



anses

Valeurs guides
de qualité d'air intérieur

Le tétrachloroéthylène

Avis de l'Anses
Rapport d'expertise collective

Avril 2024

Connaître, évaluer, protéger

Le directeur général

Maisons-Alfort, le 11 avril 2024

AVIS

de l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail

relatif à l'actualisation des valeurs guides de qualité d'air intérieur du tétrachloroéthylène¹ (CAS n°127-18-4)

L'Anses met en œuvre une expertise scientifique indépendante et pluraliste.

L'Anses contribue principalement à assurer la sécurité sanitaire dans les domaines de l'environnement, du travail et de l'alimentation et à évaluer les risques sanitaires qu'ils peuvent comporter.

Elle contribue également à assurer d'une part la protection de la santé et du bien-être des animaux et de la santé des végétaux et d'autre part à l'évaluation des propriétés nutritionnelles des aliments.

Elle fournit aux autorités compétentes toutes les informations sur ces risques ainsi que l'expertise et l'appui scientifique technique nécessaires à l'élaboration des dispositions législatives et réglementaires et à la mise en œuvre des mesures de gestion du risque (article L.1313-1 du code de la santé publique).

Ses avis sont publiés sur son site internet.

1. CONTEXTE ET OBJET DE LA SAISINE

En France, à l'instar de la qualité de l'air extérieur, la qualité de l'air à l'intérieur des bâtiments constitue une préoccupation de santé publique, chaque individu passant en moyenne 85 % de son temps dans des environnements clos. L'environnement intérieur présente une grande diversité de situations de pollutions dues à des contaminants chimiques ou microbiologiques ou des agents physiques, et liées notamment à la nature des matériaux de construction, aux équipements, à l'environnement extérieur immédiat et aux activités des occupants. Or, ces polluants peuvent avoir des conséquences sur l'état de santé des individus, même si elles ne sont pas toutes quantifiables avec précision.

L'Agence nationale chargée de la sécurité sanitaire de l'alimentation de l'environnement et du travail (Anses) poursuit une activité d'expertise visant à produire des valeurs guides de qualité d'air intérieur (VGAI), fondées sur des critères sanitaires.

Une VGAI est définie comme une valeur numérique associée à un temps d'exposition correspondant à une concentration dans l'air d'un agent chimique en dessous de laquelle aucun effet sanitaire ou, dans le cas des composés odorants, aucune nuisance ayant un

¹ Le tétrachloroéthylène (n°CAS n°127-18-4) est également dénommé perchloroéthylène.

retentissement sur la santé ne sont, en principe, attendus pour la population générale. Cette définition est généralement applicable dans le cadre de valeurs guides construites pour protéger d'effets à seuil de dose (la VGAI s'exprime en masse par volume d'air (mg ou µg par m³)). Dans le cas d'effets sans seuil de dose, les VGAI sont exprimées sous la forme de niveaux de risque correspondant à une probabilité de survenue de l'effet.

Le tétrachloroéthylène a fait l'objet de plusieurs travaux d'expertise dans le cadre des missions pérennes de l'Anses sur les valeurs de référence, notamment la proposition de VGAI en 2010, l'analyse critique des valeurs toxicologiques de référence (VTR) de l'US EPA en 2013 et la construction de VTR par inhalation en 2018. Sur la base de ces derniers travaux d'expertise relatifs à la proposition de VTR par voie respiratoire, l'Anses a souhaité mettre à jour les VGAI pour le tétrachloroéthylène, la démarche de construction d'une VGAI étant similaire à celle d'une VTR par voie respiratoire.

A noter que le tétrachloroéthylène (n°CAS 127-18-4) est également dénommé perchloroéthylène.

2. ORGANISATION DE L'EXPERTISE

L'expertise a été réalisée dans le respect de la norme NF X 50-110 « Qualité en expertise – Prescriptions générales de compétence pour une expertise (mai 2003) ».

Pour conduire ces travaux d'expertise, différents collectifs ont été mobilisés :

- le CES « valeurs sanitaires de référence », appelé CES VSR, qui a la charge de l'élaboration et de la validation des diverses valeurs de référence sur lesquelles l'Anses est sollicitée (VTR, valeur Limite d'Exposition Professionnelle (VLEP), valeur limite biologique (VLB), Valeur d'Imprégnation Populationnelle (VIP), VGAI, Derived No Effect Level (DNEL)). Le CES VSR a expertisé les données existantes relatives aux dangers du tétrachloroéthylène et a proposé des VTR en 2018. Ces VTR ont été transposées en VGAI en 2024 en prenant en compte les nouvelles données publiées ;
- le groupe de travail « Métrologie » qui a évalué les méthodes de mesures disponibles pour la comparaison des niveaux d'exposition dans l'air intérieur au regard des VGAI proposées ;
- le CES « Évaluation des risques liés aux milieux aériens », appelé CES Air, qui a adopté les travaux du GT Métrologie et formulé des recommandations sur la base des données existantes relatives aux méthodes de mesure du tétrachloroéthylène pour comparaison des niveaux de concentrations avec les VGAI.

Méthode d'expertise

La démarche générale d'élaboration de VGAI est résumée ci-dessous (Anses, à paraître) :

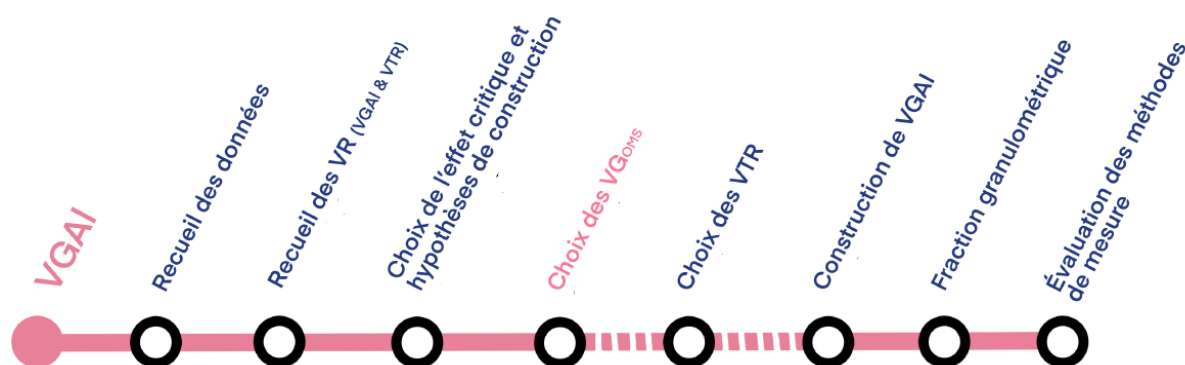


Figure 1 : proposition des VGAI (Anses, à paraître)

nb : VG_{OMS} : Valeur guide de l'OMS. S'il n'existe pas de VG_{OMS} ou de VTR par voie respiratoire ou que celles-ci sont jugées non satisfaisantes, l'Anses construit une VGAI. La fraction granulométrique à considérer concerne l'élaboration de VGAI pour des agents chimiques sous forme d'aérosol et s'applique notamment pour l'accompagnement des méthodes de mesure à recommander.

L'évaluation des méthodes de mesure du tétrachloroéthylène dans l'air intérieur a été réalisée selon la démarche harmonisée élaborée par l'Anses et détaillée dans le rapport méthodologie (Anses 2020).

Les travaux ont été présentés aux deux CES sollicités en novembre et décembre 2023.

Le CES VSR a validé la mise à jour des VGAI pour le tétrachloroéthylène le 10 novembre 2023. Le CES Air a validé les recommandations relatives aux méthodes de mesure du tétrachloroéthylène, en lien avec les VGAI proposées, lors de la séance du 11 décembre 2023.

L'Anses analyse les liens d'intérêts déclarés par les experts avant leur nomination et tout au long des travaux, afin d'éviter les risques de conflits d'intérêts au regard des points traités dans le cadre de l'expertise.

Les déclarations d'intérêts des experts sont publiées sur le site internet : <https://dpi.sante.gouv.fr/>.

3. ANALYSE ET CONCLUSIONS DU CES VSR ET DU CES AIR

3.1. Mise à jour des VGAI pour le tétrachloroéthylène par le CES VSR

▪ Synthèse des données sur les effets sanitaires

A partir de l'analyse et des conclusions du CES VSR sur l'élaboration de VTR pour le tétrachloroéthylène, une synthèse de ces travaux d'expertise est présentée ci-dessous.

Concernant les effets sur la santé, des données chez l'humain et l'animal sont disponibles.

Effets aigus : Plusieurs études d'exposition contrôlée au tétrachloroéthylène chez l'humain ont montré que les principaux effets observés étaient une irritation des yeux et du système respiratoire, une altération de la coordination motrice ainsi que d'autres effets sur le système nerveux central : céphalée, somnolence.

Effets subchroniques et chroniques non cancérogènes : Chez l'humain, les effets sanitaires de l'exposition répétée au tétrachloroéthylène les mieux caractérisés sont les effets

neurologiques. Ces effets sont ceux qui surviennent aux plus faibles doses. Ils incluent des troubles de la mémoire, une augmentation du temps de réponse et des troubles de la vision des couleurs. Quelques études épidémiologiques transversales indiquent un excès de risque d'atteintes tubulaires rénales associées à l'exposition professionnelle au tétrachloroéthylène. Chez l'animal, des atteintes tubulaires spécifiques (caryomégalie) ont été observées chez le rat et la souris des deux sexes. Chez la souris, le foie est le principal organe cible. Les effets observés sont une cytolyse hépatocytaire, des infiltrats leucocytaires et une stase biliaire.

Génotoxicité : Les résultats des tests de génotoxicité du tétrachloroéthylène ont fait l'objet de plusieurs revues (ATSDR 2019, CIRC 2014). Il a été conclu que la majorité des études *in vitro* et *in vivo* portant sur la génotoxicité du tétrachloroéthylène donnent des résultats négatifs (Anses 2018). Quelques études *in vivo* indiquent des effets clastogènes du tétrachloroéthylène et quelques études *in vitro* indiquent que des métabolites du tétrachloroéthylène sont génotoxiques.

Effets cancérigènes : la cancérogénicité du tétrachloroéthylène a été réévaluée par le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC) en octobre 2012. Cette réévaluation a conduit à maintenir le classement du tétrachloroéthylène initialement proposé en 1994 comme « agent probablement cancérigène pour l'Homme » (groupe 2A) en se fondant sur des preuves limitées chez l'Homme et des preuves suffisantes chez l'animal :

- les études de cancérogenèse chez l'animal sont positives sur deux espèces de rongeurs (rats et souris) quel que soit le sexe de l'animal. Des hépatocarcinomes sont observés chez la souris et des tumeurs du système hématopoïétique, des reins et des gliomes cérébraux sont observés chez le rat ;
- chez l'humain, les tumeurs, pour lesquelles les études indiquant une association avec l'exposition au tétrachloroéthylène sont les plus nombreuses, sont les tumeurs urothéliales. Trois études de cohortes étaient disponibles lors de la réévaluation du CIRC. Une seule étude montrait un excès de risque de tumeur de l'arbre urinaire statistiquement significatif associé à l'emploi de tétrachloroéthylène dans un établissement de nettoyage à sec et une seule des trois études indiquait une relation dose-réponse. Onze études cas-témoins évaluaient le risque de tumeur de l'arbre urinaire associé à l'exposition au tétrachloroéthylène (après ajustement sur le tabagisme). La plupart ne montraient pas d'association statistiquement significative entre l'exposition et le risque, mais neuf indiquaient un excès de risque. Pour d'autres localisations de cancers, à savoir l'œsophage, les reins, le col de l'utérus et les lymphomes non-Hodgkiniens, les preuves épidémiologiques ont été considérées comme insuffisantes.

▪ **Mise à jour des VGAI pour le tétrachloroéthylène**

La mise à jour des VGAI pour le tétrachloroéthylène s'est appuyée sur les travaux d'expertise relatifs à la proposition de VTR par inhalation pour le tétrachloroéthylène adoptés en 2018 et présentés en Annexe 1. En se basant sur ces travaux, il est proposé une mise à jour des VGAI pour le tétrachloroéthylène (Tableau 1).

Les effets neurotoxiques observés chez l'humain ont été retenus pour la construction des VTR court terme, moyen terme et long terme (effets à seuil). Le niveau de confiance global est fort pour ces trois VTR. Il est donc proposé une VGAI court terme à $1\,380\ \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, une VGAI moyen

terme² à 400 µg.m⁻³ et une VGAI long terme à 400 µg.m⁻³, en cohérence avec les VTR élaborées par l'Anses en 2018.

La VTR sans seuil par voie respiratoire proposée par l'US EPA (2012) a été retenue pour la proposition de la VTR long terme pour des effets sans seuil de dose. Le choix de cette VTR s'appuie sur les éléments suivants :

- la VTR est fondée sur l'effet cancérigène le moins discutable pour l'extrapolation à l'espèce humaine : l'augmentation de l'incidence de l'agrégat des adénomes et des carcinomes hépatocellulaires chez la souris ;
- l'US EPA a identifié comme étude clé l'étude la plus pertinente car utilisant la plus large gamme de concentrations et les concentrations les plus faibles ;
- l'US EPA a utilisé l'hypothèse de construction la plus protectrice, celle d'un effet sans seuil de dose. Le mécanisme des effets cancérigènes du tétrachloroéthylène sont inconnus, y compris ceux des tumeurs hépatiques. Les données disponibles considérées dans leur ensemble ne sont pas en faveur d'un mécanisme génotoxique des effets cancérigènes, mais ne permettent pas non plus de rejeter formellement cette hypothèse. En l'état des connaissances et compte tenu de la méthode de construction des VTR pour des effets cancérigènes, le tétrachloroéthylène est considéré, par défaut, comme une substance potentiellement cancérigène avec un mécanisme d'action sans seuil (Anses 2018). Depuis, aucune nouvelle donnée n'a conduit à revenir sur ces conclusions ;
- le modèle cinétique à base physiologique (PBPK) utilisé est de bonne qualité ;
- les modalités des calculs de la limite inférieure de l'intervalle de confiance à 95% de la benchmark concentration (BMC_{10L95}) et l'excès de risque unitaire (ERU) sont adéquats.

Le niveau de confiance global est moyen/faible pour cette VTR. À partir de cette VTR élaborée par l'Anses en 2018, il a été proposé une VGAI à 40 µg.m⁻³ pour un niveau de risque de 10⁻⁵ et une VGAI à 4 µg.m⁻³ pour un niveau de risque de 10⁻⁶ (Tableau 1).

Tableau 1: VGAI françaises proposées par l'Anses (2023)

Etude clé	Effet critique	VGAI	Durée d'application	Niveau de confiance attribué à la VTR (2018)
VGAI court terme				
Altmann <i>et al.</i> 1992	Baisse des performances dans les tests de coordination et de vigilance	1 380 µg.m ⁻³	Pour une exposition de 1 à 14 jours	Fort
VGAI moyen terme¹				
Cavalleri <i>et al.</i> 1994	Trouble de la vision des couleurs	400 µg.m ⁻³	Pour une exposition de 14 jours à 1 année	Fort

² La terminologie associée à la dénomination des VGAI a évolué. Les VGAI « intermédiaires » sont désormais dénommées VGAI « moyen terme ». La durée d'application est inchangée (cf. guide méthodologique d'élaboration des VR à l'Anses –à paraître).

Etude clé	Effet critique	VGAI	Durée d'application	Niveau de confiance attribué à la VTR (2018)
VGAI long terme (effets à seuil)				
Cavalleri <i>et al.</i> 1994	Trouble de la vision des couleurs	400 µg.m ⁻³	Pour une exposition supérieure à 1 année	Fort
VGAI long terme (effets sans seuil)				
JISA 1993	Adénomes et carcinomes hépatocellulaires chez des souris mâles	4 µg.m ⁻³ pour un niveau de risque de 10 ⁻⁶ 40 µg.m ⁻³ pour un niveau de risque de 10 ⁻⁵	Pour une exposition vie entière	Moyen/faible

3.2. Accompagnement métrologique des VGAI par le CES Air

▪ Sources d'émission et concentrations dans les environnements intérieurs

Le tétrachloroéthylène est utilisé dans la fabrication de produits de décoration et de consommation tels que les moquettes, tapis, voire, mais rarement aujourd'hui, dans les peintures et vernis. Une pollution indirecte des espaces intérieurs est possible du fait de ces applications, en particulier à partir des revêtements de sols textiles, quand ils ont été insuffisamment aérés avant d'être emballés.

Le tétrachloroéthylène est également utilisé pour le nettoyage à sec des vêtements. L'arrêté du 5 décembre 2012 modifiant l'arrêté du 31 août 2009 applicable aux installations de nettoyage à sec, prévoit l'interdiction progressive du tétrachloroéthylène dans les locaux contigus à des locaux occupés par des tiers et en fixe des valeurs limites de qualité de l'air à respecter d'ici là. La circulaire du 16 août 2013 rappelle les principales échéances :

- dès le 1er septembre 2014, les machines ayant atteint 15 ans d'âge sont remplacées ;
- la durée maximale d'utilisation est réduite au fur et à mesure après 2014 pour atteindre un maximum de 10 ans en 2021 ;
- depuis le 1er janvier 2022, toutes les machines situées dans des locaux contigus à des locaux occupés par des tiers ne peuvent plus utiliser du tétrachloroéthylène.

Le tétrachloroéthylène a fait l'objet de plusieurs campagnes de mesure dans les environnements intérieurs en France :

- dans les logements, la concentration médiane en tétrachloroéthylène mesurée dans l'air intérieur de la 1^{ère} Campagne Nationale Logements (CNL1)³ de l'Observatoire de la qualité de l'air intérieur (OQAI) (2003-2005) est de 1,6 µg.m⁻³. Une étude réalisée dans 177 logements parisiens de 2003 à 2007 rapporte une concentration médiane de 2,3 µg.m⁻³ (Ronda *et al.* 2013). Enfin, les concentrations médianes mesurées par

³ Ces données dans les logements français seront actualisées en 2024 à l'occasion de la publication des résultats de la 2^{ème} campagne nationale logements de l'OQAI (CNL2) (2020-2023).

l'OQAI dans différentes pièces de Bâtiments Performants en Énergie (BPE) étaient toutes inférieures à la limite de détection ($0,08 \mu\text{g.m}^{-3}$) (OQAI 2015) ;

- dans les écoles, la concentration médiane en tétrachloroéthylène mesurée à l'occasion de la campagne « écoles » (2013-2017) de l'OQAI est inférieure à la limite de détection ($0,1 \mu\text{g.m}^{-3}$). Le percentile 95 est égal à $0,9 \mu\text{g.m}^{-3}$ (OQAI 2019) ;
- dans les bureaux, les concentrations médianes mesurées à différentes saisons dans 37 bâtiments en Europe (dont la France) à l'occasion du projet OFFICAIR (2012-2013) sont inférieures à la limite de détection ($0,1 \mu\text{g.m}^{-3}$) (Mandin *et al.* 2017) ;
- dans les établissements sanitaires et médico-sociaux, la concentration médiane mesurée par l'OQAI de 2019 à 2021 dans 97 établissements est de $0,04 \mu\text{g.m}^{-3}$ (OQAI 2023).

Dans le cas de situations de pollutions particulières, les concentrations peuvent être plus élevées. Des concentrations atteignant 59 mg.m^{-3} (soit $59\,000 \mu\text{g.m}^{-3}$) ont par exemple été mesurées (prélèvements passifs de 5 à 10 jours) dans les logements attenants à des établissements de nettoyage à sec (2010-2014) (Garnier *et al.* 2015). Ces mesures sont antérieures à l'interdiction du tétrachloroéthylène dans les locaux contigus à des locaux occupés par des tiers applicable depuis le 1^{er} janvier 2022.

Par ailleurs, des expositions simultanées au tétrachloroéthylène et à d'autres substances chimiques, en particulier d'autres composés chlorés comme le trichloroéthylène, existent en environnement intérieur. Des mesures de trichloroéthylène et de tétrachloroéthylène ont par exemple été réalisées dans un collège et une crèche en 2017 dans un contexte de pollution des sols en lien possible avec l'ancienne activité (notamment dégraissage des métaux) sur le site jusqu'à la fin des années 1960 (Bassi *et al.* 2019). Les concentrations maximales en tétrachloroéthylène étaient égales à $2,3 \text{ mg.m}^{-3}$ (soit $2\,300 \mu\text{g.m}^{-3}$) lors de la première campagne (prélèvement actif sur 8h) et à $1,8 \text{ mg.m}^{-3}$ (soit $1\,800 \mu\text{g.m}^{-3}$) lors de la seconde campagne (prélèvement passif sur 7 jours) (celles en trichloroéthylène étant respectivement égales à $0,2 \text{ mg.m}^{-3}$ et $0,3 \text{ mg.m}^{-3}$, soit 200 et 300 $\mu\text{g.m}^{-3}$).

Dans l'air extérieur, les médianes mesurées par l'OQAI à l'extérieur des logements (CNL1) et des écoles (campagne « écoles ») étaient respectivement inférieures à la limite de quantification ($1,2 \mu\text{g.m}^{-3}$) et à la limite de détection ($0,1 \mu\text{g.m}^{-3}$).

▪ **Évaluation des méthodes de mesure du tétrachloroéthylène**

Huit méthodes de mesure du tétrachloroéthylène dans l'air intérieur et dans l'air des lieux de travail ont été recensées et sept méthodes ont été évaluées selon la démarche harmonisée de l'Anses de 2020 (Annexe 2).

- Méthode n°1 : Prélèvement actif sur tube adsorbant, désorption thermique et analyse par chromatographie en phase gazeuse avec deux types de détection possibles (GC/MS ou GC/FID) ;
- Méthode n° 2 : Prélèvement passif sur tube adsorbant, désorption thermique et analyse en GC/MS ou GC/FID ;
- Méthode n°3 : Prélèvement par canister, pré-concentration directe sur le thermo-désorbeur et analyse GC/MS ;
- Méthode n°4 : Prélèvement actif sur tube adsorbant, désorption solvant, analyse par GC/FID ou GC/MS ;

- Méthode n°5 : Prélèvement passif sur tube adsorbant, désorption solvant et analyse en GC/MS ou GC/FID ;
- Méthode n°6 : Prélèvement par sac Tedlar® et analyse par GC-PID portable ;
- Méthode n°7 : Prélèvement actif sur tube adsorbant suivie d'une désorption solvant et d'une analyse par Head Space – GC/FID.

La huitième méthode est fondée sur le piégeage séquentiel d'un échantillon d'air dans un piège froid Carbo-pack / Carbo-sieve SIII, qui subit ensuite une désorption thermique en ligne avec une analyse en chromatographie bidimensionnelle GC²/FID² (LCSQA 2003). Toutefois, il a été considéré que cette méthode, utilisant un appareillage de laboratoire lourd à mettre en œuvre, sortait du domaine de la mesure dans l'air intérieur et n'a pas fait l'objet d'une évaluation dans le cadre de la présente expertise.

Parmi les sept méthodes de mesure évaluées, trois sont communes aux domaines de l'air intérieur et des lieux de travail et quatre sont spécifiques au domaine de l'air des lieux de travail. Ces méthodes ont déjà été expertisées par l'Anses en 2011 pour l'accompagnement des VGAI du tétrachloroéthylène (Anses 2011) et en 2019 pour l'accompagnement des VGAI du trichloroéthylène (Anses 2019).

Le détail des méthodes et leur classement résultant de l'évaluation des méthodes de mesure conformément à la démarche du GT Métrologie en considérant des durées de prélèvement de 24 heures et 7 jours et des domaines de concentration de 0,1 à 2 fois les VGAI⁴ sont présentés en Annexe 3.

▪ Conclusions du CES Air

Le CES Air conclut que :

- l'air intérieur contribue plus que l'air extérieur à l'exposition de la population générale au tétrachloroéthylène par voie respiratoire ;
- les données disponibles tendent à montrer une diminution au cours des 20 dernières années des concentrations en tétrachloroéthylène dans les environnements intérieurs. Les concentrations sont de l'ordre du $\mu\text{g.m}^{-3}$. Ces conclusions devront être confirmées par les résultats de la campagne nationale « logements » n°2 (CNL2) qui seront disponibles en 2024 ;
- Des concentrations dépassant le mg.m^{-3} peuvent être mesurées dans le cas de situations de pollutions particulières.
 - Ces dépassements ne devraient plus être rencontrés dans le cas des locaux occupés par des tiers contigus aux établissements de nettoyage à sec, compte tenu de l'interdiction d'utilisation du tétrachloroéthylène applicable depuis le 1^{er} janvier 2022.
 - Dans le cas de pollution de sol ou de sites du fait d'activités industrielles passées, la présence de tétrachloroéthylène dans l'air intérieur est souvent concomitante à celle d'autres composés chlorés comme le trichloroéthylène.

⁴ Pour la comparaison à la VGAI court terme : 138 à 2 760 $\mu\text{g.m}^{-3}$ sur 24 heures ;

Pour la comparaison aux VGAI moyen terme et long terme : 40 à 800 $\mu\text{g.m}^{-3}$ sur 7 jours ;

Pour la comparaison aux VGAI long terme pour un niveau de risque de 10^{-5} : 4 à 80 $\mu\text{g.m}^{-3}$ sur 7 jours ;

Pour la comparaison à la VGAI long terme pour un niveau de risque de 10^{-6} : 0,4 à 8 $\mu\text{g.m}^{-3}$ sur 7 jours.

Concernant l'évaluation des méthodes de mesure du tétrachloroéthylène pour la comparaison aux VGAI proposées, le CES « Air » conclut que parmi les sept méthodes de mesure évaluées :

- Deux méthodes de mesures sont indicatives pour la comparaison aux VGAI court, moyen et long terme du tétrachloroéthylène et nécessitent de réaliser des études de validation complémentaires. Elles consistent à effectuer :
 - o **Un prélèvement actif sur tube de charbon actif suivi d'une désorption avec du solvant au disulfure de carbone et d'une analyse par GC/FID ou MS (méthode n°4) ;**
 - o **Un prélèvement passif sur badge à diffusion axiale ou radiale renfermant du charbon actif, suivi d'une désorption par solvant avec du disulfure de carbone et d'une analyse par GC/FID ou MS (méthode n°5).**

La méthode n°4 est également indicative pour la comparaison à la VGAI long terme pour un niveau de risque 10^{-5} du tétrachloroéthylène.

Les durées de prélèvement sont de 24h pour la comparaison à la VGAI court terme et de 7 jours pour la comparaison aux VGAI moyen terme et long terme.

- Les cinq autres méthodes (méthodes n°1, n°2, n°3, n°6 et n°7) ne sont pas adaptées ou non évaluables pour la comparaison aux VGAI court terme, de la VGAI moyen terme et des trois VGAI long terme.
- *In fine*, aucune méthode de mesure n'est adaptée pour la comparaison à la VGAI long terme pour un niveau de risque de 10^{-6} .

▪ **Recommandations du CES Air**

Concernant la mesure du tétrachloroéthylène dans l'air intérieur, au regard des VGAI proposées, le CES Air recommande :

- de mettre en œuvre l'une des deux méthodes indicatives n°4 ou n°5 pour la comparaison à la VGAI court terme à $1\ 380\ \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ et aux VGAI moyen terme et long terme à $400\ \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, ainsi que la méthode indicative n°4 pour la comparaison à la VGAI long terme égale à $40\ \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ (pour un niveau de risque de 10^{-5}), en évaluant au préalable :
 - o pour la méthode 4 : les performances au regard des durées, débits et volumes de prélèvements proposés, notamment les incertitudes et le taux de récupération à différentes concentrations dans les gammes de concentration à couvrir ;
 - o pour la méthode 5 : les performances au regard des durées de prélèvement recommandées, notamment la rétrodiffusion, les incertitudes et le taux de récupération à différentes concentrations dans les gammes de concentration à couvrir. Ces paramètres devront être évalués dans des conditions de vitesse d'air rencontrées dans les environnements intérieurs.

Le CES Air attire l'attention sur le fait que le prélèvement passif (méthode n°5) est plus pratique à mettre en place mais le prélèvement actif (méthode n°4) présente moins d'incertitudes sur la détermination du volume prélevé et donc sur le résultat final en concentration. Il alerte également sur le fait que ces deux méthodes utilisent **comme solvant de désorption le disulfure de carbone (CS₂) classé reprotoxique de catégorie 2.**

Dans le cas de situations de pollution, faisant craindre des niveaux très élevés d'exposition de l'ordre du $\mu\text{g.m}^{-3}$, le CES note que les méthodes n°1, 4 et 5 disposant de données de validation spécifiques au tétrachloroéthylène issues de protocoles relatifs à l'air des lieux de travail sont les mieux adaptées. La méthode reposant sur une désorption thermique (n°1) présente l'avantage de ne pas utiliser de solvant.

- de développer une méthode de mesure adaptée à la sensibilité requise pour la comparaison à la VGAI long terme de $4 \mu\text{g.m}^{-3}$ pour un niveau de risque de 10^{-6} si possible sans mise en œuvre de solvant.

Par ailleurs, le CES Air recommande :

- de vérifier que les concentrations intérieures en tétrachloroéthylène baissent dans les locaux occupés contigus, voire à proximité, d'établissements de nettoyage à sec ayant utilisé ce solvant, à la suite de la mise en place récente des mesures d'interdiction ;
- d'étudier la pertinence et la faisabilité d'élaborer une VGAI pour un mélange de solvants organiques, compte tenu de la possibilité d'exposition simultanée, notamment au tétrachloroéthylène et au trichloroéthylène.

4. CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS DE L'AGENCE

L'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail endosse les conclusions et recommandations des CES « Valeurs sanitaires de référence » et « Évaluation des risques liés aux milieux aériens » présentées ci-dessus.

L'Agence rappelle qu'une valeur guide de qualité d'air intérieur (VGAI) propose un cadre de référence s'appuyant exclusivement sur des critères sanitaires et destiné à protéger la population générale des effets sanitaires liés à une exposition à la pollution d'un contaminant de l'air par inhalation. Les VGAI sont destinées aux pouvoirs publics afin qu'ils fixent des valeurs de gestion du risque.

Sur la base des valeurs toxicologiques de référence proposées en 2018 par l'Anses et de l'actualisation des connaissances sur les effets sur la santé du tétrachloroéthylène (n° CAS :127-18-4, également dénommé perchloroéthylène) l'Anses recommande trois nouvelles valeurs :

- une nouvelle VGAI de $400 \mu\text{g.m}^{-3}$ pour protéger la population d'une exposition à moyen terme (durée supérieure à quelques jours mais inférieure à un an) ;
- deux nouvelles VGAI de $40 \mu\text{g.m}^{-3}$ et $4 \mu\text{g.m}^{-3}$ pour protéger des effets cancérogènes du tétrachloroéthylène pour des niveaux de risque de 10^{-5} et 10^{-6} respectivement.

La valeur guide pour une exposition à long terme (effets non cancérogènes) a été actualisée à $400 \mu\text{g.m}^{-3}$. La valeur guide dite court terme est, quant à elle, inchangée sur le fond par rapport à la valeur de 2010.

L'Agence constate que les méthodes de mesure ne permettent pas d'effectuer des mesures de tétrachloroéthylène dans l'air intérieur à des fins de comparaison à la valeur guide la plus basse de $4 \mu\text{g.m}^{-3}$ pour un niveau de risque de 10^{-6} , et que les méthodes ne sont qu'indicatives pour les autres VGAI. L'Agence recommande fortement l'élaboration et la validation de méthodes de mesure adaptées pour la comparaison à l'ensemble des VGAI.

Dans le cadre des réflexions de l'Anses pour intégrer les différentes composantes de l'exposome et compte tenu de la possibilité d'exposition simultanée au tétrachloroéthylène et au trichloroéthylène, notamment dans le cas de situation de pollution, il serait intéressant d'étudier les risques liés à l'exposition à un mélange de solvants organiques. L'Anses a développé un outil pour évaluer les risques d'effets irritants d'un mélange de substances fréquemment rencontrées dans les environnements intérieurs (aldéhydes, hydrocarbures aromatiques, phénols, éthers de glycol, composés inorganiques, terpènes). Un outil complémentaire a été proposé par l'OMS⁵ pour évaluer les risques cumulés en lien avec la co-exposition à des polluants de l'air intérieur (IAQRCalculator) qui intègre le tétrachloroéthylène et trichloroéthylène).

Enfin, la mise en place en 2024 de l'Observatoire de la qualité des environnements intérieurs (OQEI) portée conjointement par l'Anses et le Centre scientifique et technique du bâtiment (CSTB) va permettre d'apporter des connaissances, voire des solutions, à l'ensemble des parties prenantes pour améliorer la gestion des risques liés à ces environnements.

Pr Benoît Vallet

⁵ A screening tool for assessment of health risks from combined exposure to multiple chemicals in indoor air in public settings for children: methodological approach. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe; 2021. Licence: CC BY-NC-SA 3.0 IGO.

MOTS-CLÉS

Valeur guide de qualité de l'air intérieur, VGAI, tétrachloroéthylène, 127-18-4, inhalation, aiguë, subchronique, chronique, cancer, métrologie, méthodes de mesure, logements, écoles, expertise

Air quality guideline, IAQG, tétrachloroéthylène, 127-18-4, inhalation, acute, subchronic, chronic, cancer, metrology, dwellings, schools, expert assessment

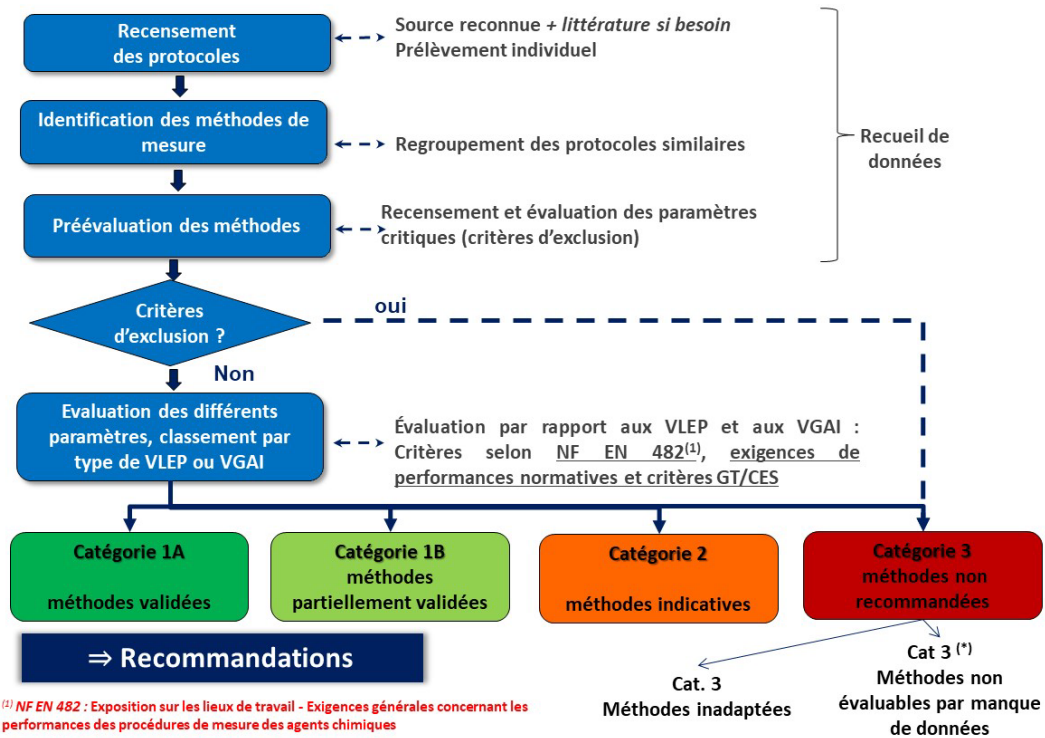
CITATION SUGGÉRÉE

Anses. (2023). Avis relatif à l'actualisation des valeurs guides de qualité de l'air intérieur du tétrachloroéthylène (CAS n°127-18-4) (saisine 2023-MPEX-0043). Maisons-Alfort : Anses, 15 p.

