



ENSP

ECOLE NATIONALE DE
LA SANTE PUBLIQUE

RENNES

Ingénieurs du Génie Sanitaire

Promotion 2005

ATELIER SANTE-ENVIRONNEMENT

Evaluation des Risques Sanitaires liés à l'utilisation des désodorisants d'intérieur en France

Aline COFTIER

Clara GALLAND

Marion SAINT-OUEN

Remerciements

Cette étude a pu être accomplie grâce à la sollicitude et la disponibilité d'un grand nombre de personnes auxquelles nous tenions à témoigner notre gratitude.

En premier lieu, nous souhaitons remercier Séverine KIRCHNER et Christian COCHET, du CSTB, pour nous avoir permis d'obtenir des documents bibliographiques en relation directe avec notre sujet.

Nous tenons particulièrement à remercier Rémi DEMILLAC et Bernard JUNOD, nos responsables pédagogiques successifs pour leur aide et leurs conseils concernant la réalisation de ce projet.

Merci enfin à Eve GALLACIER, à toute l'équipe enseignante du département EGERIES ainsi qu'aux secrétaires pour leur collaboration en ce qui concerne l'organisation pratique.

Sommaire

INTRODUCTION.....	1
1 CONTEXTE.....	3
1.1 Les odeurs et la santé.....	3
1.2 Qu'est ce qu'un désodorisant d'intérieur ?	4
1.3 Etat des connaissances.....	6
1.3.1 Revue de la littérature	6
1.3.2 Etude du Bureau Européen des Unions de Consommateurs (BEUC, 2005)	8
2 IDENTIFICATION DES DANGERS ET RELATION DOSE- EFFET.....	10
2.1 Choix des substances.....	10
2.1.1 Méthodologie de choix	11
2.1.2 Dangerosité des effets	11
2.1.3 Scorage	14
2.1.4 Synthèse.....	17
2.2 Caractéristiques et toxicité des substances retenues.....	21
2.2.1 Critères de choix des VTR	21
2.2.2 Identification des dangers et Relation dose-réponse.....	22
2.2.3 Synthèse des VTR retenues	35
3 EVALUATION DES EXPOSITIONS.....	35
3.1 Recherche de données d'utilisation des désodorisants d'intérieur en France.....	35
3.1.1 Recherche bibliographique	35
3.1.2 Etude des ventes de désodorisants d'intérieur	38
3.1.3 Conclusion.....	40
3.2 Caractérisation de l'exposition.....	41
3.2.1 Voies d'exposition	41
3.2.2 Concentration des molécules dans l'environnement.....	41
3.2.3 Paramètres humains	44
3.2.4 Evaluation des doses d'exposition.....	47
4 CARACTERISATION DU RISQUE	49

4.1	Caractérisation des risques chroniques.....	49
4.1.1	Effets sans seuil : calcul d'un excès de risque individuel	49
4.1.2	Effets à seuil : calcul d'un quotient de danger	51
4.2	Caractérisation des risques aigus.....	53
4.3	Principales incertitudes et limites.....	53
4.3.1	Incertitudes sur l'évaluation de la toxicité.....	54
4.3.2	Incertitudes sur l'évaluation de l'exposition.....	54
4.4	Autre réflexion.....	56
5	GESTION DU RISQUE.....	56
	CONCLUSION	58
	BIBLIOGRAPHIE	I

Liste des tableaux

Tableau 1 : Inventaire des substances retrouvées dans la littérature comme pouvant faire partie des émissions des désodorisants d'intérieur.....	18
Tableau 2. Scorage des substances retenues en 1ère sélection pour les différents types de désodorisants	19
Tableau 3. Résultat du scorage des substances pour les différents types de désodorisants et choix des substances retenues pour l'EQRS	20
Tableau 4. Benzène, classe cancérigène	23
Tableau 5. Styrène, classe cancérigène.....	25
Tableau 6. Toluène, classe cancérigène	27
Tableau 7. d-limonène, classe cancérigène	28
Tableau 8. Formaldéhyde, classe cancérigène	29
Tableau 9. Plomb, classe cancérigène	34
Tableau 10. Synthèse des VTR retenues pour l'EQRS.....	35
Tableau 11. Marché danois des désodorisants d'intérieur, 2001 (http://www.ecoconso.be/page.php?ID=257).	39
Tableau 12 : Résultats détaillés par type de produit à la question relative à la fréquence d'utilisation des désodorisant d'intérieur par les ménages dans le cadre de la campagne pilote de l'OQAI	40
Tableau 13 : Valeurs des concentrations moyennes, minimales et maximales en différents polluants dans l'air intérieur pendant l'utilisation de différents types de désodorisants d'intérieur (BEUC, 2005), produits testés : encens (4), bougies parfumées (16, diffuseurs électriques (13), gels (9), liquides (10) et sprays (21)	42
Tableau 14 : Valeurs de concentrations maximales liées à la combustion de bougies (Knight <i>et al.</i> , 2001)	43
Tableau 15 : Distribution du nombre d'utilisation de désodorisant par mois.....	46
Tableau 16 : Scénarii d'exposition d'utilisateurs moyens de désodorisants d'intérieur.	46
Tableau 17. Concentrations moyennes inhalées en différents polluants du fait de l'exposition aux encens	48
Tableau 18. Concentrations moyennes inhalées en différents polluants du fait de l'exposition aux bougies parfumées	48
Tableau 19. Concentrations moyennes inhalées en différents polluants du fait de l'exposition aux diffuseurs électriques	48
Tableau 20. Concentrations moyennes inhalées en différents polluants du fait de l'exposition aux gels	49

Tableau 21. Concentrations moyennes inhalées en différents polluants du fait de l'exposition aux désodorisants liquides	49
Tableau 22. Concentrations moyennes inhalées en différents polluants du fait de l'exposition aux désodorisants sous forme de sprays.....	49
Tableau 23 : Excès de risque individuel associés à chacune des molécules cancérigènes sélectionnées pour les différents produits	50
Tableau 24 : Nombre de cas de cancer supplémentaires dans la population française attribuables à l'utilisation des différents types de désodorisants sont utilisés.....	51
Tableau 25 : Quotient de danger associé à chacune des molécules sélectionnées présentant des effets à seuil pour les différents produits	52
Tableau 26 : Quotient de dangers de l'évaluation quantitatives des risques sanitaires aigus pour les substances sélectionnée qui ont des VTR pour ces effets	53

Liste des sigles utilisés

ADN	Acide Désoxyribonucléique
AFISE	Agence Française des Industries de la détergence, de l'entretien et des produits de l'hygiène industrielle
AFNOR	Association Française de Normalisation
ATSDR	Agency for Toxic Substances and Disease Registry
BEUC	Bureau Européen des Unions de Consommateurs
BMC	Benchmark Concentration
CAA	Concentration Admissible dans l'Air
Cd	Cadmium
CI	Concentration Inhalée
CIRC	Centre International de Recherche contre le Cancer
CO	monoxyde de carbone
COV	Composés Organiques Volatiles
Cr	chrome
CRES-LR	Comité Régionale d'Education pour la Santé du Languedoc-Roussillon
CSTB	Centre Scientifique et Technique du Bâtiment
Cu	cuivre
DEP	Diethyl Phthalate
DGCCRF	Direction générale de la Concurrence, de la Consommation et de la Répression des Fraudes
DJA	Dose journalière Admissible
ERS	Evaluation des Risques Sanitaires
ERU	Excès de Risque Unitaire
ERU _R	Excès de Risque unitaire par voie Respiratoire
EQRS	Evaluation Quantitative des Risques Sanitaires
Fe	fer
FP	Facteur de Pondération
ICPE	Installation Classée pour la Protection de l'Environnement
INC	Institut National de la Consommation
INSEE	Institut National des Statistiques et des Etudes Economiques
ISO	International Organization for Standardization
LOAEL	Lowest Observed Adverse Effect Level
MBP	Mono-n-Butyl Phthalate

MEP	MonoEthyl Phthalate
Mn	manganese
Ni	nickel
NO	monoxide d'azote
NOAEL	No Observed Adverse Effect Level
NO ₂	dioxyde d'azote
NRC	National Response Center
OEHA	Office of Environmental Health Hazard Assessment
OQAI	Observatoire de la Qualité de l'Air Intérieur
OMS	Organisation Mondiale de la Santé
ORS-LR	Observatoire Régional de la Santé du Languedoc-Roussillon
Pb	plomb
PM _{2,5}	particules de diamètre aérodynamique inférieur à 2,5µm
PM ₁₀	particules de diamètre aérodynamique inférieur à 10µm
QD	Quotient de Danger
RIVM	Rijkinstituut voor Volkgezondheid en Milieu
SCCNFP	Scientific Committee on Cosmetics and Non Food Products
SESSI	Service des Etudes et des Statistiques Industrielles
Sn	étain
SO ₂	dioxyde de soufre
UE	Union Européenne
UFC	Union Fédérale des Consommateurs
US EPA	United States' Environmental Protection Agency
VTR	Valeur Toxicologique de Référence
Zn	zinc

INTRODUCTION

A la fin de l'année 2004, l'« Union Fédérale des Consommateurs - Que choisir », s'appuyant une campagne médiatique forte, dénonce la mise sur le marché de désodorisants d'intérieur dont l'utilisation entraînerait la libération dans l'air intérieur de substances nocives pour la santé humaine, et demande l'interdiction de ces produits dans les lieux publics et leur étiquetage adéquat.

Elle se fonde sur une étude du Bureau Européen des Unions de Consommateurs (BEUC, 2005), évaluant au moyen d'essais expérimentaux, le niveau d'exposition à un certain nombre de substances émises dans les conditions normales d'utilisation des désodorisants d'intérieur et conclut, par comparaison avec des valeurs-seuils de concentration dans l'air, à l'existence de risques sanitaires non négligeables.

Dans ce contexte, l'objectif de cet atelier santé-environnement est d'apporter des éléments d'appréciation du niveau de risque réel induit par l'utilisation de désodorisants d'intérieur en France, en s'appuyant sur les connaissances actuelles relatives à la composition de ces produits et à l'usage qu'il en est fait.

Après une revue des connaissances disponibles sur les désodorisants d'intérieur, le travail s'organise sur la base des étapes de la démarche d'Evaluation des Risques Sanitaires (identification du danger, sélection des valeurs toxicologiques de référence, quantification de l'exposition et caractérisation des risques). Il débouche sur un certain nombre de propositions de gestion des risques associés à l'utilisation des désodorisants d'intérieur.

1 CONTEXTE

1.1 Les odeurs et la santé

En 1946, l'Organisation Mondiale de la Santé définit la santé comme un état de bien être physique, mental et social. Or l'odorat joue un rôle important sur le confort et donc le bien-être de l'homme. C'est donc en ce sens qu'une relation entre les odeurs et la santé peut être envisagée. Notons également qu'en France, les nuisances olfactives apparaissent comme le deuxième motif de plainte après le bruit (Gérin *et al*, 2003).

De nombreuses sources d'odeurs peuvent être identifiées dans l'environnement : en effet, une grande variété d'activités industrielles, agricoles, urbaines sont susceptibles d'émettre des substances odorantes dans l'air extérieur. De plus, la qualité de l'air intérieur des milieux résidentiels et du travail peut également être affectée par des émissions d'odeurs.

Les principales sources d'émission d'odeurs dans l'air intérieur sont :

- Les occupants ;
- Le tabac ;
- Les matériaux ;
- La ventilation ;
- Les pratiques culinaires ;
- ...

Les sources d'odeurs sont généralement composées de multiples produits odorants dont certains peuvent présenter des effets aigus sur l'appareil respiratoire. Lors du processus d'olfaction, les molécules odorantes entrent en contact avec l'épithélium olfactif situé au sommet de la cavité nasale ; c'est cette muqueuse olfactive qui peut être irritée par certaines molécules odorantes.

La perception des odeurs résulte du traitement par le cerveau des stimuli reçus par la muqueuse olfactive. Le cerveau réalise alors une «image odeur » qu'il compare aux autres images déjà stockées dans le cerveau de l'individu. La caractérisation (reconnaissance, intensité, appréciation) d'une odeur est donc un exercice hautement subjectif, qui dépend fortement du vécu de chaque personne.

On comprend ainsi aisément la difficulté de traiter des plaintes relatives aux odeurs. Cependant des études tendent à démontrer une corrélation entre les symptômes rapportés par les plaignants et une réelle exposition à des odeurs d'origines

environnementales (que ce soit dans l'air extérieur ou intérieur). Les effets aigus alors mis en cause se manifestent principalement sous forme (Gérin *et al*, 2003) :

- D'irritations des yeux et des voies respiratoires supérieures ;
- D'allergies ;
- D'exacerbation de conditions médicales préexistantes (asthme, bronchite..) ;
- D'aversion à certaines odeurs ;
- D'amplification de stress (avec possibilité de somatisation : céphalées, hypertension artérielle, ulcères,...) ;
- De troubles de l'humeur et du comportement (anxiété, agressivité).

Les désodorisants émettent des odeurs, et pourraient donc être traités comme toute autre odeur. Il est alors possible d'envisager des plaintes de la population utilisant ou exposée aux désodorisants, des troubles aigus de la santé tels que ceux décrits précédemment pour les odeurs en général.

Il est cependant intéressant de noter que l'étude menée par le BEUC sur les émissions de composés chimiques par les désodorisants ne porte pas sur les effets aigus mais plutôt sur les effets cancérigènes. Et cela alors même que c'est la population, par l'intermédiaire d'associations de consommateurs, qui est à l'origine de l'étude ayant déclenché toute la polémique. Ce qui semble inquiéter aujourd'hui la population, ce ne sont pas les effets de gêne, mais plutôt la «menace» d'un cancer lié à des gestes anodins comme l'utilisation de désodorisants. L'étude plus approfondie des phénomènes sociologiques de perception des risques pourrait être intéressante dans ce contexte, cela n'est cependant pas l'objet de ce travail.

1.2 Qu'est ce qu'un désodorisant d'intérieur ?

Désodoriser un lieu consiste à éliminer les mauvaises odeurs qui s'y trouvent, soit en les absorbant, soit en les couvrant au moyen d'une substance chimique ou d'un produit parfumé. Un désodorisant d'intérieur peut donc agir selon ces deux modes d'action.

Les absorbeurs d'odeurs incluent, par exemple, les «sables » disposés au fond des cendriers et les poudres désodorisantes pour les litières d'animaux. Cette catégorie de désodorisants d'intérieur n'entre pas dans le cadre de l'étude.

Parmi les désodorisants d'intérieur dont la vocation est de parfumer les pièces, on distingue différents types de produits. Pour tous, l'argument de vente majeur est qu'ils apportent de « la fraîcheur » dans les lieux clos :

- Les sprays ou brumisateurs sont des produits utilisés de façon discontinue dans le but d'un effet désodorisant immédiat. Il peut s'agir de bouteilles classiques ou bien d'emballages pouvant être fixés aux murs. Certains sont destinés à l'ensemble des pièces du logement, d'autres exclusivement aux toilettes et aux salles de bain. Il existe également des brumisateurs dont l'usage se restreint au parfum journalier des oreillers et linges de lit. Les sprays anti-moustiques sont à rattacher à cette catégorie, bien que leur fonction désodorisante soit secondaire.

- Les gels ou les liquides qui émettent progressivement leurs odeurs :
 - Les sticks sont des produits utilisés dans toutes les pièces du logement, les armoires et les tiroirs de commodes, qui, lorsqu'ils sont ouverts (étiquette décollée), libèrent progressivement et pendant plusieurs semaines leur parfum ne laissant, à la fin, qu'un petit reste inodore.
 - D'autres désodorisants sont liquides et, une fois décapsulés et placés dans un endroit ayant une bonne circulation d'air, émettent leur parfum de façon progressive et continue pendant environ deux mois. Ces produits, décoratifs ou non, sont utilisés dans les pièces de vie. Les mèches permettent également une émission progressive des odeurs par capillarité.
 - Il existe enfin des désodorisants conçus pour être utilisés dans les voitures. Certains sont des recharges de produit liquide qui se fixent sur le système de ventilation et libèrent leur parfum pendant plusieurs semaines. D'autres sont des gels et peuvent soit s'accrocher au rétroviseur, soit se coller.

- Les diffuseurs de parfum sous l'effet de la chaleur. Cette catégorie inclut :
 - Les diffuseurs électriques, dans lesquels la recharge de liquide parfumé est chauffée par une résistance électrique, les substances chimiques odorantes qui s'y trouvent sont volatilisées et diffusent dans la pièce. Dans certains de ces produits, un système de réglage de la résistance permet d'ajuster le niveau d'émission odorante. Ce genre de produit est prévu pour être utilisé en continu dans les pièces de vie. Pour certains produits, une recharge peut durer 75 jours pour une utilisation moyenne active de 10h par jour.
 - Les bougies parfumées dans lesquelles la fusion de la cire libère des substances odorantes volatiles. Ces bougies peuvent être utilisées dans toutes les pièces de la maison et sont prévues pour une durée de fonctionnement de l'ordre de 30 heures.

- Les substances de synthèse et les huiles essentielles, dont les odeurs sont libérées sous l'effet de la chaleur. Plusieurs modes d'utilisation de ces substances existent : les brûle-parfums sont des objets de forme très diverse servant à chauffer les huiles grâce à une bougie. Les ronds d'ampoules sont des anneaux en rigole qui se disposent autour des ampoules et destinés à recevoir du parfum ; l'utilisation de l'ampoule induit le chauffage du parfum et l'émission des odeurs.
- Les produits pour lesquels l'émission des odeurs suppose une combustion : c'est le cas des encens et des bougies parfumées.

