5,2	6,1	24,2	66
Basse-Normandie	22	2,8	4,0	5,0	7,5	13,3	44
Bourgogne	31	3,3	5,1	6,6	7,5	11,2	32
Bretagne	32	1,0	2,7	3,5	4,3	10,6	48
Centre	34	3,2	4,7	5,7	7,0	11,3	32
Champagne-Ardenne	25	3,3	4,6	6,5	8,5	27,2	70
Corse	11	2,4	4,2	5,3	8,1	9,5	39
Franche-Comté	17	3,2	4,7	6,0	7,8	13,9	46
Haute-Normandie	14	4,2	6,3	7,8	8,5	11,8	27
Île-de-France	15	6,8	8,5	9,6	14,9	27,0	51
Languedoc-Roussillon	25	3,4	6,0	6,9	8,3	18,7	43
Limousin	11	3,9	4,9	5,4	6,7	10,1	33
Lorraine	20	4,0	4,8	6,8	9,1	11,8	33
Midi-Pyrénées	39	2,6	3,9	4,7	6,3	19,5	52
Nord-Pas-de-Calais	8	6,2	9,0	14,1	21,5	28,2	50
Pays de la Loire	31	2,4	3,4	4,3	5,2	8,0	31
Picardie	19	6,2	8,6	10,5	11,7	44,4	69
Poitou-Charentes	28	1,9	3,0	3,6	4,7	7,9	38
Provence-Alpes-Côte d'Azur	33	3,7	6,1	7,1	8,6	17,3	38
Rhône-Alpes	38	2,0	4,6	6,8	10,4	23,8	64
France	528	1,0	4,2	5,7	8,0	44,4	63

TABLEAU A7.26 *Statistiques élémentaires des concentrations en Pb dosés dans les mousses pour les 22 régions de France pour la campagne BRAMM 1996.*

Plomb	Campagne BRAMM 1996						
	Nombre de valeurs	Minimum (µg/g)	Quartile 1 (µg/g)	Médiane (µg/g)	Quartile 3 (µg/g)	Maximum (µg/g)	CV (%)
Alsace	9	5,27	6,94	11,26	11,52	17,75	34
Aquitaine	39	3,14	5,06	6,00	7,77	12,10	34
Auvergne	28	3,18	6,23	8,04	8,86	18,82	38
Basse-Normandie	20	2,50	5,96	8,83	11,10	16,63	43
Bourgogne	30	2,72	6,23	8,03	10,24	18,30	42
Bretagne	17	2,65	5,03	6,56	8,45	18,63	47
Centre	36	3,60	6,35	10,08	13,08	106,77	130
Champagne-Ardenne	26	5,30	9,02	11,05	16,88	28,23	40
Corse	3	7,23	7,80	8,36	8,51	8,66	8
Franche-Comté	17	6,50	7,30	9,67	13,10	27,84	45
Haute-Normandie	12	4,09	9,93	11,78	15,13	23,10	41
Île-de-France	30	11,60	18,15	23,63	32,07	64,17	48
Languedoc-Roussillon	25	3,16	7,80	12,19	18,37	36,74	62
Limousin	14	3,65	6,60	8,00	9,59	13,74	31
Lorraine	20	4,69	7,37	8,50	11,71	19,03	38
Midi-Pyrénées	42	4,01	6,06	6,88	9,72	34,16	57
Nord-Pas-de-Calais	7	6,67	8,84	29,94	39,14	97,90	91
Pays de la Loire	20	4,88	6,01	7,26	8,41	14,37	28
Picardie	21	7,21	10,33	15,16	24,29	40,10	50
Poitou-Charentes	32	2,94	4,89	6,24	7,41	14,09	33
Provence-Alpes-Côte d'Azur	28	3,00	5,75	7,70	10,24	15,21	39
Rhône-Alpes	34	4,43	9,35	11,91	17,23	35,16	53
France	510	2,50	6,43	8,80	12,97	106,77	85

TABLEAU A7.27

Statistiques élémentaires des concentrations en Sb dosés dans les mousses pour les 22 régions de France pour la campagne BRAMM 2006.

Antimoine	Campagne BRAMM 2006						CV (%)
	Nombre de valeurs	Minimum (µg/g)	Quartile 1 (µg/g)	Médiane (µg/g)	Quartile 3 (µg/g)	Maximum (µg/g)	
Alsace	9	< 0,125	< 0,125	< 0,125	0,143	0,272	
Aquitaine	41	< 0,125	< 0,125	< 0,125	< 0,125	0,153	
Auvergne	26	< 0,125	< 0,125	< 0,125	< 0,125	0,271	
Basse-Normandie	22	< 0,125	< 0,125	0,134	0,169	0,493	
Bourgogne	30	< 0,125	< 0,125	< 0,125	< 0,125	0,221	
Bretagne	34	< 0,125	< 0,125	< 0,125	< 0,125	0,326	
Centre	33	< 0,125	< 0,125	< 0,125	0,154	0,206	
Champagne-Ardenne	25	< 0,125	< 0,125	< 0,125	0,132	0,232	
Corse	11	< 0,125	< 0,125	< 0,125	< 0,125	0,125	
Franche-Comté	17	< 0,125	< 0,125	< 0,125	< 0,125	0,145	
Haute-Normandie	15	< 0,125	< 0,125	0,138	0,171	0,290	
Île-de-France	16	< 0,125	0,169	0,234	0,274	0,667	
Languedoc-Roussillon	26	< 0,125	< 0,125	< 0,125	< 0,125	0,125	
Limousin	13	< 0,125	< 0,125	< 0,125	< 0,125	0,134	
Lorraine	20	< 0,125	< 0,125	< 0,125	0,155	0,209	
Midi-Pyrénées	40	< 0,125	< 0,125	< 0,125	< 0,125	0,377	
Nord-Pas-de-Calais	8	< 0,125	< 0,125	0,218	0,328	0,434	
Pays de la Loire	31	< 0,125	< 0,125	< 0,125	0,136	0,210	
Picardie	19	< 0,125	< 0,125	0,241	0,275	0,803	
Poitou-Charentes	29	< 0,125	< 0,125	< 0,125	< 0,125	0,131	
Provence-Alpes-Côte d'Azur	33	< 0,125	< 0,125	< 0,125	< 0,125	0,265	
Rhône-Alpes	38	< 0,125	< 0,125	< 0,125	0,135	0,209	
France	536	< 0,125	< 0,125	< 0,125	0,130	0,803	

TABEAU A7.28 *Statistiques élémentaires des concentrations en Sb dosés dans les mousses pour les 22 régions de France pour la campagne BRAMM 1996.*