ANNEXE 1 : VTR ANSES (2018) POUR LE TETRACHLOROETHYLENE PAR VOIE RESPIRATOIRE

Type de VTR	Organisme	Effet critique (étude clé)	Concentration critique	FI	VTR
VTR court terme	Anses	Baisse des performances dans les tests de coordination et de vigilance (Altmann <i>et al.</i> 1992)	NOAEC = 69 mg.m ⁻³ (10 ppm) <u>Ajustement temporel</u> NOAEC _{ADJ} (4/24h) = 13,8 mg.m ⁻³ (2 ppm)	10 FI _H = 10	VTR = 1,38 mg.m ⁻³ Soit 0,2 ppm
					Niveau de confiance : fort
VTR moyen terme	Anses	Reprise de la VTR chronique			VTR = 0,4 mg.m ⁻³ Soit 0,06 ppm
					Niveau de confiance : fort
VTR long terme	Anses	Trouble de la vision des couleurs (Cavalleri <i>et al.</i> 1994)	LOAEC = 50 mg.m ⁻³ (7,3 ppm) <u>Ajustement temporel</u> LOAEC _{ADJ} = [(8h/24h) x (5j/7j)] = 12 mg.m ⁻³ (1,8 ppm)	30 FI _H = 10 FI _L = 3	VTR = 0,4 mg.m ⁻³ Soit 0,06 ppm
					Niveau de confiance : fort
ERU (chronique) sans seuil	US EPA	Adénomes et carcinomes hépatocellulaires chez des souris mâles (JISA 1993)	Calcul d'une BMC _{10%L95%} = 3,9.10 ⁵ µg.m ⁻³ Modèle PBPK (Chiu et Ginsberg, 2011)		2,6.10 ⁻⁷ (µg.m ⁻³) ⁻¹ 1,8.10 ⁻³ (ppm) ⁻¹ Concentrations associées à plusieurs niveaux de risques :
					10 ⁻⁴ : 400 µg.m ⁻³ 10 ⁻⁵ : 40 µg.m ⁻³ 10 ⁻⁶ : 4 µg.m ⁻³ Niveau de confiance : moyen/faible

ANNEXE 2 : PRINCIPE GENERAL DE L'EVALUATION DES METHODES DE MESURE



ANNEXE 3 : CLASSEMENT DES METHODES DE MESURE DU TETRACHLOROETHYLENE POUR LE SUIVI DES VGAI

Méthode			Protocoles	VGAI pour les effets à seuil		VGAI pour les effets sans seuil	
				Court terme 1 380 µg.m ⁻³	Moyen terme et long terme 400 µg.m ⁻³	Long terme 40 µg.m ⁻³ (risque 10 ⁻⁵)	Long terme 4 µg.m ⁻³ (risque 10 ⁻⁶)
1	Prélèvement actif sur tube adsorbant Désorption thermique Analyse par GC/FID ou GC/MS	Tenax TA Chromosorb 106 Carbotrap/ Carbopack X/Carboxen-569, tubes multi-lits	NF EN ISO 16017-1 NF EN ISO 16000-6 DGUV Inf 213-565 Meth 3 DFG solvent Mixt Meth 5 MDHS 72 & 104 EPA TO-17/TO-17r INSHT NTP 978 NIOSH 2549, MétroPol 338	3	3	3	3
2	Prélèvement passif sur support adsorbant Désorption thermique Analyse par GC/FID ou MS	Chromosorb 106, 102, Tenax TA, XAD-4 Carbograph 4 (radiello®)	DFG solvent Mixt Meth 5 MDHS 80 & 104 Meth 2 NF EN ISO 16017-2 LCSQA 2006/2007 Gallego <i>et al.</i> (2011a, b)	3	3	3	3
3	Prélèvement par canister Préconcentration Analyse GC/MS	EPA-TO-14A & TO-15 LCSQA 2004/2008		3*	3*	3*	3*
4	Prélèvement actif sur tube adsorbant Désorption solvant Analyse par GC/FID ou GC/MS	NIOSH 1003 DGUV Inf213-565 Meth 2 MétroPol M-405 OSHA 1001 & 5000 INSHT MTA/MA-013/A16 & 045/A00 BGI 505-65E		2 à 50 mL.min ⁻¹	2 à 10 mL.min ⁻¹	2 à 30 mL.min ⁻¹	3
5	Prélèvement passif sur support adsorbant Désorption solvant Analyse par GC/FID ou MS	MDHS 88 NF ISO 16200-2 OSHA 1001 INRS MétroPol M-407 (2016)		2	2	3	3
6	Prélèvement direct ou sur sac Tedlar® Analyse par GC/PID portable	NIOSH 3704		3	3	3	3
7	Prélèvement actif sur tube adsorbant - Désorption solvant Analyse par head space - GC/FID	DFG Solvent Mixt Meth 4		3*	3*	3*	3*

Actualisation des valeurs guides de qualité d'air intérieur

Tétrachloroéthylène (CAS n°127-18-4)

Mission permanente « Valeurs guides de qualité d'air intérieur »

**Saisine « 2023-MPEX-0043 –Tétrachloroéthylène – mise à jour des VGAI »
Saisine liée « 2016-SA-0117 – VTR Tétrachloroéthylène »**

RAPPORT d'expertise collective

Comité d'experts spécialisé « Évaluation des risques liés aux milieux aériens »

Comité d'experts spécialisé « Valeurs sanitaires de référence »

Groupe de travail « Métrologie »

Décembre 2023

Citation suggérée

Anses. (2023). Actualisation des valeurs guides de qualité d'air intérieur pour le tétrachloroéthylène. (saisine 2023-MPEX-0043). Maisons-Alfort : Anses, 110 p.

Mots clés

Valeur guide de qualité d'air intérieur, VGAI, tétrachloroéthylène, 127-18-4, inhalation, aiguë, subchronique, chronique, cancer, métrologie, méthodes de mesure, logements, écoles, expertise

Indoor air quality guideline, IAQG, tétrachloroéthylène, 127-18-4, inhalation, acute, subchronic, chronic, cancer, metrology, dwellings, schools, expert assessment

Présentation des intervenants

PRÉAMBULE : Les experts membres de comités d'experts spécialisés, de groupes de travail ou désignés rapporteurs sont tous nommés à titre personnel, *intuitu personae*, et ne représentent pas leur organisme d'appartenance.

RAPPORTEUR

M. Robert GARNIER – Médecin toxicologue – Compétences : Toxicologie médicale, santé au travail, santé environnementale (Partie A du rapport)

M. Benoît OURY – Retraité de l'Institut National de Recherche et de Sécurité (INRS) – Compétences : mise au point de méthode de mesure, chimie organique - santé travail (Partie B du rapport)

M. Guénaél THIAULT – Chef de section (Laboratoire central de la Préfecture de police LCPP) – Compétences : métrologie, chimie, qualité de l'air (Partie B du rapport)

GROUPE DE TRAVAIL « METROLOGIE » (2020-2024)

Président

M. Benoît OURY – Retraité de l'INRS – Compétences : mise au point de méthode de mesure, chimie organique - santé travail

Vice-président

M. Olivier RAMALHO - Ingénieur de recherche qualité de l'air intérieur et coordinateur scientifique à l'Observatoire de la qualité de l'air intérieur (OQAI)(Centre scientifique et technique du bâtiment (CSTB)) - Compétences : métrologie de terrain, chimie analytique, air intérieur, COV, particules

Membres

Mme Catherine HEDOUIN-LANGLET – Responsable du laboratoire de Toxicologie Industrielle (Caisse régionale d'assurance maladie d'Ile-de-France (CRAMIF)) – Compétences : santé travail (hygiéniste), mesure des polluants, air des lieux de travail (jusqu'au 31/08/2023).

M. Horacio HERRERA – Retraité de l'Institut universitaire romand de santé au travail – Compétences : santé travail (hygiéniste), surveillance des ambiances de travail (métrologie, chimie analytique).

Mme Virginie MATERA – Responsable d'études au laboratoire de chimie analytique inorganique (Institut National de Recherche et de Sécurité (INRS)) – Compétences : mise au point de méthode de mesure, chimie inorganique - santé travail

M. Fabien MERCIER – Ingénieur de recherche, Responsable R&D (Ecole des hautes études en santé publique / Laboratoire d'étude et de recherche en environnement et santé) – Compétences : métrologie des polluants, méthodes d'analyse, air intérieur.

Mme Caroline RIO – Responsable Laboratoire (Laboratoire Interrégional de Chimie (LIC)) – Compétences : Chimie physique, aérosol organique, métrologie, air intérieur - Santé environnement

Mme Dominique SAURAT – Ministère des armées (Service de santé des armées) – Compétences : chimie analytique, prélèvement, air intérieur, expologie

Mme Sophie SOBANSKA – Chargée de recherche (Centre national de la recherche scientifique (CNRS)) – Compétences : biochimie, particules, métaux

M. Guénaël THIAULT – Chef de section (LCPP) – Compétences : métrologie, chimie, qualité de l'air

COMITÉ D'EXPERTS SPÉCIALISÉ

■ CES « Valeurs sanitaires de référence » – 2020-2024

Président

M. Fabrice MICHIELS – Médecin du travail / toxicologue (Service de prévention et santé au travail de Corrèze et de Dordogne (SPST 19-24)) – Compétences : médecine du travail, toxicologie

Vice-président

Mme Anne MAITRE – Professeur des Universités – Praticien Hospitalier (PU-PH) (Laboratoire de Toxicologie Professionnelle et Environnementale, CHU de Grenoble) ; Responsable de l'équipe « Environnement et prédiction de la santé des populations », Laboratoire TIMC, Université Grenoble Alpes – Compétences : médecine ; toxicologie ; IBE ; métrologie des polluants ; hygiène industrielle – Démission en mars 2023

M. Jérôme THIREAU – PhD, Chargé de recherche (CNRS) - Compétences : physiologie animale ; électrophysiologie ; biologie cellulaire ; cardiotoxicité – A compter d'avril 2023

Membres

M. Benoît ATGE – Médecin du Travail, Médecin Toxicologue (AHI33) – Compétences : toxicologie, médecine, santé au Travail, biosurveillance, agents cytotoxiques, évaluation des expositions, contaminations surfaciques

M. Luc BELZUNCES – Directeur de Recherche et Directeur du Laboratoire de Toxicologie Environnementale (INRAE) – Compétences : toxicologie générale, neurotoxicologie, écotoxicologie, chimie analytique, évaluation des risques

Mme Michèle BISSON – Toxicologue Responsable d'étude (INERIS) – Compétences : pharmacien toxicologue, VTR, évaluation des risques sanitaires

Mme Céline BOTINEAU – Ingénieur de prévention du risque chimique (CEA) – Compétences : hygiène industrielle, chimie, évaluation des risques - Démission à compter du 22/11/2022

Mme Anne CHEVALIER – Retraitée (Santé publique France, anciennement l'Institut de Veille Sanitaire) – Compétences : épidémiologie

M. François CLINARD – Épidémiologiste (Santé Publique France) – Compétences : pharmacien toxicologue, épidémiologie, évaluation des risques sanitaires – Démission en mars 2023

Mme Fatiha EL-GHISSASSI – Retraitée du Centre International de Recherche sur le Cancer, Scientifique, Programme des Monographies. Evidence Synthesis and Classification Branch. – Compétences : biochimie spécialiste en cancérogénèse et génotoxicité

M. Claude EMOND – Professeur associé – (École de santé publique, Université de Montréal, Département de santé environnementale et santé au travail) – Compétences : toxicologie, modèle PBPK, toxicocinétique, nanotoxicologie, perturbateurs endocriniens

M. Robert GARNIER – Médecin toxicologue – Compétences : toxicologie médicale, santé au travail, santé environnementale

Mme Perrine HOET – Professeur (Université Catholique de Louvain, IREC) – Compétences : médecine du travail, toxicologie professionnelle et environnementale – Démission en mars 2023

M. Kevin HOGVEEN – Toxicologue (Anses – laboratoire de Fougères, Toxicologie des Contaminants) – Compétences : toxicologie, génotoxicité, hépatotoxicité, toxicologie *in vitro*

Mme Yuriko IWATSUBO – Médecin épidémiologiste (Santé publique France) – Compétences : Épidémiologie des risques professionnels

M. Jérôme LANGRAND – Praticien hospitalier, Chef de Service du centre antipoison de Paris, (AP-HP Hôpital Fernand-Widal, Centre antipoison de Paris) – Compétences : toxicologie, médecine, toxicologie professionnelle, pathologies environnementales et professionnelles, toxines

M. Frédéric LIRUSSI – Professeur des Universités– Praticien Hospitalier (PU-PH) (UFR des Sciences de Santé & CHRU de Besançon) - Compétences : toxicologie clinique, toxicologie analytique, immunité innée, reprotoxicité – Démission en mars 2023

Mme Gladys MIREY – Directrice de recherche en toxicologie, Responsable de l'équipe Génotoxicité & Signalisation (INRAE UMR TOXALIM) – Compétences : toxicologie cellulaire, génotoxicité, mécanismes d'action, contaminants, modèles d'étude / méthodes alternatives, effets des mélanges

M. Luc MULTIGNER – Directeur de recherche (INSERM U1085 – IRSET) – Compétences : épidémiologie, perturbateurs endocriniens, pathologies des fonctions et des organes de la reproduction

Mme Nadia NIKOLOVA-PAVAGEAU – Conseiller médical (INRS) – Compétences : médecine du travail, toxicologie médicale, IBE

Mme Magalie OLIVA-LABADIE – Praticien hospitalier, Chef de Service (CHU de Bordeaux, Hôpital Pellegrin, Centre hospitalier universitaire, Centre Antipoison de Nouvelle Aquitaine) – Compétences : toxicologie, médecine, toxicologie environnementale, toxines

M. Benoît OURY – Retraité de l'INRS – Compétences : mise au point de méthode de mesure, chimie organique - santé travail

M. Henri SCHROEDER – Maître de Conférence (Faculté des Sciences et Technologies de l'Université de Lorraine – Département Neurosciences et Biologie Animale et unité INSERM U1256 Nutrition, Génétique et Exposition aux Risques environnementaux) – Compétences : neurotoxicité, polluants environnementaux, comportement animal, développement cérébral, exposition périnatale

M. Olivier SORG – Chef de groupe de recherche (Université de Genève) - Compétences : biochimie, toxicologie expérimentale, dermatotoxicologie

M. Antoine VILLA – Praticien hospitalier, médecin du travail (Hôpital de la Timone, Marseille) – Compétences : pathologies professionnelles, toxicologie, médecine, expologie - biosurveillance, fibres d'amiante, agents cytotoxiques

Mme Maeva WENDREMAIRE – Maître de conférences (Université de Bourgogne) – Compétences : toxicologie

■ CES « Évaluation des risques liés aux milieux aériens » – 2020-2024

Présidente

Mme Rachel NADIF – Responsable d'équipe, chargée de recherche, (Institut National de la Santé et de la Recherche Médicale, CESP U1018) – Compétences : épidémiologie, santé respiratoire.

Vice-président

M. Hervé LABORDE-CASTEROT - Praticien hospitalier (Centre antipoison de Paris, AP-HP Nord Université Paris Cité) – Compétences : pathologies professionnelles, toxicologie clinique, épidémiologie, allergologie.

Membres

Mme Sophie ACHARD – Maître de conférences (Faculté de Santé - Pharmacie - Université Paris Cité) – Compétences : toxicologie environnementale.

M. Fabrice ALLIOT – Ingénieur d'études (École Pratique des Hautes Études) – Compétences : métrologie et méthode d'analyse des polluants de l'air, perturbateurs endocriniens.

M. Michel ANDRÉ – Directeur de recherche (Université Gustave Eiffel) – Compétences : transports et pollution de l'air, métrologie et modélisation des émissions des véhicules et du trafic, méthodologies d'évaluation.

Mme Nathalie BONVALLOT – Enseignante chercheuse (École des Hautes Études en Santé Publique, Université de Rennes – Institut de recherche sur la santé, l'environnement et le travail, UMR Inserm 1085) – Compétences : toxicologie, évaluation des risques sanitaires, identification des mélanges et modèles de risques associés, perturbateurs endocriniens.

M. Patrick BROCHARD – Professeur émérite (Université de Bordeaux) – Compétences : pneumologie, pathologies professionnelles et environnementales, impact sanitaire des particules inhalées (amiante, silice...).

Mme Fleur DELVA – Praticien hospitalier, médecin de santé publique (Centre Hospitalier Universitaire de Bordeaux) – Compétences : médecine, prévention, reproduction, épidémiologie.

M. Jean-Dominique DEWITTE - Professeur émérite (Université de Bretagne Occidentale - Brest) – Compétences : pathologies professionnelles, pneumologie, allergologie, tabacologie.

M. Marc DURIF – Directeur exécutif (Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air) - Compétences : métrologie et méthode d'analyse des polluants de l'air, émissions industrielles et anthropiques, caractérisation des expositions, construction de stratégies de surveillances dans l'air dans différents contextes.

Mme Emilie FREALLE – Praticien hospitalier (Centre Hospitalier Régional Universitaire de Lille, Université de Lille) – Compétences : écologie microbienne de l'air, microbiologie analytique, évaluation et prévention du risque microbiologique, surveillance de l'environnement intérieur.

François GAIE-LEVREL – Coordinateur recherche (Airparif) – Compétences : métrologie, pollution atmosphérique, aérosols, nanoparticules.

M. Philippe GLORENNEC - Enseignant chercheur (Ecole des Hautes Etudes en Santé Publique, Université de Rennes - Institut de recherche sur la santé, l'environnement et le

travail, UMR Inserm 1085) - Compétences : évaluation des expositions et des risques sanitaires d'origine chimique.

Mme Marianne GUILLEMOT – Responsable d'études (Institut National de Recherche et de Sécurité) – Compétences : métrologie, surveillance atmosphérique et des environnements professionnels.

Mme Marion HULIN - Chargée de projet et d'expertise scientifique (Santé Publique France) – Compétences : épidémiologie, qualité de l'air intérieur, santé environnement, évaluation des expositions.

Mme Bénédicte JACQUEMIN – Chargée de recherche (Institut National de la Santé et de la Recherche Médicale) – Compétences : épidémiologie environnementale, pollution atmosphérique.

M. Olivier JOUBERT – Maître de conférences (Université de Lorraine) – Compétences : toxicologie, sécurité sanitaire, particules.

Juliette LARBRE - Directrice du Laboratoire Polluants Chimiques (Service Parisien de Santé Environnementale) – Compétences : qualité de l'air intérieur et extérieur, métrologie, santé environnement.

Barbara LE BOT – Professeur des Universités, (École des hautes études en santé publique, Université de Rennes, Institut de recherche sur la santé, l'environnement et le travail, UMR Inserm 1085) – Compétences : évaluation des expositions, santé publique, métrologie et méthode d'analyse des polluants de l'air et poussières.

Johanna LEPEULE – Chargée de recherche (Institut National de la Santé et de la Recherche Médicale) – Compétences : pollution de l'air, épidémiologie environnementale, santé périnatale, grossesse, épigénétique, modélisation des expositions.

Mme Danièle LUCE – Directrice de recherche (Institut National de la Santé et de la Recherche Médicale) – Compétences : épidémiologie, santé travail, expositions professionnelle et environnementale.

Mme Corinne MANDIN – Responsable du laboratoire d'épidémiologie (Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire) – Compétences : évaluation des expositions aux substances chimiques et agents physiques et des risques sanitaires associés

Mme Anne OPPLIGER – Responsable de recherche (Unisanté : Centre universitaire de médecine générale et santé publique de Lausanne) – Compétences : santé travail, risques biologiques, bioaérosols, agents zoonotiques.

M. Pierre PERNOT – Directeur Opérationnel (Airparif) – Compétences : métrologie, surveillance et réglementation de la qualité de l'air.

M. Nhan PHAM-THI – Enseignant chercheur, médecin (Institut de Recherche Biomédicale des Armées, École Polytechnique) – Compétences : allergologie, pneumologie.

PARTICIPATION ANSES

Coordination scientifique

Mme Emmanuelle DURAND – Direction de l'évaluation des risques

Mme Diane LE BAYON – Direction de l'évaluation des risques

Mme Charlotte LEGER – Direction de l'évaluation des risques

Contribution scientifique

Mme Emmanuelle DURAND – Direction de l'évaluation des risques

Mme Marion KEIRSBULCK – Direction de l'évaluation des risques

Mme Charlotte LEGER – Direction de l'évaluation des risques

Mme Amandine PAILLAT – Direction de l'évaluation des risques

Secrétariat administratif

Mme Sophia SADDOKI – Direction de l'évaluation des risques

SOMMAIRE

Présentation des intervenants	3
Sigles et abréviations	11
Liste des tableaux	14
Liste des figures	15
1 Contexte, objet et modalités de réalisation de l'expertise	16
1.1 Contexte	16
1.2 Objet de la saisine	17
1.3 Modalités de traitement : moyens mis en œuvre et organisation.....	17
1.4 Prévention des risques de conflits d'intérêts	18
2 Informations générales	19
2.1 Identification de la substance.....	19
2.2 Propriétés physico-chimiques	19
2.3 Réglementation	20
2.4 Sources d'émission.....	21
2.4.1 Production et utilisation.....	21
2.4.2 Sources liées au milieu intérieur	21
2.4.3 Sources liées au milieu extérieur	22
2.5 Situations d'exposition et données de concentration dans l'air.....	22
2.5.1 Concentrations dans l'air intérieur.....	22
2.5.2 Concentrations dans l'air extérieur.....	30
2.5.3 Ratio des concentrations intérieures/extérieures.....	32
2.5.4 Contributions des sources d'émission aux concentrations intérieures et des voies d'exposition dans l'exposition globale.....	32
3 Synthèse des effets sur la santé	35
3.1 Toxicocinétique.....	35
3.2 Toxicité aiguë par inhalation	37
3.3 Irritation	37
3.4 Sensibilisation.....	38
3.5 Toxicité subchronique et chronique par inhalation	38
3.6 Reprotoxicité et toxicité sur le développement	39
3.7 Génotoxicité.....	39
3.8 Cancérogénicité.....	40
3.9 Populations sensibles	43
4 Valeurs guides et valeurs toxicologiques de référence par voie respiratoire ..	45
4.1 Recueil des valeurs guides et valeurs toxicologiques de référence par voie respiratoire	45

4.2	Analyse des valeurs guides et VTR existantes	50
4.2.1	VTR court terme	50
4.2.2	VTR moyen et long terme à seuil.....	51
4.2.3	VTR long terme pour les effets cancérigènes	54
4.3	Synthèse des VTR Anses par voie respiratoire pour le tétrachloroéthylène	57
5	Mise à jour des VGAI françaises.....	58
5.1	Valeurs guides proposées précédemment par l'Anses (2010a)	58
5.2	Nouvelles VGAI françaises	59
6	Méthodes de mesure dans l'air des lieux de travail et dans l'air intérieur	62
6.1	Recensement des méthodes de mesure.....	62
6.2	Évaluation détaillée des méthodes de mesures pour la comparaison aux VGAI	66
6.2.1	Méthode n°1 : Prélèvement actif sur tube adsorbant, désorption thermique et analyse en GC/MS ou GC/FID.....	69
6.2.2	Méthode n°2 : Prélèvement passif sur tube adsorbant, désorption thermique et analyse en GC/MS ou GC/FID	75
6.2.3	Méthode n°3 : Prélèvement par canister, pré-concentration directe sur le thermo-désorbeur et analyse GC/MS	81
6.2.4	Méthode n°4 : Prélèvement actif sur tube adsorbant, désorption solvant, analyse par GC/FID ou GC/MS	82
6.2.5	Méthode n°5 : Prélèvement passif sur tube adsorbant, désorption solvant et analyse en GC/MS ou GC/FID.....	86
6.2.6	Méthode n°6 : Prélèvement par sac Tedlar® et analyse par GC-PID portable	89
6.2.7	Méthode n°7 : Prélèvement actif sur tube adsorbant suivie d'une désorption solvant et d'une analyse par head space – GC/FID	89
6.3	Conclusion du groupe de travail.....	90
7	Bibliographie.....	95
7.1	Publications	95
7.2	Normes.....	101
7.3	Législation et réglementation	103
	Annexe 1 : Requêtes bibliographiques.....	105
	Annexe 2 : Constructions des VTR court, moyen et long terme par l'Anses en 2018.	106
	Annexe 3 : Interactions potentielles entre le tétrachloroéthylène et le trichloroéthylène (d'après Anses 2019).....	110

Sigles et abréviations

AASQA	Association Agréée pour la Surveillance de la Qualité de l'Air
AEGL	<i>Acute Exposure Guidelines Levels</i>
Afsset	Agence française de sécurité sanitaire de l'environnement et du travail
Anses	Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail
ATSDR	<i>Agency for Toxic Substances and Disease Registry</i>
BMC	<i>Benchmark Concentration</i>
BMDL	<i>Benchmark dose level</i>
BPE	Bâtiments Performants en Énergie
CA	Concentration admissible
CE	Commission européenne
CES	Comité d'Experts Spécialisé
CIRC	Centre International de Recherche sur le Cancer
CITEPA	Centre interprofessionnel technique d'études de la pollution atmosphérique
CLP	<i>Classification, Labelling and Packaging</i> (Classification Étiquetage, Emballage)
CMR	cancérogènes, mutagènes et toxiques pour la reproduction
CNL1	Campagne Nationale Logements 1
CNL2	Campagne Nationale Logements 2
COCT	Conseil d'Orientation sur les Conditions de Travail
CoRAP	<i>Community Rolling Action Plan</i> (plan continu d'action communautaire)
COV	Composé organique volatil
CS ₂	disulfure de carbone
Danish EPA	<i>Danish Environmental Protection Agency</i>
DFG	<i>Deutsche Forschungsgemeinschaft</i> (Fondation allemande pour la recherche)
DGUV	<i>Deutsche Gesetzliche Unfallversicherung</i> (Assurance sociale allemande contre les accidents)
DIF	Détecteur à ionisation de flamme (FID : <i>Flame Ionization Detector</i>)
ECHA	<i>European chemicals agency</i> (Agence européenne sur les substances chimiques)
ERP	Etablissements recevant du Public
ERU	Excès de Risque Unitaire
FD	Fréquence de Détection
FI	Facteur d'incertitude
FI _A	Facteur d'incertitude inter-espèces
FI _{L/B}	Facteur d'incertitude lié à l'utilisation d'un LOAEL ou d'une BMD
FI _D	Facteur d'incertitude lié au manque de données
FI _H	Facteur d'incertitude interindividuel
FQ	Fréquence de Quantification
GC	Chromatographie en phase gazeuse (GC : <i>Gas Chromatography</i>)
GSH	Glutathion
GT	Groupe de travail
HCSP	Haut Conseil de la Santé Publique
HSDB	<i>Hazardous Substances Data Bank</i> (Banque de données sur les substances dangereuses)
HSE	<i>Health and Safety Executive</i>
ICC	Index de Confusion des Couleurs

INERIS	Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques
INRS	Institut National de Recherche et de Sécurité
INSHT	<i>Instituto Nacional de Seguridad e Higiene en el Trabajo</i> (Institut national d'hygiène et de sécurité au travail)
ISO	<i>International Standard Organization</i>
JISA	<i>Japan Industrial Safety and Health Association</i>
LCM	Leucémie monocyttaire
LCPP	Laboratoire Central de la Préfecture de Police
LCSQA	Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air
LD	Limite de Détection
LOAEL/C	<i>Lowest Observed Adverse Effect Level/Concentration</i>
LQ	Limite de Quantification
MassDEP	<i>Massachusetts Department of Environmental Protection</i>
MDHS	<i>Methods for the Determination of Hazardous Substances</i>
MRL	<i>Minimum Risk Level</i>
NIOSH	<i>National Institute for Occupational Safety and Health</i>
NOAEL/C	<i>No Observed Adverse Effect Level/Concentration</i>
NRC	<i>National Research Council</i>
NTP	<i>National Toxicology Program</i>
OEHHA	<i>Office of Environmental Health Hazard Assessment</i>
OMS	Organisation Mondiale de la Santé
OQAI	Observatoire de la Qualité de l'Air Intérieur
OSHA	<i>Occupational Safety and Health Administration</i>
PBPK	<i>Physiologically-Based Pharmacokinetics</i> (modèle pharmacocinétique à base physiologique)
PEV	Potentiel Évoqué Visuel
PNSE	Plan national santé environnement
PoD	<i>Point of departure</i> (point de départ)
PST	Plan Santé au Travail
REACH	<i>Registration, Evaluation and Autorisation of CHemicals</i> (enregistrement, évaluation et autorisation des substances chimiques)
REL	<i>Reference exposure level</i>
ReV	<i>Reference value</i>
RfC	<i>Reference dose</i>
RIVM	<i>Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu</i> (The Netherlands national institute for public health and the environment)
SM	Spectrométrie de Masse (MS : Mass Spectrometry)
SNC	Système Nerveux Central
TCA	Acide Trichloroacétique
TCEQ	<i>Texas Commission on Environmental Quality</i>
TDI	<i>Tolerable daily intake (concentration journalière tolérable)</i>
TGAP	Taxe générale sur les activités polluantes
TO	<i>Toxic Organic Compendium</i>

US EPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i> (Agence américaine de protection de l'environnement)
VG	Valeur guide
VGAI	Valeur guide de qualité d'air intérieur
VLCT	Valeur limite court terme
VLEP	Valeur limite d'exposition professionnelle
VTR	Valeur toxicologique de référence

Liste des tableaux

Tableau 1 : Identification de la substance - tétrachloroéthylène.....	19
Tableau 2 : Propriétés physico-chimiques du tétrachloroéthylène	19
Tableau 3 : Classification harmonisée du tétrachloroéthylène selon le règlement CLP	20
Tableau 4 : Concentrations mesurées dans des logements franciliens dans le cadre de l'étude de cohorte PARIS (d'après Roda <i>et al.</i> 2013).....	24
Tableau 5 : Concentrations en tétrachloroéthylène mesurées dans les Bâtiments Performants en Énergie (BPE) (d'après OQAI 2016).....	24
Tableau 6 : Valeurs bibliographiques des concentrations de tétrachloroéthylène rapportées dans l'habitat.....	25
Tableau 7 : Concentrations mesures dans les écoles en France et en Europe.....	26
Tableau 8 : Concentrations en tétrachloroéthylène mesurées dans le cadre du projet OFFICAIR (d'après Mandin <i>et al.</i> 2017)	27
Tableau 9 : Résultats des mesures de tétrachloroéthylène réalisées par le LCPP de 2006 à 2011 dans les logements situés au-dessus d'établissements de nettoyage à sec	29
Tableau 10 : concentrations en tétrachloroéthylène mesurées dans un collège et une crèche en Ile-de-France dans un contexte de pollution de sols (d'après Bassi <i>et al.</i> 2019).....	29
Tableau 11 : Concentrations en tétrachloroéthylène mesurées à l'extérieur des écoles, issues de la campagne « écoles » de l'OQAI (OQAI 2019)	31
Tableau 12 : Ratio intérieur/extérieur des concentrations en tétrachloroéthylène (OQAI 2006)	32
Tableau 13 : VTR disponibles pour des expositions court terme par voie respiratoire	45
Tableau 14 : VTR disponibles pour des expositions moyen terme à seuil par voie respiratoire	45
Tableau 15 : VR disponibles pour des expositions long terme par voie respiratoire (effets à seuil)	47
Tableau 16 : VTR pour des effets cancérogènes disponibles pour des expositions long terme par voie respiratoire.....	48
Tableau 17 : Synthèse des VGAI françaises du tétrachloroéthylène mises à jour par l'Anses	59
Tableau 18 : Tableau récapitulatif des méthodes de mesurage du tétrachloroéthylène dans l'air des lieux de travail et dans l'air intérieur	62
Tableau 19 : Détail des méthodes recensées et évaluées pour la mesure du tétrachloroéthylène.....	65
Tableau 20 : Classement des méthodes de mesure du tétrachloroéthylène pour la comparaison aux VGAI court terme, moyen terme et long terme (effets à seuil et sans seuil).	66

Liste des figures

Figure 1 : Concentrations intérieures dans les résidences principales de France métropolitaine (OQAI 2006).....	23
Figure 2 : Concentrations intérieures en tétrachloroéthylène mesurées dans les garages (OQAI 2006).....	23
Figure 3 : Concentrations en tétrachloroéthylène, en $\mu\text{g.m}^{-3}$ mesurées en extérieur, issue de la campagne Logements de l'OQAI (OQAI 2006).....	31
Figure 4 : Concentration de tétrachloroéthylène pour une exposition continue à la NOAEC de 10 ppm.....	51
Figure 5 : Principe général d'évaluation des méthodes de mesure (Anses 2020).....	62
Figure 6 : Domaine accessible et limite de quantification des différentes méthodes comparés au domaine 0,1 à 2 fois la VGAI court terme de $1\ 380\ \mu\text{g.m}^{-3}$	68
Figure 7 : Domaine accessible et limite de quantification des différentes méthodes comparés au domaine 0,1 à 2 fois les VGAI moyen et long terme de $400\ \mu\text{g.m}^{-3}$	68
Figure 8 : Domaine de validité et limite de quantification des différentes méthodes comparés au domaine 0,1 à 2 fois la VGAI long terme pour un niveau de risque de 10^{-5} de $40\ \mu\text{g.m}^{-3}$	68
Figure 9 : Domaine accessible et limite de quantification des différentes méthodes comparés au domaine 0,1 à 2 fois la VGAI long terme pour un niveau de risque de 10^{-6} de $4\ \mu\text{g.m}^{-3}$	69
Figure 11 : Exposition continue de tétrachloroéthylène à la LOAEC de 7,3 ppm.....	109

1 Contexte, objet et modalités de réalisation de l'expertise

1.1 Contexte

En France, comme pour l'air extérieur, la qualité de l'air à l'intérieur des bâtiments constitue une préoccupation de santé publique, en particulier puisque chaque individu passe en moyenne, en climat tempéré, 85 % de son temps dans des environnements clos dont une majorité de ce temps dans l'habitat. L'environnement intérieur offre une grande diversité de situations de pollutions par de nombreux agents physiques et contaminants chimiques ou microbiologiques, liées notamment à la nature des matériaux de construction, aux équipements, à l'environnement extérieur immédiat et aux activités des occupants. Or, les pollutions peuvent avoir des conséquences importantes sur l'état de santé des individus, même si elles ne sont pas toutes quantifiables avec précision et s'il est souvent difficile de s'accorder sur la part des déterminants génétiques, sociaux et environnementaux dans l'apparition et le développement des pathologies observées : irritations, maladies allergiques, pathologies dermatologiques d'origine immunitaire, affections broncho-pulmonaires, intoxications aiguës, cancers, syndrome des bâtiments malsains (SBM ou sick building syndrome (SBS)), etc.

Les données collectées par l'Observatoire de la Qualité de l'Air Intérieur (OQAI), mis en place par les pouvoirs publics en 2001, ont confirmé la nécessité de disposer, au niveau national et par polluant, de valeurs de référence permettant de situer les niveaux de concentrations mesurées dans les environnements clos et d'instaurer des mesures de réduction des émissions proportionnées notamment au risque potentiel encouru. Par ailleurs, le manque de niveaux de référence pour la qualité de l'air intérieur limite le développement de référentiels utiles pour la qualification, en termes sanitaires, des émissions de composés par les produits de construction, de décoration ou de consommation. Ces éléments manquent également pour la conception de protocoles en vue de la spécification de bâtiments à Haute Qualité Environnementale (HQE).

À l'échelle internationale, des valeurs de recommandations sont proposées dans certains pays et par quelques organismes reconnus. Le rapport du projet européen INDEX (CE 2005), financé par la Direction Générale de la Commission Européenne pour la santé et la protection des consommateurs (DG SANCO), a dressé en 2005 une liste de polluants chimiques prioritaires des environnements intérieurs susceptibles d'être réglementés dans le futur et a proposé des valeurs guides de qualité d'air intérieur. Par ailleurs, l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) s'est engagée en 2006 à proposer des valeurs guides de qualité de l'air intérieur (OMS 2006) en distinguant trois groupes : substances chimiques, agents biologiques et polluants émis par la combustion intérieure. Les travaux relatifs spécifiquement à l'humidité et aux moisissures ont été publiés en 2009 (OMS 2009). Puis, des valeurs guides de qualité d'air intérieur ont été publiées fin 2010 pour neuf substances chimiques (OMS 2010).

En France, des actions à court, moyen et long terme afin d'améliorer la qualité de l'air dans les espaces clos sont proposées dans les différentes éditions des Plans nationaux santé-environnement (PNSE).

Pour faire face à l'enjeu sanitaire que représente la qualité de l'air intérieur et apporter aux pouvoirs publics des éléments utiles à la gestion de ce risque, l'Agence nationale de sécurité

sanitaire de l'alimentation de l'environnement et du travail (Anses) s'est autosaisie en 2004 afin d'élaborer des valeurs guides de qualité d'air intérieur (VGAI), fondées sur des critères sanitaires.

Les VGAI proposées par l'Anses constituent le socle initial du processus institutionnel visant à fixer des valeurs réglementaires de surveillance de la qualité de l'air intérieur.

Afin d'appuyer les pouvoirs publics dans l'élaboration de valeurs opérationnelles permettant de mettre en place des actions d'amélioration de la qualité de l'air intérieur, le ministère chargé de la santé sollicite usuellement le Haut conseil de la santé publique (HCSP) en vue de proposer, à partir des VGAI de l'Anses, des valeurs repères d'aide à la gestion dans l'air des espaces clos, ainsi qu'un calendrier pour leur déploiement. Le HCSP tient compte, dans ses propositions, de considérations pratiques, réglementaires, juridiques, économiques et sociologiques.

Enfin, conformément à la loi du 1er août 2008 relative à la responsabilité environnementale, des VGAI réglementaires sont établies par le ministère chargé de l'écologie, inscrites dans le code de l'environnement et sont associées à des mesures de gestion.

1.2 Objet de la saisine

Le tétrachloroéthylène a été étudié dans le cadre de la mission pérenne d'expertise sur l'élaboration de valeurs guides de qualité d'air intérieur (VGAI).

1.3 Modalités de traitement : moyens mis en œuvre et organisation

Pour poursuivre les travaux d'expertise relatifs aux VGAI réalisés à l'Anses depuis 2005, une nouvelle organisation a été mise en place reposant sur les instances d'expertise suivantes :

- le comité d'experts spécialisés (CES) dédié aux « Valeurs sanitaires de référence », appelé CES VSR, qui a la charge de l'élaboration et de la validation des diverses valeurs de référence sur lesquelles l'Anses est sollicitée (VTR, VLEP/VLB/VBR, VGAI, DNEL) ;
- le groupe de travail (GT) « Métrologie », notamment en charge de recommander des méthodes de mesures à des fins de comparaison avec les VGAI et VLEP et de documenter les niveaux de concentration et d'exposition pour les polluants étudiés ;
- le CES « Evaluation des risques liés aux milieux aérien », appelé CES Air, chargé des questions relatives à l'évaluation des dangers et des risques pour la santé humaine (population générale et travailleurs) liés à la qualité des milieux aériens.

Ces travaux d'expertise ont été soumis régulièrement aux CES tant sur les aspects méthodologiques que scientifiques. Le rapport produit par tient compte des observations et éléments complémentaires transmis par les membres des CES.

Ces travaux sont ainsi issus d'un collectif d'experts aux compétences complémentaires.

L'expertise a été réalisée dans le respect de la norme NF X 50-110 « Qualité en expertise – prescriptions générales de compétence pour une expertise (Mai 2003) ».

1.4 Prévention des risques de conflits d'intérêts

L'Anses analyse les liens d'intérêts déclarés par les experts avant leur nomination et tout au long des travaux, afin d'éviter les risques de conflits d'intérêts au regard des points traités dans le cadre de l'expertise.

Les déclarations d'intérêts des experts sont publiées sur le site internet <https://dpi.sante.gouv.fr/>.

2 Informations générales

2.1 Identification de la substance

Tableau 1 : Identification de la substance - tétrachloroéthylène

Nom	Tétrachloroéthylène
Synonymes	Perchloroéthylène, tétrachloroéthène
n°CAS	127-18-4
n°EINECS	204-825-9
Formule semi-développée	$\begin{array}{c} \text{Cl} \quad \text{Cl} \\ \quad \\ \text{Cl}-\text{C}=\text{C}-\text{Cl} \end{array}$
Forme physique	Liquide incolore, volatil, d'odeur caractéristique rappelant celle du trichlorométhane. Pratiquement insoluble dans l'eau.