Remarque : les bougies parfumées figurent dans deux catégories distinctes de désodorisants en raison des deux modes d'émission (volatilisation sous l'effet de la chaleur et combustion) à l'œuvre lors de l'utilisation de ces produits.

Dans la suite de ce rapport, seuls les désodorisants d'intérieur dont la vocation est de parfumer les pièces seront étudiés. Les types de désodorisants retenus sont les suivants : encens, bougies parfumées, diffuseurs électriques, gels, liquides et vaporisateurs. Ce choix est très largement conditionné par l'existence, pour ces produits, de données disponibles dans la bibliographie.

1.3 Etat des connaissances

1.3.1 Revue de la littérature

En novembre dernier, le magazine de l'Union Fédérale de Consommateurs-Que Choisir publie un article dans lequel on peut lire : « L'UFC-Que Choisir déconseille formellement aux consommateurs l'usage de [désodorisants d'intérieur] et appelle à la vigilance ». Cet article est alors repris par bon nombre de médias et la polémique à l'origine de ce travail est lancée.

Une revue de la littérature autour du sujet des désodorisants d'intérieur, de leurs émissions de produits chimiques et de leur impact sanitaire permet de recenser plusieurs façons d'aborder ce sujet :

- De nombreuses études portent sur un composé ou une famille chimique : COV (Institute for Environment and Health, 1999), ozone, particules,.... Ces substances chimiques sont soit issues directement de l'utilisation de désodorisants d'intérieur, soit produites suite à des réactions en chaîne dont l'utilisation de désodorisant est

à l'origine. Ces études portent principalement sur la caractérisation des émissions (Aschmann *et al*, 2002) : type de substances émises, dispersion dans l'air intérieur, réaction secondaires....

- Quelques études toxicologiques sur les effets des désodorisants sur les animaux (Hooth *et al*, 2004) ont été recensées.
- Il existe un certain nombre d'études portant sur les émissions de produits chimiques liées à la combustion d'encens et de bougies (Eggert *et al*. 2004, Jetter *et al*, 2002). Ces études sont cependant majoritairement réalisées dans des conditions et pour des pratiques particulières : cérémonies religieuses dans des églises (De Kok *et al*. 2004), temples, ...
- Quelques études portant sur les effets sanitaires observés chez l'homme suite à des expositions à des produits odorants (désodorisants d'intérieur, parfums, produits d'entretien...) ont également été recensées. Ces études mettent en avant le lien possible entre l'exposition à ces produits et des effets aigus tels que l'eczéma (Heydorn *et al*.2003), l'asthme (Baldwin *et al.*,1999) ou des allergies.
- L'US EPA étudie le marché américain des encens et des bougies et leur impact sur la qualité de l'air intérieur (Knight *et al*, 2001).
- Enfin l'article de l'UFC-Que Choisir se base sur une étude réalisée par le Bureau Européen des Unions de Consommateurs (BEUC) portant sur l'émission de composés chimiques par les désodorisants d'intérieur (BEUC, 2005).

Il ressort de cette revue de littérature que les seuls effets sanitaires caractérisés, reliés à l'exposition de désodorisants, sont des effets aigus non spécifiques : allergies cutanées et gênes respiratoires notamment. Une étude épidémiologique semble également montrer que des effets sanitaires (vomissements, diarrhées et maux d'oreilles) pourraient survenir chez des nourrissons dont les mères auraient été exposées de façon répétée et durable à des désodorisants d'intérieurs pendant leur grossesse. Cependant aucune donnée concernant des effets sanitaires à long terme avérés n'est mentionnée.

Les études portant sur les émissions de composés chimiques lors de l'utilisation de désodorisants montrent l'implication de nombreuses molécules réputées comme ayant des effets chroniques sur la santé humaine (ex : benzène/leucémie ; formaldéhyde/cancers...). C'est donc sur la base de ces études qu'il nous semble pertinent d'élaborer une Evaluation des Risques Sanitaires relative à l'exposition aux désodorisants d'intérieur. Il apparaît cependant déjà à ce stade de revue de la littérature, le manque flagrant de données concernant l'exposition et les habitudes de consommation et l'utilisation de désodorisants par la population.

1.3.2 Etude du Bureau Européen des Unions de Consommateurs (BEUC, 2005)

A) Objectifs de l'étude :

L'objectif principal de l'étude menée par le BEUC était d'identifier et quantifier la pollution chimique émise par les désodorisants. Cette étude se base en effet sur le constat suivant :

- Il n'existe aucune information complète à ce sujet, ni en France, ni en Europe du Sud ;
- Il existe une inquiétude au niveau international à propos de la qualité de l'air intérieur ;
- Une des sources de pollution de l'air intérieur identifiée est l'utilisation de désodorisants d'intérieur.

Le BEUC a alors décidé de mettre en œuvre une étude visant à mesurer les concentrations de polluants émis par certains désodorisants (encens, bougies, désodorisants d'intérieur liquides, en gel ou en spray). Ils ont ensuite interprété leurs résultats au vu des valeurs de références de différentes organisations : Centre International de Recherche contre le Cancer (CIRC), Organisation Mondiale pour la Santé (OMS), Agence américaine de protection de l'environnement (US-EPA) et agence pour les substances toxiques et le registre des maladies (ATSDR).

B) Protocole expérimental :

L'idée était de simuler l'utilisation des différents désodorisants en se plaçant dans des conditions réalistes pour mesurer les émissions de substances chimiques de ces produits. Les mesures ont été réalisées dans sept pièces d'un bâtiment nouvellement construit et inoccupé plutôt qu'en chambre d'essais de laboratoire. Ces pièces ont été choisies pour leur basse pollution de fond (composés chimiques et odeur). Le désodorisant était placé au centre de la pièce et les mesures réalisées à une distance de 2 m du produit. Elles ne prennent donc pas en compte les émissions secondaires (absorption et réémission par les murs, les meubles...), les interférences et les combustions cumulées.

Une méthode d'échantillonnage particulière a été mise en œuvre pour chacune des 5 catégories de produit définie pour l'étude :

- Bougies : recueil des mesures deux heures après l'allumage ;
- Encens : recueil des mesures après la combustion complète du bâtonnet soit environ une heure et demie ;

- Huiles essentielles : recueil des mesures au bout de deux heures ;
- Diffuseurs électriques : recueil des mesures deux heures après les avoir branchés et réglés en position maximale ;
- Spray : recueil des mesures une minute après la dernière pulvérisation d'une série de trois pulvérisations, espacées de quinze minutes.
- Gels et liquides à dégagement lents : recueil des mesures deux heures après l'ouverture des emballages.

Un délai de trois jours était nécessaire pour purifier l'air de la pièce entre chaque série de mesure.

Différentes méthodes instrumentales d'échantillonnage répondant aux normes européennes, ISO ou Afnor ont été mises en oeuvre pour ces essais. Elles permettent à la fois des mesures de composés chimique (COV, CO,...) et des mesures olfactométriques.

C) Conclusions

Le BEUC tire des conclusions alarmantes pour le consommateur. Selon lui, un grand nombre de produits testés parmi les plus connus sur le marché charge l'air ambiant de substances chimiques dangereuses à des niveaux incroyablement élevés qui dépassent souvent tous les seuils recommandés par les organismes de santé publique nationaux ou internationaux. Les substances incriminées sont soit classées «cancérogène certain» comme le benzène ou le formaldéhyde, «cancérogène possible» comme le toluène ou le naphthalène, allergènes comme le limonène, ou perturbateurs endocriniens comme les phtalates.

D) Les suites de l'étude

En France, c'est l'UFC-Que Choisir qui a relayé cette étude, déconseillant aux consommateurs l'usage de différents produits incriminés. Elle en a appelé à la responsabilité des fabricants et des revendeurs et a conseillé le retrait du marché de cinq produits. Deux distributeurs ont pris la décision de retirer leurs produits de la vente. Elle a proposé, dans l'attente d'une nouvelle réglementation, que des recommandations portant sur les risques liés à leur utilisation (PEUT PROVOQUER LE CANCER ou PEUT PROVOQUER DES ALLERGIES) soient indiquées de manière très lisible, et leur interdiction dans les lieux publics.

L'étude a largement été reprise dans les médias et a entraîné une baisse des ventes pour ces produits de 35% dans le mois qui a suivi sa parution.

L'Afise (Agence Française des Industries de la détergence, de l'entretien et des produits d'hygiène industrielle) a produit des communiqués de presse rassurants, soulignant le manque de transparence de l'UFC- Que Choisir concernant les conditions de réalisations des tests.

Les fabricants en France et dans les autres pays concernés, ont lancé une campagne de tests similaires auprès d'organismes indépendants. Le gouvernement néerlandais a d'ors et déjà officiellement et publiquement conclu que ces produits étaient sans danger pour le consommateur. Le 8 mars 2005, le président du district Court de la Haye a rendu sa décision dans la procédure qui opposait le fabricant de désodorisant d'intérieur Sarah Lee au BEUC : « l'ensemble de l'étude réalisée par le BEUC sur les désodorisants et les parfums d'intérieur ainsi que les communiqués de presse s'y rapportant sont illégitimes ».

Dans la suite de l'étude, une Evaluation des Risques Sanitaires sera déroulée selon les cinq étapes suivantes :

- **Identification du potentiel dangereux qui passe par la détermination des effets indésirables que les substances chimiques sont intrinsèquement capables de provoquer chez l'homme ;**
- **Evaluation des relations dose-effet estimant le rapport entre le niveau d'exposition, ou la dose, et l'incidence et la gravité des effets ;**
- **Evaluation de l'exposition qui quantifie les doses d'exposition des populations sur la base du schéma d'exposition et des concentrations dans les milieux d'exposition ;**
- **Caractérisation du risque quantifiant le risque lié aux substances chimiques, en présentant les résultats accompagnés d'une évaluation de l'influence des incertitudes relevées tout au long de l'étude.**

2 IDENTIFICATION DES DANGERS ET RELATION DOSE- EFFET

2.1 Choix des substances

Sur la base des substances émises et compte tenu de leur grand nombre, nous avons identifié celles déterminant les risques potentiels liés à l'utilisation de désodorisants.

2.1.1 Méthodologie de choix

Nous avons dans un premier temps effectué une sélection en se basant sur le potentiel dangereux des substances.

Dans un second temps, afin de réduire le nombre des substances pour l'Evaluation Quantitative des Risques Sanitaires, nous avons appliqué un système de scorage aux substances préalablement identifiées comme dangereuses.

Ce scorage a reposé sur un ensemble de critères appliqués de façon identique à toutes les substances inventoriées :

- La fréquence de détection dans les produits ;
- Les concentrations émises ;
- L'attente du public ;
- La présence sur la liste des substances prioritaires de l'Observatoire de la Qualité de l'Air Intérieur (OQAI).

2.1.2 Dangerosité des effets

Dans un premier temps, un inventaire des composés émis par les désodorisants retrouvés dans la littérature a été mené. Le Tableau 1 présente le résultat de cette recherche. Une revue des effets répertoriés dans la littérature, pour la voie inhalation et chacune des substances, a ensuite été menée.

A) Composés Organiques Volatiles (COV)

Le terme COV désigne l'ensemble de polluants atmosphériques composés de l'élément carbone et d'autres éléments tels que l'hydrogène, les halogènes, l'oxygène, le soufre à l'exception du monoxyde de carbone et des carbonates (définition issue de la Directive du 11 mars 1999 relative à la réduction des émissions de composés organiques volatils dues à l'utilisation de solvants organiques dans certaines activités et installations).

Les COV ont des effets connus sur la santé, à court et long terme.

a) *Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques 5HAP)*

Les HAP sont retrouvés dans les émissions des encens et des bougies parfumées ; certains sont non-cancérogènes mais induisent des effets systémiques (acénaphthène, phénanthrène, fluorène, fluoranthène), alors que d'autres sont considérés comme cancérogènes probables par l'US EPA (indéno[1,2,3-c,d]pyrène, benzo[g,h,i]pérylène, benzo[a]pyrène, benzo[j]fluoranthène). Les effets les mieux connus sont ceux induits par le benzo[a]pyrène.

b) Hydrocarbures Aromatiques Monocycliques

Du styrène et du toluène ont été retrouvés dans les émissions de tous les désodorisants. Le toluène provoque à fortes doses des effets tels que des maux de tête, un état de somnolence ou des vertiges ; il induit également des effets systémiques (troubles neurologiques). Le styrène, soupçonné d'entraîner l'apparition de leucémies, est considéré comme cancérigène probable par l'US EPA.

Par ailleurs, du benzène est émis par les encens, les bougies parfumées et les désodorisants liquides. Il s'agit d'un cancérigène certain lié à l'apparition de cas de leucémies aiguës myéloïdes.

Du naphthalène est émis par les bougies parfumées et les encens. L'US EPA le classe comme cancérigène possible.

c) Alcènes

L'isoprène est recensé parmi les substances pouvant être libérées lors de la combustion des encens. Il ne présente aucun danger pour la voie d'exposition inhalation.

d) Terpènes

Au sens strict, les terpènes sont des hydrocarbures, mais de nombreux dérivés (alcools, aldéhydes, cétones, acides), de structure apparentée, sont considérés comme des composés terpéniques. Ils sont présents, dans les végétaux, dont ils sont souvent les constituants « de senteur » (térébenthine, camphre, menthol, citronnelle) ; on les extrait sous forme d'huiles essentielles pour la parfumerie. Certains d'entre eux ont un rôle biologique important (hormones, vitamines).

Parmi les nombreux terpènes contenus dans les émissions des désodorisants, on peut noter la présence de :

- Limonène, un puissant irritant de peau et des voies aéro-digestives supérieures, allergène et sensibilisant par l'intermédiaire de ces produits d'oxydation ;
- Citral, géraniol, coumarin, ... substances faisant partie des 26 composés identifiés par le SCCNFP (The Scientific Committee on Cosmetics and Non Food Products) comme pouvant être la cause d'allergies.

B) Aldéhydes

La présence d'aldéhydes (formaldéhyde, acétaldéhyde et acroléine) est rattachée à la combustion des encens et des bougies parfumées. Le formaldéhyde est un cancérigène certain, et est soupçonné d'être un facteur de risque de leucémie. L'acétaldéhyde est un

dépresseur du système nerveux central plus fort que le formaldéhyde. L'exposition aux vapeurs de ce composé conduit également à des effets irritants respiratoires, oculaires et cutanés. Il est classé parmi les cancérogènes probables par l'US EPA . L'acroléine est un puissant irritant respiratoire et muqueux et un fort irritant cutané et oculaire.

C) Esters

On retrouve le diéthylphtalate (DEP), l'un des nombreux esters de phtalate d'usage courant, dans les émissions de tous les types de désodorisants. Bien que les informations soient encore limitées, il existe de fortes suspicions suggérant que les composés de cette famille nous exposent à une diversité de risques sanitaires et environnementaux. De nouvelles preuves émergent régulièrement en ce sens. On leur attribue ainsi des effets sur le système endocrinien.

L'acétate de linalile est recensé pour les encens. La substance ne semble présenter aucun danger particulier.

D) Gaz de combustion

La présence de gaz (monoxyde de carbone CO, dioxyde de soufre SO₂ et monoxyde d'azote NO) est rattachée à la combustion des encens. Le monoxyde de carbone, résultant de la combustion incomplète des combustibles fossiles (essence, fuel, charbon, bois,...), entraîne la formation de carboxyhémoglobine (COHb), empêchant le transport de l'oxygène par le sang. Il entraîne des effets sur la santé : anémies, vertiges, migraines voire la mort à forte dose. Le dioxyde de soufre est un gaz très irritant produit lors de la combustion des énergies fossiles (charbon, fioul...). Il résulte de la présence de résidus de soufre dans ces combustibles. Il est l'un des principaux composants des pluies acides. L'exposition à des concentrations élevées peut être source de difficultés respiratoires. Enfin, le monoxyde d'azote s'oxyde très rapidement dans l'air pour former du dioxyde d'azote NO₂. On parle alors de NO_x représentant l'ensemble (NO + NO₂). Ce sont des précurseurs déterminants de la pollution atmosphériques par les oxydants photochimiques qui entraînent la formation d'ozone et de smog. Des troubles respiratoires sont associés à la présence de NO_x et touchent plus particulièrement les personnes sensibles comme les asthmatiques.

E) Particules

Les encens et les bougies libèrent de nombreuses particules qui noircissent les plafonds, les murs et le mobilier. Une part importante de ces particules est constituée de $PM_{2,5}$ et de PM_{10} , les particules les plus nocives pour l'homme

F) Métaux

Des études portant sur la composition des particules libérées lors de la combustion des encens ou des bougies ont mis en évidence la présence de nombreux métaux (Pb, Zn, Sn, Fe, Cr, Cd, Mn, Ni, Cu). Les bougies avec une mèche contenant du plomb peuvent libérer des particules de plomb lors de la combustion. Parfois ce sont le zinc ou l'étain qui sont utilisés pour donner de la rigidité à la mèche des bougies ou au bâtonnet d'encens. Les effets toxiques du chrome (forme Cr^M), du cadmium (Cd) et du plomb (Pb) semblent les plus préoccupants.

Les substances entraînant des effets cancérigènes (avérés ou suspectés), des effets systémiques importants, des effets endocriniens ou pouvant présenter un risque pour des populations sensibles ont été retenues. Il s'agit des substances suivantes :

⇒ COV : benzène, styrène, toluène, naphthalène, indéno[1,2,3-c,d]pyrène, benzo[g,h,i]pérylène, benzo[a]pyrène, benzo[j]fluoranthène, d-limonène, α -pinène, coumarin, citral, lilial, cinnamaldéhyde et linalol

⇒ Aldéhydes : formaldéhyde, acétaldéhyde et acroleine

⇒ Esters : diéthylphtalate

⇒ Gaz de combustion : monoxyde de carbone, dioxyde de soufre et NOx

⇒ Particules

⇒ Métaux : Pb, Cd et Cr

La méthode choisie pour leur appliquer les autres critères de choix est celle d'un scorage de 0 à 3.