Antimoine	Campagne BRAMM 1996						
	Nombre de valeurs	Minimum (µg/g)	Quartile 1 (µg/g)	Médiane (µg/g)	Quartile 3 (µg/g)	Maximum (µg/g)	CV (%)
Alsace	9	0,10	0,28	0,30	0,30	0,44	31
Aquitaine	39	< 0,02	0,09	0,10	0,15	0,20	34
Auvergne	28	0,10	0,15	0,20	0,21	0,80	63
Basse-Normandie	20	0,06	0,20	0,24	0,31	0,70	51
Bourgogne	30	0,10	0,14	0,16	0,20	0,50	51
Bretagne	17	0,06	0,12	0,18	0,25	0,40	50
Centre	36	0,08	0,19	0,20	0,30	0,90	68
Champagne-Ardenne	26	0,10	0,19	0,28	0,30	0,50	35
Corse	3	0,07	0,09	0,10	0,10	0,10	16
Franche-Comté	17	0,10	0,10	0,15	0,20	0,50	52
Haute-Normandie	12	0,10	0,24	0,32	0,40	0,90	57
Île-de-France	30	0,30	0,50	0,60	0,80	1,40	35
Languedoc-Roussillon	25	0,08	0,14	0,20	0,21	0,57	52
Limousin	14	0,08	0,14	0,19	0,20	0,30	31
Lorraine	20	0,10	0,17	0,20	0,25	0,40	42
Midi-Pyrénées	42	< 0,04	0,10	0,15	0,20	0,34	43
Nord-Pas-de-Calais	7	0,24	0,29	0,42	0,46	0,63	33
Pays de la Loire	20	0,09	0,20	0,20	0,30	0,90	64
Picardie	21	0,23	0,38	0,49	0,60	1,46	52
Poitou-Charentes	32	0,07	0,10	0,12	0,19	0,34	40
Provence-Alpes-Côte d'Azur	28	0,08	0,14	0,17	0,22	0,37	39
Rhône-Alpes	35	0,12	0,19	0,26	0,30	0,70	49
France	511	< 0,02	0,14	0,20	0,30	1,46	76

TABLEAU A7.29 *Statistiques élémentaires des concentrations en V dosés dans les mousses pour les 22 régions de France pour la campagne BRAMM 2006.*

Vanadium	Campagne BRAMM 2006						
	Nombre de valeurs	Minimum (µg/g)	Quartile 1 (µg/g)	Médiane (µg/g)	Quartile 3 (µg/g)	Maximum (µg/g)	CV (%)
Alsace	9	0,92	1,26	2,05	2,23	9,90	102
Aquitaine	41	0,83	1,23	1,93	3,47	7,13	64
Auvergne	26	1,41	1,92	2,22	2,72	5,35	40
Basse-Normandie	22	1,01	1,55	2,03	2,88	4,10	38
Bourgogne	30	1,12	1,68	2,84	4,13	18,38	93
Bretagne	34	0,71	1,27	1,59	2,09	4,88	45
Centre	33	0,71	1,03	1,39	1,77	5,06	51
Champagne-Ardenne	25	1,17	1,75	2,40	3,49	21,47	114
Corse	11	3,65	3,98	4,59	5,24	8,89	30
Franche-Comté	17	1,70	2,37	2,98	5,74	9,49	53
Haute-Normandie	15	1,00	1,74	2,48	3,22	9,32	71
Île-de-France	16	1,00	1,54	2,19	2,78	5,56	48
Languedoc-Roussillon	26	1,54	3,10	4,58	6,71	14,34	58
Limousin	13	1,19	1,61	1,67	2,34	7,84	71
Lorraine	20	1,37	1,99	3,44	7,25	13,28	77
Midi-Pyrénées	40	1,19	1,95	2,69	4,37	11,12	62
Nord-Pas-de-Calais	8	1,68	2,20	2,68	3,40	4,03	28
Pays de la Loire	31	0,77	1,25	1,55	1,88	2,36	27
Picardie	19	1,10	1,70	2,45	4,39	11,71	82
Poitou-Charentes	29	0,95	1,48	1,72	2,65	6,01	54
Provence-Alpes-Côte d'Azur	33	2,29	4,33	5,33	5,98	10,55	33
Rhône-Alpes	38	1,39	2,57	3,76	4,51	14,32	60
France	536	0,71	1,61	2,36	3,94	21,47	79

TABLEAU A7.30 *Statistiques élémentaires des concentrations en V dosés dans les mousses pour les 22 régions de France pour la campagne BRAMM 2000.*

Vanadium	Campagne BRAMM 2000						
	Nombre de valeurs	Minimum (µg/g)	Quartile 1 (µg/g)	Médiane (µg/g)	Quartile 3 (µg/g)	Maximum (µg/g)	CV (%)
Alsace	9	1,32	1,47	1,81	2,99	3,43	36
Aquitaine	40	1,38	2,38	2,88	4,32	10,69	57
Auvergne	26	1,89	2,60	2,89	3,75	6,63	33
Basse-Normandie	22	1,51	2,11	2,50	3,31	5,10	34
Bourgogne	31	1,44	2,35	3,04	4,16	17,51	93
Bretagne	32	1,06	1,53	1,86	2,11	2,96	26
Centre	34	1,04	1,69	2,27	2,90	8,60	59
Champagne-Ardenne	25	1,13	1,69	2,16	2,43	7,72	60
Corse	11	2,97	4,21	4,79	6,69	14,89	52
Franche-Comté	17	1,47	2,37	2,70	3,50	7,27	45
Haute-Normandie	14	1,62	2,47	3,36	4,09	8,04	52
Île-de-France	15	1,58	2,27	2,57	3,80	9,67	61
Languedoc-Roussillon	25	2,43	4,53	5,82	6,65	11,25	38
Limousin	11	2,09	3,06	3,21	3,43	3,81	15
Lorraine	20	2,39	2,86	3,46	4,34	9,27	43
Midi-Pyrénées	39	1,62	2,64	3,43	4,22	7,05	36
Nord-Pas-de-Calais	8	2,05	2,68	3,90	4,47	5,65	30
Pays de la Loire	31	1,22	1,71	2,03	2,29	3,12	23
Picardie	19	2,07	2,52	2,87	3,74	7,79	42
Poitou-Charentes	28	1,08	1,74	2,47	2,88	6,27	45
Provence-Alpes-Côte d'Azur	33	3,29	4,16	4,99	5,39	13,98	39
Rhône-Alpes	38	1,48	2,84	3,92	5,31	11,54	53
France	528	1,04	2,15	2,89	4,30	17,51	62