2.2 Propriétés physico-chimiques

Tableau 2 : Propriétés physico-chimiques du tétrachloroéthylène

Masse molaire	165,83 g.mol ⁻¹ (ATSDR 2019)
Point d'ébullition	121,3°C (ATSDR 2019)
Point de fusion	-22,7°C à -22°C (INRS 2012)
Densité	1,623 (ATSDR 2023)
Densité gaz/vapeur	5,8 (INRS 2012)
Pression de vapeur	1,9 kPa à 20°C (INRS 2012) 5,46 kPa à 40°C
Coefficient de partage octanol/eau (LogKow)	2,53 (INRS 2012)
Coefficient de partage carbone organique-eau (Log Koc)	2,2-2,54 (ATSDR 2019)
Facteur de conversion	1 ppm = 6,90 mg.m ⁻³ à 20°C (Ineris 2022)
Seuil de perception olfactive	1,0 ppm (0,77-71 ppm), soit 6,8 mg.m ⁻³ (5,2-480 mg.m ⁻³) (ATSDR 2019)

Il y a également lieu de préciser que la dégradation thermique du tétrachloroéthylène produit des gaz très irritants : du chlorure d'hydrogène, du chlore et du phosgène. En milieu humide le chlorure d'hydrogène devient l'acide chlorhydrique qui en se déposant sur les matériaux métalliques peut entraîner une importante corrosion pouvant être à l'origine d'accident. Ce



phénomène a été observé sur des chaudières à gaz et /ou les tubages les desservant en provoquant parfois des intoxications oxycarbonées.

2.3 Réglementation

Classification et étiquetage : Règlement (CE) 1272/2008 dit règlement CLP :

Selon le règlement CLP, le tétrachloroéthylène est classé comme substance cancérogène de catégorie 2 - suspectée d'être cancérogène chez l'Homme et comme substance toxique pour les organismes aquatiques à long terme.

Tableau 3 : Classification harmonisée du tétrachloroéthylène selon le règlement CLP

	ATP du CLP	Classes et catégories de danger	Mentions de danger	Pictogrammes
Règlement (CE) N°1272/2008	CLP00	Cancérogène de catégorie 2 – Carc. 2 Dangereux pour le milieu aquatique – Aquatic Chronic 1	H351 – Susceptible de provoquer le cancer H411 – Toxique pour les organismes aquatiques, entraîne des effets à long terme	 

(Source Echa : [Base de données de l'inventaire C&L \(europa.eu\)](https://echa.europa.eu), consulté le 11/09/2023)

Règlement (CE) n°1907/2006 dit Règlement REACH :

Il est produit et/ou importé dans l'Union Européenne à hauteur de 100 000 à 1 000 000 tonnes par an.

Dans le cadre du règlement n°1907/2006, la Lettonie a évalué la substance en 2013 dans le cadre du CoRAP (*Community Rolling Action Plan*) et a conclu que le tétrachloroéthylène était persistant mais pas bioaccumulable. Le tétrachloroéthylène ne fait pas l'objet de restriction et n'est pas soumis à autorisation.

Restrictions d'usage

Au niveau européen, le tétrachloroéthylène fait partie de la liste des substances interdites dans les produits cosmétiques, annexe II du règlement (CE) n° 1223/2009 relatif aux produits cosmétiques.

En France, l'arrêté du 5 décembre 2012 modifiant l'arrêté du 31 août 2009 applicable aux installations de nettoyage à sec, prévoit l'interdiction progressive du tétrachloroéthylène dans les locaux contigus à des locaux occupés par des tiers et en fixe des valeurs limites de qualité de l'air à respecter d'ici là. La circulaire du 16 août 2013 rappelle les principales échéances :

- dès le 1er septembre 2014, les machines ayant atteint 15 ans d'âge sont remplacées ;
- la durée maximale d'utilisation est réduite au fur et à mesure après 2014 pour atteindre un maximum de 10 ans en 2021 ;
- depuis le 1er janvier 2022, toutes les machines situées dans des locaux contigus à des locaux occupés par des tiers ne peuvent plus utiliser du tétrachloroéthylène.

Le tétrachloroéthylène de par sa forte présence dans les logements est concerné par l'arrêté du 19/04/11 relatif à l'étiquetage des produits de construction ou de revêtement de mur ou de sol et des peintures et vernis sur leurs émissions de polluants volatils.

2.4 Sources d'émission

Les sources d'émission dans l'environnement sont d'origines anthropiques et issues principalement du processus d'évaporation dans l'atmosphère.

2.4.1 Production et utilisation

Le tétrachloroéthylène est obtenu industriellement par trois procédés (Ineris 2022) :

- à partir d'acétylène *via* le trichloroéthylène : la durée des réactions utilisées dans les différentes étapes de ce procédé et le coût élevé de l'acétylène employé ont conduit à une utilisation de moins en moins importante de cette méthode ;
- à partir d'éthylène et de dichloroéthane : ce procédé produit principalement du trichloroéthylène et du tétrachloroéthylène ; des sous-produits lourds tels que l'hexachloroéthane, l'hexachlorobutadiène ou des benzènes chlorés peuvent également être formés ;
- à partir d'hydrocarbures C1 à C3 ou d'hydrocarbures moins chlorés que le tétrachloroéthylène, réagissant avec le chlore à haute température.

Dans les 3 procédés, la phase de synthèse décrite ci-dessus est suivie d'une phase de raffinage pour la production de tétrachloroéthylène commercial, plus ou moins pur, selon l'utilisation qui doit en être faite. Divers additifs, en particulier des agents stabilisants, sont ajoutés aux préparations commerciales de tétrachloroéthylène. Les plus utilisés sont des amines, des époxydes et des esters qui peuvent être à l'origine de certaines des réactions d'intolérance, en particulier allergiques, rapportées après exposition à des préparations commerciales de tétrachloroéthylène (ATSDR 2019).

Les principales utilisations industrielles du tétrachloroéthylène sont comme intermédiaire de synthèse, solvant de nettoyage pour les textiles, dégraissant à froid dans la métallurgie, solvant pour certaines opérations de raffinage du pétrole.

2.4.2 Sources liées au milieu intérieur

Le tétrachloroéthylène est utilisé dans la fabrication de produits de décoration et de consommation tels que les moquettes, tapis, voire mais rarement aujourd'hui, dans les peintures et vernis. Une pollution indirecte des espaces intérieurs est possible du fait de ces applications, en particulier à partir des revêtements de sols textiles, quand ils ont été insuffisamment aérés avant d'être emballés.

Le tétrachloroéthylène est le solvant principalement utilisé dans le cadre du nettoyage à sec des vêtements. Le linge est brassé avec le solvant dans le tambour de la machine lors de la phase de nettoyage. Le solvant récupéré est ensuite filtré. Suit une phase de séchage à l'aide d'un courant d'air chaud à 50-70°C et une phase de désodorisation par refroidissement. Des émissions de solvant peuvent provenir de l'ouverture du hublot, des vêtements en sortie de machine, des filtres, de fuites de tétrachloroéthylène, des opérations de maintenance importante ou encore de manipulations d'élimination de cette substance (INRS 2007). Depuis

le 1er janvier 2022, toutes les machines situées dans des locaux contigus à des locaux occupés par des tiers ne peuvent plus utiliser du tétrachloroéthylène. La contamination des espaces intérieurs (logements, bureaux, espaces commerciaux), voisins des établissements de nettoyage à sec était fréquente quand ces derniers étaient installés dans des immeubles anciens dont les murs et planchers ne constituent pas des barrières hermétiques. Une contamination des espaces intérieurs à partir de vêtements ou des tissus d'ameublement, nettoyés à sec et insuffisamment aérés avant d'être emballés, est également possible.

Les produits de bricolage contenant du tétrachloroéthylène peuvent également être une source de contamination de l'air intérieur.

2.4.3 Sources liées au milieu extérieur

En France, la réglementation du Ministère en charge de l'environnement relative aux installations classées pour l'environnement (ICPE), qui porte sur les activités soumises à la taxe générale sur les activités polluantes (TGAP), a permis de diminuer les émissions en tétrachloroéthylène : rubrique 2345 - activités de nettoyage à sec ; 2564 - Nettoyage, dégraissage, décapage de surfaces. Mais dans l'activité de nettoyage des surfaces, le tétrachloroéthylène est employé plus souvent en remplacement du trichloroéthylène.

Les émissions de tétrachloroéthylène dans l'atmosphère étaient estimées à 18,0 kt par an en 1990, à 3,9 kt par an en 2006 et à 0,7 kt par an en 2021. En 2021, le secteur de l'industrie manufacturière/construction a été responsable de 99 % des émissions de tétrachloroéthylène, *versus* 1 % pour le secteur de l'usage/activités du bâtiment (CITEPA 2022). Les rejets proviennent principalement du nettoyage à sec des vêtements mais aussi du nettoyage de surface. Le tétrachloroéthylène est aussi utilisé dans les activités industrielles suivantes : dégraissage et nettoyage de pièces métalliques, finissage des textiles, extraction des huiles et graisses et comme intermédiaire de synthèse et diluant pour peintures et vernis (INRS 2007).

Le tétrachloroéthylène peut également provenir, en milieu intérieur et extérieur, d'une pollution des sols suite à un déversement accidentel ou volontaire. Le tétrachloroéthylène contenu dans les eaux de consommation et de surface se volatilise rapidement dans l'atmosphère.

2.5 Situations d'exposition et données de concentration dans l'air

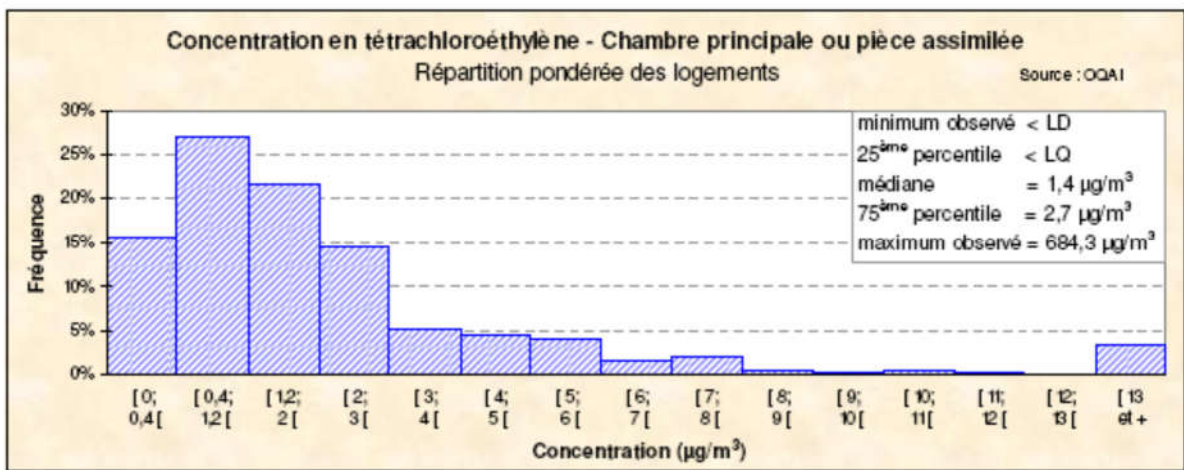
Le tétrachloroéthylène est l'un des composés organiques volatils (COV) recherché dans le cadre de la première campagne Logement de l'observatoire de la qualité de l'air intérieur (OQAI) mené entre 2003 et 2005. Des investigations spécifiques ont également été menées à la suite de plaintes déposées par des riverains vivant à proximité d'établissements de nettoyage à sec ou d'anciens sites industriels où une pollution des sols en tétrachloroéthylène a été mise en évidence.

2.5.1 Concentrations dans l'air intérieur

2.5.1.1 Concentrations dans l'habitat

En France, les concentrations intérieures en tétrachloroéthylène dans les logements sont documentées par les données de l'OQAI jugées représentatives de l'ensemble des résidences principales de France métropolitaine continentale et rapportées ci-après. Les mesures

effectuées dans 541 logements et 139 garages attenants réalisées par l'OQAI de 2003 à 2005 (prélèvements sur tubes passifs d'une durée de 7 jours) ont en effet été extrapolées à l'ensemble des résidences françaises de métropole. La médiane des concentrations en tétrachloroéthylène dans la chambre principale (ou pièce assimilée) est égale à $1,4 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ avec un maximum observé à $684 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Les concentrations en tétrachloroéthylène dans les garages communiquant avec les logements sont plus faibles avec un maximum à $8,2 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ et une valeur médiane inférieure à la limite de quantification du tétrachloroéthylène (OQAI 2006). Les figures 1 et 2 rapportent les distributions des concentrations retrouvées dans les logements français (chambre principale ou pièce assimilée) et dans les garages attenants lors de la campagne nationale « Logements » de l'OQAI. La répartition pondérée correspond aux résultats sur l'échantillon redressé.



Limites et incertitudes de mesures

- limite de détection LD : $0,4 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$; limite de quantification LQ : $1,2 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$;
- incertitudes : $(LQ \pm 0,9 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3})$; $(1,4 \pm 0,9 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3})$; $(684 \pm 140,8 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3})$

Figure 1 : Concentrations intérieures dans les résidences principales de France métropolitaine (OQAI 2006)

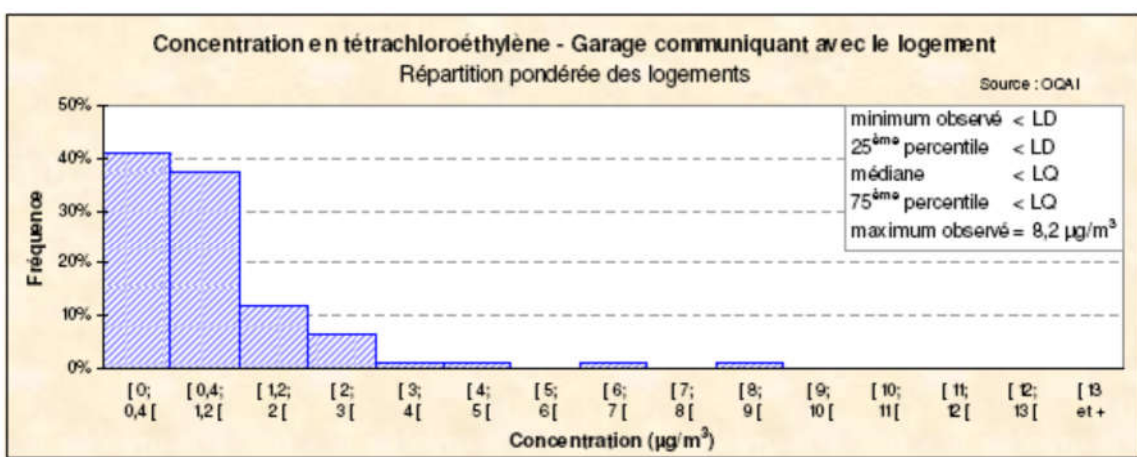


Figure 2 : Concentrations intérieures en tétrachloroéthylène mesurées dans les garages (OQAI 2006)

À noter que ces données dans les logements français seront actualisées en 2024 à l'occasion de la publication des résultats de la 2^{ème} campagne nationale logements de l'OQAI (CNL2).

Le tétrachloroéthylène a également été mesuré dans le cadre de l'étude française de cohorte PARIS (Pollution and Asthma Risk : an Infant Study) (Roda *et al.* 2013). Les échantillons ont été collectés dans la chambre de l'enfant de 177 logements principalement situés à Paris intra-muros, de 2003 à 2007 (aux 1, 6, 9 et 12 mois de l'enfant).

Les concentrations mesurées sont rapportées dans le tableau ci-dessous.

Tableau 4 : Concentrations mesurées dans des logements franciliens dans le cadre de l'étude de cohorte PARIS (d'après Roda *et al.* 2013)

	Moyenne (SD) ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) ³⁾	Min-Max ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) ³⁾	Médiane (IQR) ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) ³⁾
Saison estivale	2,4 (2,4)	0,4-244,8	2,1 (1,8)
Saison hivernale	2,8 (2,2)	0,6-59,2	2,4 (2,4)
Niveaux annuels	2,8 (2,3)	0,6-124,2	2,3 (2,3)
IQR : Range inter-quartile.			

Une analyse des déterminants d'exposition a montré que les plus fortes concentrations mesurées étaient associées à la proximité d'établissement de nettoyage à sec, des activités domestiques (développement photos, polissage d'objets en argent par exemple), la présence de bouches d'aération ou le fait que l'immeuble soit ancien (< 1945).

Enfin, plus récemment, l'OQAI a publié un deuxième état des lieux de la qualité de l'air de 72 logements répartis dans 43 Bâtiments Performants en Energie (BPE) (OQAI 2016). Les mesures ont été effectuées de janvier 2013 à juillet 2014, pendant 7 jours, à deux saisons contrastées. À noter que les données de ce rapport sont issues d'une base de référence, alimentée à partir du volontariat, qui n'a pas vocation à être statistiquement représentative de l'ensemble des bâtiments performants en énergie construits ou rénovés en France (Tableau 5).

Tableau 5 : Concentrations en tétrachloroéthylène mesurées dans les Bâtiments Performants en Énergie (BPE) (d'après OQAI 2016)

Pièce	N	Concentrations mesurées ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)					
		Moy (SD)	Min	P25	P50	P75	Max
Chambre	68	0,7 (3,6)	<LD	<LD	<LQ	0,3	29
Salon	60	0,5 (1,7)	<LD	<LD	<LD	0,3	12
Moyenne des logements	69	0,6 (2,5)	<LD	<LD	<LD	0,3	21
LD = 0,08 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, LQ = 0,24 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, %>LQ = 32%.							

Les concentrations mesurées dans d'autres pays, disponibles dans la littérature, sont fournies dans le tableau 6.

Tableau 6 : Valeurs bibliographiques des concentrations de tétrachloroéthylène rapportées dans l'habitat

Description de l'étude	Valeurs ($\mu\text{g.m}^{-3}$)	Source
Domiciles de six villes européennes (Athènes (43), Bâle (47), Oxford (40), Helsinki (192), Milan (46), Prague (48)) ($n_{\text{tot}} = 416$) Prélèvements passifs * (1996-1997)	n=416 Med = 0,8 Moy. = 7,1 (moyenne arithmétique) Max = 672,5 Pour chaque ville Helsinki : Moy=1 ; Max = 39 Med = 0,64 Athènes : Moy=5,14 ; Max = 85,3 ; Med = 1,52 Bâle : Moy=1,15 ; Max=8,08 ; Med = 0,56 Milan: Moy =39,9 ; Max=672,5 ; Med = 8,03 Prague: Moy=11,15 ; Max= 52,7 ; Med =6,8 Oxford : Moy= 2,72; Max=52,2 ; Med= 1,25	EXPOLIS : www.ktl.fi
New York : 64 logements dans 24 immeubles où se situe un établissement de nettoyage à sec Prélèvements de 21 à 27h entre 2001 et 2003	Moy = 34 (moyenne géométrique) Max = 5 000	(McDermott <i>et al.</i> 2005).
25 Logements situés à Shimizu (Japon). Prélèvements de 24 heures (2000 – 2001)	Moy= 0,16 (moyenne géométrique)	(Ohura <i>et al.</i> 2006)
555 logements de 150 villes allemandes Prélèvements passifs sur 1 semaine entre mai 2003 et mai 2006	7 % des résidences avaient une concentration en tétrachloroéthylène supérieure à $1 \mu\text{g.m}^{-3}$ (limite de quantification - Bestimmungsgrenze). Moy < LQ P95 = 1,4 Max = 28	Kolossa-Gehring <i>et al.</i> 2007
18 localisations Canada Septembre 2009 à Novembre 2011,	Moy = 0,28 Med = 0,22	Xu <i>et al.</i> 2016
60 logements, 243 prélèvements en été de février à avril 2019 et en hiver de juillet à septembre 2019 Ashford, Royaume-Uni	Med = 0,03 P5 < LD P95 = 0,4	Heeley-Hill <i>et al.</i> 2021
Nota : Les limites de détection et de quantification ne sont pas rapportées, car non systématiquement disponibles. Il semblerait qu'elles puissent être très variables d'une étude à l'autre selon les performances des laboratoires. Les pas de temps sont rapportés dès lors qu'ils sont disponibles		

2.5.1.2 Concentrations dans les locaux accueillants du public

Un établissement recevant du public (ERP) est défini à l'article R123-2 du Code de la construction et de l'habitation. Ce sont les lieux publics ou privés accueillant des clients ou des

utilisateurs autres que les employés. Ce terme regroupe un très grand nombre d'établissements comme les cinémas, théâtres, magasins (de l'échoppe à la grande surface), bibliothèques, écoles, universités, hôtels, restaurants, hôpitaux... que ce soient des structures fixes ou provisoires (chapiteau, structures gonflables).

En France, le réseau de surveillance de la qualité de l'air Bourguignon (Atmo Bourgogne-Franche-Comté) a réalisé en 2002/2003 des travaux visant à mesurer divers composés organiques volatils (COV) dont le tétrachloroéthylène dans l'air de plusieurs ERP. Ces mesures ont été effectuées au sein de 10 sites : 1 cafétéria, 1 cinéma, 1 gare, 1 bar, 1 halte-garderie, 1 MJC, 1 mairie, 1 salle de sport, 2 bureaux administratifs. Cette campagne a été réalisée en deux phases distinctes correspondant à une période estivale (juillet 2002) et une période hivernale « plus froide » (mars 2003). Entre ces deux périodes, des mesures ont également été réalisées dans 3 écoles et un boulodrome. L'étude comportait aussi un site particulier constitué par l'habitacle d'une voiture diesel. Les concentrations mesurées allaient de moins de 0,1 (mairie) à 1,4 $\mu\text{g.m}^{-3}$ (une école au printemps) (Mosqueron et Nedellec 2004).

2.5.1.2.1 Concentrations dans les écoles et les crèches

Le tétrachloroéthylène a été mesuré dans la campagne « écoles » de l'OQAI, conduite de 2013 à 2017 pour décrire la qualité de l'environnement intérieur des salles de classe dans les écoles françaises (OQAI 2019). Le tétrachloroéthylène a également été mesuré dans le cadre du projet SINPHONIE mené dans 115 écoles de 54 villes de 23 pays européens, de novembre 2011 à mars 2012. Chaque pays est représenté par 3 à 6 écoles (Baloch *et al.* 2020). Les concentrations en tétrachloroéthylène mesurées dans ces deux campagnes sont présentées dans le tableau 7.

Tableau 7 : Concentrations mesures dans les écoles en France et en Europe

Référence	N (écoles)	Fréquence de détection/quantification	Concentrations mesurées ($\mu\text{g.m}^{-3}$)
OQAI 2019 France	N = 296 écoles (effectif redressé = 66 044)	FD = 41% LD = 0,1 $\mu\text{g.m}^{-3}$ FQ = 18% LQ = 0,3 $\mu\text{g.m}^{-3}$	Moy<LQ P5<LD P25<LD Med<LD P75<LQ P95=0,6
SINPHONIE Europe (Baloch <i>et al.</i> 2020)	N = 115 écoles (4655 prélèvements)	NR	Moy = 1,35, SD = 5,58 P10<LD P25<LD Med<LD P75=0,63 P90=3,34 P99 = 11,14

2.5.1.2.2 Concentrations dans les établissements médico-sociaux

L'OQAI a publié les résultats d'une campagne de mesure conduite de 2019 à 2020 dans 97 établissements sanitaires et médico-sociaux (OQAI 2023). Le tétrachloroéthylène a été mesuré dans les pièces de vie et les chambres des résidents. La concentration médiane en tétrachloroéthylène est de 0,04 $\mu\text{g.m}^{-3}$ et le percentile 95 de 0,2 $\mu\text{g.m}^{-3}$.

2.5.1.3 Concentrations dans les bureaux

Dans le cadre de l'étude multicentrique européenne EXPOLIS, les concentrations en tétrachloroéthylène ont été mesurées dans les bureaux des personnes enquêtées (prélèvement actif de 48 heures) (EXPOLIS 2004). Les valeurs moyennes mesurées étaient les suivantes :

- Helsinki : 9,63 $\mu\text{g.m}^{-3}$ (136 prélèvements)
- Athènes : 3,38 $\mu\text{g.m}^{-3}$ (25 prélèvements)
- Bâle : 1,38 $\mu\text{g.m}^{-3}$ (37 prélèvements)
- Milan : 15,55 $\mu\text{g.m}^{-3}$ (25 prélèvements)
- Prague : 7,51 $\mu\text{g.m}^{-3}$ (16 prélèvements)
- Oxford : 5,96 $\mu\text{g.m}^{-3}$ (24 prélèvements)

Plus récemment, le tétrachloroéthylène a été mesuré dans le cadre du projet européen OFFICAIR (2012-2013) qui avait pour objectif d'améliorer les connaissances relatives à la qualité de l'air des bureaux « modernes » (Mandin *et al.* 2017). Trente-sept bureaux ont participé à la campagne estivale (2012) et 35 à la campagne hivernale (2012-2013). Les bureaux étaient localisés en Finlande (N = 6), en France (N = 9), en Grèce (N = 5), en Hongrie (N = 5), en Italie (N = 4), aux Pays-Bas (N = 4), au Portugal (N = 4) et en Espagne (N = 3). Les mesures ont été réalisées dans 4 pièces de chaque bureau.

Les concentrations en tétrachloroéthylène sont rapportées dans le tableau 8. Selon les auteurs, la concentration maximale mesurée en Hiver dans un bureau est liée à la présence d'un établissement de nettoyage à sec au rez-de-chaussée utilisant du tétrachloroéthylène.

Tableau 8 : Concentrations en tétrachloroéthylène mesurées dans le cadre du projet OFFICAIR (d'après Mandin *et al.* 2017)

Campagne	N (pièces)	% > LD	% > LQ	Min	P5	Med	Moy. (SD)	P95	Max
Été	145	20	13	< LD	< LD	< LD	< LQ (-)	0,6 $\mu\text{g.m}^{-3}$	1,0 $\mu\text{g.m}^{-3}$
Hiver	135	64	38	< LD	< LD	< LQ	8,2 (4,5) $\mu\text{g.m}^{-3}$	4,8 $\mu\text{g.m}^{-3}$	290 $\mu\text{g.m}^{-3}$
LD = 0,10 $\mu\text{g.m}^{-3}$; LQ = 0,27 $\mu\text{g.m}^{-3}$									

2.5.1.4 Concentrations dans des environnements intérieurs en lien avec des sources de pollution

2.5.1.4.1 Concentrations dans l'air intérieur liées au secteur du nettoyage à sec et son environnement

Plusieurs campagnes de mesures du tétrachloroéthylène dans le secteur du nettoyage à sec et l'environnement proche ont été réalisées. À noter que ces campagnes ont été conduites avant l'arrêté du 5 décembre 2012 prévoyant l'interdiction progressive du tétrachloroéthylène dans les locaux contigus à des locaux occupés par des tiers.

L'Ineris a réalisé 2 campagnes de mesures en juin et juillet 2002 au niveau d'installations françaises à savoir un établissement de nettoyage à sec de la galerie marchande d'un centre commercial (1 machine de type 4 représentant 2 % du parc français) et un établissement de nettoyage à sec situé en zone habitée (1 machine de type 3 représentant 93 % du parc

français). Les mesures ont été réalisées par prélèvements passifs (canisters). Le seuil de détection de ces capteurs est de 0,2 ppb (soit environ 1,4 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ pour le tétrachloroéthylène). La campagne n°1 a été effectuée dans un établissement de nettoyage à sec localisé dans une galerie marchande d'un centre commercial en face des caisses d'un hypermarché (5500 m^2) et les concentrations ont été mesurées dans la galerie marchande et l'hypermarché. Les concentrations moyennes en tétrachloroéthylène variaient de 50 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ au niveau des rayons de l'hypermarché les plus éloignés de l'établissement de nettoyage à sec à environ 680 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ au niveau des caisses en face de l'établissement de nettoyage à sec. Des courbes d'isoconcentration ont été tracées et indiquaient que les niveaux de concentration dans l'enceinte de l'hypermarché étaient compris entre 100 et 350 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ et dans la galerie marchande étaient compris entre 200 et 600 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$.

La campagne n°2 a été réalisée dans un établissement de nettoyage à sec localisé dans une zone commerçante, ouverte sur l'extérieur et les mesures ont été effectuées dans l'établissement de nettoyage à sec et à chaque palier d'un étage de l'immeuble au-dessus. Dans le magasin, les concentrations moyennes en tétrachloroéthylène variaient de 6,6 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$ (soit 6 600 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) à l'entrée du magasin à 18 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$ (soit 18 000 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) près de la machine. La concentration moyenne en tétrachloroéthylène dans l'air au niveau du balcon au-dessus de l'installation de nettoyage à sec était de 100 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Dans l'entrée de l'immeuble jouxtant le commerce, la concentration moyenne en tétrachloroéthylène obtenue au niveau du premier palier est de 1,6 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$ (soit 1 600 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) et celle obtenue au quatrième et dernier étage était de 16,5 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. L'Ineris indique que compte-tenu de la faible quantité de linge nettoyé le jour de la réalisation de la campagne de mesures, il est vraisemblable que les concentrations mesurées soient sous-estimées par rapport à un niveau d'activité moyen de l'installation (Ineris 2002).

Trois autres séries de mesures du tétrachloroéthylène à l'intérieur d'établissement de nettoyage à sec, mais également dans les appartements situés au-dessus ont été menées par l'Ineris entre 2005 et 2007 (Ineris 2008). Les prélèvements ont été réalisés par tubes passifs sur 7 jours. Les deux premiers établissements dans lesquels les mesures ont été effectuées étaient équipés de machines de nettoyage à sec sans filtre à charbon actif sur le circuit de séchage. Le troisième quant à lui était équipé d'une machine munie d'un tel filtre ainsi que d'une ventilation mécanique contrôlée. Les concentrations moyennes mesurées sur une semaine de prélèvement étaient, pour les établissements n°1, n°2 et n°3, respectivement de 32,2, 53,3 et 8 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$ (soit 32 200, 53 300 et 8 000 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$). Dans les appartements situés directement au-dessus des commerces étudiés, les concentrations moyennes mesurées étaient respectivement de 2,2, 2,9 et 0,29 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$ (soit 2 200, 2 900 et 290 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$).

À titre informatif, une étude française sur l'exposition professionnelle a été conduite par l'INRS au travers de 7 campagnes de mesures effectuées au sein de 2 établissements de nettoyage à sec industriels et 3 établissements commerciaux. Des prélèvements actifs et passifs (tube de charbon actif, PID 2020, badge GABIE) ont été mis en œuvre entre 4 ou 8 heures à une hauteur de 1,7 mètres. Tous ces établissements étaient équipés de dispositifs de ventilation à l'exception d'un des établissements commerciaux. Dans les établissements industriels, les concentrations dans l'air en tétrachloroéthylène étaient de l'ordre de 20 ppm (138 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$) en moyenne avec un maximum à 41 ppm (283 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$) (prélèvements sur tube de charbon actif). Des pics de pollution supérieurs à 100 ppm (690 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$) ont été mesurés sur une minute (prélèvement PID). Les concentrations dans l'air étaient inférieures à 5 ppm (34,5 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$) dans les établissements commerciaux. De plus, des concentrations pouvant atteindre 1000 ppm (6900 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$) ont été mesurées lors de l'ouverture de hublots (prélèvements par PID entre 15 seconde et 1 minute) (INRS 2007).

L'article de Goupil *et al.* (2012) regroupe les résultats de mesures de 2006 à 2011 du tétrachloroéthylène réalisées par le laboratoire central de préfecture de police dans les logements situés juste au-dessus d'établissements de nettoyage à sec dans le cadre de ses missions de gestion des plaintes de nuisances olfactives sur la région parisienne et également ceux mesurés dans les logements situés au-dessus ou au voisinage de site dont le sol a été contaminé par des déversements de tétrachloroéthylène. Les mesures ont été réalisées par prélèvements actifs (environ 1h) ou passifs (de 8h à 7 jours). Les résultats de ces mesures sont présentés dans le tableau 9.

Tableau 9 : Résultats des mesures de tétrachloroéthylène réalisées par le LCPP de 2006 à 2011 dans les logements situés au-dessus d'établissements de nettoyage à sec

Statistiques ($\mu\text{g.m}^{-3}$)	Statistiques par pièce					Statistiques globales	
	Pièce de vie	Pièce d'eau	Cuisine	Chambre	Autre pièce		
Prélèvement passif	N	47	29	28	31	11	146
	Min.	20	20	20	20	210	20
	P25	300	640	230	250	640	340
	Moy.	6 000	6 700	1 600	7 600	12 000	6 100
	Méd.	1 200	3 200	1 000	900	2 500	1 500
	P75	3 400	5 400	2 100	3 500	3 200	3 600
	P90	9 200	9 000	3 600	9 200	30 000	8 400
	Max.	120 000	73 000	8 500	120 000	93 000	120 000
Prélèvement actif	N	14	1	2	7	7	31
	Min.	230	-	-	-	-	130
	P25	470	-	-	-	-	700
	Moy.	4 800	-	-	-	-	5 400
	Méd.	1 500	-	-	-	-	2 000
	P75	5 800	-	-	-	-	5 600
	P90	12 000	-	-	-	-	16 000
	Max.	25 000	-	-	-	-	25 000

Plus récemment, une campagne de mesure réalisée à Paris par le LCPP, entre 2010 et 2014 dans 43 logements, situés à proximité de 27 établissements de nettoyage à sec différents rapporte des concentrations comprises entre 0,18 et 59 mg.m^{-3} (médiane 2,1 mg.m^{-3}) (prélèvements passifs de 5 à 10 jours) (Garnier *et al.* 2015).

2.5.1.4.2 Autres situations de pollution

Dans le cadre d'un projet de réhabilitation d'un collège situé en Ile de France, des investigations de terrain réalisées en juin 2017 dans les gaz du sol ont mis en évidence une forte teneur en composés organiques halogénés volatiles (COHV) (Bassi *et al.* 2019). Cette pollution est en lien possible avec l'activité d'une ancienne fabrique d'œillets métalliques implantée sur le site jusqu'à la fin des années 1960. Des mesures de tétrachloroéthylène ont donc été réalisées de septembre à novembre 2017 dans différents espaces du collège, d'une crèche contiguë, d'une école maternelle avoisinante et de logements proches. Le trichloroéthylène a également été mesuré. Les résultats de mesures du tétrachloroéthylène dans le collège et la crèche sont présentés dans le tableau 10.

Tableau 10 : concentrations en tétrachloroéthylène mesurées dans un collège et une crèche en Ile-de-France dans un contexte de pollution de sols (d'après Bassi *et al.* 2019)

Lieu	Septembre 2017			Octobre – Novembre 2017		
	Localisation du prélèvement	Nombre de prélèvement actif (8h)	Conc. ($\mu\text{g.m}^{-3}$)	Localisation du prélèvement	Nombre de prélèvements passifs (7j)	Conc. ($\mu\text{g.m}^{-3}$)
Collège (air intérieur)	RdC salle de classe (Bât. A)	1	62,8	RdC salle de classe (Bât. A)	1	1,3
	Rdc Salle de classe (Bât. B)	2	314,1	R+1 salle de classe (Bât. A)	1	0,6
	Sous-sol cuve à fioul (Bât. D)	1	67,7	RdC vestiaire / foyer élèves (Bât. B)	2	72,7
	RdJ sanitaires (Bât. D)	1	330,1	R+1 Salle de classe (Bât. B)	2	21,1
	RdJ Réfectoire (Bât. E)	1	1205,9	Sous-sol Cuve à fioul (Bât. D)	1	0,9
	RdC salle de classe (Bât. E)	2	151,9	RdJ réfectoire	1	432
	Galerie souterraine (R-1)	1	2176	RdJ cuisine	1	19,2
				RdC réserve + salle de classe	2	6,8
				R+1 salle de classe (Bât. E)	3	75,2
				R+2 salle de classe (Bât. E)	3	755,3
R+3 logement de fonction (Bât. E)				3	1,8	
Galerie souterraine R-1	1	1752				
Crèche (air intérieur)	RdC cuisine + réfectoire des maternelles	2	183	RdC réfectoire des maternelles	1	112
	R + 1 salle de jeu + relai assistantes maternelles	2	176			
Crèche (air extérieur)	Cour crèche	1	86,9	Toit terrasse crèche	1	< 0,3

Dans l'école maternelle, les concentrations maximales en tétrachloroéthylène étaient égales à $5,7 \mu\text{g.m}^{-3}$. Dans les logements avoisinants ($N = 18$) les concentrations en tétrachloroéthylène étaient toutes inférieures à la limite de détection ($LD = 0,96 \mu\text{g.m}^{-3}$) ou de quantification ($LQ = 2,9 \mu\text{g.m}^{-3}$) excepté pour 3 prélèvements dont les concentrations atteignaient 3,2 à $12 \mu\text{g.m}^{-3}$.

2.5.2 Concentrations dans l'air extérieur

D'après l'OQAI (Figure 3), la médiane des concentrations mesurées en extérieur lors de la campagne nationale « Logements » est inférieure à la limite de quantification ($1,2 \mu\text{g.m}^{-3}$).