2.1.3 Scorage

A) Fréquence de détection dans les produits et concentration émises

Dans notre recherche de données quantitatives sur les substances émises par les désodorisants dans l'air intérieur, un problème est très vite survenu : les études s'accordaient sur le fait que de nombreuses substances potentiellement dangereuses

étaient émises, mais seules deux études avaient quantifié la concentration de ces substances dans l'air intérieur :

- Etude de la BEUC (BEUC, 2005) pour les émissions de COV_{total}, benzène, styrène, toluène, formaldéhyde, d-limonène et diéthylphtalate dans tous les types de désodorisants
- Etude de l'US EPA (Knight *et al.*, 2001) pour les bougies parfumées.

L'attribution des scores a donc été menée de la façon suivante :

⇒ Pour le benzène, le styrène, le toluène, le formaldéhyde, le d-limonène et le diéthylphtalate : L'attribution des points s'est faite uniquement à partir des résultats de l'étude du BEUC par comparaison entre les émissions des différents types de désodorisants, ceci pour le paramètre « concentration » et pour le paramètre « fréquence ».

Paramètre concentration

3 points : ••• la concentration mesurée pour la substance considérée et pour le type de désodorisant considéré est égale à la valeur maximale (ou du même ordre de grandeur) mesurée parmi tous les types de désodorisants

2 points : •• la concentration mesurée pour la substance considérée et pour le type de désodorisant considéré est égale à la moitié de la valeur maximale (ou du même ordre de grandeur) mesurée parmi tous les types de désodorisants

1 point : • la substance est mise en évidence mais ne répond pas aux deux critères précédents

0 point : - la substance n'est pas mise en évidence pour le type de désodorisant considéré

Paramètre fréquence

3 points : ••• la substance est mise en évidence dans + de 3/4 des échantillons testés pour le type de désodorisant considéré

2 points : •• la substance est mise en évidence dans + de 1/4 mais moins de 3/4 des échantillons testés pour le type de désodorisant considéré

1 point : • la substance est mise en évidence dans - de 1/4 des échantillons pour le type de désodorisant considéré

0 point : - la substance n'est pas mise en évidence pour le type de désodorisant considéré

⇒ Pour les autres composés : Nous ne pouvons pas établir de comparaisons car il n'y avait qu'une seule donnée d'émission disponible dans la bibliographie. Dans ce cas, seul le paramètre fréquence a été pris en compte. L'attribution des points s'est faite de la manière suivante :

<p>3 points : ••• la substance est inventoriée dans la littérature comme pouvant être émise par le type de désodorisant considéré</p> <p>0 point : - la substance n'est pas inventoriée dans la littérature comme pouvant être émise par le type de désodorisant considéré</p>
--

B) Attente du public

Nous avons principalement basé notre classement sur le potentiel cancérigène de la substance, faisant ainsi l'hypothèse que le public était particulièrement sensible à ce danger. Les points attribués ont été les suivants :

<p>3 points : ••• substance classée comme cancérigène certain (CIRC : groupe 1 et US EPA : groupe A)</p> <p>2 points : •• substance classée comme cancérigène probable ou possible (CIRC : groupes 2A et 2B et US EPA: groupe B1, B2 et C), et les perturbateurs endocriniens</p> <p>1 point : • des dangers ont été mis en évidence sauf cancers certains, probables ou possibles et effets endocriniens</p> <p>0 point : - pas de danger mis en évidence</p>
--

C) Présence sur la liste des substances prioritaires de l'Observatoire de la Qualité de l'air Intérieur

Une hiérarchisation des polluants de l'air intérieur a été établie par l'OQAI classant les substances en « hautement prioritaire » (groupe A), « très prioritaires » (groupe B), « prioritaires » (groupe C) et « inclassable » (groupe D). Les points attribués ont été les suivants :

<p>3 points : ••• substance appartenant au groupe A (liste 2004)</p> <p>2 points : •• substance appartenant au groupe B (liste 2004)</p> <p>1 point : • substance appartenant au groupe C (liste 2004)</p> <p>0 point : - autres substances</p>

2.1.4 Synthèse

Les scores totaux pour chaque type de désodorisants sont regroupés dans le Tableau 2 et le Tableau 3. Nous avons choisi de façon assez arbitraire de retenir pour l'évaluation quantitative du risque, les substances dont le score total était supérieur à 6. Cela nous a ainsi permis d'obtenir un nombre de substances à étudier en accord avec le temps et les données dont nous disposions, soit :

- Pour les encens : benzène, styrène, toluène, d-limonène, formaldéhyde, diéthylphtalate, particules et plomb
- Pour les bougies parfumées : benzène, styrène, toluène, d-limonène, formaldéhyde, particules et plomb
- Pour les diffuseurs électriques : toluène, d-limonène et formaldéhyde
- Pour les gels : toluène et d-limonène
- Pour les liquides : benzène, toluène, d-limonène et formaldéhyde
- Pour les sprays : toluène, d-limonène, formaldéhyde et diéthylphtalate.

Composés	Encens	Bougies parfumées	Diffuseurs électriques	Gels	Liquides	Sprays	Références bibliographiques
COV							
HAP	benzène, toluène, styrène, isoprène	benzène, toluène, styrène naphthalène	toluène, styrène	toluène, styrène	benzène, toluène, styrène	toluène, styrène	[Knight <i>et al.</i> , 2001], [BEUC, 2005]
HAM	fluoranthène, pyrène, benzo(b et k) fluoranthène, benzo(a)pyrène, dibenzo(def, p)chrysène, benzo(ghi)perylène, indéno(1,2,3-cd)pyrène, anthrantène, coronène	Benzo(a)pyrène, benzo(ghi)perylène,	-	-	-	-	[Knight <i>et al.</i> , 2001], [Huynh <i>et al.</i> , 1991] [De Kok <i>et al.</i> , 2004]
Terpènes	d-limonène, linalol	linalol, cinnamaldéhyde	d-limonène linalol, α -pinène, α -terpinène, camphène, sabinède, α -phellandrène, 1-b-pynène, terpinolène, citronellal, geranial, neral, citral, hydroxycitronal, lillial, cinnamaldéhyde, coumarin, géraniol	d-limonène linalol, α -pinène, α -terpinène, camphène, sabinède, α -phellandrène, 1-b-pynène, terpinolène, citronellal, geranial, neral, citral, hydroxycitronal, lillial, cinnamaldéhyde, coumarin, géraniol	d-limonène linalol, α -pinène, α -terpinène, camphène, sabinède, α -phellandrène, 1-b-pynène, terpinolène, citronellal, geranial, neral, citral, hydroxycitronal, lillial, cinnamaldéhyde, coumarin, géraniol	d-limonène linalol, α -pinène, α -terpinène, camphène, sabinède, α -phellandrène, 1-b-pynène, terpinolène, citronellal, geranial, neral, citral, hydroxycitronal, lillial, cinnamaldéhyde, coumarin, géraniol	[BEUC,2005], [Nazzaroff <i>et al.</i> , 2004], [Anderson <i>et al.</i> , 1997], [De Kok <i>et al.</i> , 2004]
Autres							
Aldéhydes	formaldéhyde, acétaldéhyde, acroléine	formaldéhyde, benzaldéhyde,	formaldéhyde	-	formaldéhyde	-	[BEUC,2005], [Nazzaroff <i>et al.</i> , 2004],
Esters	diéthylphtalate, linalile acetate	diéthyl	diéthylphtalate	diéthylphtalate	diéthylphtalate	diéthylphtalate	[BEUC,2005], [Roveri <i>et al.</i> , 1998]
Gaz de combustion	CO SO2 NO	- - -	- - -	- - -	- - -	- - -	[BEUC, 2005], [Jetter <i>et al.</i> ,202] [BEUC, 2005], [Jetter <i>et al.</i> ,202] [BEUC, 2005], [Jetter <i>et al.</i> ,202]
particules	PM _{2,5} et PM ₁₀	PM _{2,5} et PM ₁₀	-	-	-	-	[Eggert <i>et al.</i> , 2004], [Huynh <i>et al.</i> , 1991], [Fang GC <i>et al.</i> , 2004], [Jetter <i>et al.</i> , 2002], [BEUC, 2005], [Lee <i>et al.</i> , 2004], [Knight <i>et al.</i> , 2001],[De Kok <i>et al.</i> , 2004]
métaux	Fe, Zn, Cr, Cd, Pb, Mn, Ni, Cu	Pb, Zn, Sn	-	-	-	-	[Eggert <i>et al.</i> , 2004], [Huynh <i>et al.</i> , 1991], [Fang <i>et al.</i> , 2004], [Jetter <i>et al.</i> , 2002], [BEUC, 2005], [Lee <i>et al.</i> , 2004], [Knight <i>et al.</i> , 2001], [De Kok <i>et al.</i> , 2004]

Tableau 1 : Inventaire des substances retrouvées dans la littérature comme pouvant faire partie des émissions des désodorisants d'intérieur

substances	exposition	effets	attente du public	substance prioritaire OQAI	encens		bougie parfumées		diffuseurs électriques		gels		liquides		sprays	
					C	F	C	F	C	F	C	F	C	F	C	F
benzène	inhalation	cancers	•••	•••	•••	•••	•	•	-	-	-	-	•	••	-	-
styrène	inhalation	cancers probables	••	-	••	•••	•••	••	•	••	•	•••	•	•••	••	••
toluène	inhalation	effets neurologiques	•••	••	•••	•••	••	••	••	••	••	••	••	••	••	••
naphtalène	inhalation	cancers possibles	••	-	NC	•••	NC	•••	-	-	-	-	-	-	-	-
benzo(a) pyrène	inhalation	cancers probables	••	-	NC	•••	NC	•••	-	-	-	-	-	-	-	-
indéno[1,2,3-c,d]pyrène	inhalation	cancers probables	••	-	NC	•••	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
benzo[g,h,i]pérylène	inhalation	cancers probables	••	-	NC	•••	NC	•••	-	-	-	-	-	-	-	-
benzo[j]fluoranthène	inhalation	cancers probables	••	-	NC	•••	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
d-limonène	inhalation	effets irritants, sensibilisants et allergènes	•	•	•	•••	•	•••	••	•••	•••	•••	•	•••	•••	••
a-pinène	inhalation	effets irritants et allergènes	•	-	NC	-	NC	•••	NC	•••	NC	•••	NC	•••	NC	•••
coumarin	inhalation	effets irritants et allergènes	•	-	-	-	NC	•••	NC	•••	NC	•••	NC	•••	NC	•••
citral	inhalation	effets irritants et allergènes	•	-	-	-	NC	•••	NC	•••	NC	•••	NC	•••	NC	•••
linalole	inhalation	effets irritants et allergènes	•	-	NC	•••	NC	•••	NC	•••	NC	•••	NC	•••	NC	•••
lilial	inhalation	effets irritants et allergènes	•	-	-	-	NC	•••	NC	•••	NC	•••	NC	•••	NC	•••
cinnamaldéhyde	inhalation	effets irritants et allergènes	•	-	-	-	NC	•••	NC	•••	NC	•••	NC	•••	NC	•••
formaldéhyde	inhalation	cancers	•••	•••	•••	•••	•	•••	•	•••	-	-	•	•	•	•
acétaldéhyde	inhalation	atteinte du SNC, cancers probables	•	•••	NC	•••	NC	•••	-	-	-	-	-	-	-	-
acroléine	inhalation	effets irritants forts	•	-	NC	•••	NC	•••	-	-	-	-	-	-	-	-
DEP	inhalation	perturbateur endocrinien possible	••	•	•••	•••	•	•	•	•	•	•	•	•	••	••
CO	inhalation	effets respiratoires	•	••	NC	•••	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
SO2	inhalation	effets respiratoires	•	-	NC	•••	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
NO	inhalation	effets respiratoires	•	••	NC	•••	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
particules	inhalation	effets respiratoires	•	•••	NC	•••	NC	•••	-	-	-	-	-	-	-	-
Plomb	inhalation	cancers probables	••	••	NC	•••	NC	•••	-	-	-	-	-	-	-	-
Cadmium	inhalation	cancer	•••	-	NC	•••	NC	•••	-	-	-	-	-	-	-	-
Chrome	inhalation	cancer (Cr VI)	•••	-	NC	•••	NC	•••	-	-	-	-	-	-	-	-

Tableau 2. Scoring des substances retenues en 1ère sélection pour les différents types de désodorisants

substances	Scorage						Substance retenue ?					
	encens	bougies parfumées	diffuseurs électriques	gels	liquides	sprays	encens	bougies parfumées	diffuseurs électriques	gels	liquides	sprays
benzène	12	8	6	6	9	6	OUI	OUI	NON	NON	OUI	NON
styrène	7	7	5	6	6	6	OUI	OUI	NON	NON	NON	NON
toluène	11	9	9	9	9	9	OUI	OUI	OUI	OUI	OUI	OUI
naphtalène	4	4	1	1	1	1	NON	NON	NON	NON	NON	NON
benzo(a) pyrène	5	5	2	2	2	2	NON	NON	NON	NON	NON	NON
indéno[1,2,3-c,d]pyrène	5	2	2	2	2	2	NON	NON	NON	NON	NON	NON
benzo[g,h,i]pérylène	5	5	2	2	2	2	NON	NON	NON	NON	NON	NON
benzo[j]fluoranthène	5	2	2	2	2	2	NON	NON	NON	NON	NON	NON
d-limonène	7	7	8	9	7	8	OUI	OUI	OUI	OUI	OUI	OUI
a-pinène	1	5	5	5	5	5	NON	NON	NON	NON	NON	NON
coumarin	1	5	5	5	5	5	NON	NON	NON	NON	NON	NON
citral	1	5	5	5	5	5	NON	NON	NON	NON	NON	NON
linalole	5	5	5	5	5	5	NON	NON	NON	NON	NON	NON
lilial	1	4	4	4	4	4	NON	NON	NON	NON	NON	NON
cinnamaldéhyde	1	4	4	4	4	4	NON	NON	NON	NON	NON	NON
formaldéhyde	12	10	10	6	8	8	OUI	OUI	OUI	NON	OUI	OUI
acétaldéhyde	6	6	3	3	3	3	NON	NON	NON	NON	NON	NON
acroléine	3	3	0	0	0	0	NON	NON	NON	NON	NON	NON
DEP	9	5	5	5	5	7	OUI	NON	NON	NON	NON	OUI
CO	6	3	3	3	3	3	NON	NON	NON	NON	NON	NON
SO2	4	1	1	1	1	1	NON	NON	NON	NON	NON	NON
NO	6	3	4	4	4	4	NON	NON	NON	NON	NON	NON
particules	7	7	4	4	4	4	OUI	OUI	NON	NON	NON	NON
Plomb	7	7	4	4	4	4	OUI	OUI	NON	NON	NON	NON
Cadmium	6	6	3	3	3	3	NON	NON	NON	NON	NON	NON
Chrome	6	6	3	3	3	3	NON	NON	NON	NON	NON	NON

Tableau 3. Résultat du scorage des substances pour les différents types de désodorisants et choix des substances retenues pour l'EQRS

2.2 Caractéristiques et toxicité des substances retenues

2.2.1 Critères de choix des VTR

Une valeur toxicologique de référence (VTR) décrit la relation entre la dose du polluant en contact avec l'organisme et l'incidence de l'effet chez l'homme. Elaborées par des instances nationales et internationales (US EPA, ATSDR, OMS...), elles sont de deux types :

- Le premier concerne les effets non cancérogènes. Les VTR sont, par exemple, des CAA ou RfC, c'est à dire des doses d'exposition en deçà desquelles aucune manifestation pathologique n'est attendue dans la population exposée au polluant ;
- Le deuxième concerne les effets cancérogènes. Les VTR sont des ERU, c'est à dire des probabilités de survenue d'une pathologie cancéreuse lors d'une exposition à une unité de dose du polluant pendant toute la durée de sa vie.

Les procédures adoptées par les différentes instances élaborant ces VTR n'étant pas toujours identiques, la consultation des différentes bases de données rassemblant les VTR montre que, pour un même polluant, il existe plusieurs VTR. Il convient alors de choisir celle qui est la plus appropriée pour l'étude. Quel que soit le type de VTR, les critères retenus dans le cadre de l'étude des désodorisants pour justifier nos choix, ont été :

- Les VTR élaborées pour la voie d'inhalation ;
- La notoriété de l'organisme qui a constitué la VTR ;
- Les VTR fondées sur des données obtenues en population humaine de façon privilégiée à celles issues des expérimentations animales ;
- Le raisonnement scientifique qui a conduit à l'élaboration de la VTR : estimation de la VTR à partir d'un NOAEL (No Observed Adverse Effect Level) ou d'un LOAEL (Lowest Observed Adverse Effect Level), cohérence des facteurs d'incertitude, ajustement à la durée d'exposition ;
- Enfin, si nécessaire, la VTR la plus sévère parmi celles répondant aux critères précédents a été retenue.

Les bases de données et les monographies systématiquement consultées, car les plus complètes quant à l'identification du potentiel dangereux des substances et les plus transparentes quant à la détermination des Valeurs Toxicologiques de Référence, sont celles de :

- L'Agence américaine de l'environnement (US Environmental Protection Agency) : base de données IRIS, Integrated Risk Information System ;

- L'Agence américaine des substances toxiques et du registre des maladies (ATSDR, Agency for Toxic Substances and Disease Registry) ;
- L'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) : base INCHEM, monographies Environmental Health Criteria, ainsi que des doses journalières admissibles (DJA) et les Air Quality Guidelines.