TABLEAU A7.31 *Statistiques élémentaires des concentrations en V dosés dans les mousses pour les 22 régions de France pour la campagne BRAMM 1996.*

Vanadium	Campagne BRAMM 1996						
	Nombre de valeurs	Minimum (µg/g)	Quartile 1 (µg/g)	Médiane (µg/g)	Quartile 3 (µg/g)	Maximum (µg/g)	CV (%)
Alsace	9	0,90	1,60	1,75	2,40	3,40	37
Aquitaine	38	0,90	1,63	2,10	2,62	8,99	68
Auvergne	28	1,00	1,65	2,05	2,78	15,00	93
Basse-Normandie	20	1,30	1,58	2,36	3,08	6,60	48
Bourgogne	30	1,10	1,63	2,21	2,95	17,00	99
Bretagne	17	0,80	1,53	2,37	2,86	4,17	37
Centre	36	0,74	1,50	2,00	2,50	6,50	52
Champagne-Ardenne	26	1,15	2,00	3,00	4,01	15,00	78
Corse	3	3,10	3,15	3,20	5,45	7,70	46
Franche-Comté	17	1,70	2,20	3,10	3,50	7,00	45
Haute-Normandie	12	1,40	2,38	4,10	7,23	8,80	54
Île-de-France	30	1,70	2,30	3,15	4,00	7,00	37
Languedoc-Roussillon	25	1,50	2,17	4,81	6,50	11,50	57
Limousin	14	1,13	1,38	1,64	2,23	2,60	27
Lorraine	20	0,90	1,76	2,40	3,70	5,50	47
Midi-Pyrénées	42	1,05	1,82	2,49	3,52	8,20	58
Nord-Pas-de-Calais	7	1,48	2,39	3,99	5,66	8,21	53
Pays de la Loire	20	0,60	1,98	2,45	2,69	7,30	53
Picardie	21	1,30	2,38	3,00	4,37	8,50	47
Poitou-Charentes	32	1,00	1,59	1,95	2,59	6,00	55
Provence-Alpes-Côte d'Azur	28	1,36	2,28	3,89	4,62	9,15	45
Rhône-Alpes	35	1,20	2,35	3,00	3,65	15,10	76
France	510	0,60	1,80	2,46	3,60	17,00	68

TABLEAU A7.32 *Statistiques élémentaires des concentrations en Zn dosés dans les mousses pour les 22 régions de France pour la campagne BRAMM 2006.*

Zinc	Campagne BRAMM 2006						
	Nombre de valeurs	Minimum (µg/g)	Quartile 1 (µg/g)	Médiane (µg/g)	Quartile 3 (µg/g)	Maximum (µg/g)	CV (%)
Alsace	9	24,05	28,19	33,02	34,41	37,25	14
Aquitaine	41	13,73	22,04	26,78	31,48	46,17	25
Auvergne	26	16,24	24,38	31,91	40,64	59,13	34
Basse-Normandie	22	16,00	25,03	31,12	39,74	98,55	50
Bourgogne	30	13,06	19,51	27,14	33,17	53,51	34
Bretagne	34	14,88	20,47	27,97	33,44	64,67	38
Centre	33	15,78	19,04	21,22	25,19	78,12	44
Champagne-Ardenne	25	18,63	26,02	30,68	41,74	96,83	54
Corse	11	15,22	19,60	20,61	22,44	26,59	15
Franche-Comté	17	17,13	23,45	32,39	38,98	44,44	28
Haute-Normandie	15	19,21	23,34	27,04	36,59	103,60	60
Île-de-France	16	15,50	26,77	32,92	41,57	75,10	41
Languedoc-Roussillon	26	15,69	21,95	26,62	32,56	48,02	31
Limousin	13	21,68	30,42	35,13	43,61	54,85	29
Lorraine	20	18,83	32,69	36,45	53,64	78,90	38
Midi-Pyrénées	40	7,63	17,60	20,89	29,37	142,60	89
Nord-Pas-de-Calais	8	17,61	34,61	39,71	74,16	98,60	52
Pays de la Loire	31	11,36	19,13	25,51	31,52	67,78	45
Picardie	19	21,77	27,56	32,20	40,84	60,67	32
Poitou-Charentes	29	12,21	18,63	22,12	28,06	35,82	27
Provence-Alpes-Côte d'Azur	33	12,44	18,99	22,16	29,07	40,96	26
Rhône-Alpes	38	17,25	28,02	34,15	39,74	53,78	27
France	536	7,63	21,04	27,76	34,98	142,6	48

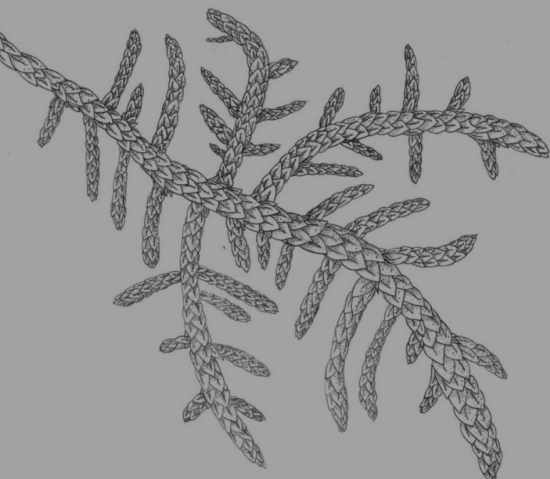
TABLEAU A7.33 *Statistiques élémentaires des concentrations en Zn dosés dans les mousses pour les 22 régions de France pour la campagne BRAMM 2000.*