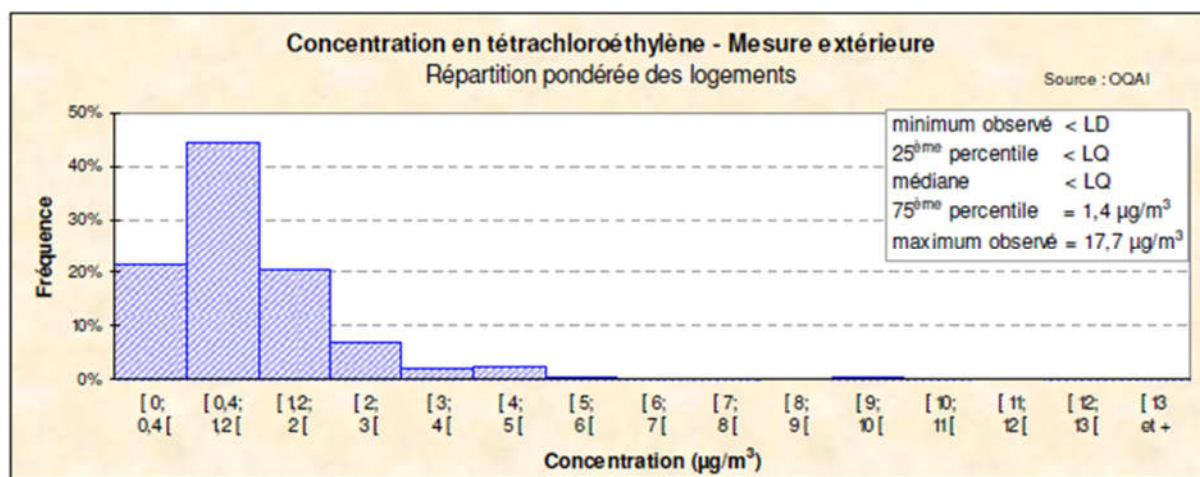


Figure 3 : Concentrations en tétrachloroéthylène, en µg.m⁻³ mesurées en extérieur, issue de la campagne Logements de l'OQAI (OQAI 2006)

Des mesures à l'extérieur des écoles ont également été réalisées dans le cadre de la campagne « écoles » de l'OQAI (OQAI 2019). Les concentrations mesurées sont rapportées dans le tableau 11.

Tableau 11 : Concentrations en tétrachloroéthylène mesurées à l'extérieur des écoles, issues de la campagne « écoles » de l'OQAI (OQAI 2019)

Référence	N	Fréquence de détection/quantification	Concentrations mesurées (µg.m ⁻³)
OQAI, 2019 France	N = 283 (effectif redressé = 62 771)	FD = 27% LD = 0,1 µg.m ⁻³ FQ = 8% LQ = 0,3 µg.m ⁻³	P5<LD P25<LD Med<LD P75<LQ P95=0,5 Moy<LQ

FD : fréquence de détection ; LD : limite de détection ; FQ : fréquence de quantification ; LQ : limite de quantification.

Enfin, une consultation menée auprès des associations agréées de surveillance de la qualité de l'air (AASQA) et de laboratoires de recherche français dans le cadre des travaux d'expertise de l'Anses sur les polluants émergents dans l'air ambiant a permis d'identifier des données de mesures de tétrachloroéthylène réalisées entre 2012 et 2016 (Anses 2018a). Un site en Franche Comté a montré des concentrations particulièrement élevées (154 µg.m⁻³ en moyenne). Pour ce site, les mesures ont été réalisées dans le contexte d'une étude d'impact d'une usine. À l'exception de ce site, les concentrations en tétrachloroéthylène dans l'air extérieur étaient en moyenne de 0,651 µg.m⁻³, avec un maximum de 60 µg.m⁻³ atteint dans le cadre de l'étude des COV dans la vallée de l'Arve.

Le rapport européen d'évaluation des risques rassemblait les données disponibles sur les niveaux de concentration extérieures en tétrachloroéthylène et indiquait que la majorité des

résultats est inférieure à $10 \mu\text{g.m}^{-3}$, dont la plupart est en dessous de $1 \mu\text{g.m}^{-3}$ (European union 2005a).

L'Allemagne est le pays disposant du plus grand nombre de mesures, le maximum des concentrations relevé est de $120 \mu\text{g.m}^{-3}$.

Dans l'étude multicentrique européenne EXPOLIS, les concentrations extérieures en tétrachloroéthylène mesurées étaient les suivantes (European Commission 2005b) :

- Helsinki : moy= $0,85 \mu\text{g.m}^{-3}$, med= $0,63 \mu\text{g.m}^{-3}$, max= $18,47 \mu\text{g.m}^{-3}$ (136 prélèvements)
- Athènes : moy= $2,3 \mu\text{g.m}^{-3}$, med= $0,83 \mu\text{g.m}^{-3}$, max= $13,82 \mu\text{g.m}^{-3}$ (25 prélèvements)
- Bâle : moy= $0,77 \mu\text{g.m}^{-3}$, med= $0,74 \mu\text{g.m}^{-3}$, max= $3,59 \mu\text{g.m}^{-3}$ (37 prélèvements)
- Milan : moy= $33,13 \mu\text{g.m}^{-3}$, med= $7,52 \mu\text{g.m}^{-3}$, max= $354,36 \mu\text{g.m}^{-3}$ (25 prélèvements)
- Prague : moy= $4,2 \mu\text{g.m}^{-3}$, med= $1,95 \mu\text{g.m}^{-3}$, max= $19,42 \mu\text{g.m}^{-3}$ (16 prélèvements)
- Oxford : moy= $1,3 \mu\text{g.m}^{-3}$, med= $1,19 \mu\text{g.m}^{-3}$, max= $2,66 \mu\text{g.m}^{-3}$ (24 prélèvements)

2.5.3 Ratio des concentrations intérieures/extérieures

Le tableau 12 présente les ratios entre les concentrations de tétrachloroéthylène intérieures et extérieures pour les logements français métropolitains, mesurées lors de la campagne nationale de l'OQAI entre 2003 et 2005. Ces données confirment que l'air intérieur contribue de manière importante à l'exposition respiratoire de la population générale, compte tenu des niveaux mais surtout des temps associés à l'exposition en air intérieur. **À noter que ces données dans les logements français seront actualisées en 2024 à l'occasion de la publication des résultats de la 2^{ème} campagne nationale logements de l'OQAI (CNL2).**

Tableau 12 : Ratio intérieur/extérieur des concentrations en tétrachloroéthylène (OQAI 2006)

Nombre de logements pris en compte pour le calcul du ratio	Effectif national représenté	% de logements pour lesquels $C_{\text{int}} < \text{LD}^*$ $C_{\text{ext}} < \text{LD}$	% de logements pour lesquels $C_{\text{int}} < \text{LD}$ $C_{\text{ext}} \geq \text{LD}$	% de logements pour lesquels $C_{\text{int}} \geq \text{LD}$ $C_{\text{ext}} < \text{LD}$	Répartition pondérée des logements (%) en fonction de la valeur du ratio $C_{\text{int}} / C_{\text{ext}}$			
] 0 ; 1 [[1 ; 5 [[5 ; 50 [> 50
504	21 418 890	14,6	1,7	7	6,6	63,9	6,0	0,2

*LD : Limite de détection

2.5.4 Contributions des sources d'émission aux concentrations intérieures et des voies d'exposition dans l'exposition globale

Au niveau européen, le rapport européen d'évaluation des risques fournit les parts suivantes pour l'exposition via l'environnement de la population générale au tétrachloroéthylène : air, 73,5% ; alimentation, 23,5% avec une contribution via les eaux de consommation négligeable (European Commission 2007). La voie d'exposition majoritaire au tétrachloroéthylène pour la population générale est donc l'inhalation. Ce rapport souligne également l'importance de l'exposition des populations vivant à proximité d'établissement de nettoyage à sec, **cependant, les données présentées dans ce rapport sont anciennes et antérieures à l'arrêté du 5 décembre 2012 prévoyant l'interdiction progressive du tétrachloroéthylène dans les locaux contigus à des locaux occupés par des tiers.**

Compte-tenu des données rapportées dans les chapitres précédents pour différents environnements intérieur et l'air extérieur et du ratio entre le temps passé à l'intérieur (85 %) et à l'extérieur, l'exposition via l'air l'intérieur constitue la part prépondérante de l'exposition de la population générale au tétrachloroéthylène.

Partie A du CES VSR : Proposition des VGAI

3 Synthèse des effets sur la santé

L'Anses a réalisé en 2018 une expertise sur les VTR par voie respiratoire pour le tétrachloroéthylène. Une VTR est un indice toxicologique qui permet de qualifier ou de quantifier un risque pour la santé humaine. Elle établit le lien entre une exposition à une substance toxique et l'occurrence d'un effet sanitaire indésirable.

Une synthèse des effets sanitaires et des VTR proposées par l'Anses pour le tétrachloroéthylène est présentée dans les parties suivantes du présent rapport. La majorité des éléments décrits sont directement extraits du rapport d'expertise et de l'avis publiés en 2018 (Anses 2018b). Ces éléments ont été complétés par les données présentées dans le rapport de l'ATSDR de 2019 (mise à jour du profil toxicologique de 1997), ainsi que par une recherche bibliographique centrée sur la cancérogénicité avec les nouvelles publications disponibles jusqu'en juillet 2023.

3.1 Toxicocinétique

Les données disponibles indiquent que 64 à 100 % du tétrachloroéthylène inhalé est absorbé (ATSDR 2019). La vitesse d'absorption du tétrachloroéthylène par inhalation, initialement rapide chez l'Homme, diminue à mesure que le sang et les tissus corporels se saturent.

En raison de ses propriétés lipophiles, la majeure partie du tétrachloroéthylène se trouve dans les tissus adipeux. De fortes concentrations de tétrachloroéthylène ont également été mesurées dans le foie, le cerveau et les reins. Le tétrachloroéthylène passe librement la barrière placentaire et est présent dans les tissus des fœtus exposés *in utero*.

La majeure partie du tétrachloroéthylène inhalé n'est pas métabolisée et est excrétée intacte. La métabolisation s'exerce principalement suivant les phases I et II : la voie d'oxydation avec les cytochromes P450 (phase I) et la conjugaison au glutathion avec la glutathion S-transférase (phase II).

- Le métabolisme oxydatif (Figure 1) a principalement lieu dans le foie. La réaction du tétrachloroéthylène avec le CYP2E1 (principal isoforme identifié dans la métabolisation du tétrachloroéthylène) génère un intermédiaire tétrachloroéthylène-oxyde de fer, puis de l'oxyde de 1,1,2,2-tétrachloroéthylène, de l'acide oxalique (retrouvé chez le rat) et du chlorure de trichloroacétyle. L'époxyde produirait du chlorure de trichloroacétyle, du chlorure d'oxalyle (lui-même métabolisé en monoxyde de carbone et en dioxyde de carbone) et de l'hydrate de chloral ; chez le rat, la réaction de l'époxyde avec l'époxyde hydratase formerait de l'acide oxalique. Le principal métabolite, l'acide trichloroacétique (TCA), serait produit à partir du chlorure de trichloroacétyle. Les principaux produits finaux du métabolisme sont le TCA, le monoxyde de carbone, le dioxyde de carbone et – surtout chez le rat – l'acide oxalique. Chez l'Homme, la saturation du métabolisme oxydatif est atteinte après une exposition par inhalation à des concentrations supérieures ou égales à 100 ppm. À ces concentrations, les quantités excrétées de métabolites urinaires sont constantes, pour des travailleurs exposés à des concentrations plus élevées (Ikeda 1977; Seiji *et al.* 1989).
- La voie métabolique de réduction par conjugaison au glutathion par la GST (Figure 2) peut être active avant saturation de la voie oxydative (Chiu et Ginsberg 2011), mais devient prédominante lorsque la concentration de tétrachloroéthylène est

suffisamment élevée pour saturer le CYP2E1. La conjugaison avec les GST a lieu surtout dans le foie, avec conversion du tétrachloroéthylène en S-(1,2,2-trichlorovinyl)glutathion (TCVG). Celui-ci peut générer de la S-(1,2,2-trichlorovinyl)cystéine (TCVC) par l'intermédiaire de la γ -glutamyltransférase et des dipeptidases ; TCVG et TCVC vont être transportés vers les reins. La N-acétyltransférase peut catalyser la conversion de la TCVC en N-acétyl-S-(1,2,2-trichlorovinyl)-L-cystéine (NAcTCVC) qui est excrétée. D'autres enzymes peuvent également générer des métabolites réactifs tels que le sulfoxyde de TCVC (*via* la flavine monooxygénase-3 et des CYP) et le 1,2,2-trichlorovinylthiol (*via* les β -lyases). L'acide dichloroacétique (DCA), principal produit final de la voie métabolique faisant intervenir la GST chez les rongeurs, peut être généré à partir du 1,2,2-trichlorovinylthiol (US EPA 2012). L'importance de la métabolisation du tétrachloroéthylène par la GST n'est pas clairement élucidée chez l'Homme (Chiu et Ginsberg 2011).

La conversion du tétrachloroéthylène en TCA est la principale voie métabolique chez l'Homme, le rat et la souris, cependant des différences inter-espèces de métabolisation existent : la souris métabolise le tétrachloroéthylène de manière plus intense que le rat, et le rat de manière plus efficace que l'Homme (Lash et Parker 2001). Chez l'Homme, la métabolisation par voie oxydative est saturable : des études chez des travailleurs du secteur du nettoyage à sec ou du milieu industriel montrent un plateau dans l'excrétion urinaire de métabolites trichlorés, pour des concentrations d'exposition atmosphérique de l'ordre de 50 ppm (Ikeda *et al.* 1972) ou 100 ppm (Seiji *et al.* 1989; Ohtsuki *et al.* 1983). Selon le modèle de Chiu et Ginsberg (2011), la saturation de la voie oxydative commence à apparaître entre 1 et 10 ppm d'exposition au tétrachloroéthylène chez la souris et entre 10 et 100 ppm chez le rat (OEHHA 2016).

La majeure partie du tétrachloroéthylène est éliminée sans être métabolisée dans l'air expiré, quelle que soit la voie d'exposition. L'élimination du tétrachloroéthylène chez l'Homme s'effectue en plusieurs phases :

- une élimination rapide à partir des tissus fortement vascularisés (cerveau, cœur, reins et glandes endocrines) ;
- une élimination plus lente à partir des muscles, de la peau et des tissus conjonctifs et pulmonaires ;
- une élimination très lente à partir des tissus adipeux.

Des demi-vies respectives de 12 - 16 heures, 30 - 40 heures et 55 heures pour ces 3 phases ont été suggérées par Monster *et al.* (1979). Des demi-vies d'élimination du tétrachloroéthylène à partir des tissus adipeux de 79 minutes (Benoit *et al.* 1985) et de 71,5 heures (modèle de Guberan et Fernandez 1974) ont également été calculées. L'élimination sur une courte période de temps est plus prononcée chez les personnes dont le poids corporel et/ou l'indice de masse corporelle est moins élevé (Monster *et al.* 1983).

De 1 à 3 % du tétrachloroéthylène administré est excrété sous forme de TCA chez l'Homme, son principal métabolite urinaire identifié (Chiu *et al.* 2007). Des demi-vies de 45,6 – 65 heures pour le TCA urinaire et de 75 – 90 heures pour le TCA sanguin ont été calculées chez l'Homme (Monster *et al.* 1983; Volkel *et al.* 1998). La NAcTCVC a également été mesurée dans l'urine chez l'Homme après exposition au tétrachloroéthylène (Volkel *et al.* 1998). Le DCA a été détecté dans l'urine des rats (Volkel *et al.* 1998), mais pas dans celle de l'Homme.

Le tétrachloroéthylène est également éliminé dans le lait maternel, où du fait de sa lipophilie, il est mesurable en concentration plus élevée que dans le sang (ATSDR 2019).

3.2 Toxicité aiguë par inhalation

Des cas de décès attribués à une dépression du système nerveux central (SNC) ont été rapportés chez l'Homme après inhalation de vapeurs de tétrachloroéthylène. Le *National Advisory Committee for Acute Exposure Guideline Levels for Hazardous Substances* (NAC/AEGL Committee) a calculé un AEGL-3 de 1600 ppm pour le tétrachloroéthylène à une exposition de 10 à 30 minutes (cet AEGL-3 est de 1200 ppm, 580 ppm et 410 ppm, quand la durée d'exposition est respectivement de 1, 4 ou 8 heures); ces concentrations atmosphériques correspondent à des seuils au-dessus desquels la population générale, y compris les sujets sensibles, est susceptible d'être affectée par des effets létaux d'une exposition au tétrachloroéthylène.

Plusieurs études d'exposition contrôlée chez l'Homme ont été réalisées. Les principaux effets observés ont été l'irritation des yeux et des voies respiratoires, une altération de la coordination motrice ainsi que d'autres effets sur le SNC : céphalées, sensations vertigineuses et somnolence.

L'étude de toxicité aiguë conduite chez l'Homme et pour laquelle la concentration minimale sans effet est la plus faible, est celle d'Altmann *et al.* (1992). Dans cette étude, deux groupes de volontaires de sexe masculin ont été exposés à 10 ppm et 50 ppm de tétrachloroéthylène, 4 heures par jour, pendant 4 jours consécutifs. Ils ont été soumis à une batterie de tests neurocomportementaux avant et après l'exposition afin d'estimer les performances et la coordination motrices, la concentration, la reconnaissance des formes, l'apprentissage, l'humeur (tests de « *finger tapping, eye-hand coordination, simple reaction time (SRT), continuous performance (CPT to assess vigilance), symbol-digit, visual memory, pattern recognition, digit learning, paired associates learning and retention, vocabulary and profile of mood scales tests* »). À 50 ppm, une augmentation significative des latences N75, P100 et N150 des pics des Potentiels Évoqués Visuels (PEV) par rapport aux niveaux de base de pré-exposition a été notée ($p < 0,05$), ainsi que des déficits significatifs de performance dans la vigilance ($p = 0,04$) et dans la coordination yeux-main ($p = 0,05$), comparativement aux sujets exposés à 10 ppm de tétrachloroéthylène pour lesquels aucun effet n'a été observé. De même, un allongement des latences centrales des potentiels évoqués visuels a été observé chez les volontaires exposés à 50 ppm comparés à ceux exposés à 10 ppm. Aucun effet de ce type n'a été observé sur les potentiels évoqués auditifs du tronc cérébral (Altmann *et al.* 1990). Ces études permettent d'identifier une NOAEC de 10 ppm, correspondant après ajustement temporel pour passer d'une exposition de 4 heures par jour à une exposition continue, à une NOAEC de 1,7 ppm.

3.3 Irritation

Le tétrachloroéthylène est un irritant cutané chez l'Homme provoquant des érythèmes et des phlyctènes. À noter cependant que l'irritation cutanée se produit en cas de contact direct prolongé ou répété avec du tétrachloroéthylène liquide et non pas en cas d'exposition professionnelle à des vapeurs de tétrachloroéthylène.

Chez l'animal, le tétrachloroéthylène est un irritant cutané non corrosif. Un érythème sévère (grade 4) ainsi qu'un œdème léger à modéré (grades 1 à 3) ont été observés chez des lapins blancs New Zealand un, deux et trois jours après une application de façon occlusive pendant 4 heures sur la peau.

Aucune donnée n'étant disponible dans la littérature concernant l'irritation respiratoire, le tétrachloroéthylène n'est pas considéré comme un irritant du tractus respiratoire. Aucune donnée n'est disponible dans la littérature concernant l'irritation sensorielle (test d'Alarie 1973) induite par l'exposition à des vapeurs ou des aérosols de tétrachloroéthylène.

3.4 Sensibilisation

Le potentiel sensibilisant (cutané ou respiratoire) est négligeable ou nul (EU DRAR 2008).

3.5 Toxicité subchronique et chronique par inhalation

Plusieurs études conduites chez des petits rongeurs ont évalué les effets du tétrachloroéthylène pour des expositions subchroniques (Anses 2018b; ATSDR 2019).

Chez la souris, le foie est le principal organe cible. Les effets observés sont une cytolyse hépatocytaire, des infiltrats leucocytaires et une stase biliaire. La NOAEC et la LOAEC rapportées sont, respectivement, de 100 et 400 ppm (678 et 2712 mg.m⁻³) pour des expositions de 6 heures par jour et 5 jours par semaine, pendant 13 semaines. Le rat est beaucoup moins sensible à ces effets hépatotoxiques. L'Homme est encore moins sensible, probablement du fait de différences des voies métaboliques prépondérantes dans ces différentes espèces (voir 3.1).

Chez le rat et la souris, un des organes-cibles après exposition répétée au tétrachloroéthylène est le rein (Anses 2018b; ATSDR 2019). Des atteintes tubulaires spécifiques (caryomégalie) ont été observées chez les animaux des deux espèces et des deux sexes, avec un LOAEL de 200 ppm (1356 mg.m⁻³). Chez l'Homme, quelques études épidémiologiques transversales indiquent un excès de risque d'atteintes tubulaires rénales (caractérisées par une protéinurie tubulaire et/ou une enzymurie) associées à l'exposition professionnelle au tétrachloroéthylène. Toutefois, en l'absence de prise en compte de la plupart des facteurs de confusion éventuels, ces études ne permettent pas de caractériser la toxicité rénale du tétrachloroéthylène chez l'Homme.

Les effets sanitaires de l'exposition répétée au tétrachloroéthylène les mieux caractérisés chez l'Homme sont ses effets neurotoxiques. Plusieurs études ont recherché des effets neurotoxiques du tétrachloroéthylène dans des cohortes de travailleurs exposés, en utilisant des questionnaires, mais aussi des tests objectifs, en particulier des tests neurocomportementaux et des examens de la vision des couleurs, vision des contrastes... (Anses 2010a; Anses 2018b; ATSDR 2019). L'étude de bonne qualité qui objective des anomalies associées à cette exposition est celle de Cavalleri *et al.* (1994). Dans cette étude transversale, la vision des couleurs de 35 employés d'établissements de nettoyage à sec et de 35 témoins non-exposés, appariés sur l'âge et les consommations de boissons alcoolisées et de tabac, a été évaluée par le test de Lanthony 15 Hue désaturé. L'index de confusion des couleurs était plus élevé chez les exposés que chez les témoins et chez les premiers. Il augmentait avec l'exposition individuelle moyenne pendant la période d'exécution des tests (mais pas avec la durée d'exposition). Ces travailleurs ont été réexaminés deux ans plus tard et leur exposition au tétrachloroéthylène réévaluée à cette époque (Gobba *et al.* 1998). La répétition des tests de Lanthony a montré une aggravation des troubles de la vision des couleurs chez ceux dont l'exposition avait augmenté et une stabilité chez les autres, même quand l'exposition avait diminué. La LOAEC dans cette double étude est de 7,3 ppm. Bien

qu'elle soit l'une des mieux conduites parmi celles publiées, cette étude souffre de quelques insuffisances : elle ne porte que sur un nombre limité de participants ; l'exposition n'a été évaluée que par deux campagnes de mesurage et ne permet pas de caractérisation de l'exposition cumulée ; seulement quelques facteurs de confusion sont pris en compte et pas les probables co-expositions professionnelles à d'autres solvants organiques.

3.6 Reprotoxicité et toxicité sur le développement

Chez l'Homme, un risque accru d'avortement spontané, associé à l'exposition professionnelle au tétrachloroéthylène a été observé dans plusieurs études, mais du fait de plusieurs facteurs de confusion non contrôlés (en particulier des co-expositions à d'autres facteurs de risque chimiques, physiques ou biologiques d'avortement) le caractère causal de cette association est incertain. En outre, d'autres études sont négatives, comme le sont toutes celles qui portent sur l'exposition paternelle au tétrachloroéthylène. Des liens possibles entre une exposition maternelle dans le secteur du nettoyage à sec et un risque d'avortement spontané ainsi qu'entre le tétrachloroéthylène et le dérèglement du cycle menstruel ont été rapportés, mais le niveau de preuve est très faible. Il n'existe aucune preuve d'association entre le tétrachloroéthylène et des malformations congénitales. Il n'existe pas non plus de preuve d'un effet sur la fertilité masculine, bien que les données disponibles ne puissent exclure la possibilité d'un léger effet (Anses 2018b).

3.7 Génotoxicité

Les résultats des tests de génotoxicité conduits avec le tétrachloroéthylène ont fait l'objet de plusieurs revues dont celles de l'Anses (2010b), du CIRC (2014) et de l'ATSDR (2019). Les études *in vitro* ne semblent pas indiquer que le tétrachloroéthylène soit génotoxique. *In vitro*, les tests de mutagénicité conduits chez des procaryotes ou dans des cellules de mammifères en culture sont généralement négatifs. Les tests de clastogénicité conduits *in vitro* sont également très majoritairement négatifs. Le choix d'un échantillon de tétrachloroéthylène de pureté insuffisante et/ou contenant des additifs, pourrait être la cause des quelques résultats positifs observés en l'absence d'activation métabolique.

En 2010, l'Anses avait relevé que des métabolites du tétrachloroéthylène provenant de la voie impliquant les cytochromes P450 (**tétrachloroéthylène oxyde**) et de celle de la conjugaison (**TCVG, TCVC et NAcTCVC**) étaient génotoxiques dans les tests *in vitro*. La plupart des essais réalisés *in vitro* sur bactéries, levures, cellules de mammifères et insectes ont été négatifs (Ames...), cependant certains résultats étaient positifs notamment dans les tests du micronoyau et de l'échange de chromatides sœurs (Anses 2010b). Selon Santé Canada (2015), le **TCA** exerce de faibles effets mutagènes à une concentration cytotoxique de 3000 µg.ml⁻¹ dans les cellules de lymphome de souris. La génotoxicité du **DCA** varie selon les études. L'**hydrate de chloral** donne des résultats positifs dans des essais de mutation sur bactéries, dans un essai de mutagénicité sur lymphome de souris, et des effets clastogènes (induction de micronoyaux dans des cellules de hamster chinois, des cellules de lymphome de souris, aneuploidie dans des lymphocytes humains) ont été observés. Le **TCVG**, métabolite de la voie GSH a présenté une mutatoxicité dans plusieurs études (CIRC 2014). Dans l'étude de Dreessen *et al.* (2003) le **TCVG** a démontré une réponse mutagène dose-dépendante sur *S. typhimurium* TA100 en présence de la fraction protéique S9 de rein de rat. Dans cette même

étude, le **TCVC** a montré une mutatoxicité en l'absence d'activation métabolique sur la souche de *S. typhimurium* TA100. Une réponse positive de mutatoxicité du **TCVC** a également été noté sur les souches de *S. typhimurium* TA98 et TA100 (Dekant *et al.* 1986).

In vivo, la plupart des études ne montrent pas d'effets génotoxiques du tétrachloroéthylène. Cependant, un petit nombre d'entre elles indique des effets clastogènes (micronoyaux, altérations de l'ADN) associés à l'exposition. Néanmoins, la responsabilité du tétrachloroéthylène est incertaine dans plusieurs de ces études, du fait de l'ignorance de la pureté du tétrachloroéthylène testé et/ou de la nature des impuretés présentes. Par ailleurs, les observations faites chez les petits rongeurs ne sont pas directement extrapolables à l'Homme, du fait de différences interspèces importantes du métabolisme du tétrachloroéthylène (voir 3.1).

3.8 Cancérogénicité

Chez l'Homme, la plupart des études de cohorte ou cas-témoins qui ont été réalisées pour caractériser le risque de cancer associé à l'exposition au tétrachloroéthylène concernent le secteur du nettoyage à sec. Elles rapportent différents excès de risque de cancers pour les travailleurs. La dernière évaluation de la cancérogénicité du tétrachloroéthylène conduite par le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC) date de 2012 (CIRC 2014). Elle a conclu à des preuves limitées de la cancérogénicité du tétrachloroéthylène chez l'Homme et à des preuves suffisantes chez l'animal (catégorie 2A).

Chez l'Homme,

- les tumeurs pour lesquelles les études indiquant une association avec l'exposition au tétrachloroéthylène sont les plus nombreuses sont les tumeurs urothéliales. Au moment de l'évaluation par le CIRC, trois études de cohortes étaient disponibles. Une seule étude montrait un excès de risque de tumeur de l'arbre urinaire statistiquement significatif associé à l'emploi de tétrachloroéthylène dans un établissement de nettoyage à sec. Une seule des trois études indiquait une relation dose-réponse (augmentation du risque pour les travailleurs ayant une ancienneté d'au moins 5 ans, comparés aux autres, quand seules les tumeurs survenues au moins 20 ans après le début de l'exposition étaient prises en compte). Onze études cas-témoins évaluaient le risque de tumeur de l'arbre urinaire associé à l'exposition au tétrachloroéthylène (après ajustement sur le tabagisme). La plupart ne montraient pas d'association statistiquement significative entre l'exposition et le risque, mais 9 indiquaient un excès de risque. Une seule étude, évaluant les expositions par une matrice emploi-exposition, montrait une association statistiquement significative du risque avec les expositions les plus fortes au tétrachloroéthylène (comparées au plus faibles) chez les hommes et les femmes avec exposition moyenne (mais pas exposition forte). Globalement, les preuves d'une association entre l'exposition au tétrachloroéthylène et le risque de cancer urothélial étaient donc minces, tout comme les preuves du caractère causal d'une telle association.
- Les tumeurs d'autres sites pour lesquelles des études épidémiologiques rapportaient des excès de risque associés à l'exposition au tétrachloroéthylène étaient :
 - o les tumeurs de l'œsophage avec deux études cas-témoins montrant un excès de risque statistiquement non significatif chez les employés d'établissements de nettoyage à sec, mais avec un excès de risque associé de cancer du poumon, évoquant une absence de contrôle (une étude) ou un contrôle insuffisant du tabagisme dans l'analyse. Plusieurs études de cohortes prenant en compte le

tabagisme ne montrent pas d'excès de risque de cancer œsophagien associé à l'exposition au tétrachloroéthylène.

- les tumeurs rénales, dont plusieurs études cas-témoins indiquent un excès de risque (généralement statistiquement non significatif) associé à l'exposition au tétrachloroéthylène. Aucune de ces études ne prend en compte la co-exposition (assez fréquente) au trichloroéthylène qui est un facteur de risque confirmé de cancer du rein. Aucune des études de cohorte ne montre d'association entre l'exposition au tétrachloroéthylène et le risque de cancer rénal.
- les lymphomes non hodgkiniens, avec 4 études cas-témoin montrant un excès de risque pour les travailleurs les plus fortement exposés, mais statistiquement significatif dans une seule de ces études et sans ajuster sur les co-expositions au pesticides (3 études sur 4) et au trichloroéthylène (2 études sur 4) qui sont des facteurs de risque respectivement avéré et probable de lymphome non hodgkinien.

Chez l'animal des études de cancérogénicité du tétrachloroéthylène ont été conduites par inhalation et par voie orale, chez le rat et la souris :

- L'exposition de rats par voie respiratoire a induit des leucémies monocytaires chez les animaux des deux sexes, dans deux études. Dans l'une de ces études, un excès de risque de tumeurs testiculaires interstitielles et une relation dose réponse pour les gliomes cérébraux ont été observés chez les mâles. Dans l'autre étude, une augmentation de l'incidence des fibroadénomes mammaires a été observée, mais seulement à la plus faible dose.
- L'exposition de souris par voie respiratoire a augmenté l'incidence des adénomes et des carcinomes hépatocellulaires chez les animaux des deux sexes. En outre, dans une étude, l'incidence combinée des hémangiomes et des hémangiosarcomes était significativement augmentée chez les animaux des deux sexes, une relation dose-réponse était observée pour les hémangiosarcomes hépatiques et spléniques et pour les tumeurs des glandes de Harder, chez les mâles.
- L'exposition par voie orale n'a pas induit de tumeur dans une étude chez le rat. Elle a augmenté l'incidence des carcinomes hépato-cellulaires, chez les souris des deux sexes.

En raison d'importantes différences inter-espèces du métabolisme du tétrachloroéthylène, les excès de risque de tumeurs observés chez les petits rongeurs ne sont pas évidemment extrapolables à l'Homme. Il n'y a pas d'explication mécanistique supportant l'excès de risque de tumeurs urothéliales rapporté dans certaines études épidémiologiques.

Postérieurement à la dernière évaluation du CIRC, quelques publications ont évalué la cancérogénicité du tétrachloroéthylène (Annexe 1) :

- **Cancers des voies urinaires** : Une étude cas-témoin canadienne (484/2299) n'a pas montré d'association entre l'exposition professionnelle au tétrachloroéthylène et le risque de tumeur de l'arbre urinaire (Christensen *et al.* 2013). En 2014, une méta-analyse de 5 études de cohortes et 10 études cas-témoins a montré un excès de risque statistiquement significatif de cancer urothélial chez les employés d'établissements de nettoyage à sec (méta-RR : 1,47 ; IC 95 % : 1,16-1,85 ; 7 études) qui n'était plus statistiquement significatif, mais qui restait du même niveau, quand seules les études prenant en compte le tabagisme étaient incluses dans l'analyse (méta-RR : 1,50 ; IC 95 % : 0,80-2,84 ; 4 études cas-témoins). Le méta-risque associé à l'exposition au tétrachloroéthylène était proche de 1 et non statistiquement significatif (méta-RR : 1,08 ; IC 95 % : 0,82-1,42 ; 3 études) (Vlaanderen *et al.* 2014). De même, une étude cas-témoin scandinave de 2016 incluant

113 343 cas de tumeurs de la vessie et 566 715 témoins (Hadkhale *et al.* 2017) a montré un excès de risque de tumeurs urothéliales dans le groupe d'exposition moyenne (13,6 - 87,55 ppm) au tétrachloroéthylène, mais pas dans les groupes d'expositions faible et forte ; cette absence de relation dose-effet n'est pas en faveur du caractère causal de l'association. La mise à jour de l'étude de la mortalité dans une cohorte d'employés d'établissements de nettoyage à sec, aux États-Unis, a montré une augmentation du risque de tumeurs de l'arbre urinaire avec l'exposition aux solvants organiques (dont le tétrachloroéthylène) : HR de 4,2 (IC 95 % : 0,7-24,5) et 9,2 (IC 95 % : 1,1-76,7) pour les expositions moyennes et fortes, respectivement, comparées aux expositions nulles ou faibles (Callahan *et al.* 2019). L'analyse statistique ne prenait pas en compte les autres facteurs de risque de tumeurs urothéliales (tabac notamment).

- **Tumeurs rénales** : Une étude cas-témoins (76 130/380 650) conduite dans une grande cohorte scandinave n'a pas montré d'excès de risque de cancer du rein associé à l'exposition professionnelle au tétrachloroéthylène (Vlaanderen *et al.* 2013). Une étude cas-témoins au Canada (177/1 999) n'a pas montré d'association entre l'exposition professionnelle au tétrachloroéthylène et le risque de cancer du rein (Christensen *et al.* 2013). De même, aucune association n'a été détectée dans une étude cas-témoins nord-américaine (1 217/1 235) (Purdue *et al.* 2017). La mise à jour de l'étude de la mortalité dans une cohorte d'employés d'établissements de nettoyage à sec aux États-Unis a montré une augmentation du risque de tumeurs rénales avec l'exposition aux solvants organiques (dont le tétrachloroéthylène) : HR de 4,1 (IC 95 % : 0,7-22,5) et 24,4 (IC 95 % : 12,9-201,6) pour les expositions moyennes et fortes, respectivement, comparées aux expositions nulles ou faibles (Callahan *et al.* 2019). L'analyse statistique ne prenait pas en compte les autres facteurs de risque de tumeurs rénales (tabac notamment).
- **Lymphomes non hodgkiniens**. La mise à jour d'une étude sur la mortalité dans une cohorte de travailleurs de l'industrie aéronautique a montré un excès de risque de lymphome non-hodgkinien associé à l'exposition au tétrachloroéthylène (SMR : 143 ; IC 95 % : 100-198) (Lipworth *et al.* 2011). Ce résultat doit être interprété avec prudence, en raison de l'évaluation sommaire de l'exposition au tétrachloroéthylène dans l'étude et de l'absence de prise en compte des facteurs de confusion (antécédents personnels et co-expositions). Une étude cas-témoin (69 254/346 270) conduite dans une grande cohorte scandinave a montré un excès de risque de lymphome non-hodgkinien associé à l'exposition professionnelle au tétrachloroéthylène chez les hommes les plus fortement exposés au tétrachloroéthylène comparés aux témoins (HR : 1,74 ; IC 95 % : 1,15-2,64) (Vlaanderen *et al.* 2013). Comme dans la précédente étude, l'analyse statistique ne prenait pas en compte les facteurs de confusion éventuels (antécédents personnels et co-expositions). Une étude cas-témoins canadienne (215/2 341) n'a pas montré d'association entre l'exposition professionnelle au tétrachloroéthylène et le risque de lymphome non hodgkinien (Christensen *et al.* 2013). Une autre étude cas-témoin (1 189/982) nord-américaine n'a pas montré d'excès de risque de lymphome non-hodgkinien, associé à l'exposition professionnelle au tétrachloroéthylène, évaluée à l'aveugle par un hygiéniste industriel, à partir de questionnaires individuels (Callahan *et al.* 2018). La mise à jour de l'étude de la mortalité dans une cohorte d'employés d'établissements de nettoyage à sec, aux États-Unis, a montré une augmentation du risque de tumeurs des organes lymphoïdes et hématopoïétiques chez les travailleurs les plus fortement exposés aux solvants organiques (dont le tétrachloroéthylène) : HR de 4,3 (IC 95 % : 1,4-13,6) (Callahan *et al.* 2019). L'analyse statistique ne prenait pas en compte les autres facteurs de risque de ces

tumeurs (notamment tabagisme et expositions professionnelles antérieures). Deux études récemment publiées sont ciblées sur l'association de l'exposition au tétrachloroéthylène avec les risques de deux sous-types de lymphome non hodgkinien. La première est une étude cas-témoins (100/2 846) qui montre un excès de risque de mycosis fongoïde associé au plus fort niveau d'exposition au tétrachloroéthylène (OR : 11,38 ; IC 95 % : 1,04-124,85) (Morales-Suárez-Varela *et al.* 2013). L'analyse statistique ne prend pas en compte les autres facteurs de risque de lymphome non hodgkinien (co-expositions notamment). La seconde est également une étude cas-témoins (20 615/103 075). Elle a été conduite dans quatre pays scandinaves. Elle montre une augmentation du risque de leucémie lymphoïde chronique associée à l'exposition au tétrachloroéthylène, mais seulement chez les femmes et pour les expositions les plus faibles (Talibov *et al.* 2017).