Le Centre International de Recherche sur le Cancer (CIRC) a été consulté pour la classification des cancérogènes.

En l'absence de VTR pour certains composés dans ces bases, les données de Santé Canada, du RIVM, Institut National de Santé Publique des Pays-Bas, et de l'OEHHA, Office of Environmental Health Hazard Assessment, ont été retenues.

2.2.2 Identification des dangers et Relation dose-réponse

A) Benzène (CAS 71-43-2)

Le benzène est un composé aromatique qui appartient à la famille des Composés Organiques Volatiles (COV). Il est issu de la distillation des mélanges complexes du craquage ou du reformage catalytique d'hydrocarbures pétroliers. La pollution de fond urbaine du benzène est liée à la circulation automobile (ayant comme origine les gaz d'échappement et les émissions des réservoirs d'essence) et à toutes les autres combustions incomplètes (telles que les foyers domestiques).

La voie d'exposition principale pour le benzène est l'inhalation. L'absorption cutanée est possible (0,4 mg/cm²/h) mais demeure une source secondaire d'exposition. Le benzène est rapidement distribué via le sang à l'ensemble de l'organisme. Du fait de sa grande lipophilie, les concentrations tissulaires seront plus élevées dans la moelle osseuse et dans les graisses. Il n'existe pas de données chez l'homme concernant la voie digestive.

Toxicité aiguë : Les effets sur l'homme résultent principalement de l'inhalation du benzène. L'exposition à plusieurs centaines de ppm agit sur le système nerveux central entraînant notamment des états de somnolence, d'ébriété et des maux de tête ; des expositions plus faibles mais prolongées peuvent altérer la mémoire et certaines capacités psychiques. Enfin, le benzène est responsable d'effets irritants sur la peau et les muqueuses (oculaires et respiratoires en particulier).

Toxicité chronique :

Effets systémiques : Cette substance se distingue, pour l'espèce humaine, par sa grande toxicité pour les cellules sanguines et les organes qui les produisent (moelle osseuse). Ceci se manifeste par une réduction des globules rouges, blancs ou des plaquettes. L'importance de ces manifestations est fonction des doses de benzène auxquelles le sujet est exposé, pouvant aller de la simple anémie à l'atteinte des trois lignées cellulaires. Des effets sur le système immunitaire ont été décrits dans le cadre d'expositions professionnelles au benzène. Des effets neurologiques ont été mis en évidence chez l'animal pour les voies inhalation et ingestion.

Effets cancérogènes (Tableau 4):

<i>Organisme</i>	<i>CIRC</i>	<i>US EPA</i>
Classement	Groupe 1 : agent cancérigène pour l'homme (1987)	Catégorie A : substance cancérigène pour l'homme (1998)

Tableau 4. Benzène, classe cancérigène

Plus de 25 études ont rapporté une augmentation des taux de cancer au cours des expositions professionnelles au benzène. La leucémie aiguë myéloïde est l'affection la plus souvent rapportée dans les études de cas, mais l'épidémiologie retrouve une association significative avec les leucémies de tout type voire d'autres affections du tissu hématopoïétique comme les lymphomes non hodgkiniens.

Effets sur la reproduction et le développement : A l'heure actuelle, aucun lien causal n'a été démontré chez l'homme. Il a été démontré chez l'animal que le benzène peut induire des altérations génétiques transmissibles à la descendance.

Valeurs toxicologiques de référence

Effets avec seuil :

- Effets aigus : Seule l'ATSDR propose une VTR pour une exposition aiguë par voie respiratoire. Elle s'élève à 0,05ppm, soit 0,16mg/m³, et est obtenue à partir d'une expérimentation chez des souris exposées dans des chambres d'inhalation 6 heures par jour pendant 6 jurs. L'effet observé est une diminution de certains processus immunologiques. La VTR est dérivée du LOAEL de 10,2ppm. Un facteur de correction a été appliqué pour prendre en compte la durée journalière de l'exposition chez l'animal ($LOAEL_{ajusté} = 10,2 \times 6/24 = 2,5ppm$). La prise en compte du poids corporel et du taux de ventilation chez l'animal et chez l'homme a permis à l'agence américaine de calculer un équivalent de dose. Un facteur d'incertitude de 300 (3 pour la transposition des données de l'animal à l'homme, 10 pour la variabilité dans l'espèce humaine, 10 pour l'utilisation d'un LOAEL au lieu d'un NOAEL) a ensuite été appliqué pour fixer la VTR (ATSDR, 1997).

- Effets chroniques : Deux VTR sont disponibles pour l'effet chronique par inhalation du benzène : celle de l'US EPA et celle de l'OEHA. Elles sont toutes deux obtenues par des études épidémiologiques en milieu professionnel. Nous choisissons la valeur de l'US EPA, la plus conservatrice. L'US EPA propose en 2003 une VTR chronique pour les effets non cancérigènes associés au benzène par inhalation de 3.10^{-2} mg/m^3 . Elle a été établie à partir d'études chez l'homme en milieu professionnel ayant montré une diminution du nombre de lymphocytes avec une Benchmark Concentration (BMC) de 23mg/m^3 pour une exposition quotidienne de 8 heures, 5 jours par semaine. Cette BMC a ensuite été ajustée pour une durée d'exposition continue en population générale ($\text{BMC}_{\text{ajustée}} = 8,2\text{mg/m}^3$). Un facteur d'incertitude de 300 a été appliqué (10 pour la variabilité dans l'espèce humaine, 3 pour la durée inappropriée de l'étude subchronique, 3 pour l'absence de connaissance sur la toxicité sur la reproduction et le développement du benzène, 3 pour la prise en compte d'une BMC associée à des effets peu sévères).

Effets sans seuil : Nous avons privilégié les VTR dérivées d'études menées sur les hommes.

L'US EPA propose en 2003 une VTR pour le risque de leucémie par la voie respiratoire allant de $2,2$ à $7,8.10^{-6}(\mu\text{g/m}^3)^{-1}$. Elle est dérivée d'une étude de cohorte professionnelle jugée plus valide que les nombreuses autres études épidémiologiques sur les effets cancérigènes du benzène en raison d'une grande spécificité de l'exposition (pas de co-exposition à d'autres cancérigènes). Le modèle d'extrapolation hautes doses-basses doses a été choisi en s'appuyant sur une étude ayant permis de tester 96 combinaisons des 4 facteurs les plus influents (le type de cancer considéré, l'utilisation d'un modèle additif ou multiplicatif, l'hypothèse d'une linéarité ou non de la relation dose-réponse, différentes méthodes d'estimation de l'exposition). Finalement, l'étendue de la VTR de l'US EPA est dictée par le modèle linéaire à partir des différentes méthodes d'estimation de l'exposition.

L'OMS s'appuie sur la même étude pour recommander une VTR de $4,4$ à $7,5.10^{-6}(\mu\text{g/m}^3)^{-1}$ correspondant au risque de leucémie. La différence entre les deux étendues de valeurs vient d'un choix différent concernant la méthode d'estimation des expositions. L'OMS précise que la moyenne géométrique de $6.10^{-6}(\mu\text{g/m}^3)^{-1}$ peut être utilisée (OMS, 2000). C'est cette dernière valeur que nous retenons.

B) Styrène (CAS 100-42-100)

Le styrène est utilisé dans la fabrication de matières plastiques, de caoutchouc synthétique, de polystyrène, de résines polymère (ABS), de résines polyester (pour matériaux de construction et bateaux), de résines échangeuses d'ions. Il sert également à renforcer les fibres de verre et à fabriquer des matériaux isolants et des revêtements de protection.

Toxicité aiguë : Après inhalation, il est constaté essentiellement une atteinte du système nerveux central se traduisant par des céphalées, des vertiges, des troubles de la coordination, asthénie. Un coma peut intervenir pour des concentrations supérieures à 1 000ppm. Des effets irritants sur les muqueuses respiratoires et oculaires sont mis en évidence dès 500ppm.

Toxicité chronique :

Effets systémiques : Le styrène agit sur plusieurs organes, on constate :

- Une action dépressive sur le système nerveux central et périphérique, se traduisant par des troubles de l'équilibre et une symptomatologie subjective (céphalées, asthénie, somnolence, perte de mémoire), signalée à partir de 20ppm, et par un allongement du temps de réaction chez les individus exposés régulièrement à des concentrations en styrène de l'ordre de 50ppm ;
- Des désordres digestifs (nausées, perte d'appétit) signalés surtout chez les sujets porteurs d'une atteinte organique préexistante (hernie hiatale, gastrite...);
- Une action irritante sur les voies respiratoires, en rapport avec l'intensité de l'exposition, se traduisant par une augmentation de la fréquence des bronchites chroniques et des atteintes obstructives ;
- Une action irritante sur les muqueuses oculaires entraînant des conjonctivites (sans atteinte de la cornée) lors de la simple exposition à de faibles concentrations atmosphériques ;
- Des dermatoses dues à l'irritation primaire du styrène, apparaissant lorsque le contact est fréquent ou prolongé, pouvant évoluer vers un dessèchement chronique de la peau avec crevasse et gerçure.

Effets cancérogènes (Tableau 5) :

Organisme	CIRC	US EPA
Classement	groupe 2B : l'agent pourrait être cancérogène pour l'homme	groupe C : substance probablement cancérogène pour l'homme (en cours de révision)

Tableau 5. Styrène, classe cancérogène

Malgré plusieurs cas de leucémie rapportés chez les ouvriers exposés au styrène, il n'est pas possible de conclure quant au rôle de ce solvant. La plupart des sujets atteints de ces affections étaient au contact de nombreux autres produits.

Effets sur la reproduction et le développement : Des anomalies du système nerveux ont été signalées chez les enfants de mères exposées à ce produit.

Valeurs toxicologiques de référence

Effets avec seuil :

- Effets aigus : Il n'y a pas de VTR pour cet effet.
- Effets chroniques : Nous avons privilégié les VTR dérivées d'études sur les hommes et choisi celle de l'OMS qui était plus conservatrice que celle de l'US EPA. L'OMS propose une Valeur Guide dans l'air de $0,26\text{mg}/\text{m}^3$ en moyenne hebdomadaire qui peut-être assimilée à une VTR. Elle est proposée au regard de plusieurs études épidémiologiques en milieu professionnel et mise en place pour protéger les populations contre les effets neurotoxiques et contre les effets sur le développement observés chez l'animal. Elle est dérivée du plus petit LOAEL observé dans les études de $107\text{mg}/\text{m}^3$ ajusté pour une durée d'exposition continue dans la population générale ($\text{LOAEL}_{\text{ajusté}} = \text{LOAEL} / 4,2$). Un facteur d'incertitude de 100 a été appliqué (10 pour la variabilité dans l'espèce humaine, 10 pour l'utilisation d'un LOAEL au lieu d'un NOAEL) (OMS, 2000). Notons que l'ATSDR propose une VTR également égale à $0,26\text{mg}/\text{m}^3$.

Effets sans seuil : Il n'existe pas de VTR pour les effets cancérigènes du styrène.

C) Toluène (CAS 108-88-03)

Le toluène pénètre dans l'organisme par voie pulmonaire (environ 50 à 70 % du toluène inhalé est absorbé), mais aussi par voie cutanée (de façon non négligeable à l'état liquide) et par voie digestive. Le toluène se distribue dans les graisses et dans le système nerveux central où il s'accumule.

Toxicité aiguë : Les effets survenant immédiatement après une exposition au toluène ne sont pas spécifiques de ce composé : ce sont des maux de têtes, des vertiges, des irritations et des somnolences. Ces symptômes, réversibles, surviennent fréquemment au-delà d'une concentration atmosphérique de $150\text{mg}/\text{m}^3$.

Toxicité chronique

Effets systémiques : Lorsque l'exposition au toluène est répétée quotidiennement, les atteintes décrites sont neurologiques (tremblements, ataxie, troubles de la mémoire, diminution de la réponse aux tests psychomoteurs...) et hépatiques, bien que ces dernières soient controversées. Les concentrations d'exposition, pour lesquelles ces effets ont été observés, varient de 190 à 304mg/m³ lorsque la durée d'exposition est de 12 ans et de 43 à 157 mg/m³ pour des durées d'environ 29 ans.

Effets cancérogènes (Tableau 6) :

Organisme	CIRC	US EPA
Classement	Groupe 3 : l'agent ne peut être classé pour sa cancérogénicité pour l'homme (1999).	Classe D : substance non classifiable quant à sa cancérogénicité pour l'homme (1994)

Tableau 6. Toluène, classe cancérogène

Effets sur la reproduction et le développement : Le toluène est classé parmi les produits pouvant avoir un effet sur la reproduction. L'exposition chronique maternelle entraîne un retard de croissance intra-utérine, des malformations à la naissance et un retard de développement de l'enfant.

Valeurs toxicologiques de référence

Effets avec seuil :

- Exposition aigue : Pour une exposition aigue par voie respiratoire, l'ASTDR propose en 2000 une VTR de 1ppm soit 3,8mg/m³ à partir d'une étude d'exposition contrôlée chez 16 hommes volontaires exposés 6 heures par jour, quatre jours consécutivement dans une chambre. Les effets considérés sont des effets neurologiques. La VTR est dérivée du NOAEL de 40ppm déterminé au cours de cette étude et ajusté pour une exposition continue (NOAEL_{ajusté} = NOEL x 5/7 x 8/24 = 10ppm). Un facteur d'incertitude de 10 a été appliqué pour rendre compte de la variabilité dans l'espèce humaine.
- Exposition chronique : Il existe de nombreuses VTR établies à partir d'études menées sur des hommes. Nous avons choisi la VTR la plus conservatrice, établie par l'OMS. L'OMS propose une VTR de 2,6.10⁻¹mg/m³ élaborée pour protéger les populations humaines contre les effets sur le système nerveux central induits par le toluène. Elle est dérivée d'un LOAEL de 322 mg/m³ pour les effets sur le système nerveux, ajusté sur la durée d'exposition (LOAEL_{ajusté} = LOAEL x 5/7 j x 8/24 h = 76,6mg/m³). Un facteur d'incertitude de 300 a été appliqué (10 pour la

variabilité dans l'espèce humaine, 10 pour l'utilisation d'un LOAEL au lieu d'un NOAEL et 3 pour les effets potentiels sur le développement du système nerveux central). La durée de l'étude n'étant pas connue, l'OMS précise que la VTR devrait être utilisée pour des expositions moyennées sur une semaine. L'OMS précise que cette VTR protège aussi la population des effets sur la reproduction (avortement spontané) (OMS, 2000).

Effets sans seuil : Il n'y a pas de VTR.

D) Limonène (CAS 5989-27-5)

Toxicité aiguë : Seul le d-limonène a fait l'objet d'étude de toxicité. Chez l'homme, il provoque des diarrhées par ingestion. Cette substance est irritante pour la peau et sensibilisante par l'intermédiaire de ses produits d'oxydation. L'inhalation d'aérosols ou de vapeurs peut causer des irritations des voies aéro-digestives supérieures et, à fortes concentrations, des céphalées, des nausées, des vomissements, voire des comas.

Il est faiblement toxique pour l'animal. Dans les espèces étudiées, sa cible principale est le foie ; il n'est toxique pour les reins que chez le rat mâle.

Toxicité chronique

Effets systémiques : Chez l'homme, le d-limonène ne semble pas présenter une toxicité chronique importante à l'exception d'effets allergisants et irritatifs.

La toxicité rénale, observé chez le rat mâle après une exposition aiguë, est démontrée lors d'expositions prolongées et répétées au limonène. Aucune lésion n'est décelée pour la femelle ou dans d'autres espèces.

Effets cancérogènes (Tableau 7) :

<i>Organisme</i>	<i>CIRC</i>	<i>US EPA</i>
Classement	Groupe 3 : l'agent ne peut être classé pour sa cancérogénicité pour l'homme	

Tableau 7. d-limonène, classe cancérogène

Aucun effet cancérogène n'est rapporté chez l'homme. Le d-limonène est un cancérogène rénal spécifique du rat mâle ; chez la femelle du rat et la souris des deux sexes, il y a une action antitumorale.

Effets sur la reproduction et le développement : Il n'existe pas de donnée chez l'homme.

A des doses toxiques pour les mères, le limonène est foetotoxique chez le rat et le lapin et induit des malformations osseuses chez la souris.

E) Formaldéhyde (CAS 50-00-0)

Le formaldéhyde est présent dans de très nombreux produits d'usage courant : mousses isolantes, laques, colles, vernis, encres, résines, papiers, produits ménagers, pesticides... La plupart des bois agglomérés et contreplaqués (meublier, matériaux de construction) en contiennent, et il est également utilisé dans certains médicaments, cosmétiques, et textiles.

Bien qu'il existe d'autres voies (digestive et cutanée), la principale voie par laquelle le formaldéhyde exogène peut affecter l'organisme humain est l'inhalation. Par inhalation, 98% du formaldéhyde se dépose au niveau de la muqueuse nasale.

Toxicologie aiguë : Les effets sanitaires du formaldéhyde après une exposition par inhalation sont principalement de type irritatif. Les yeux, le nez, la gorge sont les premiers organes touchés. Pour les yeux, une concentration comprise entre 1 et 12mg/m³ engendre une irritation appréciable. Pour des concentrations supérieures, ce sont les symptômes de toux, des troubles respiratoires allant jusqu'à la bronchite chronique qui sont décrits.