Zinc	Campagne BRAMM 2000						
	Nombre de valeurs	Minimum (µg/g)	Quartile 1 (µg/g)	Médiane (µg/g)	Quartile 3 (µg/g)	Maximum (µg/g)	CV (%)
Alsace	8	31,7	36,8	42,9	58,7	70,1	30
Aquitaine	40	18,3	27,5	38,0	59,5	176,5	64
Auvergne	26	22,8	29,3	36,6	41,5	294,2	107
Basse-Normandie	21	15,8	26,4	34,7	56,4	96,2	53
Bourgogne	31	24,0	41,6	54,1	72,5	110,4	40
Bretagne	32	18,8	22,4	30,5	44,1	63,0	38
Centre	34	20,3	32,5	40,3	51,3	93,0	39
Champagne-Ardenne	25	26,8	45,4	64,1	96,5	137,7	44
Corse	11	36,6	67,1	82,0	93,0	215,7	51
Franche-Comté	17	22,6	29,2	40,8	48,5	79,5	37
Haute-Normandie	14	23,7	39,6	57,9	72,5	146,6	51
Île-de-France	15	37,5	59,5	71,8	103,5	111,2	32
Languedoc-Roussillon	25	20,8	26,5	30,4	35,2	79,0	43
Limousin	11	38,8	47,8	60,6	84,5	118,9	38
Lorraine	20	35,2	41,2	60,1	72,1	171,8	46
Midi-Pyrénées	39	18,9	25,4	32,5	38,5	96,5	53
Nord-Pas-de-Calais	8	28,4	43,8	59,0	94,4	131,9	49
Pays de la Loire	31	23,3	32,0	62,0	89,0	165,7	57
Picardie	19	31,6	41,7	46,3	71,8	121,8	39
Poitou-Charentes	28	13,4	29,1	32,5	36,1	98,9	43
Provence-Alpes-Côte d'Azur	33	19,4	26,2	32,3	38,2	47,9	23
Rhône-Alpes	38	23,7	36,5	45,5	59,9	91,9	38
France	526	13,4	30,8	40,6	61,6	294,2	59

TABLEAU A7.34 *Statistiques élémentaires des concentrations en Zn dosés dans les mousses pour les 22 régions de France pour la campagne BRAMM 1996.*

Zinc	Campagne BRAMM 1996						
	Nombre de valeurs	Minimum (µg/g)	Quartile 1 (µg/g)	Médiane (µg/g)	Quartile 3 (µg/g)	Maximum (µg/g)	CV (%)
Alsace	9	25	30	37	43	56	25
Aquitaine	39	< 4	25	29	41	87	45
Auvergne	28	18	26	33	38	54	29
Basse-Normandie	20	19	28	34	43	63	38
Bourgogne	30	16	23	28	33	66	37
Bretagne	17	22	29	42	49	113	49
Centre	36	16	25	29	38	52	28
Champagne-Ardenne	26	14	30	38	45	70	34
Corse	3	20	23	25	26	26	11
Franche-Comté	17	26	33	39	41	65	24
Haute-Normandie	12	24	30	37	49	78	37
Île-de-France	30	27	38	49	64	120	38
Languedoc-Roussillon	25	16	22	29	39	78	41
Limousin	14	18	28	31	41	52	30
Lorraine	20	6	29	37	43	64	33
Midi-Pyrénées	42	< 4	21	26	29	90	49
Nord-Pas-de-Calais	7	< 1	26	37	52	61	53
Pays de la Loire	20	22	32	35	47	63	31
Picardie	21	16	37	41	52	81	31
Poitou-Charentes	32	6	24	30	36	78	45
Provence-Alpes-Côte d'Azur	28	15	22	28	32	68	39
Rhône-Alpes	35	21	31	35	46	100	39
France	511	< 1	26	32	42	120	42

Vj k' r ci g' k' p v g p v k q p c m (' h g h ' d i e p m



Annexe 8.

Émissions en France

A8.1 Genèse des données d'émissions atmosphériques

La France s'est engagée au niveau international à mesure qu'une gouvernance globale s'est imposée à la prise en charge de problématiques environnementales aux impacts grandissants. C'est dans le cadre de la convention de Genève dédiée à la pollution transfrontière à longue distance (LRTAP) que sont posés, dès 1979, les jalons d'une concertation commune entre États en regard de la dégradation progressive de l'atmosphère.

Le protocole d'Aarhus, relatif à la limitation des rejets de métaux lourds et de polluants organiques persistants, formalise en 1998 de nouvelles exigences : les États se voient contraints de recenser leurs émissions pour une large liste de substances : c'est l'apparition des inventaires d'émission¹³ en lien étroit avec le programme Core Inventory of Air emissions (CORINAIR)

13. La réalisation technique des inventaires d'émissions dans l'air pour la France est à ce jour confiée par le ministère en charge de l'écologie au Centre interprofessionnel technique d'études de la pollution atmosphérique (CITEPA), organisme certifié suivant la norme ISO-9001 pour la réalisation de cette tâche. L'organisation, comme les méthodes d'établissement des inventaires nationaux des émissions atmosphériques en France, sont décrites dans le rapport méthodologique *Organisation et méthodes des inventaires nationaux des émissions atmosphériques en France* (OMINEA), exigence des instances internationales proposée en annexe de la soumission de chaque État-Partie signataire de la Convention.

pour la collecte, la coordination et la cohérence des informations sur l'état de l'environnement et les ressources naturelles de l'union européenne.

La même année, la convention d'Aarhus focalise sur la notion d'accès à l'information et à la justice en matière d'environnement et introduit le règlement Pollutant Release and Transfer Register (PRTR) pour lequel chaque État-partie signataire s'engage à créer un registre recensant les rejets et transferts de polluants relatifs à ses activités industrielles et d'élevage.

A8.2 Exploitation des données d'émissions dans le cadre du BRAMM

L'aboutissement de ces initiatives se traduit de nos jours par la diffusion publique de données d'émissions atmosphériques concernant plusieurs milliers d'établissements pour une assiette d'environ une centaine de polluants susceptibles d'être rejetés dans le milieu récepteur.

Si ces données constituent un flux de données précieux pour la réalisation des inventaires d'émission, elles ne remplissent encore qu'imparfaitement les principaux critères indispensables à leur exploitation complète :

- **l'exhaustivité** : les données concernent uniquement les installations classées pour la protection de l'environnement et ne sont diffusées qu'à partir de certains seuils d'émission ;
- **la cohérence** : les séries de données doivent être homogènes au fil des années et compatibles avec les bilans nationaux de l'énergie, or la base de données diffusée n'est pas interannuelle ;
- **l'exactitude** : la quantité de données déclarées ne permet pas à l'administration de garantir un contrôle exhaustif des données, malgré un système d'inspection axé sur plusieurs niveaux d'analyse ;
- **la transparence** : les données publiées ne concernent que les émissions atmosphériques, sans qu'il ne soit possible d'accéder aux activités générant ces flux ;
- **la comparabilité** : un encadrement référentiel reconnu et homogène doit accompagner les qualités énumérées précédemment pour que les données puissent être mises en perspective.

Par conséquent, les données de déclaration des rejets polluants des installations classées issues du portail iREP ont été consolidées afin de répondre aux critères énumérés ci-dessus, préalablement à toute démarche analytique. À cet effet, des sources ou bases de données ont été utilisées, émanant en particulier des statistiques publiques. Le tableau A8.1 synthétise les principaux flux d'information concernés.