- **Autres cancers** : Une étude cas-témoins nord-américaine (499 cas de gliome, 197 cas de méningiome, 799 témoins) n'a pas montré d'association entre l'exposition au tétrachloroéthylène et le risque de gliome ou de méningiome (Neta *et al.* 2012). Une étude cas-témoins canadienne (449/1 550) a montré un excès de risque de cancer de la prostate associé à l'exposition professionnelle au tétrachloroéthylène (OR : 4,3 ; IC 95 % : 1,4-13) (Christensen *et al.* 2013). Une autre étude cas-témoins canadienne (2 016/2 001) a montré un excès de risque de cancer du poumon, associé à l'exposition professionnelle au tétrachloroéthylène (OR : 2,5 ; IC 95 % : 1,2-5,6), après ajustement sur le tabagisme (Vizcaya *et al.* 2013). Une étude cas-témoins française (2 926/3 555) a montré la même association, mais seulement chez les femmes, après ajustement sur le tabagisme et la co-exposition à l'amiante (OR : 2,74 ; IC 95 % : 1,23-6,09) et sans augmentation du risque avec l'exposition cumulée (Mattei *et al.* 2014). La même équipe a également produit une études cas-témoins (1 857/2 780) des cancers de la tête et du cou associés à l'exposition aux solvants chlorés. Elle a montré une augmentation du risque de cancer laryngé avec l'exposition cumulée au tétrachloroéthylène, après ajustement sur le tabagisme, la consommation d'alcool et l'exposition à l'amiante ($p = 0,04$), avec un OR de 3,86 (IC 95 % : 1,30-11,48) pour les travailleurs les plus fortement exposés.

En synthèse :

- expérimentalement, il y a des preuves suffisantes de la cancérogénicité du tétrachloroéthylène inhalé, chez le rat et la souris. Le tétrachloroéthylène ingéré a également induit des tumeurs, mais seulement chez la souris ;
- les données épidémiologiques disponibles n'apportent pas de preuve suffisante de la cancérogénicité du tétrachloroéthylène chez l'Homme, quel que soit le site ou le type de tumeur considéré.

3.9 Populations sensibles

Le tétrachloroéthylène induit des effets sur le SNC, le foie et les reins. De ce fait, les personnes atteintes de maladies rénales ou hépatiques peuvent être prédisposées aux effets du tétrachloroéthylène. Les personnes présentant des atteintes du système nerveux peuvent également être plus sensibles aux effets neurotoxiques du tétrachloroéthylène (Anses 2010a).

En raison du développement continu du SNC, le fœtus ou l'enfant peut être particulièrement sensible au tétrachloroéthylène. Les études chez les souris suggèrent que le tétrachloroéthylène est capable de passer la barrière placentaire et que le TCA peut se concentrer au niveau du fœtus. Le tétrachloroéthylène non métabolisé peut être excrété dans

le lait maternel et a été détecté chez des enfants en bas âge exposés et présentant des dommages hépatiques (ATSDR 2019).

Globalement, les données disponibles pour évaluer la sensibilité potentielle des nourrissons et des enfants aux effets toxiques du tétrachloroéthylène sont très limitées. Les résultats de certaines études animales indiquent que le tétrachloroéthylène peut entraîner une réduction du poids du fœtus et une augmentation des anomalies du squelette et des tissus mous, une diminution de la taille des portées, des changements neurologiques au niveau du SNC (ASTDR 2019).

4 Valeurs guides et valeurs toxicologiques de référence par voie respiratoire

4.1 Recueil des valeurs guides et valeurs toxicologiques de référence par voie respiratoire

Les tableaux ci-après décrivent les valeurs guides et VTR par voie respiratoire du tétrachloroéthylène établies par différents organismes internationaux pour des expositions court terme, moyen terme et long terme.

Tableau 13 : VTR disponibles pour des expositions court terme par voie respiratoire

	VTR court terme			
Organisme	OEHHA	TCEQ	Anses	ATSDR
Année	2008	2008, révisé en 2015	2018	2019*
VTR	REL	ReV	VTR	MRL
Valeur VTR	20 mg.m⁻³ (2,9 ppm) (1 heure)	6,8 mg.m⁻³ (1 ppm) (4 heures)	1,38 mg.m⁻³ (0,2 ppm) (1 à 14 jours)	0,04 mg.m⁻³ (0,006 ppm) (1 à 14 jours)
Effet critique	Neurotoxicité, Sensation d'irritation oculaire, nasale et de la gorge	Neurotoxicité mémoire visuelle, test simple du temps de réaction et test des performances continues	Neurotoxicité, mémoire visuelle, test simple du temps de réaction et test des performances continues	Neurotoxicité, vision des couleurs
Espèce	Homme	Homme	Homme	Homme
Type d'exposition	96 à 109 ppm (662 à 752 mg/m ⁻³), pendant 5 j, 7h/j	10 ou 50 ppm pendant 4 jours, 4 h/j	10 ou 50 ppm pendant 4 jours, 4 h/j	0,38 à 31,19 ppm par jour pendant 106 mois
Voie d'exposition	inhalation	inhalation	inhalation	inhalation
Point de départ (PoD)	LOAEC = 700 mg.m ⁻³ (101,5 ppm)	NOAEC = 69 mg.m ⁻³ (10 ppm)	NOAEC = 69 mg.m ⁻³ (10 ppm)	LOAEC = 50 mg.m ⁻³ (7,3 ppm)
Ajustements	Temporel LOAEC _{ADJ} = 1200 mg.m ⁻³ (174 ppm)	Pas d'ajustement temporel	Temporel NOAEC _{ADJ} = 10 x 4/24 = 13,8 mg.m ⁻³ (2 ppm)	LOAEC _{ADJ} = 50 x 8/24 x 5/7 = 11,9 mg.m ⁻³ (1,7 ppm)
UF	FI global = 60 FI _L = 6 FI _H = 10	FI global = 10 FI _H = 10	FI global = 10 FI _H = 10	FI global = 300 FI _H = 10 FI _L = 10 FI _D = 3
Étude clé	Stewart <i>et al.</i> (1970)	Altmann <i>et al.</i> (1992)	Altmann <i>et al.</i> (1992)	Cavalleri <i>et al.</i> (1994)

*Depuis la proposition de VTR par l'Anses pour le tétrachloroéthylène en 2018, seule l'ATSDR a publié de nouvelles VTR. Ces VTR avaient été proposées dans un document draft dès 2014. Ainsi, ces VTR ont déjà été analysées par l'Anses en 2018.

Tableau 14 : VTR disponibles pour des expositions moyen terme à seuil par voie respiratoire

Type de VTR		VTR moyen terme	
VR	Organisme	Anses	ATSDR
	Année	2018	2019*
	Nom	VTR	MRL
	Valeur	0,4 mg.m⁻³ (0,06 ppm)	0,04 mg.m⁻³ (0,006 ppm)
Effet critique		Neurotoxicité (vision des couleurs)	

Type de VTR		VTR moyen terme	
Étude clé	Référence	Cavalleri <i>et al.</i> (1994)	
	Population de l'étude ou espèce	Homme	
	Exposition (durée, voie)	0,38 à 31,19 ppm par jour pendant 106 mois, par inhalation	
Point de départ		LOAEC = 50 mg.m ⁻³ (7,3 ppm)	
Ajustements temporel/allométrique		LOAEC _{ADJ} = 50 x 8/24 x 5/7 = 11,9 mg.m ⁻³ (1,7 ppm)	
Facteurs d'incertitude		FI global = 30 FI _H = 10 FI _L = 3	FI global = 300 FI _H = 10 FI _L = 10 FI _D = 3

*Depuis la proposition de VTR par l'Anses pour le tétrachloroéthylène en 2018, seule l'ATSDR a publié de nouvelles VTR. Ces VTR avaient été proposées dans un document draft dès 2014. Ainsi, ces VTR ont déjà été analysées par l'Anses en 2018.

Tableau 15 : VR disponibles pour des expositions long terme par voie respiratoire (effets à seuil)

Type de VTR		VR long terme									
VR	Organisme	Santé Canada	RIVM	TCEQ	OMS			US EPA		Anses	ATSDR
	Année	1996	2001	2001, reprise en 2008 et 2015	1995, reprise en 2010	2000, 2010	2006	2012		2018	2019*
	Nom	CA	TCA**	RfC	MRL	VG	TC***	RfC		VTR	MRL
	Valeur	0,36 mg.m⁻³ (0,05 ppm)	0,25 mg.m⁻³ (0,04 ppm)	0,37 mg.m⁻³ (0,05 ppm)	0,28 mg.m⁻³ (0,04 ppm)	250 µg.m⁻³ (0,036 ppm)	0,2 mg.m⁻³ (0,03 ppm)	0,04 mg.m⁻³ (0,006 ppm) (basé sur la moyenne des 2 LOEC _{ADJ})		0,4 mg.m⁻³ (0,06 ppm)	0,04 mg.m⁻³ (0,006 ppm)
Population cible		population âgée de 5-11 ans									
Effet critique		Effets respiratoires, hépatiques et rénaux	Néphrotoxicité	Neurotoxicité	Neurotoxicité	Effets rénaux non néoplasiques	Neurotoxicité (temps de réaction)	Neurotoxicité (temps de réaction, effets cognitifs)	Neurotoxicité (vision des couleurs)	Neurotoxicité (vision des couleurs)	Neurotoxicité (vision des couleurs)
Étude clé	Référence	NTP 1986	Mutti <i>et al.</i> (1992)	Ferroni <i>et al.</i> (1992)	Ferroni <i>et al.</i> (1992)	Mutti <i>et al.</i> 1992	Seeber (1989)	Echeverria <i>et al.</i> (1995)	Cavalleri <i>et al.</i> (1994)	Cavalleri <i>et al.</i> (1994)	Cavalleri <i>et al.</i> (1994)
	Population de l'étude ou espèce	Souris	Homme	Homme	Homme	Homme	Homme	Homme	Homme	Homme	Homme
	Exposition (durée, voie)	100 ou 200 ppm pendant 103 semaines, 6h/j, 5j/semaine, par inhalation	Exposition professionnelle, par inhalation	Exposition professionnelle, par inhalation	Exposition professionnelle, par inhalation	Exposition professionnelle, par inhalation	Exposition professionnelle, par inhalation	Pendant au moins 10 ans, par inhalation	Exposition professionnelle, 11,2 à 40,8 ppm pendant au moins 3 ans, par inhalation	0,38 à 31,19 ppm par jour pendant 106 mois, par inhalation	0,38 à 31,19 ppm par jour pendant 106 mois, par inhalation
Point de départ		LOAEC = 678 mg.m ⁻³ (100 ppm)	LOAEC = 100 mg.m ⁻³ (15 ppm)	LOAEC = 103 mg.m ⁻³ (15 ppm)	LOAEC = 103 mg.m ⁻³ (15 ppm)	LOAEC = 102 mg.m ⁻³ (14,8 ppm)	LOAEC = 103 mg.m ⁻³ (14,9 ppm)	LOAEC = 156 mg.m ⁻³ (22 ppm)	LOAEC = 41 mg.m ⁻³ (6 ppm)	LOAEC = 50 mg.m ⁻³ (7,3 ppm)	LOAEC = 50 mg.m ⁻³ (7,3 ppm)
Ajustements temporel/allométrique		LOAEC _{ADJ} = LOAEC x 6/24 x 5/7 x (0,04/0,03) / (12/27)	40 h d'exposition / semaine converti en exposition	Ajustements temporels + prise en compte des	Ajustement temporel : LOAEC _{ADJ} = 15 ppm x	LOAEC _{ajustée} = 24,3 mg.m ⁻³ (Ajustement temporel)	LOAEC _{ADJ} = LOAEC x 8/24 x 5/7 = 3,57 ppm	LOAEC _{ADJ} = 83 x 8/24 x 5/7 = 56 mg.m ⁻³ (8,1 ppm)	LOAEC _{ADJ} = LOAEC x 8/24 x 5/7 = 15 mg.m ⁻³ (2,2 ppm)	LOAEC _{ADJ} = 50 x 8/24 x 5/7 = 11,9 mg.m ⁻³ (1,7 ppm)	LOAEC _{ADJ} = 50 x 8/24 x 5/7 = 11,9 mg.m ⁻³ (1,7 ppm)

Type de VTR	VR long terme									
		continue (168h / semaine)	débits de ventilation 15 x (10/20 m ³) x 5/7 = 5,36 ppm	8/24h x 5/7j = 3,57 ppm						
Facteurs d'incertitude	FI global = 1000 FI _A = 10 FI _H = 10 FI _L = 10	FI global = 100 FI _H = 10 FI _L = 10	FI global = 100 FI _H = 10 FI _L = 10	FI global = 100 FI _H = 10 FI _L = 10	FI global = 100 FI _H = 10 FI _L = 10	FI global = 100 FI _H = 10 FI _L = 10	FI global = 1000 FI _H = 10 FI _L = 10 FI _D = 10	FI global = 1000 FI _H = 10 FI _L = 10 FI _D = 10	FI global = 300 FI _H = 10 FI _L = 3	FI global = 300 FI _H = 10 FI _L = 10 FI _D = 3

*Depuis la proposition de VTR par l'Anses pour le tétrachloroéthylène en 2018, seule l'ATSDR a publié de nouvelles VTR. Ces VTR avaient été proposées dans un document draft dès 2014. Ainsi, ces VTR ont déjà été analysées par l'Anses en 2018.

*TCA : *tolerable concentration in air* (concentration tolérable dans l'air)

**TC : *tolerable concentration* (concentration tolérable)

Tableau 16 : VTR pour des effets cancérigènes disponibles pour des expositions long terme par voie respiratoire

VTR long terme pour des effets cancérigènes							
VR	Organisme	US EPA	MassDEP	TCEQ	OEHHA		Anses
	Année	2012	2014	2015	2016		2018
	Nom	ERU	ERU	ERU	ERU		ERU
	Valeur	$2,6.10^{-7} (\mu\text{g.m}^{-3})^{-1}$	$3.10^{-6} (\mu\text{g.m}^{-3})^{-1}$	$3,8.10^{-7} (\mu\text{g.m}^{-3})^{-1}$	$6,1.10^{-6} (\mu\text{g.m}^{-3})^{-1}$		$2,6.10^{-7} (\mu\text{g.m}^{-3})^{-1}$
		Moyenne géométrique de 4 ERU calculées à partir de BMDL					
Effet critique	Adénomes/carcinomes hépatocellulaires	Leucémies mononucléaires	Adénomes/carcinomes hépatocellulaires	Tumeurs multiples • LCM • Cellules interstitielles testiculaires • Adénomes/carcinomes rénaux • Gliomes du cerveau Adénomes/carcinomes hépatocellulaires	Tumeurs multiples • Adénomes/carcinomes hépatocellulaires • Adénome de la glande de Harder • Hémangiomes/hémangiosarcomes Leucémies mononucléaires		Adénomes/ carcinomes hépatocellulaires
Étude clé	Référence	JISA (1993)	JISA (1993)	NTP (1986) Clewell <i>et al.</i> (2005)	NTP (1986)	JISA (1993)	JISA (1993)
	Espèce	Souris	Rats	Souris	Rats mâles	Souris mâles	Souris mâles

	Exposition (voie, durée)	Inhalation 0, 10, 50, 250 ppm 6/24 h, 5/7 j, 104 sem	Inhalation 0, 10, 50, 250 ppm 6/24 h, 5/7 j, 104 sem	Inhalation 0, 100, 200 ppm 6/24 h, 5/7 j, 103 sem	Inhalation 0, 100, 200 ppm 6/24 h, 5/7 j, 103 sem	Inhalation 0, 10, 50, 250 ppm 6/24 h, 5/7 j, 104 sem	Inhalation 0, 10, 50, 250 ppm 6/24 h, 5/7 j, 104 sem
Mesure de la dose		Métabolisme de la voie oxydative (foie)	Métabolisme des voies oxydative et de conjugaison	Métabolisme de la voie oxydative (foie)	Métabolisme des voies oxydatives et de conjugaison		Métabolisme de la voie oxydative (foie)
Dose critique		BMC _{10%} L _{95%} = 3,9.10 ⁵ µg.m ⁻³ BMC _{10%} L _{95%} CEH = 2,1 mg de métabolites de la voie CYP.(kg ^{3/4}) ⁻¹ = 2,06 mg de métabolites de la voie CYP.(kg ^{3/4})-1.j-1	BMC _{10%} L _{95%} = 2,26 mg de métabolites/kg ^{3/4} .j	LED10 = 34,1 mg de TCA ds foie/ kg foie	BMC _{5%} L _{95%} = 1,85 mg.(kg.j) ⁻¹ BMC _{5%} L _{95%} = 1,79 mg.(kg.j) ⁻¹ BMC _{5%} L _{95%} CEH = 0,30 mg.(kg.j) ⁻¹ BMC _{5%} L _{95%} CEH = 0,272 mg.(kg.j) ⁻¹	BMC _{5%} L _{95%} = 0,28 mg.(kg.j) ⁻¹ BMC _{5%} L _{95%} = 0,89 mg.(kg.j) ⁻¹ BMC _{5%} L _{95%} CEH = 0,078 mg.(kg.j) ⁻¹ BMC _{5%} L _{95%} CEH = 0,251 mg.(kg.j) ⁻¹	BMC _{10%} L _{95%} = 3,9.10 ⁵ µg.m ⁻³ BMC _{10%} L _{95%} CEH = 2,1 mg de métabolites de la voie CYP.(kg ^{3/4}) ⁻¹ = 2,06 mg de métabolites de la voie CYP.(kg ^{3/4})-1.j-1
		ERU dose interne = 4,9.10 ⁻³ /u. dose int (mg.m ⁻³) ⁻¹	ERU dose interne = 4,42.10 ⁻³ /u. dose int (mg.m ⁻³) ⁻¹				ERU dose interne = 4,9.10 ⁻³ /u. dose int (mg.m ⁻³) ⁻¹
Extrapolation		Modèle PBPK de Chiu et Ginsberg (2011)	Modèle PBPK de Chiu et Ginsberg (2011)	Modèle PBPK de Gearhart <i>et al.</i> (1993)	Modèle PBPK de Chiu et Ginsberg (2011) adapté		Modèle PBPK de Chiu et Ginsberg (2011)

4.2 Analyse des valeurs guides et VTR existantes

4.2.1 VTR court terme

- **Choix de l'effet critique**

Les différents organes cibles du tétrachloroéthylène sont le SNC, les reins, le foie, les systèmes immunologique et hématologique ainsi que le développement et la reproduction (Guyton *et al.* 2014; US EPA 2012). La conclusion de l'évaluation approfondie de la relation-réponse pour les effets non cancérogènes du tétrachloroéthylène indique que la **neurotoxicité** est l'effet sanitaire jugé le plus pertinent dans l'évaluation des risques autres que le cancer (US EPA 2012; Santé Canada 2015). Parmi les effets neurologiques étudiés, les troubles de la vision des couleurs en particulier sont décrits comme les effets les plus sensibles, survenant pour les plus faibles niveaux d'exposition au tétrachloroéthylène, dans les études publiées.

- **Analyse des VTR existantes**

L'OEHHA (2008) a retenu la neurotoxicité (tests neurocomportementaux) ainsi que la sensation d'irritation des voies aériennes supérieures et des yeux comme effets critiques, à partir de l'étude de Stewart *et al.* (1970). Cette valeur a été évaluée par l'Anses en 2010. L'OEHHA avait alors estimé que l'étude source de Stewart *et al.* (1970) présentait une méthodologie et des résultats moins solides que l'étude d'Altmann *et al.* (1992). L'ajustement au temps proposé par l'OEHHA n'a par ailleurs pas été jugé pertinent par l'Anses (2010a).

Les experts de la TCEQ (2015) retiennent la neurotoxicité comme effet critique (trouble de la mémoire) pour la construction d'une VTR par voie respiratoire court terme et se basent sur l'étude d'Altmann *et al.* (1992) comme étude clé. Cette étude a été conduite chez des volontaires exposés 4 heures par jour pendant 4 jours. Les résultats de cette étude montrent un déficit psychomoteur (augmentation de la latence centrale des PEV, trouble de la coordination et de la vigilance) chez les sujets exposés à 50 ppm vs ceux exposés à 10 ppm. Une NOAEC de 10 ppm a donc été identifiée à partir de cette étude (Anses 2018). Ils n'effectuent toutefois pas d'ajustement temporel de la NOAEC de 10 ppm pour l'élaboration de leur VTR, arguant qu'il est incertain que la durée d'exposition influe sur les effets neurotoxiques aigus du tétrachloroéthylène. Par ailleurs, la NOAEC ayant été identifiée pour des expositions discontinues de 4 heures par jour pendant seulement 4 jours, il est incertain qu'elle soit valide pour une exposition continue de plus de plus de 4 jours. En effet, la simulation cinétique d'une exposition continue à la NOAEC de 10 ppm montre que la concentration de tétrachloroéthylène dans le sang artériel augmente progressivement (Figure 4) pour atteindre un plateau à 14 jours. De même, les concentrations de tétrachloroéthylène dans les prélèvements de sang veineux réalisés avant chacune des expositions quotidiennes de 4 h à 10 ppm de tétrachloroéthylène dans l'étude d'Altmann *et al.* (1990), augmentaient quotidiennement (de 36 µg.L⁻¹ avant la seconde exposition jusqu'à 56 µg.L⁻¹ après la 4^e exposition de 4 h). L'étude de Chiu *et al.* (2007) met également en évidence l'augmentation progressive des concentrations de tétrachloroéthylène sanguin 4 à 6 h après l'exposition de volontaires masculins à 1 ppm de tétrachloroéthylène pendant 6 h. Ces données suggèrent qu'une exposition continue ou répétée (> 4 jours) peut générer des concentrations de

tétrachloroéthylène sanguin plus élevées que celles mesurées après 4 expositions quotidiennes de 4 h.

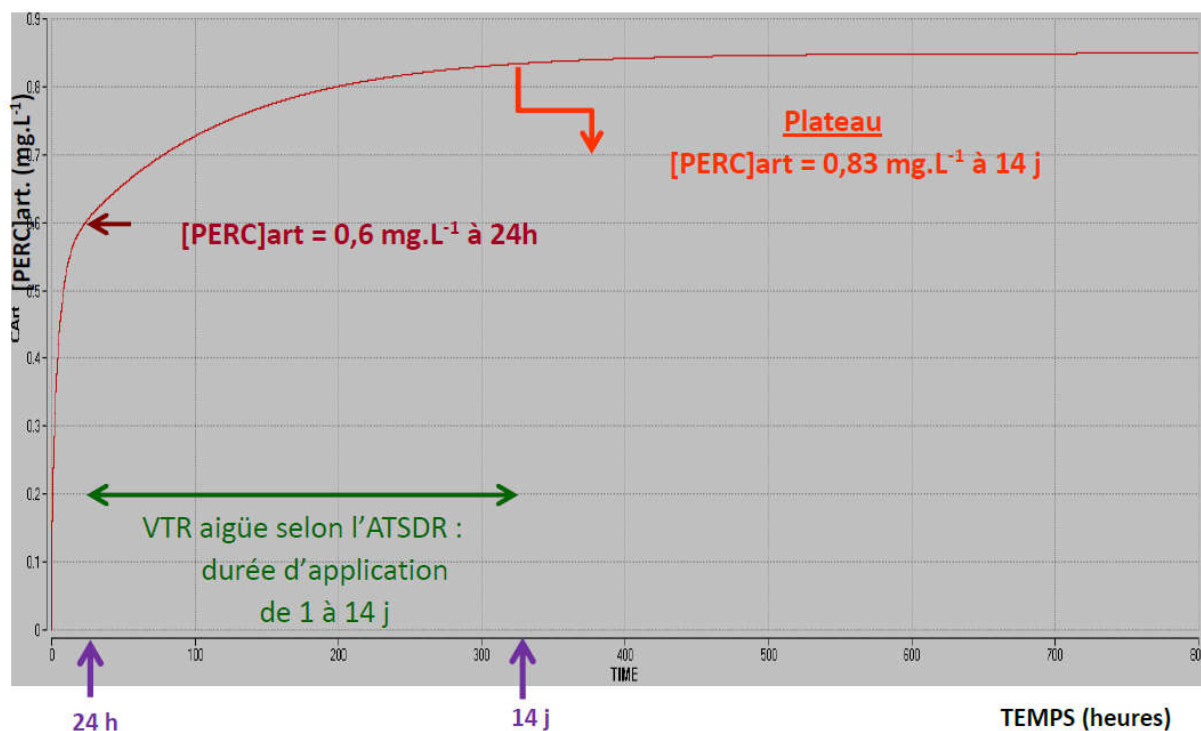


Figure 4 : Concentration de tétrachloroéthylène pour une exposition continue à la NOAEC de 10 ppm

Dans son évaluation de 2019, l'**ATSDR** a retenu la neurotoxicité comme effet critique, mais a considéré que, du fait de leurs insuffisances décrites ci-dessus, les études d'Altmann *et al.* (1990, 1992) ne pouvaient être retenues comme études-clés. Notant que, dans ces études, la NOAEC ajustée était de 2 ppm (exactement 1,7 ppm : $10 \times 4/24$) était à peu près identique à la LOAEC ajustée dans l'étude de toxicité chronique de Cavalleri *et al.* (1994), l'ATSDR a retenu cette dernière étude comme étude-clé et les troubles de la vision des couleurs comme effet critique. Étant donné que les concentrations de tétrachloroéthylène dans le sang après une exposition court terme ou long terme sont très proches, le MRL chronique a été adopté comme MRL aigu.

L'Anses a proposé en 2018 de construire une VTR court terme sur la base de l'étude d'Altmann *et al.* (1992) avec comme effet critique, la baisse des performances dans les tests de coordination et de vigilance. Aucune nouvelle donnée ne remet en cause la VTR court terme de l'Anses construite en 2018. La construction de cette VTR est détaillée en annexe 2.

4.2.2 VTR moyen et long terme à seuil

- **Choix de l'effet critique**

Comme pour les expositions court terme, la **neurotoxicité** est l'effet sanitaire jugé le plus pertinent dans l'évaluation des risques autres que le cancer (US EPA 2012; Santé Canada 2015).

- **Analyse des VTR moyen et long terme à seuil**

- VTR moyen terme

La seule VTR moyen terme existante est celle de l'**ATSDR (2019)**, qui était celle présentée dans le rapport préliminaire de l'ATSDR de 2014. Selon l'ATSDR, les études ayant évalué les effets neurologiques ou neurocomportementaux chez l'animal pour une durée d'exposition au tétrachloroéthylène intermédiaire (entre 24 heures et 90 jours) ont identifié des niveaux d'effets beaucoup plus importants que les études d'exposition aiguë chez l'Homme. De plus, les données disponibles suggèrent que les faibles niveaux d'effets observés chez l'Homme après exposition court terme sont similaires à ceux observés après exposition long terme à la LOAEC de 1,7 ppm de Cavalleri *et al.* (1994) (concentration ajustée en exposition continue). Ceci suggère qu'une même VTR pourrait être applicable pour toutes les durées d'exposition. Le modèle PBPK de Chiu et Ginsberg (2011) a été utilisé afin d'évaluer l'influence de la durée d'exposition sur la concentration de tétrachloroéthylène dans le sang artériel, ainsi que sur l'AUC de la courbe de concentration du tétrachloroéthylène sanguin en fonction du temps pour une exposition continue à 1,7 ppm.

- VTR long terme à seuil

L'**OEHHA, en 1991**, a recommandé une VTR construite anciennement par l'US EPA. La méthode de construction n'étant pas explicitée et cette valeur ayant été révisée depuis par l'US EPA, on peut considérer la VTR de l'OEHHA comme obsolète, au vu des données publiées depuis.

Santé Canada, en 1996, a proposé une valeur élaborée à partir de données expérimentales chez la souris (NTP 1986), alors que tous les autres organismes proposaient des VTR élaborées à partir de données humaines. La VTR recommandée par Santé Canada est élevée et les effets critiques sur lesquels elle se fonde ne sont pas directement extrapolables à l'Homme.

Le **RIVM, en 2001**, a repris une VTR établie comme valeur guide pour la qualité de l'air par l'OMS en 1995, retenant comme effet critique la toxicité rénale du tétrachloroéthylène chez l'homme (LOAEC de 14,8 ppm, soit 100 mg.m⁻³) à partir de l'étude de Mutti *et al.* (1992). Cette valeur de référence ne peut être retenue, car elle est issue d'une étude transversale, dans laquelle l'exposition au tétrachloroéthylène a été évaluée par une unique campagne conduite au moment de la recherche des effets rénaux, alors que tous les participants étaient exposés depuis plus de 10 ans. D'autre part, les effets rénaux ne sont pas des effets critiques du tétrachloroéthylène, car ils apparaissent pour des expositions beaucoup plus fortes que les effets neurologiques centraux.

L'**OMS, en 2000 et 2010** a maintenu sa valeur guide dans l'air établie en **1995**. Cette valeur, également adoptée par le RIVM en 2001 n'est pas retenue pour les raisons citées dans le paragraphe précédent.

La **TCEQ, en 2001**, a retenu une LOAEC de 15 ppm (100 mg.m⁻³) pour des effets neurocomportementaux (diminution de la vigilance, de la coordination yeux-bras et augmentation du temps de réaction), mesurés sur une population de travailleurs dans l'étude de Ferroni *et al.* (1992). Le MRL a été déduit de ce PoD en lui appliquant un ajustement temporel et un facteur d'incertitude global de 100. Cependant, dans cette étude, les tests neurocomportementaux ont été conduits chez 30 témoins et chez 60 femmes travaillant dans des établissements de nettoyage à sec. L'exposition de ces dernières a été caractérisée par

4 campagnes de mesurages conduites pendant la période des tests. L'exposition de l'ensemble des employées a été caractérisée par la médiane des concentrations mesurées (15 ppm) alors qu'elle était très variable d'une personne à l'autre et pour un même individu (1-67 ppm). En outre, les résultats de ces campagnes de mesurages n'étaient très probablement pas représentatifs des expositions de l'ensemble de la carrière des intéressées qui n'étaient pas exposées qu'au tétrachloroéthylène, mais aussi à d'autres solvants organiques, également neurotoxiques. Le NRC, qui a mené une analyse de la robustesse méthodologique des différentes études rapportées dans la littérature portant sur les effets neurologiques du tétrachloroéthylène, ne retient pas cette étude parmi celles recevables (Ineris 2000). Pour ces raisons, l'étude-clé choisie ne semble pas être la plus pertinente. De plus, la démarche d'ajustement effectuée est différente de celle recommandée par le guide méthodologique de l'Anses (Anses – à paraître).

L'OMS en 2010 a maintenu une MRL proposée en 1995, sur la base de l'étude de Ferroni *et al.* (1992), comme le TCEQ (2001), mais en réalisant uniquement un ajustement temporel. Pour les mêmes raisons que celles évoquées dans le paragraphe précédent, l'étude-clé choisie ne semble pas être la plus pertinente.

L'OMS en 2006 a retenu une LOAEC de 12 ppm (83,4 mg.m⁻³) issue de l'étude de Seeber (1989). Dans cette étude, 2 groupes de 57 et 44 employés d'établissements de nettoyage à sec respectivement « faiblement » et « fortement » exposés, ainsi que 84 témoins ont été évalués par des tests neurocomportementaux. Des altérations de la vitesse de perception visuelle retardée, de l'attention et de la détection visuelle ont été observées chez tous les personnels exposés, comparés au témoins. Il n'y avait pas de différences entre le groupe faiblement exposé (moyenne : 83,4 mg.m⁻³) et le groupe fortement exposé (363,8 mg.m⁻³). Le PoD identifié est la LOAEC de 83 mg.m⁻³, dont la *Tolerable concentration* (TC) recommandée par l'OMS est déduite en lui appliquant un ajustement temporel et un facteur d'incertitude global de 100. L'étude de Seeber (1989) ne peut être retenue comme étude de référence, car les modalités de la caractérisation des expositions est imprécise. En outre, des études ultérieures de bonne qualité ont détecté des effets neurotoxiques pour des expositions plus faibles au tétrachloroéthylène.

L'US EPA en 2012, a proposé une valeur basée sur deux études épidémiologiques conduites chez des travailleurs :

- l'une est l'étude de Cavalleri *et al.* (1994) qui identifie une LOAEC de 7,3 ppm (50 mg.m⁻³), pour la survenue de troubles de la vision des couleurs chez des travailleurs exposés au tétrachloroéthylène (voir section 4.4). La RfC est déduite de ce PoD, après ajustement temporel et application d'un facteur d'incertitude global de 1 000.
- l'autre est une étude d'Echeverria *et al.* (1995) qui a identifié une LOAEC de 156 mg.m⁻³ pour la survenue de troubles cognitifs (en particulier des fonctions visiospatiales), dans une cohorte d'employés d'établissements de nettoyage à sec exposés au tétrachloroéthylène. La RfC est déduite de ce PoD, après ajustement temporel et application d'un facteur d'incertitude global de 1 000.

La valeur RfC développée a été évaluée par l'Anses en 2013 et 2018. Elle avait alors identifié plusieurs limites relatives à la construction de cette valeur (Anses 2018) :

1) le choix des études-clés (« l'effet observé est très sensible et le test utilisé également » ; « l'absence d'aspect cumulatif (absence de corrélation avec la durée d'exposition) fait penser

à un effet aigu et il semble difficile de construire une VTR chronique basée sur ce type d'effet ») ;

2) la démarche de construction, qui avec le fait de moyenniser plusieurs VTR n'est pas en adéquation avec la méthode de construction de VTR telle que suivie par l'Anses. Il avait également été estimé que la dose de 15 mg.m^{-3} issue de l'étude de Cavalleri *et al.* (1994) ne pouvait pas être considérée comme un LOAEC, cette valeur étant considérée comme un NOAEC dans d'autres études basées sur un nombre suffisant de sujets ;

3) les facteurs d'incertitude (« un Fl_L de 3 aurait été suffisant pour passer du LOAEC au NOAEC ; un Fl_H de 5 aurait été nécessaire du fait même de la sensibilité de l'anomalie relevée et la valeur de 10 pour l' Fl_D semble excessive étant donné le nombre d'études chez l'Homme et chez l'animal disponibles sur cette substance »).

L'Anses n'avait par conséquent pas retenu la RfC proposée par l'US EPA (2012) comme VTR chronique pour le tétrachloroéthylène. La LOAEC identifiée par l'US EPA dans l'étude de Cavalleri *et al.* (1994) est la moyenne des expositions des personnes directement ($7,3 \text{ ppm}$, soit 50 mg.m^{-3}) et indirectement exposées (sous-groupe d'employés assignés au repassage : $4,8 \text{ ppm}$, soit 33 mg.m^{-3}), soit 42 mg.m^{-3} . Toutefois, lorsque la corrélation entre la dose d'exposition au tétrachloroéthylène et l'augmentation de l'Index de Confusion des Couleurs (ICC) est testée en stratifiant selon les sous-groupes d'employés, une différence significative d'ICC par rapport au groupe contrôle n'est observée que pour les employés les plus fortement exposés, soit les nettoyeurs à secs. De façon plus appropriée, la LOAEC devrait donc correspondre à la concentration d'exposition moyenne de ces derniers, soit $7,3 \text{ ppm}$ (50 mg.m^{-3}) et après ajustement temporel $1,8 \text{ ppm}$ (12 mg.m^{-3}).

L'ATSDR, en 2019, comme dans son rapport préliminaire de 2014, a retenu comme effet critique l'altération de la vision des couleurs évaluée par le test de Lanthony D-15d dans l'étude de Cavalleri *et al.* (1994) (voir section 4.4). L'ATSDR retient comme PoD, pour l'élaboration de son MRL, la LOAEC de $7,3 \text{ ppm}$ (50 mg.m^{-3}). Un ajustement temporel et un facteur d'incertitude global de 300 ont été appliqués à ce PoD.

Le Danish EPA (2014) a retenu comme valeur guide, le MRL de l'US EPA (2012).

En 2018, l'Anses a proposé de construire une VTR long terme sur la base de l'étude de Cavalleri *et al.* (1994) avec comme effet critique, la diminution de la vision des couleurs. Elle a retenu cette VTR long terme comme VTR moyen terme.

Aucune nouvelle donnée ne remet en cause les VTR moyen et long terme de l'Anses construites en 2018. La construction de ces VTR est détaillée en annexe 2.

4.2.3 VTR long terme pour les effets cancérigènes

- **Choix de l'effet critique**

Les données épidémiologiques disponibles n'apportent pas de preuve suffisante de la cancérigénicité du tétrachloroéthylène chez l'Homme, quel que soit le site ou le type de tumeur considéré. En outre, elles ne permettent d'évaluation d'une relation dose-réponse.

En revanche, il y a des preuves suffisantes de la cancérigénicité du tétrachloroéthylène dans deux espèces animales, en particulier quand il est inhalé. Chez l'animal, des études de cancérigénicité du tétrachloroéthylène ont été conduites par inhalation, chez le rat et la souris :

- L'exposition de rats par voie respiratoire a induit des **leucémies monocytaires** chez les animaux des deux sexes, dans deux études. Dans l'une de ces études, un excès de risque de **tumeurs testiculaires interstitielles** et une relation dose réponse pour les **gliomes cérébraux** ont été observés chez les mâles. Dans l'autre étude, une augmentation de l'incidence des fibroadénomes mammaires a été observée, mais seulement à la plus faible dose.
- L'exposition de souris par voie respiratoire a augmenté l'incidence des **adénomes et des carcinomes hépato-cellulaires** chez les animaux des deux sexes. En outre, dans une étude, l'incidence combinée des **hémangiomes et des hémangiosarcomes** était significativement augmentée chez les animaux des deux sexes, une relation dose-réponse était observée pour les hémangiosarcomes hépatiques et spléniques et pour les **tumeurs des glandes de Harder**, chez les mâles.

Les tumeurs observées chez le rat et la souris ne sont pas les mêmes que celles dont les incidences sont augmentées dans certaines des études épidémiologiques disponibles. De plus, pour chacun des types de tumeurs dont l'incidence est augmentée chez le rat et la souris, cet effet n'a été observé que dans une des deux espèces testées. Il est donc incertain que cet effet soit extrapolable à l'Homme. Malgré les incertitudes concernant l'extrapolation de ces effets à l'Homme, le choix est fait de retenir cette hypothèse, considérée comme protectrice.

Dans les études disponibles, les tumeurs pour lesquelles la relation dose-réponse est la mieux caractérisable sont les leucémies monocytaires (LCM) chez le rat et l'agrégat des adénomes et des adénocarcinomes hépato-cellulaires, chez la souris.