Toxicologie chronique

Effets systémiques : Le formaldéhyde provoque, même à faible concentration, des irritations et des inflammations des yeux (démangeaisons, larmoiement), des voies respiratoires (nez, gorge, poumons) et de la peau (rougeurs, démangeaisons, eczéma). Il peut également avoir des conséquences neurologiques, se traduisant par une fatigue accrue, des angoisses, des migraines, des nausées, de la somnolence ou des vertiges. L'exposition au formaldéhyde peut aboutir à une sensibilisation et au développement d'une allergie.

Effets cancérigènes (Tableau 8) :

Organisme	CIRC	US EPA
Classement	Groupe 1 : le formaldéhyde est cancérigène pour l'homme (2004)	Classe B1 : le formaldéhyde est probablement cancérigène pour l'homme. Des données limitées chez l'homme sont disponibles (1991).

Tableau 8. Formaldéhyde, classe cancérigène

Les tumeurs décrites chez l'homme sont localisées aux niveaux pulmonaires, naso-pharyngés et buccaux avec une évidence scientifique décroissante. Les limites des études épidémiologiques sont importantes et empêchent une confiance forte dans les résultats. De nombreuses tumeurs au niveau de l'ensemble de l'appareil respiratoire ont été décrites chez l'animal.

Effets sur la reproduction et le développement : Des effets sur la reproduction (cycles menstruels, grossesses difficiles) ont été observés chez des femmes professionnellement exposées. De plus, une diminution du poids des bébés à la naissance, en rapport avec l'exposition des mères au formaldéhyde (>2,8ppb), a été notée.

Valeurs Toxicologiques de Référence

Effets avec seuil : Les seules valeurs disponibles sont celles de l'ATSDR.

- Exposition aiguë : En 1996, l'organisme a fixé pour une exposition aiguë une VTR de $0,06\text{mg}/\text{m}^3$. Cette VTR est basée sur un LOAEL de $0,5\text{mg}/\text{m}^3$ pour lequel il est observé, chez des volontaires exposés au formaldéhyde pendant 2 heures, des démangeaisons, des éternuements, des congestions des muqueuses et une sensation de brûlure au niveau des yeux et du nez. Un facteur d'incertitude de 9 a été appliqué (3 pour l'utilisation d'un LOAEL au lieu d'un NOAEL et 3 pour la variabilité au sein de l'espèce humaine.)
- Exposition chronique : En 1999, l'organisme a fixé une VTR de $9,84\mu\text{g}/\text{m}^3$. Cette VTR est basée sur un LOAEL de $0,3\text{mg}/\text{m}^3$ auquel est appliqué un facteur de sécurité de 30 (3 pour l'utilisation d'un LOAEL à la place d'un NOAEL et 10 pour la variabilité de sensibilité au sein de l'espèce humaine. Ce LOAEL correspond à des changements histologiques des tissus du nez observés sur 70 travailleurs employés en moyenne depuis 10,4 ans (1-36 ans) dans une usine de production de formaldéhyde pour l'imprégnation du papier.

Effets sans seuil : Il n'existe pas de VTR issue d'étude sur l'homme. Nous avons choisi la VTR de l'US EPA.

Celle-ci a fixé en 1989 un ERU à $1,3 \cdot 10^{-5}$ cas de cancer pour une exposition de $1\mu\text{g}/\text{m}^3$ de formaldéhyde « vie entière ». Cette valeur est obtenue à partir des résultats d'incidence de mortalité chez des rats. Les animaux ont été exposés à des concentrations de formaldéhyde de 0-2-5,6 ou 14,3ppm pendant 6 heures par jour, 5 jours par semaine, et ce, pendant 24 mois.

F) Diéthylphtalate (CAS 84-66-2)

Le diéthylphtalate (DEP) est l'un des nombreux esters de phtalate d'usage courant. Il est en particulier utilisé dans une large gamme de cosmétiques et autres produits d'hygiène, avant tout comme solvant, et véhicule des fragrances. Il est aussi employé en tant que dénaturant de l'alcool (pour rendre l'alcool impropre à la consommation).

Du fait de leur usage massif dans les biens de consommation, l'exposition aux phtalates peut prendre plusieurs voies. Pour le DEP en tant qu'ingrédient de parfums et d'autres produits d'hygiène personnelle, il apparaît que l'inhalation pourrait constituer une voie d'exposition significative. L'absorption par la peau est aussi susceptible de contribuer à cette exposition. Bien que le DEP soit rapidement métabolisé dans l'organisme en sa forme monoester (MEP) et qu'il ne semble pas s'accumuler dans les tissus, il est clair que son application sur la peau lui permet d'y pénétrer rapidement et de se distribuer largement dans le corps après chaque exposition. On a pu détecter le MEP à des concentrations 30 fois plus importantes dans les urines humaines que les métabolites de tout autre ester de phtalate. Il a récemment montré que, tandis que les niveaux de certains autres métabolites de phtalates excrétés dans les urines sont généralement plus élevés chez les enfants que chez les adultes, les niveaux de MEP sont communément deux fois plus élevés chez les jeunes adultes qu'ils ne le sont chez les enfants, les valeurs les plus fortes étant relevées chez les femmes. Ceci reflète possiblement les différences de fréquence d'utilisation des produits d'hygiène personnelle, tels que les produits de soin capillaire, les cosmétiques et les parfums.

Toxicité aiguë : Le DEP a une faible toxicité chronique. L'exposition aux vapeurs ou aux brouillards peut avoir les effets suivants : irritation du nez, de la gorge et des voies respiratoires.

Toxicité chronique

Effets systémiques : Récemment, des recherches ont identifié un lien possible entre l'exposition à deux métabolites de phtalate, le MEP et le MBP (monobutyl phtalate), mesurés dans des échantillons d'urine, et un fonctionnement pulmonaire déficient chez les hommes adultes

Effets cancérigènes : Aucune étude n'a évalué jusqu'à présent le potentiel cancérigène du DEP.

Effets sur la reproduction et le développement : Bien que le DEP ait généralement été considéré de faible toxicité et qu'il ne semble pas présenter le même degré de toxicité

pour l'appareil de reproduction que certains autres phtalates, des études récentes soulèvent tout de même des préoccupations significatives quant à sa sûreté. Les effets à long terme d'une telle exposition directe et répétée au DEP ne sont pas encore bien compris. Cependant, des études récentes indiquent que des modifications de l'ADN des cellules du sperme sont plus prévalentes chez les individus qui montrent également des niveaux élevés de MEP dans les urines ; des études supplémentaires sont nécessaires pour déterminer s'il y a une relation de causalité.

G) Particules

Les particules peuvent provenir de nombreuses sources. Il semble cependant que la composition et la taille des particules contenues dans les poussières jouent sur leur toxicité. Les PM_{10} et $PM_{2,5}$ sont des poussières dont 50% des particules ont un diamètre aérodynamique respectivement inférieur à $10\mu m$ et $2,5\mu m$. L'OMS soupçonne les poussières de tempêtes d'être moins toxiques que les poussières émises lors de processus de combustion. Ce sont ces dernières qui nous intéressent dans cette étude.

Effets sanitaires : Les effets de ce type de particules sur la santé de l'homme sont relativement bien connus grâce aux nombreuses études toxicologiques et épidémiologiques qui existent sur le sujet. Ainsi une méta analyse réalisée par l'OMS rapporte une corrélation entre une augmentation de la mortalité toute causes confondues et une augmentation de $10\mu g/m^3$ des niveaux de PM_{10} ou des niveaux de $PM_{2,5}$. De même une augmentation des hospitalisations pour causes respiratoires et cardiovasculaires est associée à une augmentation de $10\mu g/m^3$ du niveau journalier de PM_{10} ou $PM_{2,5}$. Certaines études semblent montrer une réduction de l'espérance de vie de une à deux années en cas d'exposition chronique à des concentrations annuelles moyennes supérieures à $20\mu g/m^3$ (pour les $PM_{2,5}$) ou $30\mu g/m^3$ (pour les PM_{10}).

Recommandations : L'OMS estime que la relation entre les PM_{10} et les effets sanitaires est sans seuil. La nouvelle version des valeurs guides pour la qualité de l'air de l'OMS [2000] ne fixe donc pas de valeurs pour les effets des PM_{10} et $PM_{2,5}$ à court ou long terme. Toutefois, l'Union Européenne a fixé des valeurs de référence pour la qualité de l'air pour les particules d'un diamètre aérodynamique inférieur à $10\mu m$ (PM_{10}) (valeurs de 2000) :

- $50\mu g/m^3$ pour une moyenne sur 24 h
- $40\mu g/m^3$ pour la valeur limite annuelle (devant être réduite à $20\mu g/m^3$ en 2010 selon la Directive Européenne du 22 avril 1999 relative à la fixation de valeurs limites pour l'anhydride sulfureux, le dioxyde d'azote et les oxydes d'azote, les particules et le plomb dans l'air ambiant).

H) Plomb (CAS du plomb élémentaire 7439-92-1)

L'exposition de l'homme au plomb est étudiée à partir de sa plombémie, c'est-à-dire la dose interne de plomb dans le sang. Cette grandeur résulte de l'absorption du plomb par les différentes voies : ingestion (taux de 10 à 50% en fonction de l'âge), inhalation (taux d'absorption du plomb inhalé compris entre 20 à 30%) et contact cutané (taux d'absorption négligeable pour le plomb inorganique).

Toxicité aiguë : Actuellement, l'intoxication aiguë est rare. Elle peut se faire par voie orale ou par inhalation, mais seule l'intoxication par voie orale est documentée. Les troubles digestifs sont parmi les symptômes les plus précoces (apparaissant pour des taux de plombémie en général compris entre 1 000 et 2 000 µg/L) d'une exposition aiguë au plomb par voie orale. Les effets recensés sont de fortes coliques associées à des douleurs et à des crampes abdominales, des vomissements, des constipations sévères, de l'anorexie. L'atteinte rénale a été également décrite par différents auteurs. En cas d'atteinte sévère, des lésions au niveau du système nerveux central se manifestent cliniquement par une encéphalopathie convulsive et un coma pouvant conduire à la mort. Plutôt rares chez l'adulte et uniquement pour des plombémies extrêmement élevées (4 600 µg/L), ces manifestations sont plus fréquemment rencontrées chez l'enfant pour des intoxications conduisant à des plombémies pouvant varier de 900 à 8 000 µg/L. Des séquelles neurologiques ou psychomotrices graves ont été décrites chez les enfants. Enfin, des atteintes hépatiques ont parfois été observées chez des enfants présentant des signes d'intoxication aiguë par le plomb.

Toxicité chronique :

Effets systémiques : Les effets les plus souvent rencontrés lors d'une exposition au plomb sont les effets sur le système nerveux central ou périphérique. Les effets recensés sont :

- Pour le système nerveux central : encéphalopathie saturnique grave (plombémies > à 1 500 µg/l), troubles neurologiques (plombémies < à 1 000 µg/l) et troubles du comportement. La toxicité neurologique du plomb est particulièrement préoccupante chez l'enfant.
- Pour le système nerveux périphérique : paresthésie, faiblesse musculaire, crampes, ou paralysies partielles (plombémie > à 1200 µg/L).

Le plomb induit aussi des effets hématologiques (anémie) et rénaux. Il agit enfin comme un dépresseur sur la glande thyroïde chez l'adulte ; des résultats surprenants montrent l'absence d'effet du plomb sur la thyroïde des enfants, y compris pour des plombémies supérieures à 600 µg/l. Ces derniers sont, par contre, la cible privilégiée des effets du plomb sur la croissance de l'os.

Effets cancérigènes (Tableau 9) :

Organisme	CIRC	US EPA
Classement	Groupe 2A : le plomb est probablement cancérigène pour l'homme (2004)	Classe B2 : le plomb est probablement cancérigène pour l'homme. Les données animales apportent un niveau de preuve suffisant là où les données humaines sont inadéquates (1989).

Tableau 9. Plomb, classe cancérigène

Chez l'homme, les données sur le caractère cancérigène du plomb sont issues d'études réalisées en milieu professionnel. Une conjonction de données indique qu'une exposition professionnelle pourrait être associée à un risque accru de cancer bronchique ou du rein.

Effets sur la reproduction et le développement : Chez l'homme, la fertilité semble être affectée par l'exposition paternelle au plomb (réduction de la production des spermatozoïdes). Chez les femmes ayant une plombémie moyenne de 150µg/l, plusieurs études n'ont montré aucune augmentation du risque d'avortement spontané comparativement à un groupe témoin. Des études ont également mis en évidence des effets à long terme d'une exposition au plomb en période postnatale sur le développement psychomoteur et la fonction cognitive de l'enfant.

Valeur Toxicologique de référence

Effets avec seuil

- Effets aigus : Il n'existe pas de VTR pour une exposition aigue par voie respiratoire.
- Effets chroniques : L'OMS propose une Valeur Guide de concentration dans l'air de 0,5µg/m³ en moyenne annuelle. Si cette valeur n'est pas dépassée, la plombémie restera inférieure à 100µg/L chez 98% de la population ce qui permet de protéger les populations contre l'apparition d'effets systémiques neurologiques ou hématologiques (OMS, 2000). Cette valeur peut être assimilée à une VTR.

Effets sans seuil : Il n'existe pas de VTR pour cet effet concernant le plomb.

2.2.3 Synthèse des VTR retenues

Substance	Effets avec seuil		Effets sans seuil
	Effets aigus	Effets chroniques	
Benzène	0,16 mg/m ³ ATSDR (1997)	3.10 ⁻² mg/m ³ US EPA (2003)	6.10-6 µg/m ³ OMS (200)
Styrène	pas de VTR	0,26.10 ⁻¹ mg/m ³ OMS (2000)	pas de VTR
Toluène	3,8 mg/m ³ ATSDR (2000)	2,6.10 ⁻¹ mg/m ³ OMS (2000)	pas de VTR
d-limonène	pas de VTR	pas de VTR	pas de VTR
Formaldéhyde	0,06 mg/m ³ ATSDR (1996)	10 µg/m ³ ATSDR (1999)	1,3. 10 ⁻⁵ µg/m ³ US EPA (1989)
Diéthylphtalate	pas de VTR	pas de VTR	pas de VTR
Poussières	pas de VTR	pas de VTR	pas de VTR
Plomb	pas de VTR	0,5 µg/m ³	pas de VTR

Tableau 10. Synthèse des VTR retenues pour l'EQRS

3 EVALUATION DES EXPOSITIONS

3.1 Recherche de données d'utilisation des désodorisants d'intérieur en France

L'objet de cette partie est de présenter la démarche adoptée dans le cadre de cet atelier santé environnement pour rechercher les données d'utilisation des désodorisants d'intérieur en France.

3.1.1 Recherche bibliographique

Une revue de la littérature permet de constater que les données concernant l'utilisation par les populations de désodorisants d'intérieur sont rares. Cependant, un certain nombre d'études épidémiologiques prennent en compte les habitudes d'utilisation de ces produits. La partie qui suit fait la synthèse des données trouvées dans la littérature.

A) Données françaises :

Le Comité Régional d'Education pour la Santé du Languedoc-Roussillon et l'Observatoire Régional de la Santé du Languedoc-Roussillon ont réalisé une enquête d'éco-épidémiologie familiale sur les liens entre la qualité de l'air à l'intérieur de l'habitat et la santé respiratoire (ORS-LR et Cres-LR, 2004). En 2001 et 2002, 1575 foyers de la région Languedoc-Roussillon ont été enquêtés. Cette enquête nous renseigne sur les habitudes des fumeurs. Elle a montré que la moitié des foyers hébergeait des fumeurs (773 foyers soit 49,1%). Lorsqu'une personne vient de fumer, la majorité des foyers éprouve ensuite le besoin de désodoriser la pièce (815 foyers soit 76%), le plus souvent en ouvrant la fenêtre (752 foyers soit 94,5%). Moins fréquemment, les personnes utilisent une bougie (204 foyers soit 25,6%), un spray (171 foyers soit 21,5%), de l'encens (148 foyers soit 18,6%) ou un diffuseur électrique (114 foyers soit 14,3%).

Ces données ne concernent donc l'usage des désodorisants d'intérieur que dans les foyers comportant un fumeur de la région du Languedoc-Roussillon

Afin de connaître l'exposition de la population aux polluants dans les espaces clos et d'identifier les facteurs mis en cause, l'Observatoire de la Qualité de l'Air Intérieur a mené de 2003 à 2005 une campagne d'investigation à l'échelle nationale, sur un échantillon représentatif du parc des logements français. Les résultats de cette campagne ne sont pas disponibles à l'heure actuelle. Préalablement à cette enquête nationale, une campagne pilote a été réalisée en 2001 sur 90 logements des villes de Strasbourg, Lille et Marseille. A défaut de disposer de données représentatives de la situation française, les résultats de cette enquête pilote peuvent être présentés. Le questionnaire comportait, dans le cadre de la description du comportement des ménages, une question relative à la fréquence d'utilisation des différents types de désodorisants d'intérieur. Les 87 ménages qui ont répondu à ce questionnaire représentaient 258 personnes et étaient pour la majorité des couples avec enfants. Les données brutes de réponse à cette question ont été commandées au Centre Scientifique et Technique du Bâtiment (CSTB).

Remarque : Les centres nationaux et de Bretagne de l'INSEE, qui centralisent les statistiques d'utilisation d'un certain nombre de produits comme les produits d'entretien, ont été joints mais s'avèrent ne pas disposer de données spécifiques aux désodorisants d'intérieurs.

Les deux sources d'information sur l'utilisation des désodorisants d'intérieur spécifiques à la France ne sont que partiellement satisfaisantes, la première car elle porte sur une fraction de la population française très particulière (les personnes partageant leur foyer avec un fumeur dans le Languedoc-Roussillon) et la seconde car elle porte sur un

échantillon volontairement non représentatif de la population française dans son ensemble.