L'objectif de l'approche étant de dresser des hypothèses de corrélation quant à la contamination des mousses de certains sites de prélèvement et la présence d'activités industrielles à proximité, il a été choisi de ne faire référence qu'à de grands secteurs d'activités et non à des établissements, afin de ne pas stigmatiser d'émetteurs, bien que les données publiées dans le registre national soient publiques. Il en résulte une approche originale, qui ne saurait déboucher toutefois sur des certitudes établies.

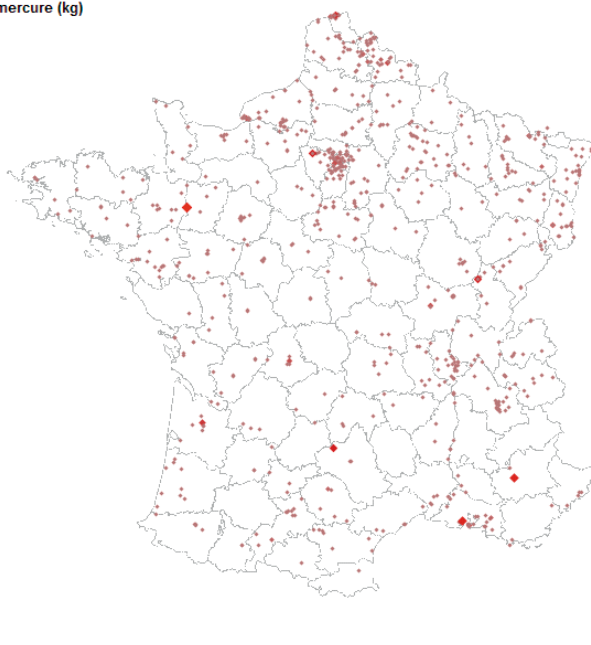
Les cartes 30a et 30b illustrent le travail préparatoire avec l'exemple du mercure, tandis que d'autres éléments (chrome, cuivre, zinc, plomb, arsenic, nickel et cadmium) sont traités également.

TABLEAU A8.1 *Liste indicative des statistiques et données émanant d'organismes publics utilisées pour la consolidation des données d'émissions industrielles.*

Secteur	Type de données	Organisme émetteur
Énergie	Bilan de l'énergie, consommations d'énergie en France, consommation et ventilation des produits pétroliers à usage non énergétique, consommations d'énergie dans l'industrie, bilan de la pétrochimie	Ministère en charge de l'industrie
	Déclarations des rejets polluants de certaines installations classées	Ministère en charge de l'écologie
	Consommations d'énergie dans les industries agricoles et alimentaires	Ministère en charge de l'agriculture et de la pêche
Procédés industriels	Production des industries agricoles et alimentaires, enquêtes de branches	Ministère en charge de l'agriculture et de la pêche
	Déclarations des rejets polluants de certaines installations classées	Ministère en charge de l'écologie
	Statistiques industrielles	Ministère en charge de l'industrie
Déchets	Inventaire des installations de traitement des déchets ménagers et assimilés	ADEME
	Déclarations des rejets polluants de certaines installations classées	Ministère en charge de l'écologie
	Surveillance dioxines/métaux lourds des usines d'incinération	Ministère en charge de l'écologie

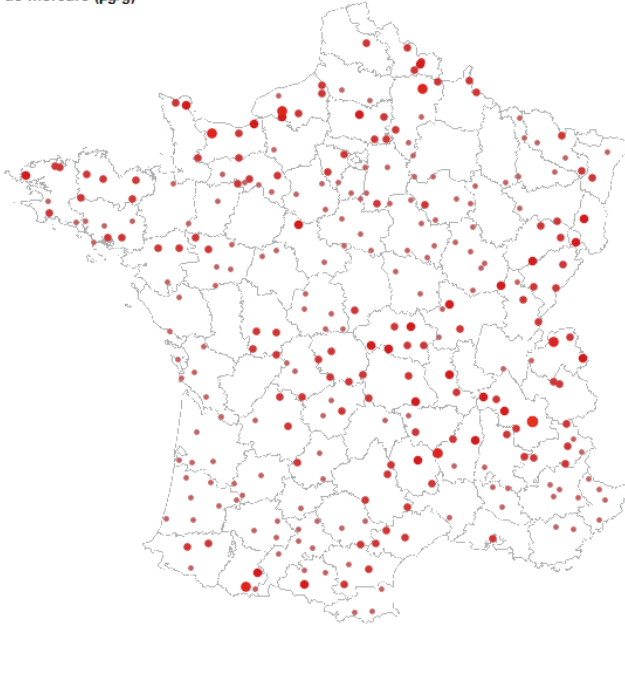
••• Emissions de mercure (kg)

- 0 - 39
- 40 - 79
- 80 - 119
- 120 - 159
- 160 - 199
- 200 - 239
- 240 - 279

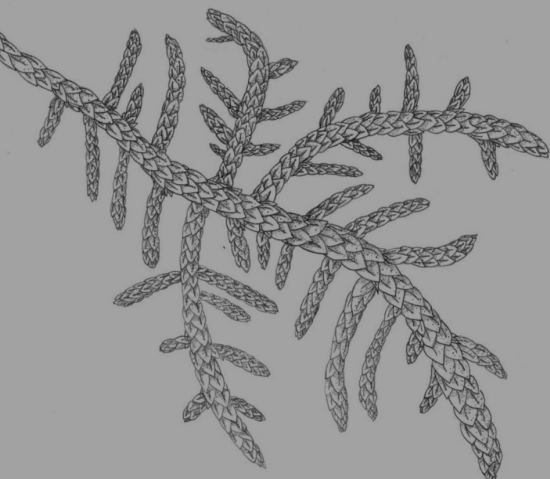


Carte 30a *Émissions spatialisées (en kg/an) des principaux établissements émetteurs de mercure issues du portail IREP pour l'année 2006. (Source CITEPA).*

- Concentrations de mercure ($\mu\text{g/g}$)
- 0 - 0,034
 - 0,035 - 0,069
 - 0,7 - 0,104
 - 0,105 - 0,139
 - 0,140 - 0,174
 - 0,175 - 0,209
 - 0,21 - 0,244



Carte 30b Dépôts de mercure (en $\mu\text{g/g}$) estimés par dosage dans les mousses par le dispositif BRAMM, campagne 2006. (Source CITEPA).