La **LCM** observée chez le rat est d'une pertinence limitée pour l'Homme. Elle est toutefois similaire à la leucémie à grands lymphocytes granuleux T (LGLGT) touchant les lymphocytes NK, rare chez l'homme (Thomas *et al.* 2007). Malgré cette analogie, l'évaluation de la relation dose-réponse pour les leucémies monocytaires est difficilement utilisable pour l'évaluation des risques chez l'Homme, car les rats, contrairement à l'espèce humaine, sont génétiquement prédisposés à développer cette maladie (Ishmael et Dugard 2006).

Les **tumeurs hépatiques sous forme d'adénomes et de carcinomes** ont été observées par plusieurs laboratoires chez la souris aussi bien chez les mâles que les femelles, et ce dans plusieurs souches (B6C3F1, Crj:BDF1) après inhalation (JISA 1993; NTP 1986) et après gavage de tétrachloroéthylène (NCI 1977). Ces effets suivent également une relation dose-effet monotone. Par conséquent, les experts du NRC considèrent que cet effet est le mieux adapté à la dérivation d'une valeur de référence (NRC 2010). Même si différents modes d'action ont été considérés, aucun n'a été désigné comme étant le seul facteur causal des tumeurs hépatocellulaires.

- **Choix de l'hypothèse de construction**

Les données disponibles considérées dans leur ensemble ne sont pas en faveur d'un mécanisme génotoxique des effets cancérogènes, mais ne permettent pas non plus de rejeter formellement cette hypothèse. L'Anses a donc proposé un ERU selon une approche sans seuil.

- **Analyse des VTR cancérogènes existantes**

Deux organismes (MassDEP 2014; OEHHA 2018) ont retenu l'augmentation de l'incidence des leucémies monocytaires chez le rat, comme effet cancérogène critique, pour élaborer des

VTR sans seuil. Du fait de la difficulté d'extrapolation à l'Homme et des relations dose-réponse caractérisées chez le rat, pour cette tumeur, cet effet ne peut être retenu.

L'US EPA (2012), la TCEQ (2015) et l'OEHHA (2016) ont retenu l'augmentation de l'incidence de l'agrégat adénomes/adénocarcinomes hépato-cellulaires, comme effet critique.

La TCEQ a opté par défaut pour une approche sans seuil de la relation dose-réponse pour les effets cancérogènes liés au tétrachloroéthylène. L'étude clé utilisée est celle du NTP (1986), (dans laquelle des souris ont été exposées à 0, 100 ou 200 ppm de tétrachloroéthylène, pendant 103 semaines. L'unité de dose choisie est la quantité moyenne de tétrachloroéthylène métabolisé dans le foie pour une vie entière par unité de poids du foie, soit la quantité de métabolites issue de la voie oxydative. Afin d'estimer cette quantité, le TCEQ a choisi la prédiction du modèle PBPK de Gearhart *et al.* (1993), modifié par Clewell *et al.* (2005) par inclusion des données toxicocinétiques humaines publiées par Volkel *et al.* (1998). Ce modèle décrit la production, la distribution et l'excrétion du principal métabolite du tétrachloroéthylène, l'acide trichloroacétique (TCA). Les paramètres de métabolisation du tétrachloroéthylène chez l'Homme ont été estimés sur la base de la cinétique d'excrétion du TCA après exposition par inhalation, en supposant que le TCA représentait 60 % du métabolisme total du tétrachloroéthylène chez l'Homme, tel qu'observé chez la souris et le rat (Clewell *et al.* 2005). Ce modèle n'inclut pas la voie de métabolisation par la GSH.

L'US EPA (2012) et l'OEHHA (2016) ont également retenu une approche sans seuil de la relation dose-réponse. Ils ont identifié une étude clé différente de celle retenue par le TCEQ : celle du JISA (1993), dans laquelle des souris des deux sexes ont été exposées à une gamme de doses plus étendue que dans l'étude du NTP : 0,10, 50, 250 ppm et des effets observés dès 50 ppm. L'ERU de l'OEHHA est la moyenne géométrique de 4 ERU : pour l'agrégat des adénomes et des carcinomes hépatocellulaires chez la souris, pour les leucémies monocytaires chez le rat et pour les incidences combinées de plusieurs cancers observés chez le rat et la souris. L'ERU de l'US EPA est le seul exclusivement fondé sur l'incidence de l'agrégat des adénomes et des carcinomes hépatocellulaires dans l'étude-clé du JISA (1993).

La BMC_{10L95} a été calculée en utilisant comme métrique la quantité moyenne de tétrachloroéthylène métabolisé dans le foie, par la voie oxydative, pendant la vie entière et par unité de poids du foie. Le modèle PBPK utilisé est celui de Chiu et Ginsberg (2011). La BMC_{10L95} et l'ERU ont d'abord été calculés en équivalent de dose interne et secondairement transformés en unité d'exposition externe (ppm et $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ et ppm^{-1} et $(\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3})^{-1}$, respectivement), en utilisant le modèle PBPK de Chiu et Ginsberg.

En 2018, l'Anses a retenu la VTR sans seuil par voie respiratoire proposée par l'US EPA pour les effets cancérogènes parce que :

- la VTR est fondée sur l'effet cancérogène le moins discutable pour l'extrapolation à l'espèce humaine : l'augmentation de l'incidence de l'agrégat des adénomes et des carcinomes hépatocellulaires chez la souris ;
- l'US EPA a identifié comme étude clé l'étude la plus pertinente car utilisant la plus large gamme de concentrations et les concentrations les plus faibles ;
- l'US EPA a utilisé l'hypothèse de construction la plus protectrice, celle d'un effet sans seuil de dose. Le mécanisme des effets cancérogènes du tétrachloroéthylène sont inconnus, y compris ceux des tumeurs hépatiques. Les données disponibles considérées dans leur ensemble ne sont pas en faveur d'un mécanisme génotoxique des effets cancérogènes, mais ne permettent pas non plus de rejeter formellement cette hypothèse ;
- le modèle PBPK utilisé est de bonne qualité ;

- les modalités des calculs de BMC_{10L95} et l'ERU étaient adéquats.

Cet ERU est de $2,6.10^{-7} (\mu\text{g.m}^{-3})^{-1}$ ($1,8.10^{-3}$ (ppm)⁻¹).

En 2023, l'Anses considère qu'aucune nouvelle VTR ou nouvelle étude ne permet de remettre en cause le choix fait par l'Anses en 2013 et en 2018.

Un niveau de confiance global **moyen/faible** a été attribué à cette VTR en se basant sur les trois critères suivants :

- choix de l'effet critique et hypothèse de construction sans seuil (moyen/faible),
- choix de l'étude-clé (moyen/faible),
- choix de la dose critique et construction de la VTR (moyen/fort).

4.3 Synthèse des VTR Anses par voie respiratoire pour le tétrachloroéthylène

Type de VTR	Organisme	Effet critique (étude clé)	Concentration critique	FI	VTR
VTR court terme	Anses	Baisse des performances dans les tests de coordination et de vigilance (Altmann <i>et al.</i> 1992)	NOAEC = 69 mg.m ⁻³ (10 ppm) <u>Ajustement temporel</u> NOAEC _{ADJ} (4/24h) = 13,8 mg.m ⁻³ (2 ppm)	10 FI _H = 10	VTR = 1,38 mg.m ⁻³ Soit 0,2 ppm Niveau de confiance : fort
VTR moyen terme	Anses	Reprise de la VTR chronique			VTR = 0,4 mg.m ⁻³ Soit 0,06 ppm Niveau de confiance : fort
VTR long terme	Anses	Trouble de la vision des couleurs (Cavalleri <i>et al.</i> 1994)	LOAEC = 50 mg.m ⁻³ (7,3 ppm) <u>Ajustement temporel</u> LOAEC _{ADJ} = [(8h/24h) x (5j/7j)] = 12 mg.m ⁻³ (1,8 ppm)	30 FI _H = 10 FI _L = 3	VTR = 0,4 mg.m ⁻³ Soit 0,06 ppm Niveau de confiance : fort
ERU (long terme) sans seuil	US EPA	Adénomes et carcinomes hépatocellulaires chez des souris mâles (JISA 1993)	Calcul d'une $BMC_{10\%L95\%} = 3,9.10^5 \mu\text{g.m}^{-3}$ Modèle PBPK (Chiu et Ginsberg, 2011)		$2,6.10^{-7} (\mu\text{g.m}^{-3})^{-1}$ $1,8.10^{-3}$ (ppm) ⁻¹ Concentrations associées à plusieurs niveaux de risques : 10⁻⁴ : 400 $\mu\text{g.m}^{-3}$ 10⁻⁵ : 40 $\mu\text{g.m}^{-3}$ 10⁻⁶ : 4 $\mu\text{g.m}^{-3}$ Niveau de confiance : moyen/faible

5 Mise à jour des VGAI françaises

5.1 Valeurs guides proposées précédemment par l'Anses (2010a)

- Court terme

Lors de la proposition de VGAI pour le tétrachloroéthylène en 2010, deux VTR étaient disponibles dans la littérature pour des expositions court terme au tétrachloroéthylène et répondaient aux critères de qualité scientifique retenus par les experts. En outre, ces derniers avaient jugé que l'étude source de Altmann *et al.* (1992) retenue par l'ATSDR présentait un protocole expérimental plus solide, notamment sur le choix des tests réalisés. Cette étude portait sur douze volontaires masculins soumis à une batterie de tests neurocomportementaux avant et après exposition au tétrachloroéthylène, afin d'estimer les performances de coordination motrice, de concentration, de reconnaissance des formes, de l'apprentissage ainsi que l'humeur.

Ainsi, l'Anses avait retenu la VTR de 1,38 mg.m⁻³ (0,2 ppm) publiée par l'ATSDR en 1997 pour une exposition court terme, comme VGAI court terme. Cette dernière est applicable d'une journée à 14 jours, durée de validité de la VTR de l'ATSDR.

- Moyen terme

Lors de la proposition de VGAI pour le tétrachloroéthylène en 2010, aucune VTR moyen terme n'était disponible.

L'Anses **n'avait pas proposé de VGAI moyen terme pour le tétrachloroéthylène**, en raison de l'insuffisance des données toxicologiques.

- Long terme

Pour les effets non cancérogènes, lors de la proposition de VGAI pour le tétrachloroéthylène en 2010, une VG et deux VTR avaient été jugées de bonne qualité scientifique par le groupe de travail. Concernant les divergences entre les effets critiques retenus pour la construction de la VG et ceux retenus pour les VTR, les atteintes neurologiques, rénales et hépatiques étaient jugées d'intérêt équivalent pour le choix de l'effet critique. L'US EPA indiquait dans son draft que les effets neurologiques étaient considérés comme les effets les plus sensibles. La VG de 250 µg.m⁻³ proposée par l'OMS s'avérait cependant équivalente à la VTR élaborée par l'ATSDR pour protéger des effets neurologiques et inférieure à celle de Santé Canada définie pour d'autres effets. **L'Anses avait proposé de fixer la VGAI à 250 µg.m⁻³, correspondant à la VG de l'OMS.** Cette VG est applicable pour des durées d'exposition supérieures à un an.

Pour les effets cancérogènes, lors de la proposition de VGAI pour le tétrachloroéthylène en 2010, seul l'OEHHA avait proposé un ERU de 5,9.10⁻⁶ (µg.m⁻³)⁻¹ en 2005. Cette valeur avait été déterminée à partir de l'étude de cancérogenèse du NTP (1986) dans laquelle une augmentation dose-dépendante de l'incidence des carcinomes hépatocellulaires avait été observée chez les souris des deux sexes. L'Anses avait estimé que l'étude source et la construction de la valeur présentaient des limites qui ne permettaient pas l'exploitation de l'ERU pour une proposition de VGAI. L'Agence **n'avait donc pas proposé de VGAI long terme pour des effets cancérogènes.**

5.2 Nouvelles VGAI françaises

Sur la base de l'expertise de l'Anses sur les VTR pour le tétrachloroéthylène présentées dans l'annexe 2, il est proposé une mise à jour des VGAI du tétrachloroéthylène (Tableau 17).

Pour une exposition court terme, la VTR retenue par l'Anses en 2018 est la même que celle qui avait été retenue en 2010 comme VGAI court terme française, portant sur des effets neurotoxiques et pour laquelle le niveau de confiance global est fort. La VGAI court terme reste donc à $1,38 \text{ mg.m}^{-3}$, applicable d'une journée à 14 jours.

Les effets neurotoxiques observés chez l'Homme ont également été retenus pour la construction des VTR moyen et long terme. Le niveau de confiance global est fort pour ces deux VTR. Il est donc proposé une VGAI moyen terme et une VGAI long terme à $0,4 \text{ mg.m}^{-3}$, en cohérence avec les VTR moyen et long terme élaborées par l'Anses en 2018.

Pour les effets cancérigènes, un mécanisme d'action cancérigène sans seuil a été considéré par défaut, compte tenu de la méthode de construction des VTR pour des effets cancérigènes : le mécanisme des effets cancérigènes du tétrachloroéthylène n'est pas connu ; les données disponibles ne sont, dans leur ensemble, pas en faveur d'un mécanisme génotoxique sans seuil, mais ne permettent pas non plus de l'écartier formellement ; dans cette situation le choix de l'hypothèse de construction la plus protectrice s'impose. L'ERU retenu est basé sur une étude animale avec comme effet critique l'augmentation concentration dépendante de l'incidence des adénomes/carcinomes hépatocellulaires. Le niveau de confiance pour cette VTR sans seuil est moyen-faible. Les VGAI correspondantes sont exprimées sous la forme de concentrations correspondant à une probabilité de survenue de la maladie de 1 pour 100 000 et de 1 pour 1 000 000. Cette VGAI pour les effets cancérigènes du tétrachloroéthylène est protectrice.

Aucune nouvelle VTR ou nouvelle étude ne permet de remettre en cause les VTR proposées par l'Anses en 2018.

Tableau 17 : Synthèse des VGAI françaises du tétrachloroéthylène mises à jour par l'Anses

Étude clé	Effet critique	VGAI	Durée d'application	Niveau de confiance de la VTR
VGAI court terme				
Altmann <i>et al.</i> (1992)	Neurotoxicité (baisse des performances dans les tests de coordination et de vigilance)	1 380 $\mu\text{g.m}^{-3}$ (0,2 ppm)	Pour une exposition de 1 à 14 jours	fort
VGAI moyen terme				
Cavalleri <i>et al.</i> (1994)	Neurotoxicité (trouble de la vision des couleurs)	400 $\mu\text{g.m}^{-3}$ (0,06 ppm)	Pour une exposition de 14 jours à 1 an	fort
VGAI long terme				
Cavalleri <i>et al.</i> (1994)	Neurotoxicité (trouble de la vision des couleurs)	400 $\mu\text{g.m}^{-3}$ (0,06 ppm)	Pour une exposition > 1 an	fort

Étude clé	Effet critique	VGAI	Durée d'application	Niveau de confiance de la VTR
JISA (1993)	Adénomes et carcinomes hépatocellulaires chez des souris mâles	40 µg.m⁻³ pour un niveau de risque de 10 ⁻⁵ 4 µg.m⁻³ pour un niveau de risque de 10 ⁻⁶	Pour une exposition vie entière correspondant à un niveau de risque de 10 ⁻⁵ ou de 10 ⁻⁶	moyen faible

Des expositions court terme ou moyen terme peuvent survenir dans des situations particulières, par exemple dans le cas de pollution historique d'anciens sites industriels ou activités de service. L'exposition au tétrachloroéthylène est souvent simultanée avec celles d'autres substances chimiques, en particulier des solvants chlorés.

Les interactions entre le tétrachloroéthylène et le trichloroéthylène ont été documentées par l'ATSDR en 2004 et reprises en Annexe 3 dans la mesure où ces deux composés peuvent potentiellement être présents de façon concomitante dans l'air intérieur. Il avait été conclu de façon générale qu'une coexposition au tétrachloroéthylène et au trichloroéthylène chez l'Homme peut induire une inhibition du métabolisme du trichloroéthylène et ainsi altérer les réponses cancérogènes et non cancérogènes dues aux métabolites du trichloroéthylène dans le foie et le rein. Cependant, la déduction de cette interaction métabolique ne peut être extrapolée aux effets sur le système nerveux (dépression de système nerveux central) car le mécanisme de ceux-ci est mal connu. Ainsi, il est plus prudent de ne pas tenir compte de ces co-expositions et de conserver la VGAI plus protectrice quel que soit le contexte. Il est plausible que le tétrachloroéthylène, le trichloroéthylène et le trichloroéthanol (métabolite du trichloroéthylène) puissent induire des effets additifs sur le système nerveux (ATSDR 2004).

Date de validation de la partie A du rapport d'expertise collective par le comité d'experts spécialisé (CES) « Valeurs sanitaires de référence » : 10 novembre 2023

Partie B du CES Air : Évaluation des méthodes de mesure

6 Méthodes de mesure dans l'air des lieux de travail et dans l'air intérieur

Les méthodes de mesure de la concentration d'une substance dans l'air des lieux de travail et l'air intérieur sont évaluées de manière à recommander une ou plusieurs méthodes de référence permettant d'effectuer des mesures de concentration de la substance à des fins de comparaison avec les valeurs de référence proposées par l'Anses.

L'objectif n'est pas de classer l'ensemble des méthodes selon un système de notation chiffrée mais plutôt de présenter de manière structurée et systématique les critères permettant d'arriver à un choix final fondé sur un jugement scientifique.

La méthodologie de travail a fait l'objet d'un rapport du groupe de travail « Métrologie ». Le principe général est le suivant.

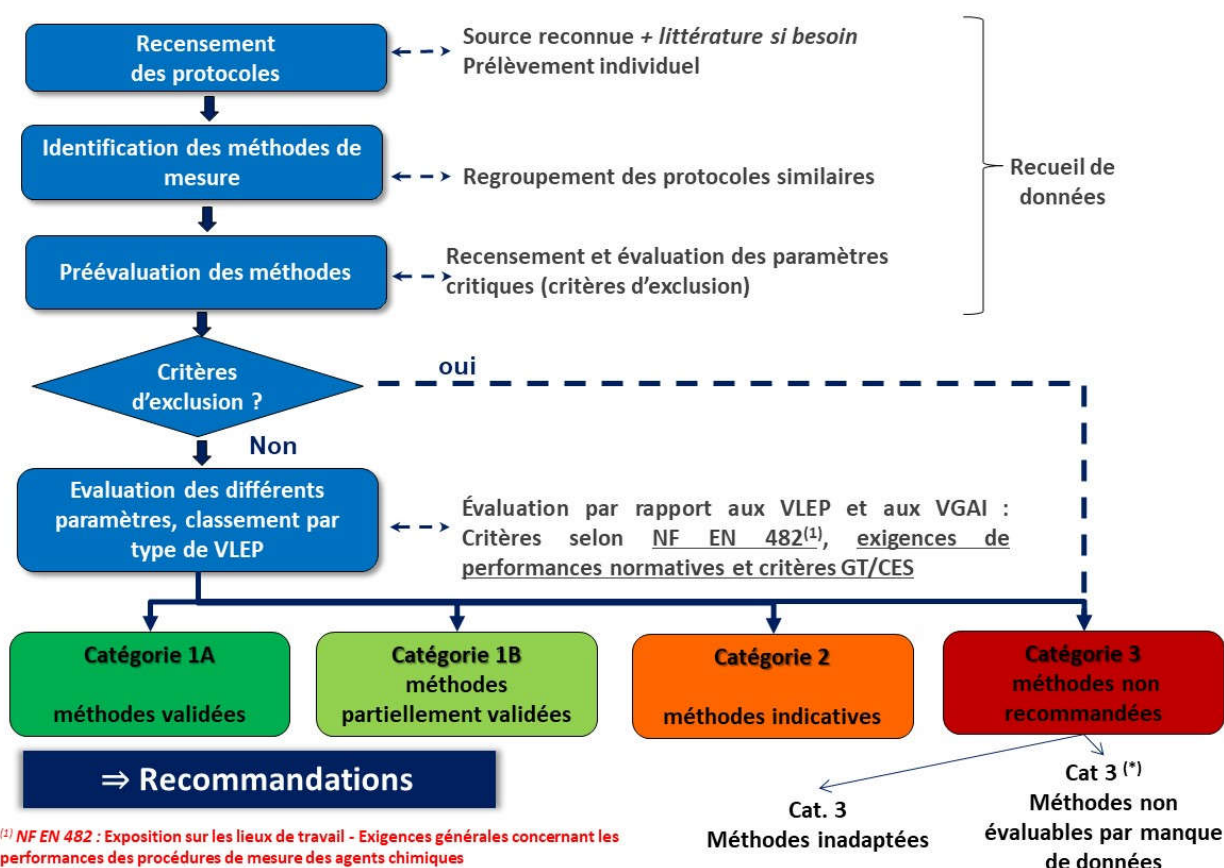


Figure 5 : Principe général d'évaluation des méthodes de mesure (Anses 2020)

6.1 Recensement des méthodes de mesure

Le tableau 16 présente les méthodes et protocoles de mesure de la concentration en tétrachloroéthylène dans l'air des lieux de travail et l'air intérieur recensés.

Tableau 18 : Tableau récapitulatif des méthodes de mesurage du tétrachloroéthylène dans l'air des lieux de travail et dans l'air intérieur

Méthode		Protocoles	
N°	descriptif	Air intérieur / Air ambiant	Air des lieux de travail
1	Prélèvement actif sur support adsorbant Désorption thermique Analyse par GC/FID ou GC/MS	NF EN ISO 16017-1(2012) INSHT NTP 978 (2013)	
		NF EN ISO 16000-6 (2012) EPA TO 17 (1999)	HSE MDHS 72 (1993) HSE MDHS 104 mth 1 (2016) DFG solvent mixtures method 5 (1997) DGUV Information 213-565 Method 03 (2014) NIOSH 2549 (1996) INRS MétroPol 338 (2016) INRS MétroPol Intervention Screening (2015)
2	Prélèvement par diffusion passive sur support adsorbant Désorption thermique Analyse par GC/FID ou GC/MS	NF EN ISO 16017-2 (2003)	
		LCSQA (2006, 2007) Ribes et al. (2007) Gallego et al. (2011) Diffusion radiale : référence Radiello COV désorbés thermiquement édition 02/2004 http://www.radiello.com/français/cov_ter_m_fr.htm	HSE MDHS 80 (1995) HSE MDHS 104 method 2 (2016) DFG solvent mixtures method 5 (1997)
3	Prélèvement par canister Préconcentration sur adsorbant ou cryoconcentration Analyse par GC/FID ou GC/MS	EPA TO-14 (1999) EPA TO-15A (2019) Rapports LCSQA (2004 & 2008) Ineris (2005)	/
4	Prélèvement actif sur tube adsorbant Désorption solvant Analyse par GC/FID ou GC/MS	/	INRS MétroPol M-405 + données validation 323 (2018) NIOSH 1003 (2003) OSHA 1001 (1999) OSHA 5000 (2021) HSE MDHS 96 (2000) INSHT MTA/MA-013/R87 : (1987) INSHT MTA/MA – 013/A16 : (2016) INSHT MTA/MA-045/A00 : (2000) MDHS 104 (2016) DGUV Information 213-565 Method 02 (2014) BGI 505-65E (2000) Solvent Mixtures method 1 (1997) BGIA 6600 (2006)
5	Prélèvement par diffusion passive sur support adsorbant Désorption solvant Analyse par GC/FID ou GC/MS	Diffusion radiale : référence Radiello COV désorbés thermiquement édition 02/2004 – http://www.radiello.com/français/cov_ter_m_fr.htm	INRS MétroPol M-407 (2016) HSE MDHS 88 (1997) OSHA 1001 (1999) NF X 43-280 (2013) NF ISO 16200-2 (2000)
6	Prélèvement par sac Tedlar® GC portable	EPA TO-14A (annex B) (1999)	NIOSH 3704 (1998)
7	Prélèvement actif sur tube adsorbant Désorption solvant Analyse par head space – GC/FID	/	DFG solvent mixtures method 4 (1997)
8	Mesure automatisée en continu par piège froid, désorption thermique online et analyse GC/FID bidimensionnel	LCSQA 2003	/

Parmi les 8 méthodes de mesure du tétrachloroéthylène recensées, 3 méthodes sont communes au domaine de l'air intérieur et l'air des lieux de travail et 4 méthodes sont spécifiques au domaine de l'air des lieux de travail. La dernière méthode documentée par le rapport du LCSQA (Etude 4, 12/2003), méthode n°8, permet une mesure automatisée en continu à l'aide d'un instrument de laboratoire. La méthode est fondée sur le piégeage séquentiel d'un échantillon d'air dans un piège froid Carbopack / Carbosieve SIII, qui subit ensuite une désorption thermique online avec une analyse en chromatographie bidimensionnelle GC²/FID². Il a été considéré que ce type de méthode, utilisant un appareillage de laboratoire lourd à mettre en œuvre, sortait du domaine de la mesure dans l'air intérieur et n'a pas fait l'objet d'une évaluation dans le cadre du présent rapport.

Les documents suivants ont été consultés, mais ils ne contiennent aucune information spécifique ou utile à l'évaluation des méthodes de mesure : les normes NF EN 13528 1-3, NF X43-280, NF EN 14412 sur les exigences des prélèvements passifs en air ambiant, atmosphères des lieux de travail et air intérieur.

Le détail des méthodes de mesure en termes de support de prélèvement, de traitement de l'échantillon et d'analyse est donné dans le tableau 19.

Tableau 19 : Détail des méthodes recensées et évaluées pour la mesure du tétrachloroéthylène

Méthodes							
n°	Référence	Prélèvement	Support	Désorption	Analyse		
1	DGUV Inf 213-565 Method 3	Actif	Chromosorb 106	Désorption thermique	GC/FID		
	DFG solvent Mixt Meth 5 MDHS-72 MDHS-104 (1) NF EN ISO 16017-1		Chromosorb 106 Tenax TA				
	NF EN ISO 16000-6		Tenax TA		GC/FID GC/MS		
	EPA TO-17/TO-17r Ribes et al. (2007) Gallego et al. (2011a)		Carbopack C/B/Carbosieve SIII Carbotrap/ Carbopack X/Carboxen-569		GC/MS		
2	DFG solvent Mixt Meth 5 MDHS 80 MDHS 104 (2) NF EN ISO 16017-2	Passif	Chromosorb 106 et 102 Tenax TA XAD-4	Désorption thermique	GC/FID		
	LCSQA 2006/2007 OQAI (2007) Gallego et al. (2011a, b)		Carbograph 4 (Radiello® 145 membrane 120-2)		GC/FID GC/MS		
	Données Fabricants		Radiello® 145 membrane 120-2		GC/FID GC/MS		
3	EPA-TO-14 EPA TO-15	Passif ou Actif par pressurisation	Canister	Pré-concentration	GC/MS		
	LCSQA 2004/2008						
4	NF ISO 16200-1	Actif	Charbon actif 100/50 (TCAN)	CS ₂	GC/FID		
	MDHS-96						
	NIOSH 1003						
	DFG Solvent Mixt Meth 1 DGUV Inf213-565 Meth 2 Metropol M-405						
	OSHA 1001						
	INSHT MTA/MA-013/A16 INSHT MTA/MA-045/A00						
	NF X43-267 MDHS-104 (3)					Charbon actif	GC/FID GC/MS
	BGI 505-65E					Charbon actif 300/800 (Dräger type B)	GC/FID
	BGIA 6600					Charbon actif 900/300	
5	MDHS 88 NF ISO 16200-2	Passif	Charbon actif Orsa-5, SKC 575-001, Radiello 130	CS ₂	GC/FID		
	Metropol-M407 GESTIS 106-3		Badge GABIE Charbon actif				
	OSHA 1001		Anasorb 747 SKC 575-002				
	Radiello / SKC / AT		Radiello® 130 / SKC / AT				
6	NIOSH 3704	Actif	sac Tedlar®	Préconcentrateur interne	GC/PID		
	EPA TO-14A (annex B)		Seringue à gaz				
7	DFG Solvent Mixt Meth 4	Actif	Charbon actif 700/300 (TCA)	DMF, DMAC, Al. benzylique ou Phtalate de diméthyle	Head-Space GC/FID		

6.2 Évaluation détaillée des méthodes de mesures pour la comparaison aux VGAI

Le tableau 20 présente le classement des méthodes recensées et évaluées pour la comparaison aux cinq VGAI élaborées pour le tétrachloroéthylène. L'évaluation est explicitée dans les paragraphes suivants.

Conformément aux recommandations du guide méthodologique d'évaluation des méthodes de mesure, les méthodes ont été évaluées pour des pas de temps de prélèvement :

- de 24h pour la comparaison à la VGAI court terme ;
- de 7 jours pour la comparaison aux VGAI moyen terme et long terme.

Tableau 20 : Classement des méthodes de mesure du tétrachloroéthylène pour la comparaison aux VGAI court terme, moyen terme et long terme (effets à seuil et sans seuil).

Méthode			Protocoles	VGAI pour les effets à seuil		VGAI pour les effets sans seuil
				Court terme 1 380 µg.m ⁻³	Moyen terme et Long terme 40 µg.m ⁻³ (risque 10 ⁻⁵)	Long terme 4 µg.m ⁻³ (risque 10 ⁻⁶)
1	Prélèvement actif sur tube adsorbant Désorption thermique Analyse par GC/FID ou GC/MS	Tenax TA Chromosorb 106 Carbotrap/ Carbopack X/Carboxen-569, tubes multi-lits	DGUV Inf 213-565 Meth 3 EPA TO-17/TO-17r INSHT NTP 978 NIOSH 2549, MétroPol 338	3	3	3
2	Prélèvement passif sur support adsorbant Désorption thermique Analyse par GC/FID ou MS	Chromosorb 106, 102, Tenax TA, XAD-4 Carbograph 4 (radiello®)	NF EN ISO 16017-2 LCSQA 2006/2007 Gallego <i>et al.</i> (2011a, b)	3	3	3
3	Prélèvement par canister Préconcentration Analyse GC/MS		EPA-TO-14A & TO-15 LCSQA 2004/2008	3*	3*	3*
4	Prélèvement actif sur tube adsorbant Désorption solvant Analyse par GC/FID ou GC/MS		NIOSH 1003 DGUV Inf213-565 Meth 2 MétroPol M-405 OSHA 1001 & 5000 INSHT MTA/MA-013/A16 & 045/A00 BGI 505-65E	2	2 à 30 mL.min ⁻¹	3
5	Prélèvement passif sur support adsorbant		MDHS 88 NF ISO 16200-2	2	3	3

Méthode	Protocoles	VGAI pour les effets à seuil		VGAI pour les effets sans seuil
		Court terme 1 380 µg.m ⁻³	Moyen terme et Long terme 40 µg.m ⁻³ (risque 10 ⁻⁵)	Long terme 4 µg.m ⁻³ (risque 10 ⁻⁶)
	Désorption solvant Analyse par GC/FID ou MS	OSHA 1001 INRS MétroPol M-407 (2016)		
6	Prélèvement direct ou sur sac Tedlar® Analyse par GC/PID portable	NIOSH 3704	3	3
7	Prélèvement actif sur tube adsorbant -Désorption solvant Analyse par head space - GC/FID	DFG Solvent Mixt Meth 4	3*	3*

(*) : Méthode non évaluable en l'absence de données de validation

Exigences : Pour les nouvelles VGAI tétrachloroéthylène proposées par l'Anses, les méthodes doivent être validées dans les intervalles de concentrations suivants :

- VGAI court terme (1 à 14 jours) : 138 à 2 760 µg.m⁻³
- VGAI moyen terme (14 jours à 1 an) : 40 à 800 µg.m⁻³
- VGAI long terme (> 1 an) : 40 à 800 µg.m⁻³

Pour les deux VGAI long terme établies en fonction du niveau de risque de 10⁻⁵ ou 10⁻⁶ pour protéger des effets cancérogènes :

- VGAI long terme pour un niveau de risque de 10⁻⁵ (> 1 an) : 4 à 80 µg.m⁻³
- VGAI long terme pour un niveau de risque de 10⁻⁶ (> 1 an) : 0,4 à 8 µg.m⁻³

Les figures 6 à 9 présentent les domaines pour lesquels les différentes méthodes ont été testées et validées ainsi que leur LQ au regard des VGAI recommandées. La méthode 1 n'est pas représentée car les volumes d'échantillonnage préconisés impliquent des débits de prélèvement sur 1 ou 7 jours inférieurs à 3,5 mL.min⁻¹, débits qui ne sont actuellement pas envisageables d'un point de vue technique, ou pour les autres méthodes qui ne présentent pas les données de validations permettant de définir un domaine d'application.

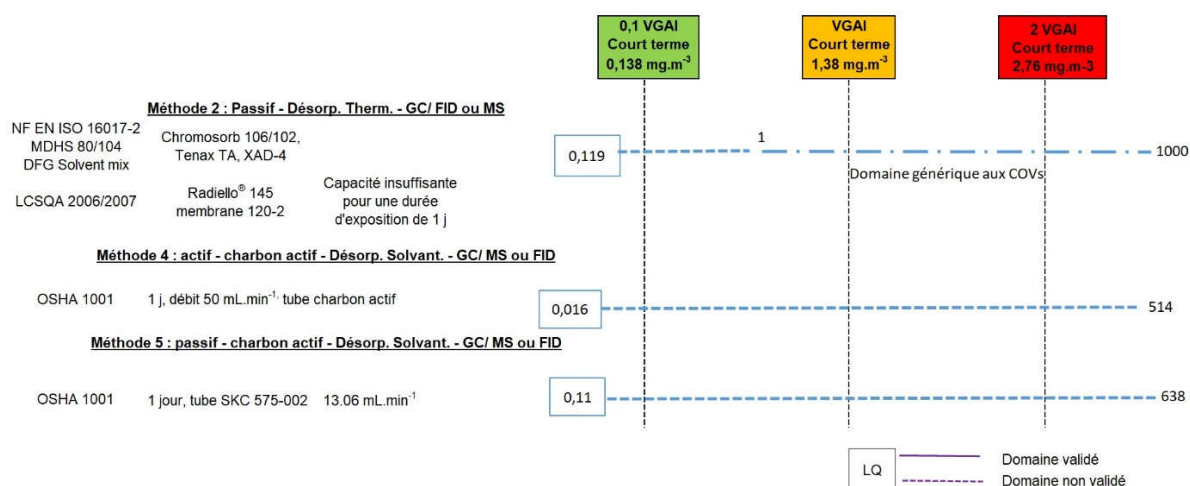


Figure 6 : Domaine accessible et limite de quantification des différentes méthodes comparés au domaine 0,1 à 2 fois la VGAI court terme de 1 380 µg.m⁻³

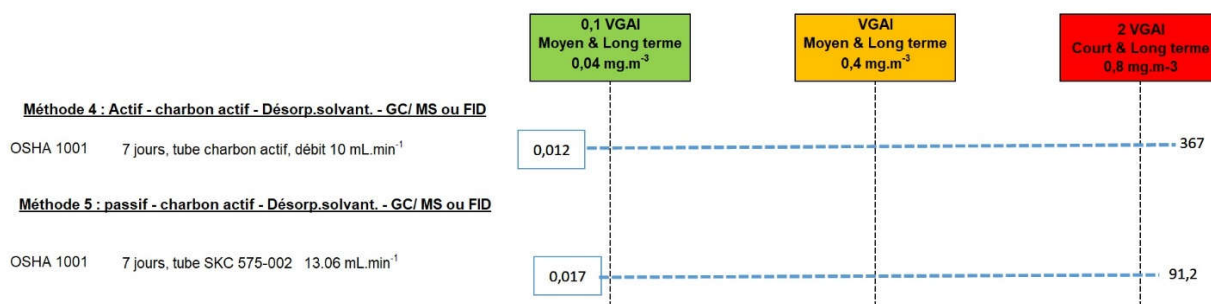


Figure 7 : Domaine accessible et limite de quantification des différentes méthodes comparés au domaine 0,1 à 2 fois les VGAI moyen et long terme de 400 µg.m⁻³

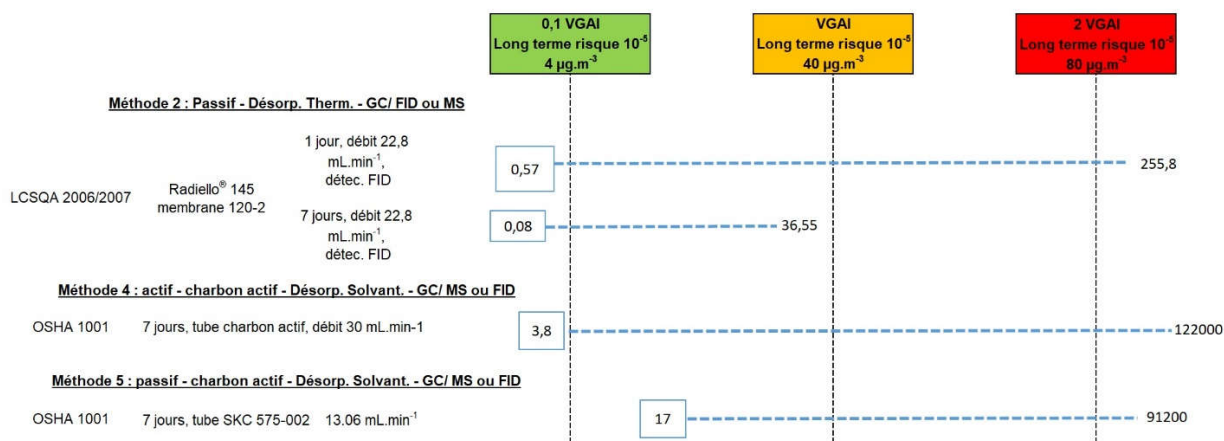


Figure 8 : Domaine de validité et limite de quantification des différentes méthodes comparés au domaine 0,1 à 2 fois la VGAI long terme pour un niveau de risque de 10⁻⁵ de 40 µg.m⁻³

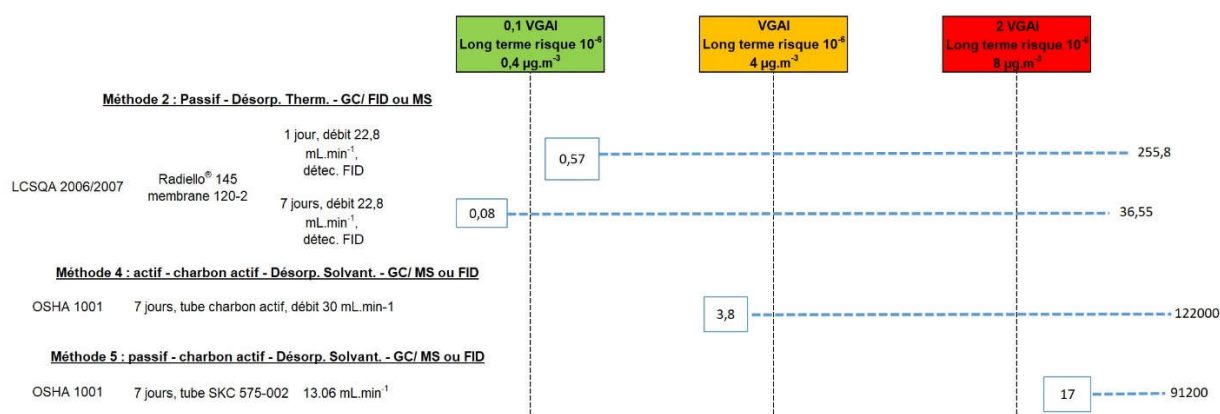


Figure 9 : Domaine accessible et limite de quantification des différentes méthodes comparés au domaine 0,1 à 2 fois la VGAI long terme pour un niveau de risque de 10^{-6} de $4 \mu\text{g.m}^{-3}$

6.2.1 Méthode n°1 : Prélèvement actif sur tube adsorbant, désorption thermique et analyse en GC/MS ou GC/FID

La méthode n°1 est fondée sur un prélèvement actif au travers d'un tube contenant un adsorbant granulaire. La désorption est thermique suivie de l'analyse par chromatographie en phase gazeuse avec détection par ionisation de flamme ou spectrométrie de masse. Selon les protocoles, différents adsorbants sont utilisés pour la rétention du tétrachloroéthylène : Chromosorb 106, Tenax TA, ou encore une association de lits successifs d'adsorbants, dit multi-lit, associant deux polymères graphités et un tamis moléculaire, telles Carbo-pack C / Carbo-pack B / Carbo-sieve SIII ; Carbotrap / Carbo-pack X / Carboxen 569 ou Carbo-pack Y / Carbo-pack B / Carboxen 1003. La méthode d'analyse a été évaluée sans différencier le mode de détection du fait que les protocoles disponibles ne mentionnent aucun élément de performance analytique, limite de détection, linéarité, spécifique de l'utilisation de l'un ou de l'autre des détecteurs.