B) Données étrangères :

Au Royaume-Uni, une étude épidémiologique (Farrow et al., 2003) étudie la relation entre l'utilisation de désodorisants d'intérieur et d'aérosols par les femmes durant et après leur grossesse et les symptômes médicaux des mères et des enfants. Sur 148 foyers enquêtés dans cette étude, une utilisation journalière ou hebdomadaire de désodorisants d'intérieur dans la chambre principale pendant la période de grossesse était pratiquée dans 51 foyers, alors que les 97 autres foyers utilisaient ces produits moins d'une fois par semaine. Le même résultat est obtenu concernant l'usage de désodorisants d'intérieur dans le living-room. Ainsi, pendant la période de grossesse, 34% des foyers enquêtés utilisent des désodorisants d'intérieur dans la chambre principale au moins une fois par semaine et 34% utilisent ces produits dans le living-room au moins une fois par semaine. Cependant, cette étude a porté sur la période très particulière que constitue la grossesse. Les données recueillies ne reflètent donc pas nécessairement l'utilisation habituelle des désodorisants d'intérieur dans ces foyers en dehors de cette période. L'utilisation de ces produits peut, par exemple, être augmentée par la volonté, considérant que l'enfant à naître fait déjà partie de la famille, d'une maison plus propre et d'un air plus pur. De plus, étant donné le nombre de foyers enquêtés, ces données ne sont pas représentatives de la population de femmes enceintes du Royaume-Uni et donc encore moins de la population française.

Aux Etats-Unis, un questionnaire sur l'exposition aux substances chimiques a été adressé à 982 personnes adultes participant au programme « Third national Health and Nutrition Examination Survey » entre 1988 et 1994 (Churchill et al., 2001). En réponse à ce questionnaire, 32,1% des interviewés ont affirmé avoir été exposés à des désodorisants d'intérieur au moins une fois dans les trois jours ayant précédé la réalisation d'une prise de sang pour la recherche de composés organiques volatiles dans le sang. Les personnes qui n'ont pas été exposées à ces produits durant cette période représentent 66,8% des personnes interrogées.

En Californie, une étude descriptive visant à mieux connaître l'exposition des californiens aux sources de pollutions a été menée par le biais d'une enquête téléphonique (avec tirage au sort des numéros) sur quatre saisons en 1987-1988 (Jenkins et al., 1992). 1579 personnes de plus de 18 ans ont ainsi répondu à la question : « tel jour, avez vous utilisé

des désodorisants d'intérieur ? » 31% des réponses étaient positives dans la population générale, 33% chez les femmes et 28% chez les hommes.

Par ailleurs, les producteurs de désodorisants d'intérieurs informent que 5% de la population danoise utilise ces produits à la maison ou dans la voiture, alors que 70% de la population italienne les utilise quotidiennement (Pors et Fuhlendorff, 2003).

Ces dernières données indiquent que l'utilisation des désodorisants d'intérieur est très variable géographiquement d'un pays à l'autre. Ainsi, une extrapolation des données disponibles à l'étranger à la France ne semble pas pertinente.

3.1.2 Etude des ventes de désodorisants d'intérieur

Dans un second temps, puisque les données d'utilisation des désodorisants d'intérieur qu'il a été possible d'obtenir ne s'avèrent pas satisfaisantes pour décrire la situation en France, des données relatives aux ventes de ces produits en France ont été recherchées car elles peuvent permettre d'approximer leur utilisation (si on connaît l'effectif de la population et la durée d'utilisation moyenne des désodorisants).

La démarche a en effet déjà été menée dans différents pays autres que la France.

A) Recherche de données de vente des désodorisants d'intérieur en France

Dans ce but d'obtenir des données de vente des désodorisants d'intérieur en France et à terme de pouvoir les interpréter en terme d'utilisation par la population française de ces produits, les organismes suivants ont été contactés :

- Direction Générale de la Concurrence, de la Consommation, et de la Répression des Fraudes (DGCCRF) du Ministère de l'Economie, des Finances et de l'Industrie, qui exerce essentiellement une mission de régulation des marchés assurant leur bon fonctionnement, par le biais du respect de la concurrence, de la qualité des produits, la loyauté des transactions et la protection du consommateur. A ce titre, elle aurait pu disposer de statistiques relatives aux ventes des désodorisants d'intérieur en France, ce qui n'était pas le cas.
- Service des études et des statistiques industrielles (Sessi) du Ministère de l'économie, des finances et de l'industrie qui s'avère disposer de données sur la production des désodorisants d'intérieur, et non sur la vente. Ces données sont difficilement interprétables dans le cadre de l'évaluation de l'utilisation des désodorisants d'intérieur
- AFISE, Association Française des Industries de la Détergence, de l'Entretien et des Produits d'Hygiène Industrielle, organisation professionnelle qui regroupe les

fabricants de désodorisants d'intérieur. Elle est l'interlocuteur officiellement reconnu par les pouvoirs publics pour agir au nom de la profession. Cette association ne nous a pas permis d'accéder aux données relatives aux désodorisants d'intérieur que nous recherchions.

- Institut national de la consommation (INC), établissement public national à caractère industriel et commercial au service de tous les consommateurs et de leurs associations. Il contribue et participe à l'information objective du consommateur dans tous les domaines. Ce contact a également infructueux.
- Grandes surfaces, distribuant classiquement des désodorisants d'intérieur. Auchan et Carrefour, ont été contactés, mais refusent de mettre à disposition leurs résultats de vente de désodorisants d'intérieur.

Il n'a donc pas été possible de mener à son terme la démarche entreprise d'utiliser des données de vente de désodorisants d'intérieur pour approcher, de façon détournée, l'exposition de la population à ces produits.

B) Données de vente à l'étranger

Trois exemples peuvent être mentionnés :

- Au Etats-Unis, la production, les tendances du marché, les ventes et les importations de bougies et des encens ont été décrites par l'US-EPA NRC (Knight et al., 2001). Ces données n'avaient cependant pas été utilisées pour évaluer l'exposition globale de la population américaine aux désodorisants en raison de leur imprécision.
- En Belgique, les données de vente des différents types de désodorisants d'intérieur sont également accessibles (Tableau 11)

Produits	Parts de marché	Evolution entre 2000 et 2001
Instant release	21%	+15%
Aérosols	15%	+14%
Vaporisateurs concentrés	6%	+22%
Slow release	39%	+8%
Mèches	13%	+5%
Stick ups	1%	-36%
Produits spécifiques	10%	+30%
Gels	15%	+6%
Bougies	12%	+14%
Diffuseurs électriques	28%	-3%

Tableau 11. Marché danois des désodorisants d'intérieur, 2001
<http://www.ecoconso.be/page.php?ID=257>.

- Au Danemark, des données de ventes de désodorisants sont également disponibles (Pors et Fuhlendorff, 2003) : environ 2 millions de désodorisants d'intérieur pour la maison et la voiture ont été vendus au Danemark en 2001. Dans le cadre de cette étude, les données de vente ont été extrapolées pour évaluer l'exposition de la population danoise aux désodorisants.

Dans ces trois pays, le marché des désodorisants d'intérieur est en expansion.

3.1.3 Conclusion

N'ayant pu obtenir d'informations sur les ventes de désodorisants en France, nous proposons d'utiliser les données d'utilisation de ces produits de l'Observatoire de la Qualité de l'Air Intérieur, bien qu'elles n'aient pas la prétention d'être représentatives des habitudes françaises en la matière. Ces données doivent donc être prises comme indicatives rien de plus.

Globalement,

- La distribution par classes du nombre d'utilisations de désodorisants d'intérieur par mois des 87 foyers étudiés est globalement symétrique.
- Les foyers interrogés utilisent en moyenne 55 fois un désodorisant par mois.
- Le 90ème percentile de cette distribution correspond à une utilisation de ses produits 95 fois par mois.

Le Tableau 12 fait le bilan détaillé des résultats de la partie de l'enquête relative aux désodorisants d'intérieur.

		TYPES DE DESODORISANTS D'INTERIEUR UTILISES					
		aérosol, pistolet, vaporisateur		diffuseur, mèche, gel, bloc solide, etc.		bougie, lampe, encens	
		Effectif (sur 90)	%	Effectif (sur 90)	%	Effectif (sur 90)	%
FREQUENCE D'UTILISATION	Rarement ou jamais	35	38,9	44	48,9	55	61,1
	Moins d'une fois par semaine	5	5,6	4	4,4	13	14,4
	Une fois par semaine	3	3,3	2	2,2	8	8,9
	Plusieurs fois par semaine	13	14,4	5	5,6	4	4,4
	Tous les jours	34	37,8	5	5,6	5	5,6
	En permanence	-	-	28	31,1	-	-
	Sans objet	0	0	2	2,2	5	5,6

Tableau 12 : Résultats détaillés par type de produit à la question relative à la fréquence d'utilisation des désodorisants d'intérieur par les ménages dans le cadre de la campagne pilote de l'OQAI

3.2 Caractérisation de l'exposition

L'évaluation de l'exposition de la population française aux désodorisants doit passer par la caractérisation : de l'environnement (concentration dans les milieux d'exposition), de la voie d'absorption, et de la population exposée (comportements, activités, paramètres physiologiques).

3.2.1 Voies d'exposition

L'utilisation des désodorisants repose sur la dispersion dans l'air des molécules odorantes. Tous les composés émis par les désodorisants sont donc essentiellement absorbés par voie respiratoire. Dans cette étude, les phénomènes de re-dissolution des substances émises par les désodorisants dans l'eau de boisson ou de dépôt des particules libérées sur des produits alimentaires sont considérés comme négligeables devant l'inhalation. De plus, il n'est pas pris en compte l'ingestion accidentelle ou volontaire de désodorisant.

La seule voie d'exposition retenue est donc l'inhalation.

3.2.2 Concentration des molécules dans l'environnement.

L'environnement considéré dans cette étude est l'air intérieur des logements. Il a été envisagé d'étudier également les habitacles de voitures, cependant aucune donnée d'émission de polluants par les désodorisants de voiture n'a été recensée dans la littérature. Les budgets espace-temps proposés ultérieurement ne tiennent donc pas compte de cette exposition.

- A) Données de concentrations de polluants dans l'air intérieur liés à l'utilisation de désodorisants

Les concentrations retenues sont celles fournies par l'étude du BEUC (BEUC, 2005). Elles sont regroupées dans le Tableau 13.

Résultats tests BEUC			Encens	Bougies parfumées	Diffuseurs électriques	Gels	Liquides	Sprays
Benzène	Cmoyen	µg/m3	101	3	-	-	7	-
	[min-max]	µg/m3	[19-221]	-	-	-	[4-8]	-
	fréquence		4/4	1/16	-	-	4/10	-
Styrène	Cmoyen	µg/m3	26	43	10	8	8	27
	[min-max]	µg/m3	[1-78]	[1-112]	[2-38]	[3-18]	[2-99]	[2-185]
	fréquence		4/4	12/16	7/13	6/9	8/10	12/21
Toluène	Cmoyen	µg/m3	19	6	8	8	6	8
	[min-max]	µg/m3	[8-33]	[3-15]	[4-14]	[2-18]	[2-15]	[2-21]
	fréquence		3/4	8/16	6/13	7/9	6/10	10/21
Formaldéhyde	Cmoyen	µg/m3	60	6	5	-	6	1
	[min-max]	µg/m3	[51-69]	1-13	2-13	-	-	-
	fréquence		3/4	14/16	13/13	-	1/10	1/21
Diéthylphtalate	Cmoyen	µg/m3	556	11	5	9	25	83
	[min-max]	µg/m3	[2-1 251]	[7-15]	[4-7]	[3-19]	[2-67]	[4-571]
	fréquence		4/4	2/16	3/13	3/9	3/10	13/21
d-limonène	Cmoyen	µg/m3	8	5	113	266	36	301
	[min-max]	µg/m3	[3-19]	[1-31]	[1-498]	[2-735]	[1-107]	[1-2 003]
	fréquence		3/4	15/16	13/13	6/9	9/10	7/21
Σ COV	Cmoyen	µg/m3	1 076	258	1 408	472	599	1 490
	[min-max]	µg/m3	[415-1 275]	[12-670]	[56-3 163]	[76-1 203]	[78-1 956]	[63-7 228]
	fréquence >200		4/4	9/16	11/13	6/9	5/10	16/21

Tableau 13 : Valeurs des concentrations moyennes, minimales et maximales en différents polluants dans l'air intérieur pendant l'utilisation de différents types de désodorisants d'intérieur (BEUC, 2005), produits testés : encens (4), bougies parfumées (16), diffuseurs électriques (13), gels (9), liquides (10) et sprays (21)

Pour les bougies, il existe d'autres données notamment celles publiées par L'US EPA (Knight *et al.*, 2001) donnant des concentrations maximales d'exposition pour un certain nombre de composés (Tableau 14).

Contaminant	Concentrations maximales mesurées ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Plomb	50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Formaldéhyde	921 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Benzo-a-pyrène	200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Tableau 14 : Valeurs de concentrations maximales liées à la combustion de bougies (Knight *et al.*, 2001)

La suite de la démarche d'évaluation de l'exposition repose sur l'application de ces données de concentration aux logements dans leur ensemble, quelle que soit leur taille et leur nombre de pièces. L'exposition dans les différents types de pièces (chambre, séjour, salle de bain, toilettes, etc.) n'est pas distinguée. Il s'agit d'une hypothèse forte et globalement majorante pour le risque car les personnes ne restent pas forcément dans les pièces où elles viennent d'utiliser certains types de désodorisants d'intérieur (par exemple cas des désodorisants pour les toilettes).

B) Facteurs influençant les concentrations de polluants attribuables aux désodorisants

Les concentrations dans l'air intérieur attribuables aux désodorisants sont des concentrations moyennes ou maximales. Un certain nombre de facteurs influencent ces concentrations :

- Il est tout d'abord évident que les concentrations vont varier dans l'espace (distance par rapport au désodorisant) et dans le temps (pendant, deux heures après, deux jours après la dernière utilisation du désodorisant,...).
- Elle dépend également du produit lui-même : la diffusion des polluants à partir d'un gel, d'un diffuseur électrique ou d'un bâton d'encens incandescent, (...) ne sera pas la même car chaque produit a sa « durée de vie propre » : ainsi une fois branché, un désodorisant électrique peut fonctionner pendant 750 heures, une bougie peut brûler pendant trente heures de suite¹, alors qu'un bâton d'encens brûle pendant environ une heure trente (BEUC, 2005) et que la pulvérisation d'un spray ne dure que quelques secondes. De plus les désodorisants peuvent être

¹ Données issues de publicité des produits : Brise®, Diffuseur réglable et Brise® Bougie Parfumée.

classés selon deux catégories : ceux qui diffusent lentement (les gels et liquides) et ceux qui émettent rapidement des odeurs (les aérosols et autres spray)

- La notion de durée de vie des produits doit aussi être rapprochée des comportements des personnes. En effet, il est possible pour la majorité des désodorisants d'arrêter leur fonctionnement : débrancher le diffuseur, éteindre la bougie ou l'encens, refermer les flacons...
- Les concentrations de composés retrouvés dans l'air intérieur dépendent également des caractéristiques des logements : l'aération des pièces joue un rôle primordial sur l'exposition des personnes : plus la fréquence de renouvellement de l'air de l'habitat est élevée, moins l'exposition des habitants sera longue pour une utilisation comparable de désodorisant d'intérieur.
- Enfin de nombreuses autres sources d'émission des mêmes composés que ceux diffusés par les désodorisants (meubles, chauffage, cuisson, peinture, tabagisme...) et les interactions chimiques de ces molécules dans l'air rendent difficile la caractérisation réelle de la concentration des substances émises par les désodorisants d'intérieur.

3.2.3 Paramètres humains

Dans cette partie, le choix a été fait de construire des scénarii d'exposition moyens aux désodorisants d'intérieur, représentant une part importante de la population.

A) Budget espace-temps

Les désodorisants sont principalement utilisés dans les salons, salles de séjour, cuisines, salles de bain et les toilettes (WC).

Les principaux consommateurs de désodorisants sont sans doute les adultes et plus probablement les femmes, cependant, tous les habitants présents dans le logement (adultes et enfants, hommes et femmes) sont exposés lors de l'utilisation d'un de ces produits.

Aucune donnée sur les durées d'exposition aux différents désodorisants d'intérieur n'est actuellement connue. Ces temps d'exposition sont cependant très importants dans la démarche de quantification du risque. Afin d'en estimer la durée nous avons élaboré deux hypothèses :

- Première hypothèse : La campagne pilote réalisée par l'OQAIⁱ montre que le temps moyen passé dans le logement par la population française est de quatorze

heures par jour (soit près de 60 % du temps). Ces données correspondent à celles publiées par l'INSEE dans son Enquête emploi du temps de 1998-1999ⁱⁱ. **Notre première hypothèse est donc qu'un français moyen passe en moyenne quatorze heures par jour dans les pièces dans lesquelles il est susceptible d'utiliser des désodorisants d'intérieur.**

- **Deuxième hypothèse** : Tous les logements doivent être pourvus de systèmes de ventilation qui sont soumis à des réglementations. La ventilation des logements a pour but le renouvellement de l'air, condition essentielle à l'hygiène et au confort des habitants comme au fonctionnement sécuritaire des appareils de combustions. Le taux de renouvellement d'air moyen estimé par les experts² est de 0,5 par heure. Cependant, l'arrêté du 28/10/1983 autorise des ventilations ne permettant un taux de renouvellement d'air que de 0,3 fois le volume habitable par heure. **Sur la base de ces données, il est possible de considérer que la durée maximale d'exposition des habitants d'un logement suite à une utilisation de désodorisant d'intérieur est de trois heures trente. (1/0,3 ~ 3,5).**

Ces hypothèses nous permettent d'établir nos scénarii d'exposition aux différents types de désodorisants :

Lors de sa campagne pilote, l'OQAI, a interrogé la population étudiée (87 logements) à propos des fréquences d'utilisation de différents types de désodorisants. Cette information a été convertie par l'OQAIⁱⁱⁱ en un nombre d'utilisations mensuelles en utilisant la table de correspondance ci-dessous :

- Tous les jours et en permanence = 28 fois par mois ;
- Plusieurs fois par semaine = 12 fois par mois ;
- Une fois par semaine = 4 fois par mois ;
- Moins d'une fois par semaine = 0,5 fois par mois ;
- Rarement ou jamais = 0 fois par mois .