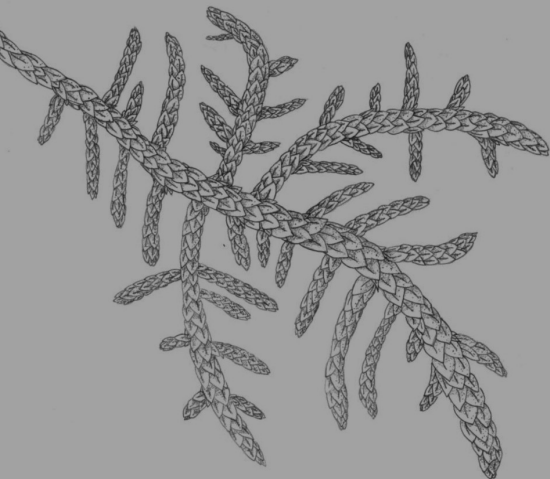


Annexe 9.

Liste des abréviations des pays selon le code ISO

Pays	Code ISO
Allemagne	DE
Autriche	AT
Belgique	BE
Biélorussie	BY
Bosnie	BA
Bulgarie	BG
Croatie	HR
Danemark	DK
Espagne	ES
Estonie	EE
Fédération de Russie	RU
Finlande	FI
France	FR
Hongrie	HU
Îles Féroé	FO

Islande	IS
Italie	IT
Lettonie	LV
Lituanie	LT
Macédoine	MK
Norvège	NO
Pays-Bas	NL
Pologne	PL
Portugal	PT
République Tchèque	CZ
Roumanie	RO
Royaume-Uni	GB
Serbie	RS
Slovaquie	SK
Slovénie	SI
Suède	SE
Suisse	CH
Turquie	TR
Ukraine	UA



Références bibliographiques

Avenir de l'environnement mondial 2000, PNUE. de Boeck Université, 2000, 398 p. [<http://www.unep.org/dewa/africa/publications/aeo-1/french/chapter5.pdf>]

Buse A., Norris D., Harmens H., Büker P., Ashenden T. & Mills G., 2003. Heavy metals in European mosses: 2000/2001 survey. Centre for Ecology & Hydrology, Natural Environment Research Council, UK, 45 p.

CITEPA, 2009. Émissions dans l'air en France, métropole. Substances relatives à la contamination par les métaux lourds, 28 p. [Source : CITEPA / CORALIE / format SECTEN, mise à jour 18 février 2009].

Colin J.L., Losno R., Triquet S. & Bon Nguyen E., 2008. Évaluation du cycle du mercure sur le bassin de la Seine. Rapport d'activité du PIREN-Seine 2007. [http://www.sisyphes.upmc.fr/piren/webfm_send/115]

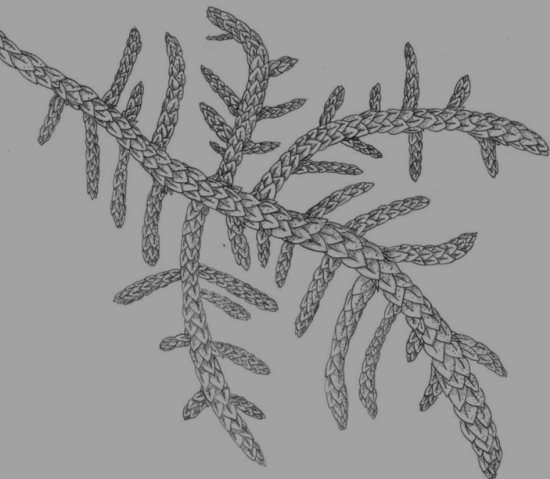
Galsomiès L., Savanne D., Letrouit M.A., Ayrault S. & Charre B., 1999. Retombées atmosphériques de métaux en France : estimation par dosage dans les mousses – Campagne 1996 – ADEME Éditions, France, 187 p.

Garrec J.P. et Van Haluwyn C. , 2002. Biosurveillance végétale de la qualité de l'air. Lavoisier Tec & Doc, Londres, Paris, New York, 117 p.

- Gombert S., Galsomiès L., Rausch de Traubenberg C., Leblond S., Losno R., Colin J.L. & Charre B., 2005. Pollution atmosphérique par les métaux – Biosurveillance des retombées. EDP Sciences / ADEME, France, 108 p.
- Gray H., Schornack D.L., Gourd R., Blaney J.P., Brooks I.B. & Olson A.I., 2004.
- Douzième rapport biennal sur la qualité de l'eau des grands lacs. Commission Mixte Internationale. [<http://www.ijc.org/php/publications/html/12br/francais/report/index.html>]
- Gydesen H., Pilegaard K., Rasmussen L. & Rühling Å., 1983. Moss analyses used as a means of surveying the atmospheric heavy-metal deposition in Sweden, Denmark and Greenland in 1980. *National Swedish Environmental Protection Board Bulletin*, 1670, 44 p.
- Hamonou, E., Chazette, P. *et al.* 1999. Characterization of the vertical structure of Saharan dust export to the Mediterranean basin. *Journal of Geophysical Research*, 104: 22 257-22 270.
- Hanus M., 2007. Éditorial. La crémation-Études sur la mort, 2007/2, n° 132, 5-7.
- Harmens H., Norris D. and the participants of the moss survey, 2008. Spatial and temporal trends in heavy metal accumulation in mosses in Europe (1990–2005). Centre for Ecology & Hydrology, Natural Environment Research Council, UK, 51 p.
- Hermann R., 1990. Biomonitoring of organic and inorganic trace pollutants by means of mosses. *In: Bryophytes: Their Chemistry and Chemical Taxonomy*. Zinsmeister H.D. & Mues D. (eds.), 319-335.
- Holy M., Leblond S., Pesch R. & Schröder W., 2009. Assessing spatial patterns of metal bioaccumulation in France by means of an exposure index. *Environmental Science Pollution Research*, 16(4): 383-391.
- Hulskotte J.H.J, Denier van der Gon H.A.C., Visschedijk A.J.H & Schaap M., 2007. Brake wear from vehicles as an important source of diffuse copper pollution. *Water Science and Technology*, 56(1): 223-231.
- ICP Vegetation, 2005. Heavy Metals in European Mosses: 2005/2006 Survey. Monitoring Manual. ICP Vegetation Coordination Centre, Centre for Ecology and Hydrology, UK, 10 p.
- Limbach L.K., Wick P., Manser P., Grass R.N., Bruinink A. & Stark W.J., 2007. Exposure of engineered nanoparticles to human lung epithelial cells: Influence of chemical composition and catalytic activity on oxidative stress. *Environmental Science and Technology*, 41(11): 4158-4163.
- Norme AFNOR NF X 43-902, Biosurveillance de l'air Biosurveillance passive de la qualité de l'air à l'aide de mousses autochtones : de la récolte à la préparation des échantillons, mai 2008.
- Norme CEN WI 264108, Biosurveillance passive de la qualité de l'air à l'aide de mousses autochtones, en cours par le groupe de travail CEN/TC 264/WG 31.
- Ouest France, 2009. Le crématorium s'est installé dans le paysage, 29 octobre 2009.
- Perez C., Nickovic S., Baldasano J.M., Sicard M., Rocadenbosch F., & Cachorro V.E., 2006. A long Saharan dust event over the western Mediterranean: Lidar, Sun photometer observations, and regional dust modeling *J. Geophys. Res.*, 111, D15214.