Cette méthode est décrite au travers 9 protocoles génériques à la mesure des hydrocarbures chlorés et plus largement des COV mais qui présentent toutefois quelques données de validation propres au tétrachloroéthylène. Le protocole EPA TO 17 complété par des données issues des articles de Ribes *et al.* (2007) et Gallego *et al.* (2011a) est spécifique qu'au domaine de l'air ambiant. La norme NF ISO 16000-6 est relative au dosage des COV dans l'air intérieur ou à l'émission en chambre. La norme NF EN ISO 16017-1 porte à la fois sur l'air intérieur et l'air des lieux de travail et fournit principalement des exigences. Le protocole INSHT NTP 978 est aussi commun à l'air des lieux de travail et l'air ambiant et reprend des données des articles de Ribes *et al.* (2007) et Gallego *et al.* (2011a). Par ailleurs, 6 protocoles sont spécifiques à l'air des lieux de travail : DGUV Information 213-565 method 03, DFG solvant mixtures method 5, HSE MDHS 72 & 104 meth 1, NIOSH 2549, INRS MétroPol 338 et sa fiche de validation. Ces deux derniers protocoles, ainsi que la partie de l'EPA TO-17 ayant trait aux tubes renfermant 3 lits d'adsorbants, indiquent clairement qu'ils sont dédiés à la caractérisation qualitative des atmosphères, à l'identification des substances et non à leur quantification précise.

L'évaluation de la méthode n°1 repose principalement sur les données du protocole DGUV information 213-565 method 3 portant sur 4 hydrocarbures chlorés, dont le tétrachloroéthylène, et utilisant l'adsorbant Chromosorb 106 (300 mg/tube). L'utilisation d'un support multi-lit Carbotrap / Carbo-pack X / Carboxen 569 est évaluée sur la base du protocole

INSHT NTP 978. Pour d'autres associations d'adsorbants, les données complémentaires au protocole EPA TO-17, NIOSH 2549 et INRS MétroPol 338 avec sa fiche de validation 246, peuvent renseigner certaines données de validation avec utilisation de la détection par spectrométrie de masse.

Les données pour le prélèvement actif sur support Tenax TA sont très partielles et portées par des protocoles souvent génériques aux COV.

Domaine de validation :

Chromosorb 106 : de 13 à 261 mg.m⁻³ soit 2,6 à 52,2 µg sur le tube pour un prélèvement de 40 min à 5 mL.min⁻¹ soit un volume de 0,2 L (DGUV) ;

Carbotrap / Carbopack X / Carboxen-569 : 0,02 à 1 ng sur le tube par dopage gazeux de 0,4 L soit 0,15 à 7,41 µg .m⁻³ pour un volume de prélèvement de 135 L. 27 ng à 132 ng sur le tube pour évaluer les performances de différents critères de validation, 0,2 à 1,32 µg.m⁻³ pour respectivement 135 et 100 L prélevés (Ribes *et al.*, 2007) ;

Tenax TA : Domaine de validation non précisé dans les divers protocoles, est seulement indiqué un domaine d'applicabilité générique aux COV entre 0,5 µg.m⁻³ et 100 mg.m⁻³ pour des volumes de prélèvement recommandés variant de 0,1 à 10 L.

Spécificité de la méthode :

La méthode permet de mesurer le tétrachloroéthylène parmi d'autres COV ou hydrocarbures chlorés. Il convient de s'assurer que le choix de la colonne et les conditions chromatographiques permettent une bonne séparation entre les composés présents dans l'air échantillonné.

Linéarité :

Chromosorb 106 : La linéarité est vérifiée sur la gamme de calibration, à savoir 0,096 µg à 96,1 µg soit 0,32 à 320 mg.m⁻³ pour un volume d'air prélevé de 300 mL (DGUV).

Carbotrap / Carbopack X / Carboxen-569 : le domaine de linéarité, déterminé à partir de tubes dopés, couvre 0,01 à 480 ng mesurés avec l'ion spécifique m/z 166 et 0,6 à 960 ng mesurés avec l'ion spécifique m/z 168 (Ribes *et al.*, 2007).

Carbotrap / Carbopack B / Carboxen 1000 : La linéarité est vérifiée entre 34,3 et 137,2 µg dopés sur le tube à l'aide d'un mélange gazeux généré à 70% HR et 25°C (EPA TO-17).

Tenax TA : Non testée pour le tétrachloroéthylène.

Volume de claquage / capacité du support :

Chromosorb 106 : Le protocole DGUV Info 213-565 meth 3 préconise de ne pas dépasser un volume de 0,3 L. La capacité est au moins égale à 57,8 µg de tétrachloroéthylène pour 300 mg de phase, masse calculée à partir des tests de dopage réalisés pour évaluer la qualité de la conservation, 289 mg.m⁻³ pour 0,2 L prélevés.

Carbotrap / Carbopack X / Carboxen-569 : Ribes *et al.* (2007) en mettant deux tubes en séries ne retrouvent pas de tétrachloroéthylène dans le second tube pour 100 L et 135 L de prélèvement à des concentrations en tétrachloroéthylène respectivement de 1,32 et 0,2 µg.m⁻³ ainsi qu'en injectant directement 2000 ng de tétrachloroéthylène dans un tube sous un

balayage de 0,5 L d'hélium pur pendant 5 min à 30 °C sans humidité. L'absence de tétrachloroéthylène dans le second tube ne permet pas de conclure sur l'absence d'un claquage. Le tétrachloroéthylène, du fait de sa volatilité est piégé sur l'un des deux premiers lits d'adsorbant, le Carbotrap et le Carbopack X, noirs de carbone graphités non poreux de surface spécifique respectivement de l'ordre de 100 et 200 m². g⁻¹. En cas de perçage de ces premiers lits, ou de migration dû à un volume de prélèvement trop important, le tétrachloroéthylène sera alors fixé sur l'adsorbant suivant, le plus rétentif, le tamis moléculaire carboné Carboxen 569 (surface spécifique ≈ 500 m². g⁻¹). Piégé sur ce support ayant une grande capacité de rétention, il ne pourra atteindre le second tube placé en série. L'énergie calorifique dispensée lors de la désorption thermique du tube sera alors insuffisante pour "décrocher" le tétrachloroéthylène adsorbé sur le Carboxen et qui ne pourra donc pas, par conséquence, être quantifié.

Le volume de prélèvement de 115 L pour 24 h (57,6 L pour 8 h en milieu professionnel) préconisé dans le protocole INSHT NTP 398, reprenant les articles de Ribes et Gallego, est à comparer aux volumes préconisés pour des tubes multi-lit de caractéristiques proches du tube Carbotrap / Carbopack X / Carboxen-569 associant noir de carbone graphité et tamis moléculaire carboné. Ainsi, un volume de prélèvement de 4 à 6 L est préconisé pour le tube Carbopack Y / Carbopack B / Carboxen 1003 dans les protocoles NIOSH 2549 et MétroPol M 338. Pour, les tubes Carbopack B / Carbosieve SIII ou Carboxen 1000, Carbopack C / Carbopack B / Carbosieve SIII ou Carboxen 1000, Carbotrap / Carbopack B / Carboxen 1000 repris dans le protocole EPA TO-17, le volume de prélèvement recommandé est de 2 L, voire 5 L pour les composés de volatilité supérieure à n-C₄. Les fabricants " historiques " des tubes (Perkin-Elmer & Markes), sur la base du protocole TO-17, préconisent de ne pas dépasser un prélèvement de 4 L. Un volume de 5L est retenu par le GT.

Tenax TA : Volume de rétention du tétrachloroéthylène de 96 L (200 mg Tenax TA) pour un volume de sécurité (SSV) à 50% du volume de rétention soit 48 L (NF EN ISO 16017-1, MDHS-72, MDHS-104) sans précision sur la capacité massique de rétention du tétrachloroéthylène.

Efficacité de récupération :

Chromosorb 106 : taux de récupération de 94 à 99%, dopage gazeux, n=6, 4 concentrations testées à 23°C et 50% HR dans le domaine de validation (DGUV). Des essais comparatifs dans 2 laboratoires donnent un taux de récupération de 98 et 99% pour respectivement une concentration de 41,1 et 229 mg.m⁻³.

Carbotrap / Carbopack X / Carboxen-569 : L'efficacité de désorption est de 99,4 et 99,8% mesurée par la réanalyse du tube pour deux séries d'échantillons de terrain. Elle est déterminée par une seconde désorption à une température plus élevée, 350 °C, et à des niveaux de concentrations faibles compris entre 0,3 et 0,8 µg.m⁻³, soit respectivement 35 et 82 ng sur le tube (Ribes *et al.* 2007 ; Gallego *et al.* 2011a). Ce mode de détermination ne permet pas d'exclure la possibilité d'une fixation peu réversible du polluant sur le support adsorbant le plus rétentif, à savoir le tamis moléculaire Carboxen. Après stockage à 4°C pendant une semaine, le taux de récupération est de 125% pour une concentration de 0,28 µg.m⁻³ (Ribes *et al.* 2007).

Tenax TA : L'efficacité de récupération est considérée proche de 100% si le volume de prélèvement de sécurité pour le tétrachloroéthylène de 48 L n'est pas dépassé.

Prise en compte des paramètres environnementaux :

Chromosorb 106 : Les essais de validation ont été réalisés à des niveaux d'humidité relative (HR) de 40, 50, 60% à 22-23°C sans effet constaté (DGUV).

Carbotrap / Carbopack X / Carboxen-569 : Validation menée de 51 à 91% HR et de 10 à 21°C sur le tube multi-lit utilisé par Ribes *et al.* (2007), 62 et 68% HR et 17 et 26°C sur le même tube utilisé par Gallego (2011). Les protocoles NIOSH 2549 et MétroPol M 338 (val. 246) indiquent, pour un tube multi-lit renfermant une association comparable d'adsorbants, un piégeage de l'humidité et son influence sur l'analyse par génération d'un pic chromatographique important dû à l'eau capable de masquer par sa largeur les substances dont la température d'éluion ou d'ébullition est supérieure et proche de 100°C, tel le tétrachloroéthylène (121°C). L'eau peut être éliminée par un balayage à reflux du tube, hélium à 50°C, 50 mL.min⁻¹ sur une durée minimale de 30 minutes. Le protocole NIOSH 2549 précise qu'au-dessus de 65% HR et 30°C, la capacité du tube est réduite à 1 L.

Tenax TA : Générale aux COV, le volume de prélèvement de sécurité est divisé par 2 par tranche de 10°C au-dessus de 20°C, divisé aussi par 2 au-dessus de 95% HR.

Étude de la conservation :

Chromosorb 106 : Le taux de récupération après stockage de 2 à 4 semaines est supérieur à 92% pour 2 concentrations, 18,9 et 289 mg.m⁻³, prélevées à température ambiante et 75% HR (DGUV).

Carbotrap / Carbopack X / Carboxen-569 : Les auteurs, Ribes *et al.* et Gallego *et al.* ont déterminé un taux de récupération en comparant le signal obtenu en analysant un tube dopé avec 200 ng de tétrachloroéthylène dans 0,5 L d'hélium avec celui obtenu par l'injection directe de la même quantité dans les mêmes conditions de split. Les taux observés étaient de 56% (Ribes *et al.*, 2007) et de 40% (Gallego *et al.*, 2011a), taux pris en compte lors de l'établissement des courbes d'étalonnage à l'aide de tubes dopés.

Tenax TA : Aucune donnée de conservation spécifique au tétrachloroéthylène.

Limite de quantification (LQ) :

Chromosorb 106 : La limite de quantification avec détection FID est de 1,9 mg.m⁻³ pour un volume prélevé de 0,2 L, soit 380 ng sur le tube (DGUV).

Carbotrap / Carbopack X / Carboxen-569 : La limite de quantification avec détection par spectrométrie de masse est calculée à partir de la limite de détection analytique (LQ = 3,3 * LD) : 0,01 ng pour m/z=166 ; 3,3 ng pour m/z 168 soit (INSHT NTP 398) soit respectivement 0,11 et 36,7 ng.m⁻³ pour 90 L prélevés.

Le protocole MDHS TO 17/TO 17r donne une limite de détection de 0,3 ng sur le tube pour un maximum de 5 L prélevés soit une limite de quantification 1 ng, 0,2 mg.m⁻³ @ 5 L.

Tenax TA : La limite de quantification avec détection FID est générique aux COV, elle est portée par le protocole DGF Solvent mixtures meth 5, 5 mg.m⁻³ pour 0,2 L prélevé, 1 µg sur le tube soit 20,8 µg.m⁻³ pour un prélèvement au volume de sécurité pour le tétrachloroéthylène de 48 L.

Incertitude élargie :

Chromosorb 106 : entre 12,6% et 14% d'incertitude élargie selon les exigences de la norme EN 482 et 1076 dans le domaine de validation, 13 à 261 mg.m⁻³ (DGUV).

Carbotrap / Carbopack X / Carboxen-569 : Un écart-type analytique (Precision) de 6% à l'aide des ions spécifiques m/z 166 et 168 pour un essai par dopage à 100 ng. La reproductibilité a été déterminée par l'analyse de duplicats de terrain prélevés sur 24 heures :

- CV = 15,1% @1,32 $\mu\text{g.m}^{-3}$ (V=100 L)
- CV = 26,9% @0,2 $\mu\text{g.m}^{-3}$ (V=135 L) (Ribes *et al.* 2007)

Tenax TA : Tests en laboratoire suivant l'EN 1076 avec 5 tubes dopés avec une atmosphère renfermant 1 mg.m^{-3} d'hexane sous 50% HR à 20°C, incertitude élargie moyenne 8,9%.

Domaine de mesure accessible au regard des VGAI

Chromosorb 106 :

Domaine de validation 2,6 à 52,2 μg sur le tube. A partir des données du protocole DGUV relatif à l'air des lieux de travail, compte tenu de la limite de quantification de 380 ng et de la capacité au moins égale à 57,8 μg de tétrachloroéthylène pour 300 mg de Chromosorb 106, il serait nécessaire de prélever :

- Pour mesurer 0,1 à 2 VGAI court terme de 1 380 $\mu\text{g.m}^{-3}$: un minimum de 2,75 L et un maximum de 20,9 L;
- Pour mesurer 0,1 à 2 VGAI moyen terme et long terme de 400 $\mu\text{g.m}^{-3}$: un minimum de 9,5 L et un maximum de 72,2 L ;
- Pour mesurer 0,1 à 2 VGAI long terme pour un niveau de risque de 10^{-5} de 40 $\mu\text{g.m}^{-3}$: un minimum de 95 L et un maximum de 722,5 L ;
- Pour mesurer 0,1 à 2 VGAI long terme pour un niveau de risque de 10^{-6} de 4 $\mu\text{g.m}^{-3}$: un minimum de 950 L et un maximum de 7225 L.

Les volumes de prélèvement sur une journée nécessaires pour atteindre le dixième de l'ensemble des VGAI dépassent la capacité du tube de 0,2 à 0,3 L pour les COV. Le volume de sécurité pour le prélèvement du tétrachloroéthylène sur le Chromosorb 106 n'étant pas disponible, le risque d'une élution anticipée conduisant au perçage d'une partie du tétrachloroéthylène adsorbée sur le support ne peut pas être écarté pour un volume supérieur.

Carbotrap / Carbopack X / Carboxen-569 :

En se basant sur la limite de quantification donnée dans le protocole INSHT NTP 398 de 0,01 ng sur le tube et la valeur haute du domaine de validation de 132 ng sur le tube (Ribes *et al.* 2007), les volumes minimaux pour atteindre 0,1 x VGAI Court terme de 1 380 $\mu\text{g.m}^{-3}$ et maximaux pour mesurer 2 x VGAI long terme associée au niveau de risque de 10^{-6} de 4 $\mu\text{g.m}^{-3}$ s'étagent entre 0,072 mL et 16,5 L.

LQ =0,01 ng, limite supérieure (L sup) 132 ng

- Pour mesurer 0,1 à 2 VGAI court terme de 1 380 $\mu\text{g.m}^{-3}$: un minimum de 0,072 mL et un maximum de 48 mL ;
- Pour mesurer 0,1 à 2 VGAI moyen terme et long terme de 400 $\mu\text{g.m}^{-3}$: un minimum de 0,25 mL et un maximum de 165 mL;
- Pour mesurer 0,1 à 2 VGAI long terme pour un niveau de risque de 10^{-5} de 40 $\mu\text{g.m}^{-3}$: un minimum de 2,5 mL et un maximum de 1,65 L ;
- Pour mesurer 0,1 à 2 VGAI long terme pour un niveau de risque de 10^{-6} de 4 $\mu\text{g.m}^{-3}$: un minimum de 25 mL et un maximum de 16,5 L.

En prenant pour base la LQ de 1 ng proposée par l'EPA TO-17, les volumes maximaux pour déterminer les bornes à 2 * VGAI sont inchangées par contre les volumes minimaux à 0,1 * VGAI sont 100 fois plus importants.

- Pour mesurer 0,1 VGAI court terme de 1 380 $\mu\text{g.m}^{-3}$: un minimum de 7,25 mL ;
- Pour mesurer 0,1 VGAI moyen terme et Long terme de 400 $\mu\text{g.m}^{-3}$: un minimum de 25 mL ;
- Pour mesurer 0,1 VGAI long terme pour un niveau de risque de 10^{-5} de 40 $\mu\text{g.m}^{-3}$: un minimum de 250 mL ;
- Pour mesurer 0,1 VGAI long terme pour un niveau de risque de 10^{-6} de 4 $\mu\text{g.m}^{-3}$: un minimum de 2,5 L.

Enfin, en prenant en compte la concentration haute du dopage gazeux, 137,2 μg sur le tube, réalisée pour vérifier la linéarité de la réponse sur un tube Carbotrap / Carbopack B / Carboxen 1000 (EPA TO-17), aux caractéristiques et comportement très proches du tube Carbotrap / Carbopack X / Carboxen 569, les volumes de prélèvement à ne pas dépasser deviennent :

- Pour mesurer 2 VGAI court terme de 1 380 $\mu\text{g.m}^{-3}$: un maximum de 49,7 L ;
- Pour mesurer 2 VGAI moyen terme et long terme de 400 $\mu\text{g.m}^{-3}$: un maximum de 171,5 L ;
- Pour mesurer 2 VGAI long terme pour un niveau de risque de 10^{-5} de 40 $\mu\text{g.m}^{-3}$: un maximum de 1715 L ;
- Pour mesurer 2 VGAI long terme pour un niveau de risque de 10^{-6} de 4 $\mu\text{g.m}^{-3}$: un maximum de 17150 L.

Tenax TA : En l'absence d'une limite de quantification spécifique et de la capacité massique de piégeage du tétrachloroéthylène, il n'est pas possible de déterminer le domaine de mesure accessible au regard des VGAI.

Évaluation de la méthode au regard des VGAI court, moyen et long terme et selon le niveau de risque :

Les critères essentiels de validation de la méthode 1 sont disponibles en particulier dans le protocole DGUV information 213-565 method 03 utilisant le support Chromosorb 106, mais validés à des concentrations supérieures à 2 fois la valeur des différentes VGAI proposées. Le débit de 5 mL.min^{-1} et le volume maximal de prélèvement recommandé, 0,2 à 0,3 L, n'autorisent pas un prélèvement de plus d'une heure, insuffisant pour mesurer l'ensemble des VGAI.

Certaines données liées à l'utilisation de tubes multi-lit, portée par l'EPA TO-17, l'INSHT NTP 398 et les données complémentaires aux protocoles (Ribes *et al.* 2007 ; Gallego *et al.* 2011a) sont divergentes. Ainsi le volume recommandé pour le prélèvement est au maximum de 5 L tel que préconisé par l'EPA TO-17 (volume similaire aux recommandations des protocoles du NIOSH et de l'INRS pour des tubes renfermant des lits d'adsorbant de même nature). De même, la limite de quantification pour une détection par spectrométrie de masse est donnée dans le protocole INSHT NTP 398 à 0,01 ng sur le tube contre 1 ng pour l'EPA TO-17. En limitant le volume prélevé à 5 L, pour éviter de dépasser la capacité de rétention du lit adsorbant piégeant le tétrachloroéthylène, l'ensemble des VGAI pourraient être mesurées à 0,1 et 2 fois leur valeur avec un débit de 3,5 mL.min^{-1} sur 24 h, débit trop faible pour être techniquement envisageable.

Les critères essentiels de validation de la méthode avec un prélèvement à l'aide d'un tube renfermant du Tenax TA, tel que le domaine de validation, la limite de quantification ou la capacité de piégeage, ne sont pas disponibles.

Ces éléments conduisent à classer cette méthode en catégorie 3 pour la comparaison aux VGAI.

6.2.2 Méthode n°2 : Prélèvement passif sur tube adsorbant, désorption thermique et analyse en GC/MS ou GC/FID

La méthode n°2 est fondée sur un prélèvement passif par diffusion du polluant au travers du tube adsorbant, une désorption thermique, suivie d'une analyse par GC-FID, GC-MS ou un autre détecteur adapté. Elle est décrite par la norme NF EN ISO 16017-2 portant à la fois sur l'air intérieur et l'air des lieux de travail et les protocoles MDHS 80 et MDHS 104 du HSE, et DFG solvant mixture method 5 spécifiques à l'air des lieux de travail. Ces protocoles utilisent des dispositifs de prélèvement par diffusion axiale de type tube acier thermo-désorbables (1/4" OD) rempli d'une résine polymérique granulaire non graphitée Tenax TA, XAD-4, Chromosorb 106 ou Chromosorb 102. Les travaux du LCSQA (rapports 2006 et 2007) spécifiques à l'air ambiant et l'air intérieur, fournissent des éléments de validation concernant le dispositif de prélèvement Radiello® à base de Carbograph 4, résine graphitisée (code 145) utilisé avec la membrane poreuse jaune (code 120-2).

Cette méthode est appropriée pour la mesure de plusieurs COV dans l'air dans une gamme de concentration allant de 1 à 1000 mg.m⁻³ pour une durée d'exposition variable de 30 minutes à 8 heures selon la capacité de piégeage de l'adsorbant utilisé (MDHS 80). La norme NF EN ISO 16017-2 spécifie quant à elle une gamme de concentration générique allant de 0,002 à 100 mg.m⁻³ pour une durée d'exposition de 8 heures ou jusqu'à 300 µg.m⁻³ sur 4 semaines. La norme précise que le domaine d'application varie en fonction de la durée d'exposition, de l'adsorbant choisi, du débit de prélèvement par diffusion de la substance visée et des paramètres analytiques appliqués. Le protocole DFG solvant mixture method 5 recommande des durées d'échantillonnage de 4 à 8 heures par prélèvement passif, sans autre précision. Le LCSQA a testé le dispositif Radiello® sur une durée de prélèvement de 7 jours et a déterminé le débit d'échantillonnage du dispositif pour des concentrations de tétrachloroéthylène comprises entre 9,95 et 32,17 µg.m⁻³.

Les dispositifs de prélèvement passifs couverts par cette méthode sont les suivants :

- Tube axial type Perkin Elmer avec Chromosorb 106, débit d'échantillonnage de 0,46 mL.min⁻¹ (DFG, MDHS-80/104, ISO 16017-2) ;
- Tube axial type Perkin Elmer avec Chromosorb 102, débit d'échantillonnage de 0,38 mL.min⁻¹ (DFG, MDHS-80/104, ISO 16017-2) ;
- Tube axial type Perkin Elmer avec Tenax TA, débit d'échantillonnage de 0,41 mL.min⁻¹ (DFG, MDHS-80/104, ISO 16017-2) ;
- Tube axial type Perkin Elmer avec XAD-4, débit d'échantillonnage de 0,4335 mL.min⁻¹ sur un minimum de 7 jours (DFG) ;
- Tube radial Radiello® code 145 avec Carbograph 4 et enveloppe poreuse code 120-2 avec un débit d'échantillonnage de 22,8 ± 2,8 mL.min⁻¹ à 20°C donnée LCSQA, 2006-

2007; $27,2 \pm 2,9$ mL.min⁻¹, donnée complémentaire Gallego *et al.*, 2011a, et $25,4$ mL.min⁻¹ à 25°C, donnée constructeur (Radiello®).

Concernant le tube radial Radiello®, une étude de terrain comparant la mesure par prélèvement actif sur tube multi-lit (Carbotrap / Carboxen 569) (méthode n°1) et passif sur tube Radiello® (Carbograph 4) a été identifiée (Gallego *et al.* 2011a). Elle fournit des données de validation relative à la limite de détection, le domaine de linéarité, la répétabilité analytique et l'efficacité de désorption. La validation expérimentale du débit de diffusion a été menée avec des prélèvements passifs sur des tubes Radiello® exposés entre 1 et 14 jours, *indoor* et *outdoor* sur des sites situés en Catalogne. L'évaluation des performances a été réalisée en fonction des durées d'exposition.

Domaine de validation :

Tube Chromosorb 106, 102, XAD-4 et Tenax TA : domaine non renseigné ou commun à l'ensemble des COV, 1 à 1000 mg.m⁻³ ;

Tube Radiello® code 145 et enveloppe poreuse code 120-2 : 2,4 à 36,6 µg.m⁻³ soit 0,54 à 8,4 µg/tube pour le LCSQA (2006, 2007) sur la base des essais sur la linéarité et de la validation expérimentale du débit d'échantillonnage. L'étude de Gallego *et al.* (2011a) couvre des concentrations faibles allant de 0,5 à 0,09 µg.m⁻³ sur 1 à 14 jours, correspondant à des quantités sur tubes de 5 à 160 ng pour lesquelles l'efficacité de désorption a été étudiée. Les essais de répétabilité et de récupération ont été conduits avec des masses piégées sur tubes de 100 et 200 ng. Le domaine de linéarité de la méthode s'étend jusqu'à la limite supérieure de 470 ng, soit 1,7 µg.m⁻³ sur 7 jours.

Spécificité de la méthode :

La méthode permet de mesurer le tétrachloroéthylène parmi d'autres COV ou hydrocarbures chlorés. Il convient de s'assurer que le choix de la colonne et les conditions chromatographiques permettent une bonne séparation entre les composés présents dans l'air échantillonné.

Linéarité :

Tube Chromosorb 106 : La linéarité est vérifiée sur la gamme de calibration, à savoir 0,096 µg à 96,1 µg soit 0,32 à 320 mg.m⁻³ pour un volume d'air prélevé de 300 mL (DGUV).

Tube Chromosorb 102, Tenax TA et XAD-4 : Non renseignée pour les protocoles MDHS 80 & 104, DFG Solvent mixtures meth 5 et la norme NF EN ISO 16017-2. Pour ces protocoles génériques aux COV, la calibration est externe par injection de quantités connues de la substance à doser et la réponse du détecteur en fonction de la masse injectée est supposée linéaire.

Tube Radiello® code 145 et enveloppe poreuse code 120-2 : Le LCSQA a testé la linéarité entre 58 et 897 ng injectés, la pente de la droite d'étalonnage est de 1,008 avec $r^2=0,9989$ si l'injection est directe, 0,9926 et $r^2=0,9991$ par dopage gazeux de tubes pour la thermodésorption. Gallego *et al.* ont testé la linéarité entre 0,2 et 470 ng dopés sur tubes.

Validation expérimentale du débit d'échantillonnage :

Tube Chromosorb 106, 102 et Tenax TA : Les débits d'échantillonnage des badges sont validés partiellement. Le niveau de validation B est décrit dans la norme ISO 16200-2, construite sur la norme EN 838, à savoir : Niveau B : évaluation partielle du débit selon l'EN 838, ou débit calculé selon un analogue dans une série homologue soumis aux essais définis

dans la norme EN 838, ou par comparaison avec une méthode indépendante validée tel le prélèvement actif sur un tube ou passif sur un dispositif différent.

Chromosorb 106 : niveau B, débit d'échantillonnage de 3,1 ng/ppm/min soit 0,46 mL/min (DFG, MDHS-80/104, ISO 16017-2) ;

Chromosorb 102 : niveau B, débit d'échantillonnage de 2,6 ng/ppm/min soit 0,38 mL/min (DFG, MDHS-80/104, ISO 16017-2) ;

Tenax TA : niveau B, débit d'échantillonnage de 2,8 ng/ppm/min soit 0,41 mL/min (DFG, MDHS-80/104, ISO 16017-2) ;

Tube axial type Perkin Elmer, XAD-4 : débit d'échantillonnage de 0,4335 mL.min⁻¹ pour les durées de prélèvement supérieures à 7 jours (DFG), pas d'indication du niveau de validation.

Tube radial Radiello® code 145 et enveloppe poreuse code 120-2 : débit d'échantillonnage de 22,8 ± 2,8 mL.min⁻¹ à 20 °C, 50% HR et 1 m.s⁻¹ sur 7 jours, 4 essais avec 7 tubes exposés par essai à une concentration de tétrachloroéthylène de 13,7 à 15,3 µg.m⁻³ en mélange avec d'autres hydrocarbures chlorés. D'autres évaluations ont été menées à 10°C, 22% HR, vitesse d'air de 0,5 m.s⁻¹, le débit mesuré à 7 jours (n=14) est alors de 24,8 ± 1,3 mL.min⁻¹. A 30°C, 80% HR, vitesse d'air de 0,7-0,8 m.s⁻¹, le débit mesuré à 7 jours (n=21) est alors de 21,3 ± 3,5 mL.min⁻¹ (LCSQA, 2006, 2007).

Le débit d'échantillonnage donné par le constructeur est de 25,4 ± 2,3 mL.min⁻¹ à 25 °C, 1013 hPa, sur 7 jours et pour une concentration minimale en tétrachloroéthylène de 1 mg.m⁻³ dans une atmosphère n'excédant pas 2 mg.m⁻³ en COV. Le rapport Ineris (2005) souligne le manque de recul sur la validité du débit de prélèvement donné par le constructeur.

À partir de comparaisons avec des prélèvements actifs en air extérieur, un débit de 27,2 ± 2,9 mL.min⁻¹ a été calculé par Gallego *et al.* 2011a pour des concentrations moyennes de 0,06 à 0,10 µg.m⁻³ sur 1 à 14 jours à 26 ± 3°C, 68 ± 12% HR et 2 ± 1 m.s⁻¹ (n=7). Les conditions de calcul et de prises en compte de la température et surtout l'influence de la vitesse d'air élevée ne sont toutefois pas clairement établies dans l'article.

Volume de claquage / capacité du support :

Tube Chromosorb 106, 102, Tenax TA ou XAD-4 : En se basant sur les débits d'échantillonnage, les volumes prélevés sur 1 et 7 jours sont respectivement :

- Tube Chromosorb 106 : 0,66 et 4,62 L ;
- Tube Chromosorb 102 : 0,55 et 3,83 L ;
- Tube Tenax TA : 0,59 et 4,13 L
- Tube XAD-4 : 4,37 L pour 7 jours, durée minimale d'utilisation.

L'absence d'un flux dynamique par pompage au travers du tube, les faibles concentrations visées par les VGAI et les faibles volumes prélevés par diffusion laissent à penser que la capacité des supports est suffisante pour évaluer 2 fois la VGAI la plus élevée, court terme sur 7 j à 2,78 mg.m⁻³ soit de l'ordre de 12,5 µg sur le tube pour 4,62 L prélevés (Chromosorb 106).

Tube radial Radiello® code 145 et enveloppe poreuse code 120-2 : L'étude de la linéarité par vaporisation dans un banc de génération donne une capacité minimale de 8,4 µg sur le tube (897 ng @ split 9,37), soit 36,6 µg.m⁻³ pour 7 jours d'exposition.

Efficacité de récupération :

Tube Chromosorb 106, 102, Tenax TA ou XAD-4 : Pas de donnée, efficacité de désorption à vérifier avec une exigence minimale de 75% pour la MDHS 104 meth 2 et 95% pour la MDHS 80. Dans le protocole DFG, 100,5% avec l'analyse de 6 tubes Tenax-TA dopés avec un volume de 0,24 à 0,48 L d'une atmosphère renfermant une concentration en tétrachloroéthylène de 131 mg.m⁻³.

Tube radial Radiello® code 145 et enveloppe poreuse code 120-2 : Taux de récupération de 95,1 ± 2,3% entre 0,25 et 3,9 µg.m⁻³, tubes dopés par vaporisation. Le taux était de 100,5% après 21 jours passés à température ambiante pour des tubes dopés à une concentration de l'ordre de 5 à 10 µg.m⁻³ (LCSQA, 2007). Une efficacité de désorption de 100% a été observée sur les échantillons de terrain pour des concentrations en moyenne de 0,02 à 0,06 µg.m⁻³ à partir de réanalyse des tubes à une température de désorption plus élevée, 400 °C au lieu de 350 °C (Gallego *et al.*, 2011a). Les auteurs ont également déterminé un taux de récupération en comparant le signal obtenu en analysant un tube dopé avec 200 ng de tétrachloroéthylène avec celui obtenu par l'injection directe dans le chromatographe de la même quantité avec les mêmes conditions de split. Ce taux était de 37%, taux pris en compte lors de l'établissement des courbes d'étalonnages par tubes dopés.

Prise en compte des paramètres environnementaux :

Tube Chromosorb 106, 102, Tenax TA ou XAD-4 : Prise en compte générique aux COV, la forte humidité > 95% HR affecte l'efficacité de piégeage (MDHS 104 meth 2), pas d'effet de la vitesse d'air au-dessus de 0,1 cm.s⁻¹.

Tube radial Radiello® code 145 et enveloppe poreuse code 120-2 : La variation du débit a été testée entre 10 et 30 °C et entre 20% et 80% HR et une fonction de correction du débit selon la température est fournie par le fabricant. Il considère que le débit d'échantillonnage est invariant entre 15 et 90% HR, pour une vitesse d'air entre 0,1 et 10 m.s⁻¹ et varie seulement avec la température, de ± 5% par tranche de 10°C autour de 25°C (Radiello, meth 6, ICSM).

L'influence sur le débit d'échantillonnage de la température à 10, 20 et 30°C, de l'humidité à 20, 50 et 80% HR et de la vitesse d'air, 0,5, 0,7-0,8 et 1 m.s⁻¹ a été étudiée par le LCSQA ; la variation maximale observée est de 16%.

Étude de la conservation :

Tube Chromosorb 106, 102, Tenax TA ou XAD-4 : La conservation est bonne sur 12 jours à température ambiante dès lors que les bouchons téflon obturant le tube sont remplacés par des swagelocks.

Tube radial Radiello® code 145 et enveloppe poreuse code 120-2 : LCSQA 2007, le taux de récupération est de 100,5% après 21 jours à température ambiante pour des tubes dopés à une concentration de l'ordre de 5 à 10 µg.m⁻³.

Rétrodiffusion :

Tube Chromosorb 106, 102, Tenax : Le débit d'échantillonnage n'est pas affecté significativement après une exposition de 16 h alternativement dans une atmosphère polluée et une atmosphère non polluée (MDHS 80).

Tube radial Radiello® code 145 et enveloppe poreuse code 120-2 : Aucun test de rétrodiffusion n'a été réalisé. Le constructeur spécifie toutefois que le corps diffusif jaune utilisé (code 120-2) présente un diamètre de pore plus petit avec une membrane plus épaisse ce qui permet d'allonger le trajet de diffusion et réduit le débit d'échantillonnage, pour diminuer l'impact de la rétrodiffusion.