L'utilisation de cette table de conversion des réponses qualitatives en données quantitatives est critiquable : la correspondance entre la réponse « moins d'une fois pas mois » et la valeur chiffrée de 0,5 utilisation par mois peut notamment sembler peu conservatrice.

² Information donnée par Christian Cochet, division Santé Bâtiment du département Développement Durable CSTB lors d'une intervention à l'ENSP le 8 mars 2005

En appliquant cette table au Tableau 12, on obtient les données moyennes d'utilisation suivante (Tableau 15) :

Type de désodorisant	Aérosol, pistolet, vaporisateur	Diffuseur, mèche, gel, etc.	Bougie, lampe, encens	Autre
Nombre moyen d'utilisation mensuelle	12,5 utilisations par mois	11 utilisations par mois	2,5 utilisations par mois	1,2 utilisations par mois

Tableau 15 : Distribution du nombre d'utilisation de désodorisant par mois

Chaque utilisation correspond à une durée minimale de trois heures trente. On ajoutera à cette valeur la durée de fonctionnement du désodorisant, soit :

- Pour les produits à utilisation instantanée (aérosols, vaporisateur et sprays) : pas de durée supplémentaire. 1 utilisation = 3h30 d'exposition
- Pour les produits à utilisation continue (bougies, diffuseurs, mèches, gels, liquides) : leur utilisation peut durer toute la journée, les personnes peuvent donc y être exposées jusqu'à 14h par jour (temps passé chez soi par un français moyen). 1 utilisation = 14h d'exposition
- Pour les produits à durée d'utilisation fixe (encens) : on considère qu'un bâtonnet d'encens met une heure trente à se consumer. Les personnes y sont donc exposées pendant tout cette période mais aussi le temps qu'il faut à l'air de la pièce pour être renouvelé (soit 3h30). 1 utilisation = 5h

Ainsi on obtient les scénarii d'exposition suivants pour chaque type de produit (Tableau 16) :

Type de désodorisant	Aérosol, pistolet, vaporisateur	Diffuseur, mèche, gel, etc.	encens	Bougie, lampe
Scénarii d'exposition (heures/mois)	43h45	154h	12h30	35h

Tableau 16 : Scénarii d'exposition d'utilisateurs moyens de désodorisants d'intérieur.

Dans l'état actuel des connaissances, il semble difficile de construire des scénarii plus réalistes d'exposition des français aux désodorisants.

B) Paramètres physiologiques

Soumis aux mêmes concentrations de polluants (par exemple, présents dans une même pièce), les adultes et les enfants ne sont pas exposés de la même manière. En effet, un

enfant inhale plus d'air qu'un adulte proportionnellement à leur poids. un enfant a un taux d'exposition par inhalation différent de celui de l'adulte de par son métabolisme.

3.2.4 Evaluation des doses d'exposition

Dans l'évaluation des doses d'exposition aux différents types de désodorisants d'intérieur, nous avons considéré que les personnes étaient exposées à des paliers de concentrations d'une certaine durée, correspondant aux concentrations de chaque substance dans l'air intérieur fournies par le BEUC (2005).

Il s'agit d'une représentation schématique simplificatrice de nombreux phénomènes transitoires. D'une part, les émissions des désodorisants qui libèrent progressivement les odeurs (encens, bougies parfumées, gels...) ne sont pas constantes dans le temps. D'autre part, un certain nombre d'interactions entre composés présents dans l'air intérieur peuvent se produire (Wainman *et al.*, 2000 ; De Kok *et al.*, 2004). L'ozone par exemple, dont les sources sont à la fois internes et externes au logement, réagit avec les terpènes, contribuant ainsi à la diminution de leur concentration avec le temps. Ces réactions conduisent à contrario à la formation de particules dans l'air intérieur, contribuant ainsi à augmenter les risques y étant associés.

A) Méthode de calcul des doses d'exposition

Pour la voie respiratoire, la dose d'exposition est généralement remplacée par la concentration inhalée. Pour des expositions de longue durée, la concentration moyenne inhalée par mois est retranscrite par la formule suivante :

$$CI = \left(\sum_i (C_i \times t_i) \right)$$

CI : concentration moyenne inhalée ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ;

C_i : concentration de contaminant dans l'air inhalé pendant la fraction de temps t_i (en μ/m^3) ;

t_i : fraction du temps d'exposition à la concentration C_i pendant un mois ; t_i est calculé sur la base des budgets espace-temps définis ci-dessus rapporté sur 672 heures (soit le nombre d'heures dans un mois de 28 jours)

Selon cette formule, la dose d'exposition calculée est indépendante des caractéristiques physiologiques des cibles. Il s'agit d'une approximation : le risque par inhalation pour de longues expositions dépend peu du volume d'air respiré. Distinguer des scénarios d'exposition pour les adultes et les enfants n'a donc pas d'intérêt dans le cadre d'une évaluation quantitative des risques pour la voie d'exposition inhalation.

- B) Calcul de la dose d'exposition à chacune des molécules sélectionnées pour les différents produits

Le choix a été fait de retenir un scénario d'exposition moyen. Dans le cadre de ce scénario, les concentrations dans l'air intérieur qui seront retenues en priorité sont des concentrations moyennes (issues de l'étude du BEUC, 2005). En l'absence de valeur moyenne, des valeurs maximales (issues de l'étude de l'US-EPA : Knight *et al.*, 2001) seront être retenues.

- a) Pour les encens :

	Benzène	Toluène	Formaldéhyde	DEP	Plomb	Styrène	Particules
C_i ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	101	19	60	556	-	26	-
t_i	$12,5 / 672 = 1,9 \cdot 10^{-2}$						
CI ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	1,9	0,4	1,1	11	-	0,5	-

Tableau 17. Concentrations moyennes inhalées en différents polluants du fait de l'exposition aux encens

- b) Pour les bougies parfumées :

	Benzène	Toluène	Formaldéhyde	Plomb*	Styrène	Particules
C_i ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	3	6	6	50	43	Pas de concentration
t_i	$35 / 672 = 5,2 \cdot 10^{-2}$					
CI ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	0,2	0,3	0,3	2,6	2,2	Pas de concentration

* valeur de concentration maximale proposée par l'US-EPA (Knight *et al.*, 2001)

Tableau 18. Concentrations moyennes inhalées en différents polluants du fait de l'exposition aux bougies parfumées

- c) Pour les diffuseurs électriques :

	d-limonène	Toluène	Formaldéhyde
C_i ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	113	8	5
t_i	$154 / 672 = 0,23$		
CI ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	26	1,8	1,2

Tableau 19. Concentrations moyennes inhalées en différents polluants du fait de l'exposition aux diffuseurs électriques

- d) Pour les gels :

	d-limonène	Toluène
C_i ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	266	8
t_i	$154 / 672 = 0,23$	
CI ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	61	1,8

Tableau 20. Concentrations moyennes inhalées en différents polluants du fait de l'exposition aux gels

e) Pour les liquides :

	d-limonène	Toluène	Benzène
C_i ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	36	6	8
t_i	$154 / 672 = 0,23$		
CI ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	8,3	1,4	1,8

Tableau 21. Concentrations moyennes inhalées en différents polluants du fait de l'exposition aux désodorisants liquides

f) Pour les sprays :

	d-limonène	Toluène	Formaldéhyde	DEP
C_i ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	301	8	1	83
t_i	$43,75 / 672 = 6,5 \cdot 10^{-2}$			
CI ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	19,5	0,5	$6,5 \cdot 10^{-2}$	5,4

Tableau 22. Concentrations moyennes inhalées en différents polluants du fait de l'exposition aux désodorisants sous forme de sprays

Certaines substances qui ont été sélectionnées comme pouvant contribuer de manière significative au risque pour les bougies et les encens n'ont pu être traitées en raison de l'absence de concentrations dans l'air disponibles dans la bibliographie.

4 CARACTERISATION DU RISQUE

4.1 Caractérisation des risques chroniques

4.1.1 Effets sans seuil : calcul d'un excès de risque individuel

A) Méthode de calcul

La concentration moyenne inhalée d'une substance dans un espace donné se calcule de la façon suivante :

$$ERI = CI \times ERU_R \times FP$$

ERI = Excès de risque individuel ;
 CI= Concentration inhalée (en μm^3) ;
 ERU_R = Excès de risque unitaire par voie respiratoire ;
 FP = Facteur de pondération = 1 (exposition durée de vie entière).

B) Calcul de l'excès de risque individuel associé à chacune des molécules sélectionnées pour les différents produits

Les résultats des calculs d'excès de risque individuel associés à chacune des molécules cancérigènes sélectionnées pour les différents type de désodorisants d'intérieur figurent dans le Tableau 23.

	encens	bougies parfumées	diffuseurs électriques	gels	liquides	sprays
Benzène	$1,1.10^{-5}$	$1,2.10^{-5}$	-	-	1.10^{-5}	-
Formaldéhyde	$1,4.10^{-5}$	$3,9.10^{-6}$	$1,6.10^{-5}$	-	-	$8,4.10^{-7}$
Plomb	Pas de VTR					
Styrène	Pas de VTR					
Particules	Pas de concentrations		-	-	-	-
ERI maximal	$1,4.10^{-5}$	$1,2.10^{-5}$	$1,6.10^{-5}$	-	1.10^{-5}	$8,4.10^{-7}$

Tableau 23 : Excès de risque individuel associés à chacune des molécules cancérigènes sélectionnées pour les différents produits

Ne pouvant additionner les excès de risque individuel associés à des molécules dont les modes d'action sur la santé diffèrent, et dont les interactions sont inconnues, nous considérerons que le risque caractéristique de chaque type de désodorisant est représenté par l'excès de risque individuel le plus élevé parmi ceux induits par les molécules libérées étudiées.

C) Interprétation des résultats

a) *Excès de risque individuel*

L'interprétation des valeurs d'excès de risque individuel suppose de définir un niveau de risque acceptable à l'échelle de la population. Les niveaux de référence pour les effets sans seuil varient d'un pays à l'autre et d'un contexte à l'autre. Cette gamme de variation s'étend de 10^{-6} à 10^{-4} . Un excès de risque individuel de 10^{-6} est généralement considéré comme acceptable aux Etats-Unis. L'Organisation Mondiale de la Santé fixe un niveau d'acceptabilité du risque à 10^{-5} . Cette valeur de 10^{-5} est par ailleurs utilisée pour la définition des normes de potabilité de l'eau en France.

Pour les encens, les bougies parfumées, les diffuseurs électriques et les désodorisants liquides, les valeurs d'excès de risque individuel obtenues sont de l'ordre de 10^{-5} .

Ces valeurs sont principalement attribuables à l'utilisation des désodorisants d'intérieur car, même si les mesures des concentrations maximales du BEUC ne sont pas dans des chambres d'émissions, les bâtiments où elles ont été effectuées ont été sélectionnés pour leurs faibles valeurs de bruit de fond.

La démarche de quantification du risque cancérigène n'a pu être menée à son terme que pour le formaldéhyde et le benzène, par conséquent, ces niveaux de risque sont déterminés par les émissions de ces deux substances.

b) Impact

Puisque le scénario d'exposition retenu est « moyen », il représente la population générale. Un calcul d'impact peut être réalisé pour chaque type de désodorisant, considérant que la population française compte 62 000 000 habitants : (Tableau 24)

	encens	bougies parfumées	diffuseur électrique	liquide	sprays
Impact (nombre de personnes)	868	744	992	620	52

Tableau 24 : Nombre de cas de cancer supplémentaires dans la population française attribuables à l'utilisation des différents types de désodorisants sont utilisés

Ce calcul est purement indicatif car le budget espace temps réalisé repose sur des données d'utilisation des désodorisants issues d'une enquête pilote (OQAI, campagne pilote) non représentative des pratiques de la population à l'échelle nationale.

4.1.2 Effets à seuil : calcul d'un quotient de danger

A) Méthode de calcul

Pour les effets à seuils de chaque substance et voie d'exposition, l'exposition est quantifiée sous la forme de quotients de danger (QD). Son expression est la suivante :

$$QD = \frac{\text{exposition reçue}}{\text{valeur toxicologique de référence}}$$

B) Calcul du quotient de danger associé à chacune des molécules sélectionnées pour les différents produits

	encens	bougies parfumées	diffuseur électrique	gel	Liquide	sprays
Benzène	$7,3 \cdot 10^{-3}$	$7,7 \cdot 10^{-4}$	-	-	$6,9 \cdot 10^{-3}$	-
Toluène	$1,5 \cdot 10^{-3}$	$1,5 \cdot 10^{-3}$	$6,9 \cdot 10^{-3}$	$6,9 \cdot 10^{-3}$	$5,4 \cdot 10^{-3}$	$1,9 \cdot 10^{-3}$
Formaldéhyde	0,11	$3 \cdot 10^{-2}$	0,12	-	-	$6,5 \cdot 10^{-3}$
d-limonène	Pas de VTR					
DEP	Pas de VTR					
Plomb*	Pas de concentration	5,2	-	-	-	-
Styrène	$1,9 \cdot 10^{-3}$	$8,5 \cdot 10^{-3}$	-	-	-	-
QD maximal	0,11	5,2	0,12	$6,9 \cdot 10^{-3}$	$6,9 \cdot 10^{-3}$	$6,5 \cdot 10^{-3}$

* valeur de concentration maximale proposée par l'US-EPA (Knight *et al.*, 2001)

Tableau 25 : Quotient de danger associé à chacune des molécules sélectionnées présentant des effets à seuil pour les différents produits

De la même façon que pour les excès de risques individuels, nous considérerons que le risque caractéristique de chaque type de désodorisant est représenté par le quotient de danger le plus élevé parmi ceux résultant des différentes molécules libérées qui ont été étudiées.

C) Interprétation

Les quotients de danger à l'utilisation d'encens, de diffuseurs électriques, de désodorisants sous forme de gels, de liquides et de spray sont inférieurs à 1. La survenue d'un effet toxique est donc considérée comme exclue au regard des connaissances scientifiques disponibles. Il s'agit cependant d'un scénario moyen qui ne prend en compte que les modes d'utilisation des désodorisants les plus usuels ; l'absence de risques chroniques sans seuils pour ces produits dans le cadre de ce scénario ne permet pas d'exclure un risque pour les personnes qui utilisent ces désodorisants d'intérieur plus fréquemment.

Le quotient de danger associé à l'utilisation de bougies parfumées vaut 5,2. Ce risque est exclusivement porté par les concentrations en plomb émises. Au-delà du niveau de référence de 1, la possibilité d'apparition d'un effet toxique sur le système nerveux central ou périphérique ne peut plus être exclue. Cependant, ce niveau de risque résulte de l'utilisation d'une concentration maximale dans l'air intérieur issue des Etats-Unis (Knight *et al.*, 2001). L'incorporation de plomb dans les mèches des bougies pour éviter qu'elles ne ploient et s'éteignent tout seules est une pratique minoritaire sur le marché américain

que les producteurs de bougies américains se sont engagés à ne plus faire. Nous ignorons la part de ce type de bougies contenant du plomb sur le marché français mais il est vraisemblable que cette concentration maximale, et donc le quotient de danger de 5,2, ne soient pas représentatifs d'une situation moyenne en France.

4.2 Caractérisation des risques aigus

La démarche de caractérisation des risques aigus associés à l'utilisation de désodorisants d'intérieur a été menée uniquement pour les substances sélectionnées pour lesquelles des valeurs toxicologiques de référence étaient disponibles.

La caractérisation des risques aigus se fait pour une durée d'exposition brève, qui ne nécessite pas de prendre en compte le budget espace temps. En première approche, nous avons choisi de calculer le risque à partir des concentrations maximales obtenues par le BEUC (Tableau 26).

	encens	bougies parfumées	diffuseur électrique	gel	liquide	sprays
Benzène	1,4	1,8.10 ⁻²	-	-	5.10 ⁻²	-
Toluène	8,7.10 ⁻³	3,9.10 ⁻³	3,7.10 ⁻³	4,7.10 ⁻³	3,9.10 ⁻³	5,5.10 ⁻³
Formaldéhyde	1,1	2,2.10 ⁻¹	2,2.10 ⁻¹	-	0,1	1,7.10 ⁻²

Tableau 26 : Quotient de dangers de l'évaluation quantitatives des risques sanitaires aigus pour les substances sélectionnée qui ont des VTR pour ces effets

Pour tous les désodorisants autres que les encens, il n'y a pas de risque d'effets aigus. En revanche, l'exposition au benzène et au formaldéhyde libérés dans l'air intérieur lors de l'utilisation d'encens conduit à un risque d'effets aigus (QD légèrement supérieur à 1). Les effets en question sont : pour le benzène, des effets sur le système nerveux central, et pour le formaldéhyde, des effets irritatifs des yeux, du nez et de la gorge. Ce résultat vaut pour l'encens libérant le plus de benzène et de formaldéhyde parmi tous ceux analysés par le BEUC (BEUC, 2005), les concentrations dans l'air résultant de l'utilisation d'encens dont les émissions sont moyennes (au moins deux fois inférieures au concentrations maximales) ne conduisent pas à des risques d'effets aigus.