- Ramade F., 2010. Introduction à l'écochimie : les substances chimiques de l'écosystème à l'Homme. Lavoisier Tec & Doc, 830 p.
- Ramade F., 2007. Introduction à l'écotoxicologie, Lavoisier Tec & Doc, 640 p.
- Ramade F., 2002. Dictionnaire encyclopédique de l'écologie et des sciences de l'environnement. 2nde édition, Dunod, Paris, 1 100 p.
- Rapport 2009 de l'Agence européenne pour l'environnement. [<http://www.eea.europa.eu/fr/themes/air>]
- Rühling Å., 1994. Atmospheric heavy metal deposition in Europe. Estimations based on moss analysis. Nord 1994: 9. Nordic Council of Ministers, Copenhagen, Denmark, 53 p.
- Rühling Å. & Steinnes E., 1998. Atmospheric heavy metal deposition in Europe 1995–1996. Nord 1998: 15. Nordic Council of Ministers, Copenhagen, Denmark, 66 p.
- Spinosi J., Févotte J., Vial G., 2009. Élément technique sur l'exposition professionnelle aux pesticides arsenicaux. Matrices cultures-expositions aux pesticides arsenicaux. Saint-Maurice, France, Institut de vieille sanitaire, avril 2009, 19 p. [Disponible sur : www.invs.sante.fr]
- Steinnes E., Rühling A., Lippo H. & Mäkinen A., 1997. Reference materials for large-scale metal deposition surveys. *Accreditation and Quality Assurance*, 2: 243-249.
- Thiry M. et van Oort F., 1999. Les phases minérales majeures et mineures d'une friche industrielle de métallurgie des métaux non-ferreux : état d'altération, évolution géochimique et devenir des métaux polluants du site de Montagne-du-Nord. In: *Spéciation des métaux dans le sol*. Les cahiers du Club Crin, Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement, 109-135.
- Tukey J.W., 1977. Exploratory Data Analysis. Addison-Wesley, Reading, MA.
- Yang H., Berry A., Rose N. & Berg T., 2009. Decline in atmospheric mercury deposition in London. *J. Environ. Monit.*, 11: 1518-1522.
- Zechmeister H.G., Riss A., Hohenwallner D., Hanus-Illnar A. Roder I., 2005. Changes in trace metal deposition in Austria between 1991 and 2000. *Polish Botanical Studies*, 19: 27-34.

Vj k' r ci g' k' p v g p v k q p c m (' h g h ' d i e p m



Définitions

Adsorber

Pour des molécules ou composés : se fixer à la surface externe de solides par des processus physico-chimiques, à son interface avec l'air ou l'eau (à ne pas confondre avec absorber).

Bioaccumulation

Processus par lequel certaines espèces vivantes accumulent des substances (même sans rôle métabolique, parfois toxiques), organiques ou inorganiques, à partir du milieu ambiant.

Bioindicateur, selon les auteurs :

Sens général : « Terme synonyme d'indicateur biologique, désignant des espèces animales ou végétales, qui, par suite de leurs particularités écologiques, sont l'indice précoce (organismes sentinelles) de modifications biotiques ou abiotiques de l'environnement dues à tel ou tel type d'action humaine » (Ramade, 2002).

Sens plus restrictif : Espèces vivantes, utilisées comme de « simples relais ne faisant référence qu'à des effets observables au niveau de l'individu se traduisant par des altérations morphologiques tissulaires ou physiologiques (croissance et reproduction) » (Garrec et Van Haluwyn, 2002).

Biosurveillance

« Utilisation des réponses à tous les niveaux d'organisation biologique (moléculaire, biochimique, cellulaire, physiologique, tissulaire, morphologique, écologique) d'un organisme ou

d'un ensemble d'organismes pour prévoir et/ou révéler une altération de l'environnement et pour en suivre l'évolution » (Garrec et Van Haluwyn, 2002).

Biotope

Un milieu défini par des caractéristiques déterminées et uniformes de nature géochimique, chimique, édaphiques, hydrologiques, climatique..., qui héberge un peuplement spécifique. C'est la composante physico-chimique et spatiale d'un écosystème.

Bryophytes

Lignée de plantes terrestres, ou plus rarement aquatiques d'eau douce, dépourvue de véritable système vasculaire et de racines, ne produisant pas de fleurs et caractérisée par son cycle de reproduction. Les bryophytes regroupent principalement les mousses, les hépatiques et les anthocérotes.

Cryptogames

Ensemble constitué par les organismes ne produisant pas de fleurs (à reproduction « cachée ») et constitué par les algues, les bryophytes*, les champignons, les lichens et les fougères. Terme peu employé actuellement car il n'a pas de fondement évolutif. S'oppose à phanérogames qui regroupent les plantes à graines et à fleurs.

Dépôt atmosphérique métallique

Transport de particules solides ou d'aérosols qui, sous l'effet de la gravitation, se déposent et sont capturés au niveau des sols et des écosystèmes. Le dépôt est humide lorsqu'il est associé aux précipitations. C'est un processus par lequel les contaminants métalliques sont éliminés de l'air et capturés par les surfaces (sols, organismes vivants ou autres obstacles).

Écosystème

Il constitue l'unité écologique de base et se définit par l'ensemble du biotope et de la communauté d'organismes vivants qui l'occupe (biocénose). Ce n'est pas une entité figée, mais une structure traversée par des flux d'énergie.

Éléments traces métalliques

Les éléments traces métalliques sont présents à des doses traces, c'est-à-dire à des concentrations inférieures à 1 mg/g (1 pour mille). Cette définition exclut 12 éléments dont 8 métaux et un métalloïde, présents à des concentrations supérieures à 1 mg/g et qui constituent la quasi-totalité de la croûte terrestre (O, Si, Al, Fe, Ca, Na, K, Mg, Ti, H, P, Mn). Terme souvent confondu avec « métaux lourds » qui englobe tous les métaux* et les métalloïdes* dont certains sont très toxiques (l'arsenic par exemple).

Hygroscopique

Se dit d'une substance ou d'un composé qui a tendance à absorber l'humidité de l'air par absorption et par adsorption.

Limite de détection

En chimie analytique, c'est la plus petite quantité de composé pouvant être détectée, c'est-à-dire qui produit un signal fiable, mais qui n'est pas nécessairement dosée.

Limite de quantification

En chimie analytique, c'est la plus petite quantité d'un composé pouvant être dosée de manière fiable.

Métaux

Groupe le plus important d'éléments existants, les deux autres étant les métalloïdes et les non-métaux (carbone, azote, oxygène, phosphore, soufre, sélénium, halogènes et gaz rares). Les métaux sont définis par leurs propriétés électroniques : dans le cas de matériaux solides, la liaison métallique est assurée par des électrons délocalisés (contrairement à la liaison covalente). Leur forme élémentaire pure a des caractéristiques de bonne conductivité thermique et électrique, de forte densité et de malléabilité. Les métaux, qui sont chargés positivement (cations) sont, en général, typiquement liés par liaison ionique avec des éléments chargés négativement (anions).

Métalloïdes

Éléments à propriétés physico-chimiques intermédiaires entre un métal et un non-métal. Ils se définissent par leurs propriétés : leurs oxydes sont généralement amphotères (réagissent à la fois comme acide et base) et ils sont semi-conducteurs. Ils sont au nombre de 7 : bore, silicium, germanium, arsenic, antimoine, tellure et polonium. Ce terme n'est plus en usage actuellement.

Métaux lourds

Ils désignent généralement les métaux toxiques et se définissent en fonction de leur masse spécifique supérieure à $4,5 \text{ g/cm}^3$ (on trouve aussi 4 g/cm^3 , 5 g/cm^3 ou même 6 g/cm^3). Le terme « métaux lourds » est peu précis et de moins en moins utilisé.

Micropolluant

Polluant susceptible d'avoir une action toxique à des concentrations infimes (de l'ordre du $\mu\text{g/L}$ – partie par million – ou moins). Les micropolluants sont présents dans l'environnement à des doses traces.

Phytoprotecteur

Qualifie les divers produits actifs utilisés en agriculture pour protéger les espèces végétales contre les maladies et les attaques des divers ravageurs et pour éliminer les plantes indésirables : pesticides, fongicides, insecticides, herbicides...

Polluant

« Substance naturelle ou d'origine anthropogénique que l'Homme introduit dans un biotope donné dont elle était absente ou encore dont il modifie et augmente la teneur (dans l'eau, l'air ou les sols selon le biotope) lorsqu'elle y est spontanément présente » (Ramade, 2002).

Scories

Déchets solides provenant du traitement des minéraux métalliques ou de l'affinage de certains métaux.

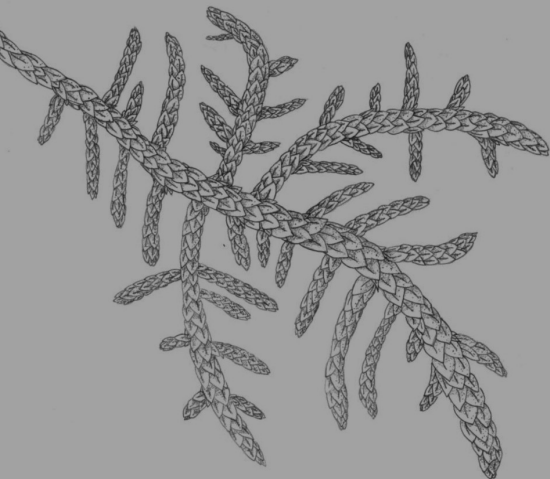
Terrigène

Qualifie les sédiments qui proviennent des couches supérieures des terres émergées.

Traces (doses traces)

Concentrations très inférieures aux doses habituellement rencontrées dans l'environnement, en général inférieures à 1 mg/g (1 pour 1 000). Les doses traces peuvent également se définir par la limite analytique : doses proches ou inférieures aux limites de détection et de quantification.

Vj k' r ci g' k' p v g p v k q p c m (' h g h ' d i e p m



Liste des abréviations

ADEME : Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie

BRAMM : Dispositif français de biosurveillance des retombées atmosphériques métalliques par les mousses

CAFE : *Clean Air for Europe* (programme de la Commission européenne)

CEA : Commissariat à l'énergie atomique et aux énergies alternatives

CITEPA : Centre interprofessionnel technique d'études de la pollution atmosphérique

CNRS : Centre national de la recherche scientifique

EMEP : *European Monitoring and Evaluation Programme* (programme de coopération européen chargé de surveiller et d'évaluer les transports des polluants atmosphériques sur de longues distances)

E-PRTR : *European Pollutant Release and Transfer Register*
[<http://prtr.ec.europa.eu/pgAbout.aspx>]

GTE : Groupe de travail sur les effets de la commission économique pour l'Europe des Nations unies (en anglais – WGE Working Group on Effects)

ICP-AES : spectrométrie d'émission atomique par plasma à couplage inductif

ICP-MS : spectrométrie de masse couplée à une torche à plasma

IFREMER : Institut français de recherche et d'exploitation de la mer

IREP : Registre français des émissions polluantes

LISA : *Laboratoire interuniversitaire des systèmes atmosphériques* (université Paris Est-Créteil)

LRTAP Convention ou CLRTAP : *Convention on Long-range Transboundary Air Pollution* (convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance)

MERA : Mesure des Retombées Atmosphériques. (dispositif géré par l'École des Mines de Douai contribution française au réseau européen EMEP)

MNHN : Muséum national d'histoire naturelle

OCDE : Organisation de coopération et de développement économique

ONF : Office national des forêts

PIC Végétation : Programme international concerté relatif aux effets de la pollution atmosphérique sur la végétation naturelle et les grandes cultures

PNUE : Programme des Nations unies pour l'environnement

REACH : Programme « Enregistrement, évaluation et autorisation des substances chimiques »

RENECOFOR : Réseau national de suivi à long terme des écosystèmes forestiers (dispositif géré par l'ONF)

SAA-VF : spectrométrie d'absorption atomique à vapeur froide

SNIEPA : Système national d'inventaire des émissions de polluants atmosphériques

UNECE : *United Nations Economic Commission for Europe* (commission économique pour l'Europe des Nations unies)