4.3 Principales incertitudes et limites

Tout au long de notre démarche d'évaluation des risques relatifs à l'exposition des français aux désodorisants d'intérieur, nous avons été amenées à faire des choix et à élaborer des hypothèses. Ces décisions n'ont cependant pas permis d'éliminer toutes les incertitudes et présentent également un certain nombre de limites.

4.3.1 Incertitudes sur l'évaluation de la toxicité

Les études de toxicité des substances, qu'elles soient menées chez l'animal (étude toxicologiques) ou chez l'homme (étude épidémiologiques) présentent des incertitudes. Le choix des valeurs toxicologiques de référence (VTR) est donc rarement optimal. Les limites des VTR se font particulièrement sentir pour les indices de risques proches de un. Il est alors nécessaire de considérer différentes VTR pour calculer ces risques. Cependant, les seuls indices de risque proches de un obtenus dans cette étude (indice de risque aigu pour le benzène et le formaldéhyde dans les encens) ont été calculés à partir des seules VTR disponibles dans la littérature.

De plus, les valeurs toxicologiques de références sont toujours établies pour une seule substance sans considérer les interactions possibles de cette molécule avec d'autres. Dans cette étude, où ce sont des mélanges de produits (cocktails de polluants) et non des substances prises individuellement qui sont étudiés, cela présente également une certaine limite dont nous sommes conscientes. La toxicité des mélanges de molécules est cependant aujourd'hui très peu documentée.

Enfin, toutes les substances présentes dans les émissions de désodorisants n'ont pas été étudiées par la communauté scientifique, certaines n'ont donc pas de valeurs toxicologiques de référence. Ce manque de données nous a donc conduit à ne pas considérer ces substances dans notre étude. Dans certains cas, cette absence de concentration nous a empêché de calculer des risques alors que nous avons identifié la substance comme prioritaire dans l'étape de sélection des molécules.

4.3.2 Incertitudes sur l'évaluation de l'exposition

A) Budget espace temps

L'évaluation de l'exposition est sans doute la partie la plus faible de notre travail. En effet très peu de travaux ont été réalisés pour connaître l'exposition de la population aux désodorisants. De manière plus générale, il n'y a en France quasiment aucune information concernant les utilisations de désodorisants par la population. Le CSTB, à l'occasion de sa campagne nationale d'étude sur les logements, a entrepris de combler ce manque. L'étude est cependant encore en cours, et seules les données de la campagne pilote que nous avons obtenues sont aujourd'hui disponibles. Ces données renseignent sur la fréquence d'utilisation de tels produits par la population, cependant par manque de temps et d'information, nous n'avons obtenu aucune information sur la durée d'exposition des personnes aux substances émises par les désodorisants après leur usage. Ainsi nous

avons élaboré des scénarii d'exposition à partir de comportements moyens d'utilisation de désodorisants et d'hypothèses conservatrices de durées d'exposition. Les hypothèses que nous avons élaborées sont donc assez imprécises : elles sont plutôt conservatrices pour les durées d'exposition (surestimation du risque) mais ne reflètent pas les comportements extrêmes d'utilisation des désodorisants (sous estimation du risque).

B) Concentration des substances inhalées

Jusqu'à présent très peu d'études ont portées sur les émissions de polluants par les désodorisants. Très peu de données relatives aux concentrations des substances libérées lors de l'utilisation des désodorisants sont donc disponibles. Cette évaluation du risque a donc été réalisée en utilisant les données d'émission de deux études seulement : l'étude du BEUC intitulée « emission of chemicals by air freshener » (BEUC, 2005) et une étude de l'US EPA sur les bougies et les encens (Knight *et al.*, 2001). Le manque de comparaison possible de ces mesures avec d'autres présente donc une limite non négligeable de ce travail. Il est ainsi possible que le calcul du risque lié à l'utilisation de désodorisants d'intérieur effectué à l'aide de ces mesures soit une surestimation (concentrations plus élevées que la normale) ou une sous-estimation (concentrations plus faibles) du risque moyen réel.

D'autre part ces deux études n'ont mesuré qu'un nombre limité de substances parmi toutes celles émises lors de l'utilisation des désodorisants. N'ayant d'autres données nous avons été obligées d'écarter les substances pour lesquelles le BEUC et l'US-EPA n'avaient pas mesuré les concentrations.

Enfin, il convient de souligner que les phénomènes de production de polluants atmosphériques secondaires, à partir de substances émises par les désodorisants d'intérieur et sous l'effet de l'ozone notamment, ne sont pas pris en compte dans cette évaluation des risques.

C) Voies et population exposées

La seule voie prise en compte dans cette étude pour des questions de faisabilité (temps et données disponibles) est l'inhalation. Cela ne signifie cependant pas que l'homme ne puisse être exposé par les voies cutanées et digestives (ingestion d'aliments sur lesquels les désodorisants se sont déposés ou ingestion accidentelles de grand quantité de produit).

Toute personne présente dans un logement est susceptible d'être exposée aux émissions de désodorisants d'intérieur dès lors qu'un des habitants utilise un de ces produits. Cela concerne donc de manière égale les hommes, les femmes et les enfants. Bien que des différences physiologiques d'inhalation existent entre ces trois catégories de personnes, un seul calcul de risque par effet a été réalisé. En effet, l'équation communément utilisée pour calculer des excès de risques unitaires sur une durée vie entière, par inhalation, ne tient pas compte des caractéristiques physiologiques. Cette approximation est d'ailleurs négligeable devant celle que nous avons déjà décrite en terme de concentrations et durées d'exposition.

4.4 Autre réflexion

Afin de replacer les émissions des désodorisants d'intérieur dans le contexte général de la qualité de l'air intérieur, il nous a semblé intéressant de comparer ces concentrations à celles d'autres sources de polluants (cuisson, fumée de cigarette, meubles neufs, ...). En effet ces sources émettent les mêmes substances que celles mises en cause pour les désodorisants.

Cependant les données dont nous disposons pour les désodorisants sont incomplètes : les dimensions des pièces dans lesquelles les expériences ont été menées ne sont pas fournies. Cela rend leur comparaison à d'autres mesures difficile. De plus, le temps nous a manqué pour rechercher des données d'émission des autres sources qui auraient pu être comparées à celles déjà imparfaites dont nous disposons pour les désodorisants d'intérieur.

5 GESTION DU RISQUE

La gestion du risque lié à la consommation de désodorisants par les français doit prendre deux paramètres majeurs en compte :

- Tout d'abord, la reprise par de nombreux médias des communiqués de l'UFC-Que Choisir montre que la population est déjà sensibilisée à cette problématique et qu'elle est plutôt inquiète.
- D'autre part, notre étude tend à montrer que dans les conditions d'exposition estimées, le risque lié à l'utilisation des désodorisants existe, et est situé à la limite du seuil d'acceptabilité habituellement considéré (excès de risque individuel compris entre 10^{-5} et 10^{-6}).

Dans un premier temps, il nous apparaît donc indispensable de vérifier les hypothèses d'expositions retenues pour cette étude. De nouvelles mesures de concentrations dans

les milieux « air intérieur » sont également nécessaires pour préciser les niveaux d'expositions des populations aux substances potentiellement dangereuses. Un travail d'exploration des molécules, dont on ignore à l'heure actuelle si elles peuvent être libérées ou non par les désodorisants d'intérieur (non mesurables ou non recherchées), doit être mené. La présence de lacunes relatives à la connaissance des émissions des désodorisants d'intérieur ne peut en effet pas être exclue. Cette démarche exploratrice préalable, qui conduira probablement à l'identification de nouvelles molécules, est donc indispensable à la réalisation, dans le futur, d'une évaluation quantitative des risques plus fiable.

L'information de la population nous paraît également nécessaire. Pour cela l'étiquetage des produits comme le recommande l'UFC-Que choisir peut être une solution, mais le modèle des emballages de cigarettes (cadre réservé pour une inscription en grosses lettres du danger) n'est peut-être pas tout à fait adapté. L'étiquetage des substances dangereuses doit être respecté. Si un produit contient des substances reprises dans l'annexe I de la directive européenne 2001/59/CE (concernant le rapprochement des dispositions législatives, réglementaires et administratives relatives à la classification, l'emballage et l'étiquetage des substances dangereuses), l'étiquetage doit reprendre des symboles et phrases de risques appropriés.

Il nous semble également tout à fait important d'intégrer des conseils d'utilisation sur tous les emballages (en particulier pour les bougies et les encens qui n'en présentent que rarement). Il pourrait ainsi être donné des conseils d'aération des logements et des recommandations concernant la durée d'utilisation du produit.

Enfin, ce « domaine des odeurs » est aujourd'hui encore très peu réglementé, et si des études persistent à montrer un risque imputable à l'utilisation des désodorisants d'intérieur, des mesures réglementaires devront être prises. Notons par exemple qu'aujourd'hui, seule la composition du produit initial est soumise à des contrôles, alors qu'aucun test n'est systématique sur les émissions lors de l'utilisation de ces produits. Cela pourrait être une première piste étudiée par les autorités.

CONCLUSION

Aujourd'hui, l'utilisation de désodorisants d'intérieur est une pratique courante : les résultats de la campagne pilote de l'OQAI montre en effet que, pour chaque type de produit, plus de la moitié des personnes interrogées reconnaissent en utiliser plus ou moins fréquemment. Le marché des désodorisants et des parfums d'intérieur semble enregistrer une croissance dans l'ensemble des pays développés : parfumer son espace de vie, afin de s'y sentir bien, fait partie d'une nouvelle tendance générale de recherche de toujours plus de bien-être.

Ces produits de consommation émettent des molécules reconnues comme allergisantes, irritantes, toxiques ou même cancérigènes. L'interrogation de la population sur les risques qu'elle encourt, en utilisant ces désodorisants, apparaît donc tout à fait légitime.

Cette étude a cherché à caractériser le risque réel associé à l'émission des substances toxiques par les désodorisants et l'exposition de la population. Dans les conditions d'exposition considérées (concentrations inhalées et durées d'exposition), il apparaît que ce risque est à la limite du seuil habituellement considéré comme inacceptable (excès de risque individuel de l'ordre de 10^{-5} et quotients de danger parfois proches de 1).

Il nous apparaît donc nécessaire de prendre un certain nombre de mesures pour gérer ce risque : amélioration des mesures d'exposition et information des utilisateurs de désodorisants.

Bibliographie

A

Aggarwal P, Pereira S, Dollimore D, The use of thermal analysis to study the change in air freshener gels, *Thermochimica Acta*, 1998, Vol 324, pp. 9-13

Anderson RC, Anderson JH, Toxic effects of air freshener emissions, *Archives of Environmental Health*, Novembre-décembre 1997, Vol 52, pp.433-41

Aschmann SM, Arey J, Atkinson R, OH radical formation from the gas-phase reactions of O₃ with a serie of terpenes, *Atmospheric Environment*, 2002, Vol 36, pp. 4347-55

B

Baldwin CM, Bell IR, O'Rourke MK, Odor sensitivity and respiratory complaint profiles in a community-based sample with asthma, hay fever, and chemical odor intolerance, *Toxicol Ind Health.*, 1999, Vol 15, n°3-4, pp.403-9

Bureau Européen des Unions de Consommateurs, Emission of chemicals by air fresheners : tests on 74 consumer products sold in Europe, 2005, 54 p

C

Churchill JE, Ashley DL, Kaye EW, Recent chemical exposures and blood volatile organic compounds levels in a large population-based sample, *Archives of environmental Health*, 2001, Vol 56, n°2, pp. 157-66

D

De Kok TMCM, Hogervorst JGF, Kleinjans JCS, Briedé JJ, Radicals in the church, *European Respiratory Journal*, 2004

E

Edwards RD, Jurvelin J, Koistinen K, Saarela K, Jantunen M, VOC source identification from personal and residential indoor, outdoor and workplace microenvironment samples in HEXPOLIS-Helsinki, Finland, *Atmospheric Environment*, 2001, Vol 35, pp. 4829-41

Eggert T, Hansen OC, Survey and emission of chemical substances from incense, Danish Environmental Protection Agency, 2004, Survey of chemical substances in consumer product n°39

F

Faliu J, Glandier S, Lissalde AM, Le formaldéhyde dans les environnements intérieurs, Ecole Nationale de la Santé Publique, atelier santé-environnement, 2002 , 64 p

Fang GC, Chang CN, Chu CC, Wu YS, Fu PC, Chang SC, Yang IL, Fine (PM_{2,5}), coarse (PM_{2,5-10}) and metallic elements of suspended particulates for incense burning at Tzu Yun Yen temple in central Taiwan, Chemosphere, 2003, Vol 51, pp. 983-91

Farrow A, Taylor H, Northstone K, Golding J, Symptoms of mothers and infants related to total volatile organic compounds in household products, Archives of Environmental Health, Octobre 2003, Vol 58, pp. 633-41

G

Gérin M, Gosselin P, Cordier S, Viau C, Quénel P et Dewaill E, 2003, Environnement et Santé publique, Edisem au Québec et Éditions Tec & Doc en France

GOLLIOT F., 2003. Etude des facteurs environnementaux et comportementaux influençant la concentration en formaldéhyde. Chapitre 1 titre 3. Rapport de l'Observatoire de la Qualité de l'Air Intérieur

H

Heydorn S, Menné, Johansen JD, Fragrance allergy and hand eczema – a review, Contact Dermatitis, 2003 Vol 48, pp. 59-66

Hooth MJ, Herbert RA, Haseman JK, ORZECH DP, JOHNSON JD, Bucher JR, Toxicology and carcinogenesis of dipropylene glycol in rats and mice, toxicology, 2004, Vol 204, pp. 123-40

Huynh CK, Savolainen H, Vu-Duc T, Guillemein M, Iselin F, Impact of thermal proofing on its indoor air quality : the combustion of candles and incense as a source of pollution, The Science of the Total Environment, 1991, Vol 102, pp. 241-51

I

Institute for Environment and Health, Volatile organic compounds (including formaldehyde) in the home, <http://www.le.ac.uk/ieh/>, posted July 2000

J

Jenkins PL, Phillips TJ, Mulberg EJ et Hui SP, Activity patterns of Californians : use and proximity to indoor pollutant sources, Atmospheric environment, 1992, Vol 26A, n°12, pp. 2141-48

Jetter JJ, Guo Z, McBrien JA, Flynn MR, Characterization of emissions from burning incense, The Science of the Total Environment, 2002, n° 295, pp. 51-67

K

Knight L, Levin A, Mendenhall C, Candle and Incense as potential; sources of indoor air pollution : market analysis and literature review, US Environmental Protection Agency, Janvier 2001.

L

Lee SC, Wang B, Characteristics of emissions of air pollutants from burning of incense in a large environmental chamber, Atmospheric environment, 2004, Vol 38, pp. 941-51

Liu X, Mason M, Krebs K, Sparks L, Full-scale chamber investigation and simulation of air freshener emissions in the presence of ozone, Environmental Science and Technology, 2004, Vo 38, n°10, pp. 2802-12

M

Mosqueron L, Nedellec V, Inventaire des données françaises sur la qualité de l'air à l'intérieur des bâtiments : Actualisation des données sur la période 2001-2004, Observatoire de la Qualité de l'air Intérieur, 2004, rapport final n° 2004-10

N

Nazaroff WW, Weschler CJ, Cleaning products and air fresheners : exposure to primary and secondary air pollutants, Atmospheric Environment, 2004, Vol 38, pp. 2841-65

O

OQAI, campagne pilote 2001-2004 : données brutes

Observatoire Régional pour la Santé du Languedoc-roussillon et Comité Régional d'Education pour la Santé du Languedoc-Roussillon, Etude d'éco-épidémiologie familiale sur la qualité de l'air à l'intérieur de l'habitat en lien avec la santé, 2004

P

Pors J, Fuhlendorff R, Mapping of chemical substances in air fresheners and other fragrance liberating products, Danish Environmental Protection Agency, 2003, Survey of chemical substances in consumer product n°30

R

Rovero P, Andrisano V, Di Pietra AM, Cavrini V, GC-MS analysis of incense for possible presence of allergenic nitromusks, journal of pharmaceutical and Biomedical Analysis, 1998, Vol 17, pp. 393-98

S

Sack TM, steele DH, A survey of household products for volatile organic compounds, Atmospheric Environment, 1992, Vol 26A, n°6, pp. 1063-70

V

VanWinkle MR, Scheef PA, VolatileOrganic Compounds, Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Elements in the Air of Ten UrbanHomes, Indoor Air, 2001, Vol 11, pp. 49-64

W

Wainman T, Zhang J, Weschler CJ, Lioy PJ, Ozone and limonene in indoor air: a source of submicron particle exposure, Environmental Health Perspectives, 2000, Vol 8 n°12, pp. 1139-44

Weschler CJ, Shields HC, Indoor ozone/terpene reactions as a source of indoor particles, Atmospheric Environment, 1999, Vol 33, pp. 2301-12

World Health Organization, Air quality guidelines for Europe, second edition, 2000

SITE INTERNET :

Éco-consommation, Le marché des odeurs, Publication du 1^{er} juillet 2002, Belgique :

<http://www.eco-consomation.be>

Recherche de données sur le potentiel dangereux des substances et sur les valeurs toxicologiques de référence :

<http://www.epa.gov/iris/>

<http://www.oehha.ca.gov/>

<http://www.ec.gc.ca/substances/ese/eng/psap/psap.cfm>

<http://www.atsdr.cdc.gov/mrls.html>

<http://www.inchem.org/>

<http://www.rivm.nl/>

ⁱ Golliot Franck, Étude des facteurs environnementaux et comportementaux influençant la concentration en formaldéhyde, CSTB, 2003.