Une comparaison de mesure par prélèvement actif sur tube multi-lit (Carbotrap / Carbopack X / Carboxen 569) et par prélèvement passif sur tube Radiello® (Carbograph 4) permet de répondre en partie sur ce point (Gallego *et al.*, 2011a). Des différences significatives sont observées pour les concentrations en air intérieur mesurées sur 3 ou 4 jours (test t, $p < 0,05$) pour des concentrations moyennes de l'ordre de 0,5 à 0,6 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Les différences ne sont pas significatives pour les mesures en air ambiant et sur des durées d'exposition de 7 et 14 jours pour les mêmes gammes de concentration. Les auteurs ont également comparé des prélèvements passifs réalisés successivement sur 4 jours puis 3 jours avec un prélèvement passif intégrant les 7 jours ainsi que ceux sur 14 jours. Les résultats de cette étude montrent que les prélèvements passifs sont comparables aux prélèvements actifs lorsque les concentrations sont faibles, $\leq 0,10 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ et que les prélèvements de plus de 7 jours sont affectés par la rétrodiffusion. Le fabricant du Radiello® préconise également une durée d'exposition maximale de 7 jours pour le tétrachloroéthylène pour limiter l'impact de la rétrodiffusion.

Une autre étude des mêmes auteurs (Gallego *et al.*, 2011b) fournit d'autres résultats relatifs au tétrachloroéthylène par prélèvement passif sur Radiello® à différentes durées d'exposition. Les écarts observés entre des prélèvements passifs à '4+3 jours' et à 7 jours sont importants, 58 et 49% en *indoor*, pour deux séries de mesures pour des concentrations proches de $0,5 \pm 0,1 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Par contre, un écart moins significatif, 11%, est observé à partir de 14 jours d'exposition entre des prélèvements passifs '7+7 jours' et des prélèvements intégrés sur 14 jours. Les mêmes séries de mesures ont été menées *outdoor* pour des concentrations faibles, de l'ordre de $0,090 \pm 0,002 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, les écarts constatés entre '3+4 jours' versus 7 jours et '7+7 jours' versus 14 jours sont plus faibles, 4 à 12%. Ces résultats peuvent confirmer le caractère négligeable de la rétrodiffusion sur 7 jours aux très faibles concentrations de tétrachloroéthylène, inférieure à $0,1 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$.

Les données de ces études ne permettent pas de se prononcer sur des phénomènes de rétrodiffusion en présence de variations plus significatives de la concentration en tétrachloroéthylène.

Limite de quantification (LQ) :

Tube Chromosorb 106, 102, Tenax TA ou XAD-4 : Pas de donnée spécifique au tétrachloroéthylène. Donnée générale aux COV dans le protocole DFG, détection FID, pour un tube Tenax TA, $LQ = 5 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ pour une exposition minimale de 4 h, respectivement pour le Chromosorb 106, 102, le Tenax TA ou la résine XAD-4, 0,55 ; 0,46 ; 0,50 et 0,52 μg de tétrachloroéthylène sur le tube. La LQ avec ces adsorbants sera ramenée pour une exposition d'une journée à $0,833 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ et pour 7 jours à $0,119 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$.

Tube radial Radiello® code 145 et enveloppe poreuse code 120-2 : Par détection FID, la LQ a été estimée par le LCSQA à partir de la limite de détection de 5,7 ng sur le tube (rapport de split 10), soit une LQ de 18,81 ng, $0,082 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ sur 7 jours au débit de $22,8 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$. Par détection MS (m/z 166), la limite de quantification analytique¹ calculée à partir des limites de détection ($LQ = 3,33 \cdot LD$) est de 0,66 à 0,17 $\text{ng}\cdot\text{m}^{-3}$ pour des durées d'exposition respectives de 3 jours et 14 jours, $n=8$, 0,078 et 0,065 ng sur le tube, calcul réalisé avec le débit de $22,8 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$ (Gallego *et al.*, 2011a).

Incertitude élargie :

¹ Rapport signal sur bruit supérieur à 10

Tube Chromosorb 106, 102, Tenax TA ou XAD-4 : Aucune donnée hormis une incertitude sur le débit d'échantillonnage inférieure à 30% pour la validation de niveau B. Incertitude relative de 0,5% pour l'analyse de 6 tubes Tenax-TA dopés avec un volume de 0,24 à 0,48 L d'une atmosphère renfermant 131 mg.m⁻³ de tétrachloroéthylène (DFG).

Tube radial Radiello® code 145 et enveloppe poreuse code 120-2 : Incertitude élargie sur la concentration en tétrachloroéthylène mesurée par échantillonnage passif, 36% dans le domaine de validation (LCSQA) dont une contribution de l'incertitude sur le débit d'échantillonnage de 18 % (LCSQA, 2006-2007). Donnée constructeur : incertitude sur le débit d'échantillonnage de 8,9% si la concentration en tétrachloroéthylène est inférieure à 1 mg.m⁻³ et en COV totaux inférieures à 2 mg.m⁻³. Gallego *et al.* (2011a) ont déterminé une répétabilité analytique de 8%, ion spécifique m/z 166 pour un essai par dopage à 100 ng. Sur le terrain, la reproductibilité exprimée en coefficient de variation à partir de 4 réplicats variait de 2,2% à 22,2% pour 7 jours d'exposition et des concentrations moyennes de 0,07 à 0,60 µg.m⁻³.

Domaine de mesure accessible au regard des VGAI

Les tubes Chromosorb 106, 102, Tenax-TA et XAD-4 du fait de leur débit de diffusion faible, inférieur à 0,5 mL.min⁻¹ ont une LQ élevée, 0,833 et 0,119 mg.m⁻³ pour 1 et 7 jours d'exposition. Leur capacité est suffisante pour évaluer 2 fois la VGAI la plus élevée, court terme sur 7 j à 2,78 mg.m⁻³. Ces paramètres permettent d'espérer mesurer la VGAI court terme de 1,32 mg.m⁻³ avec une exposition des badges de 7 jours. Par contre les autres VGAI ne sont pas accessibles du fait du manque de sensibilité.

Pour le tube radial Radiello® code 145 et enveloppe poreuse code 120-2 : Sur la base d'une LQ de 5,7 ng en détection FID (LCSQA), d'une capacité minimale de 8,4 µg de tétrachloroéthylène sur le support, et d'un débit d'échantillonnage de 22,8 mL.min⁻¹ ; les durées minimales et maximales d'exposition du badge pour dépasser la LQ sans dépasser la capacité du badge seraient :

- Pour mesurer 0,1 à 2 VGAI court terme de 1 380 µg.m⁻³ : 1,9 min à 140 min ;
- Pour mesurer 0,1 à 2 VGAI moyen terme et long terme de 400 µg.m⁻³ ; 6,2 min à 7 h 41 min ;
- Pour mesurer 0,1 à 2 VGAI long terme pour un niveau de risque de 10⁻⁵ de 40 µg.m⁻³ : 62,5 min à 3 j 5 h ;
- Pour mesurer 0,1 à 2 VGAI long terme pour un niveau de risque de 10⁻⁶ de 4 µg.m⁻³ : 10 h 25 min à 32 j.

Seule la VGAI long terme pour un niveau de risque de 10⁻⁶ de 4 µg.m⁻³ peut être mesurée par un prélèvement d'une durée de 7 jours. La VGAI long terme pour un niveau de risque de 10⁻⁵ de 40 µg.m⁻³ ne peut être mesurée que sur une durée de 1 à 3 jours. Les VGAI court terme de 1 380 µg.m⁻³, moyen terme et long terme de 400 µg.m⁻³ ne peuvent pas être mesurées, une mesure de la VGAI court terme de 1 380 µg.m⁻³ sur une journée nécessiterait une capacité minimale de piégeage de 607 µg de tétrachloroéthylène, valeur éloignée des 8,7 µg validés dans le protocole du LCSQA. Pour la mesure de la VGAI moyen terme et long terme de 400 µg.m⁻³, la capacité pour 1 et 7 jours de prélèvement devrait être respectivement de 26,3 ng et 183,8 ng.

Évaluation de la méthode au regard des VGAI court, moyen et long terme et selon le niveau de risque :

La méthode décrite par la norme NF EN ISO 16017-2, les protocoles MDHS 80 et MDHS 104 du HSE et DFG solvant mixture method 5, est fondée sur l'emploi de tubes de prélèvement par diffusion axiale Chromosorb 106, Chromosorb 102, Tenax TA ou XAD-4. Si les débits de diffusion du tétrachloroéthylène sont validés au mieux au niveau B des exigences de la norme ISO 16200-2, le domaine de validation et les limites de quantification calculées ne sont pas spécifiques du tétrachloroéthylène mais communs aux COV. De plus, les données d'incertitude sont partielles et ne découlent que de l'évaluation du débit d'échantillonnage.

Concernant le dispositif Radiello® code 145 et enveloppe poreuse code 120-2 à base de Carbograph 4, la capacité de piégeage permet la mesure de 0,1 à 2 fois la VGAI long terme pour un niveau de risque de 10^{-5} de $40 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ sur une durée de 1 à 3 jours et de 0,1 à 2 fois la VGAI long terme pour un niveau de risque de 10^{-6} de $4 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ sur une durée de 7 jours. Si les critères essentiels de validation sont disponibles, en particulier pour le protocole LCSQA, dans une gamme de concentration de 2,4 à $36,6 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ pour 7 jours d'exposition, l'incertitude de mesure est particulièrement élevée, 36% pour des concentrations comprises dans cette même gamme après une exposition de 7 jours avec analyse GC-FID. De même, le taux de récupération, de 37% pour le tétrachloroéthylène, est particulièrement faible, même si ce taux est au final pris en compte lors de l'établissement des courbes d'étalonnages par tubes dopés (Gallego et al. 2011). L'étude de terrain fournit aussi des données complémentaires sur la mesure à des niveaux de concentration faibles, $< 1 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, sur différentes durées d'exposition par comparaison avec la méthode n°1 par prélèvement actif. L'analyse GC-MS avec quantification par ions spécifiques, 166 ou 168, permet d'obtenir une meilleure sensibilité analytique. Par contre, l'étude ne permet pas de statuer sur l'importance du phénomène de rétrodiffusion sur 7 jours d'exposition, qui semble négligeable pour des concentrations faibles, $\leq 0,10 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, mais cette durée ne doit pas être dépassée selon le fabricant.

L'ensemble de ces éléments conduisent à classer cette méthode en catégorie 3 pour la comparaison aux VGAI.

6.2.3 Méthode n°3 : Prélèvement par canister, pré-concentration directe sur le thermo-désorbeur et analyse GC/MS

Cette méthode est portée par les protocoles EPA TO-14 de 1999, TO-15A de 2019, les rapports d'étude du LCSQA n° 8 de 2004 et "Mesure des COV" de 2008. Elle comprend un échantillonnage de l'air à l'aide d'un canister.

Le protocole du LCSQA (2004) concerne les composés chlorés dont le tétrachloroéthylène et repose sur un prélèvement automatisé non applicable aux environnements intérieurs. Il est cependant indiqué que le mode d'analyse peut également servir pour des prélèvements réalisés par canister. Une partie de l'échantillon contenu dans le canister est directement envoyée et concentrée dans le piège froid de l'analyseur pour être ensuite désorbée à haute température et analysée par chromatographie bidimensionnelle avec deux colonnes et deux FID pour séparer à la fois les composés halogénés lourds et très légers. Pour l'essentiel, les données de validation de ce protocole découlent de l'étalonnage de la chaîne analytique par un dopage gazeux directement sur le piège froid du thermo-désorbeur à partir d'une atmosphère étalon distribuée par une bouteille de gaz en surpression. Ces données ne sont

pas représentatives des performances associées au transfert d'un échantillon du canister au piège froid par le biais d'un procédé non précisé explicité dans le protocole.

Les protocoles EPA ne sont pas spécifiques au tétrachloroéthylène mais sont génériques aux COV. Les quelques données de validation propres au tétrachloroéthylène, telle la limite de quantification, sont, comme pour le protocole du LCSQA, issues de dopages directes du piège froid par un gaz étalon distribué par une bouteille en surpression.

En l'absence des données de validations propres au tétrachloroéthylène dans les protocoles EPA ou liées au mode de transfert du canister au piège froid du thermo-désorbeur dans le protocole du LCSQA et pour certaines données des protocoles EPA, la méthode est classée en catégorie 3* pour la mesure de l'ensemble des VGAI.

6.2.4 Méthode n°4 : Prélèvement actif sur tube adsorbant, désorption solvant, analyse par GC/FID ou GC/MS

La méthode n°4 consiste en un prélèvement actif sur un tube de charbon actif, suivi d'une désorption solvant et d'une analyse par chromatographie gazeuse avec une détection FID.

Cette méthode est décrite au travers de 16 protocoles associés aux atmosphères de travail. Parmi ces protocoles, certains correspondent à la mesure de COV en général et ne présentent peu ou pas de données de validation propres au tétrachloroéthylène. Seuls les protocoles NIOSH 1003, DGUV information 213-565, BGI 505-65E, MétroPol M-405, OSHA 1001, INSHT MTA/MA-013 et BGIA6600 présentent des données spécifiques au tétrachloroéthylène. L'évaluation de la méthode n°4 s'est donc fondée essentiellement sur les données issues de ces protocoles.

Les différents protocoles utilisent tous des tubes de charbon actif mais la quantité d'adsorbant contenu dans le tube diffère. Il s'agit principalement de tubes standard à deux zones 100mg/50mg (de type SKC 226-01) à l'exception du protocole BGI505-65E qui mentionne des tubes 300mg/800mg (Type Draeger D-23560).

Débits et durées de prélèvement :

Les débits de prélèvement varient de 10 à 200 mL.min⁻¹. Des durées de prélèvement caractéristiques des atmosphères de travail sont mentionnées (50 à 480 min).

Méthode de désorption :

Les protocoles mentionnent tous une désorption au disulfure de carbone. Le volume utilisé est majoritairement 1 mL mais des volumes allant jusqu'à 10 mL peuvent être utilisés. La durée de désorption varie entre 5 minutes (avec passage aux ultrasons) et 30 minutes (avec agitation).

Spécificité de la méthode :

La méthode permet de mesurer le tétrachloroéthylène parmi d'autres COV ou hydrocarbures chlorés.

Sélectivité / interférences :

Les protocoles mentionnent que les COV ayant des temps de rétention proches du tétrachloroéthylène sont des interférents. Le choix de la colonne et les conditions chromatographiques doivent être adaptés pour permettre une bonne séparation des composés.

Le protocole OSHA 1001 mentionne que la présence d'interférents peut diminuer la capacité et le débit d'échantillonnage. Il n'a pas été observé d'influence significative pour la mesure de 100 ppm de tétrachloroéthylène (678 mg.m^{-3}) en mélange avec 83 ppm de dichlorométhane (294 mg.m^{-3}), 70 ppm d'isopropanol (175 mg.m^{-3}), 71 ppm de 2-butanone (213 mg.m^{-3}), 26 ppm d'acétate de butyle (117 mg.m^{-3}), 17 ppm de dioxane (62 mg.m^{-3}) et 16 ppm amyli acétate (87 mg.m^{-3}).

Efficacité de désorption :

Le taux de récupération est bien documenté dans les différents protocoles. Ils ont été réalisés par dopage liquide ou par prélèvements d'air dans des atmosphères chargées à des concentrations entre 16 et 345 mg.m^{-3} (MTA/MA-013). Globalement, les taux de récupération sont supérieurs à 92,6 %.

Influence des conditions environnementales :

Les protocoles MDHS 88 et ISO 16200-2 indiquent que, pour les supports avec charbon actif, une forte humidité peut affecter la désorption (cf. Méthode 5).

Pour le protocole OSHA 1001, des résultats satisfaisants sont obtenus pour des essais réalisés pendant 240 min à 1356 mg.m^{-3} dans de l'air sec (3% HR) à 26°C et 650 mmHg et pour des essais réalisés pendant 240 min à 60 mg.m^{-3} à 67 % HR, à 26°C et 650 mmHg.

Le protocole BGIA 6600 mentionne l'absence d'impact de l'humidité relative jusqu'à 70 % HR.

Le protocole INSHT MTA/MA présente des essais avec des taux de récupération supérieurs à 96 % pour une concentration de 360 mg.m^{-3} à $14,8^\circ\text{C}$ et $30,7^\circ\text{C}$. Des taux de récupération supérieurs à 94 % sont également obtenus pour des concentrations de 370 et 15 mg.m^{-3} à 20 et 80 % HR.

Conservation :

Pour le protocole OSHA 1001, les taux de récupération mentionnés lors des essais de conservation sont supérieurs à 99,0 % pour une conservation de 17 jours au réfrigérateur (tubes à 678 mg.m^{-3}) et supérieurs à 98,6% pour une conservation de 17 jours à température ambiante (tubes à 678 mg.m^{-3}).

Dans le protocole MTA/MA-013, 12 tubes chargés à 358 mg.m^{-3} et 12 tubes à 15 mg.m^{-3} ont été conservés 14 jours à température ambiante. 6 de chaque série ont été analysés puis 6 de chaque série ont été conservés à nouveau 14 jours à température ambiante puis analysés. Des écarts de -3.24% et de +1.86% ont été observés respectivement à 358 mg.m^{-3} et 15 mg.m^{-3} .

Le protocole NIOSH 1003 indique que les tubes sont stables 30 jours après prélèvement.

Le protocole BGI 505-65E indique que les tubes peuvent être conservés au moins 4 semaines à température ambiante.

Incertitudes :

L'incertitude élargie est fournie par 4 protocoles : OSHA 1001 avec $U = 10\%$, DGUV avec $U = 16\%$, MTA/MA-013 avec $U = 14\%$ et BGIA6600 avec U compris entre 12,2 et 15,4 % dans leur domaine de validation respectif selon la norme NF EN 482.

Capacité de piégeage :

Les protocoles recensent différents essais de claquage suite à des prélèvements dans des atmosphères les niveaux de concentration sont élevés.

Le protocole OSHA 1001 mentionne une capacité de piégeage du tétrachloroéthylène supérieure à 37 mg obtenues lors de prélèvements à $50 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$ dans une atmosphère à $1356 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ à $26,1^\circ\text{C}$ et 65% HR.

Le protocole DGUV indique une capacité de piégeage de 16,7 mg lors d'un essai de prélèvement de 2h à $200 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$ dans une atmosphère à $697 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$.

Le protocole BGIA 6600 n'observe pas de perte jusqu'à 55 mg sur le tube.

Le protocole MTA/MA-013 indique un volume de claquage supérieur à 60 L sans mentionner de capacité de piégeage.

Le protocole Metropol M405 mentionne des essais avec des tubes dopés à 8,9 mg. Il n'est pas observé de claquage après passage d'un flux d'air à $200 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$.

Limite de quantification :

Dans les différents protocoles, la limite de quantification varie entre 1,17 μg (OSHA 1001) et 40 μg (BGI505-65E). Le protocole DGUV mentionne une limite de quantification de 0,7 ng qui semble correspondre à une limite analytique et non à la limite de quantification de la méthode globale.

Domaine de mesure accessible :

Le domaine accessible est estimé en prenant en compte le protocole ayant la limite de quantification la plus basse soit le protocole OSHA 1001 avec 1,17 μg . Le protocole OSHA 1001 préconise un débit de prélèvement de $50 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$ et un volume de prélèvement de 12 L. Pour conserver ce volume maximal de 12 L sur une durée de 24 heures, il faudrait prélever à un débit de $8 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$. A un tel débit, en utilisant la limite de quantification de 1,17 μg et la capacité de piégeage maximale de 37 mg, le domaine de concentration pouvant être couvert est 0,098 à $3211 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ dans le cas d'une exposition de 24 heures. Ce domaine de concentrations couvre le domaine 0,1 à 2 fois la VGAI court terme (138 à $2\,760 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$).

En conservant le débit de prélèvement de $50 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$, le volume prélevé sur 24 heures serait de 72 L et le domaine de concentration couvert serait 0,016 à $514 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ dans le cas d'une exposition de 24 heures. Au regard de $2,76 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ (2 x VGAI), un tel volume conduirait à une quantité sur tube de 0,198 mg, nettement inférieure à la capacité de piégeage de l'adsorbant. Compte-tenu de la présence d'une deuxième zone sur le tube adsorbant, le volume peut être étendu à 72 L (prélèvement à un débit de $50 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$ pendant 24h).

Pour la mesure de la VGAI moyen terme et long terme ($400 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$), les durées d'exposition sont respectivement de 14 jours à 1 an et supérieures à 1 an. D'après le rapport méthodologique de l'Anses, des durées de prélèvement de 7 jours sont retenues pour la mesure de ces VGAI (Anses 2020). Au regard des expériences de terrain et des capacités actuelles des dispositifs de prélèvement, une diminution du débit de prélèvement pour respecter le volume recommandé de 12 L lors d'un prélèvement de 7 jours ne peut être retenu. Il faudrait donc augmenter le volume de prélèvement.

En utilisant un débit de $10 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$ sur 7 jours, le volume prélevé serait de 100,8 L permettant de couvrir le domaine 0,012 à $367 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$. Au regard de $0,8 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ (2xVGAI moyen terme et

long terme), un tel volume conduirait à une quantité sur tube de 0,0806 mg, nettement inférieure à la capacité de piégeage de l'adsorbant.

Concernant les mesures de VGAI long terme pour un niveau de risque de 10^{-5} et VGAI long terme pour un niveau de risque de 10^{-6} , les limites basses des domaines à couvrir sont $4 \mu\text{g.m}^{-3}$ ($0,004 \text{ mg.m}^{-3}$) et $0,4 \mu\text{g.m}^{-3}$ ($0,0004 \text{ mg.m}^{-3}$). Pour obtenir ces valeurs, il faudrait, au regard de la limite de quantification de $1,17 \mu\text{g}$, prélever un volume respectivement de 293 L et 2925 L. Le volume de 293 L peut être atteint en réalisant un prélèvement d'air à 30 mL.min^{-1} pendant 7 jours. Ce prélèvement permettrait de couvrir le domaine 0,0038 à 122 mg.m^{-3} . Pour ce volume, la quantité représentant 2 fois les VGAI resterait bien inférieure à la capacité de piégeage. Le volume de 2925 L permettant d'atteindre la valeur basse pour la mesure de la VGAI long terme avec un niveau de risque de 10^{-6} s'écarte nettement des préconisations des protocoles et ne présente pas de données de validation. A un tel volume il n'est pas possible de garantir l'absence de perçage par élution progressive du tétrachloroéthylène au travers de l'adsorbant et ce malgré le respect de la capacité de piégeage. Des essais de validation semblent donc nécessaires pour adapter les protocoles à la mesure de VGAI long terme pour un niveau de risque de 10^{-6} .

Les critères essentiels de validation de la méthode 4 sont disponibles mais validés à des concentrations supérieures aux valeurs des différentes VGAI proposées et pour des durées de prélèvement de quelques heures ne correspondant pas aux durées de 24 heures ou de plusieurs jours des VGAI.

Au regard de la limite de quantification et de la capacité de piégeage mentionnées pour le tétrachloroéthylène, les durées, débits et volumes de prélèvement peuvent être adaptés pour permettre la mesure des VGAI court terme, moyen terme et long terme. Ainsi, la mesure de la VGAI court terme est possible avec un prélèvement à un débit de 50 mL.min^{-1} pendant 24 heures. Les mesures de la VGAI moyen terme et de la VGAI long terme sont possibles avec un prélèvement à un débit de 10 mL.min^{-1} pendant 7 jours. Enfin, pour la mesure de la VGAI court terme avec un niveau de risque de 10^{-5} , un prélèvement à un débit de 30 mL.min^{-1} pendant 7 jours peut être réalisé.

En l'état des données de validation, le volume de prélèvement ne peut pas être adapté pour la mesure de VGAI long terme pour un niveau de risque de 10^{-6} . Des essais de validation semblent donc nécessaires pour adapter les protocoles aux mesures de cette VGAI, avec notamment des déterminations complémentaires de volume de claquage.

Ces éléments conduisent à classer cette méthode, prélèvement actif sur tube adsorbant, désorption solvant suivie d'une analyse GC-FID ou GC-MS :

- pour la mesure de la VGAI court terme (1 à 14 jours, 138 à $2\,760 \mu\text{g.m}^{-3}$) en catégorie 2 ;
- pour la mesure de la VGAI moyen terme (14 jours à 1 an, 40 à $800 \mu\text{g.m}^{-3}$) en catégorie 2 ;
- pour la mesure de la VGAI long terme (> 1 an, 40 à $800 \mu\text{g.m}^{-3}$) en catégorie 2 ;
- pour la mesure de la VGAI long terme pour un niveau de risque de 10^{-5} (> 1 an, 4 à $80 \mu\text{g.m}^{-3}$) en catégorie 2 ;
- pour la mesure de la VGAI long terme pour un niveau de risque de 10^{-6} (> 1 an, $0,4$ à $8 \mu\text{g.m}^{-3}$) en catégorie 3.

L'attention des utilisateurs est portée sur le fait que le CS₂ utilisé comme solvant pour la désorption est classé reprotoxique de catégorie 2.

6.2.5 Méthode n°5 : Prélèvement passif sur tube adsorbant, désorption solvant et analyse en GC/MS ou GC/FID

La méthode n°5 consiste en un prélèvement passif avec un badge adsorbant, suivi d'une désorption solvant et d'une analyse par GC-FID ou GC-MS.

Cette méthode est décrite au travers de 5 protocoles spécifiques à l'air des lieux de travail (INRS MétroPol M-407, HSE MDHS 88, OSHA 1001, NF X 43-280 (2013) et NF ISO 16200-2 (2000)).

Les supports de prélèvements proposés dans cette méthode sont les suivants :

- ORSA-5, débit de 8.98 mL.min⁻¹ (B)
- Badge 3M 3500/20, débit de 28,3 mL.min⁻¹ (A)
- Badge SKC 575-001, débit de 12,9 mL.min⁻¹ (A)
- Radiello code 130, débit de 65 mL.min⁻¹ (A)
- Assay technology, débit de 5.96 mL.min⁻¹ (C)
- Badge GABIE, débit de 31,7 mL.min⁻¹ (B)
- Badge SKC 575-002, débit de 13.06 mL.min⁻¹ (A).

Tous les supports de prélèvement utilisent du charbon actif comme adsorbant.

Les protocoles OSHA 1001 et Metropol M-407 proposant des données spécifiques au tétrachloroéthylène, leurs données sont principalement présentées ci-après et prises en compte pour l'évaluation des méthodes. Les autres protocoles couvrent la mesure de COV en général.

Durée de prélèvement :

S'agissant de protocoles spécifiques à l'air des lieux de travail, les durées mentionnées varient entre 5 minutes et 10 heures. Il n'est pas mentionné de durées de 24 heures ou de plusieurs jours correspondant aux VGAI.

Stabilité du débit de prélèvement :

Pour le badge Gabie (Métropol M407), le débit a été testé en banc de génération à 20 °C, 50 % HR entre 0,2 et 0,6 m.s⁻¹.

Le badge SKC 575-002 OSHA 1001) a été testé expérimentalement en conditions dynamiques dans une atmosphère à 200 ppm de tétrachloroéthylène sur des 10 durées comprises entre 5 min et 10 heures à 25 °C, 70 % RH et 0,4 m.s⁻¹ de face. Le débit est compris entre 12,61 et 13,55 mL.min⁻¹.

Méthode de désorption :

Les protocoles mentionnent tous une désorption au disulfure de carbone. Le volume est compris entre 2 et 5 mL et la durée de désorption est de 30 minutes avec agitation.

Spécificité de la méthode :

La méthode permet de mesurer le tétrachloroéthylène parmi d'autres COV ou hydrocarbures chlorés.

Sélectivité / interférences :

Le protocole OSHA 1001 mentionne que la présence d'interférents peut diminuer la capacité et le débit d'échantillonnage. Il n'a pas été observé d'influence significative pour la mesure de 100 ppm de tétrachloroéthylène (678 mg.m^{-3}) en mélange avec 83 ppm de dichlorométhane (294 mg.m^{-3}), 70 ppm d'isopropanol (175 mg.m^{-3}), 71 ppm de 2-butanone (213 mg.m^{-3}), 26 ppm d'acétate de butyle (117 mg.m^{-3}), 17 ppm de dioxane (62 mg.m^{-3}) et 16 ppm d'amyl acétate (87 mg.m^{-3}).

Les autres protocoles mentionnent uniquement les COV ayant des temps de rétention proches du tétrachloroéthylène comme interférents.

Influence des conditions environnementales :

Les protocoles MDHS 88 et ISO 16200-2 indiquent que pour les supports avec charbon actif, une forte humidité peut affecter la désorption. Il n'est pas observé d'effet de la vitesse du vent entre $0,1$ et $2,5 \text{ m.s}^{-1}$. Une vitesse d'air minimale de $0,1 \text{ m.s}^{-1}$ est requise pour le prélèvement. L'effet de la température est de $0,2\%-0,4\%.\text{K}^{-1}$.

Pour le protocole OSHA 1001, des résultats satisfaisants sont obtenus pour des essais réalisés pendant 240 min à 1356 mg.m^{-3} dans de l'air sec (3% HR) à 26°C et 650 mmHg et pour des essais réalisés pendant 240 min à 60 mg.m^{-3} à 67 % HR, à 26°C et 650 mmHg.

Efficacité de désorption :

Le taux de récupération des badges SKC 575-002 varie de 93,2 % à 96,2 % pour des tubes dopés à 678 et 1356 mg.m^{-3} .

Conservation :

Les taux de récupération mentionnés lors de essais de conservation pour les tubes SKC 575-002 sont supérieurs à 99,0% pour une conservation de 17 jours au réfrigérateur (tubes à 678 mg.m^{-3} et 1356 mg.m^{-3}), 98,6% pour une conservation de 17 jours à température ambiante (tubes à 678 mg.m^{-3}) et 97,3% pour une conservation de 17 jours à température ambiante (1356 mg.m^{-3}).

Pour les badges Gabie, le protocole Metropol 407 indique qu'après prélèvement et avant analyse, les badges sont conservés, capuchonnés et replacés dans leur boîte, au réfrigérateur, à l'abri de toute source de solvant. Il n'est pas mentionné de durée de conservation.

Rétrodiffusion :

La rétrodiffusion a été étudiée dans le protocole OSHA 1001 en exposant 6 supports à une atmosphère contenant un mélange de trichloroéthylène et de tétrachloroéthylène à 193-194 ppm durant 60 min à 26°C et 65 % HR. Trois de ces supports ont ensuite été exposés à de l'air propre pendant 180 min. Le taux de récupération était supérieur à 90% dans les deux cas indiquant l'absence de rétrodiffusion significative.

Il n'est pas mentionné d'études de la rétrodiffusion dans les autres protocoles.

Incertitudes :

Une incertitude globale de $\pm 23,9\%$ est renseignée dans le cas où la température et la pression ne sont pas connues. Elle est de $\pm 17,7\%$ si les deux sont connues. L'incertitude est calculée pour des concentrations de 678 mg.m^{-3} sur 4 heures.

Capacité de piégeage :

Le protocole OSHA mentionne une capacité de piégeage du tétrachloroéthylène supérieure à 12 mg obtenues avec des tests en conditions dynamiques à 1356 mg.m⁻³.

Limite de quantification :

Le protocole OSHA indique une limite de quantification pour le badge SKC 575-002 de 2,21 µg de tétrachloroéthylène sur le support correspondant à une concentration de 0,705 mg.m⁻³ pour la durée d'exposition préconisée de 4 heures.

Domaine de mesure accessible :

Pour le protocole OSHA 1001 utilisant le support SKC 575-002, en utilisant la limite de quantification de 2,21 µg et la capacité de piégeage maximale de 12 mg, le domaine de concentration pouvant être couvert est :

- 0,118 à 638 mg.m⁻³ dans le cas d'une exposition sur 1 journée (24 heures)
- 0,017 à 91,2 mg.m⁻³ dans le cas d'une exposition sur 7 jours

Ces domaines de concentrations couvrent le domaine 0,1 à 2 fois les VGAI court terme, moyen terme et long terme.

Pour la mesure de la VGAI court terme, des prélèvements sur une durée de 24 heures sont possibles.

Pour la mesure des VGAI moyen terme et long terme, les prélèvements peuvent être réalisés sur 7 jours permettant de couvrir la valeur basse correspondant à 0,1 x la VGAI.

Pour couvrir les VGAI long terme associées à un niveau de risque 10⁻⁵ et un niveau de risque 10⁻⁶, les durées de prélèvement sur support passif SKC 575-002 seraient de 28 et 280 jours. Ces durées sont supérieures aux durées généralement considérées dans les mesures par méthode passive en air intérieur. Aucune donnée de validation n'est disponible pour de telles durées.

Les critères essentiels de validation de la méthode 5 sont disponibles en particulier dans le protocole OSHA 1001 utilisant le support SKC 575-002, mais validés à des concentrations supérieures aux valeurs des différentes VGAI proposées et pour des durées de prélèvement de quelques heures ne correspondant pas aux durées de 24 heures ou de plusieurs jours des VGAI. Il y a lieu de noter que le protocole OSHA a été validé pour une vitesse d'air de 0,4 m.s⁻¹. Les vitesses d'air rencontrées en environnement intérieur sont généralement inférieures à ces valeurs.

Au regard de la limite de quantification et de la capacité de piégeage mentionnées pour le tétrachloroéthylène, les durées de prélèvement du protocole OSHA 1001 peuvent être adaptées à 24 heures pour permettre la mesure de la VGAI court terme et à 7 jours pour permettre la mesure des VGAI moyen terme et long terme. Les durées de prélèvement ne peuvent pas être adaptées pour les mesures de VGAI long terme pour un niveau de risque de 10⁻⁵ et VGAI long terme pour un niveau de risque de 10⁻⁶.

Ces éléments conduisent à classer cette méthode, prélèvement passif sur tube adsorbant, désorption solvant et analyse en GC/MS ou GC/FID suivi d'une analyse GC-FID ou GC-MS :

- **pour la mesure de la VGAI court terme (1 à 14 jours, 138 à 2 760 µg.m⁻³) en catégorie 2 ;**

- pour la mesure de la VGAI moyen terme (14 jours à 1 an, 40 à 800 $\mu\text{g.m}^{-3}$) en catégorie 2 ;
- pour la mesure de la VGAI long terme (> 1 an, 40 à 800 $\mu\text{g.m}^{-3}$) en catégorie 2 ;
- pour la mesure de la VGAI long terme pour un niveau de risque de 10^{-5} (> 1 an, 4 à 80 $\mu\text{g.m}^{-3}$) en catégorie 3 ;
- pour la mesure de la VGAI long terme pour un niveau de risque de 10^{-6} (> 1 an, 0,4 à 8 $\mu\text{g.m}^{-3}$) en catégorie 3.

L'attention des utilisateurs est portée sur le fait que le CS_2 utilisé comme solvant pour la désorption est classé reprotoxique de catégorie 2.

6.2.6 Méthode n°6 : Prélèvement par sac Tedlar® et analyse par GC-PID portable

Cette méthode est décrite par le protocole NIOSH 3704 qui est spécifique au tétrachloroéthylène.

Elle consiste à prélever l'air au moyen d'un sac Tedlar® à un débit compris entre 0,02 et 5 L.min⁻¹ puis à analyser le tétrachloroéthylène avec un chromatographe gaz portable équipé d'un détecteur à photoionisation (GC/PID). Le protocole préconise une durée de prélèvement de 40 minutes à un débit de 0,02 L.min⁻¹. Les échantillons se conservent au maximum 8 heures avant analyse. Les durées de prélèvement considérées ne sont pas compatibles avec la durée minimale de 24 heures des VGAI.

Par ailleurs, la longueur de 10 m de la colonne chromatographique semble insuffisante lors de la présence d'interférents et de co-élution avec des COV avec un temps de rétention proche.

Ces limitations et l'absence de données de validation entraînent un classement en catégorie 3 de la méthode pour la comparaison aux VGAI.

6.2.7 Méthode n°7 : Prélèvement actif sur tube adsorbant suivie d'une désorption solvant et d'une analyse par head space – GC/FID

Cette méthode est décrite par un protocole DFG Solvent Mixture method 4. Elle consiste en un prélèvement actif à un débit compris entre 0,5 à 2 L.min⁻¹ sur un tube contenant deux zones de charbon actif (tube SKC 226-36, 700 – 300 mg). Le protocole recommande un prélèvement d'une durée de 2 heures à 1 L.min⁻¹ soit un volume de 120 L.

Le prélèvement est suivi d'une désorption avec 5 mL de solvant : diméthylformamide (DMF), diméthylacétamide (DMAC), alcool benzylique ou phtalate de diméthyle dans un flacon compatible avec une analyse head-space et injection automatique et chromatographie gazeuse couplée à une détection FID.

Le protocole couvre la mesure de composés organiques volatils (COV) en général sans présenter de donnée spécifique au tétrachloroéthylène.

En l'absence de données de validation pour le tétrachloroéthylène, cette méthode ne peut être évaluée et est classée en catégorie 3*.

6.3 Conclusion du groupe de travail

Sept méthodes de mesure du tétrachloroéthylène dans l'air intérieur, dans l'air ambiant et dans l'air des lieux de travail ont été recensées et évaluées :

- méthode 1 : prélèvement actif sur tube adsorbant, désorption thermique et analyse en GC/MS ou GC/FID.
- méthode 2 : prélèvement passif sur support adsorbant, désorption thermique et analyse en GC/FID
- méthode 3 : prélèvement par canister, pré-concentration sur le désorbeur thermique et analyse GC-MS
- méthode 4 : prélèvement actif sur tube adsorbant, désorption solvant et analyse en GC/FID.
- méthode 5 : prélèvement passif sur support adsorbant, désorption solvant et analyse en GC/FID
- méthode 6 : prélèvement direct sur poche tedlar ou seringue gaz, analyse par GC/PID portable
- méthode 7 : prélèvement actif sur tube adsorbant, désorption solvant et analyse de l'espace de tête en GC/FID.

Les méthodes 4 et 5 ont été classées en catégorie 2, indicative pour la comparaison aux VGAI court, moyen et long terme (dont celle associée au niveau de risque 10^{-5}) du tétrachloroéthylène et nécessitant de réaliser des études de validation complémentaires.

- Méthode n°4 : Décrite par 16 protocoles associés aux atmosphères de travail, elle est basée sur un prélèvement actif au travers d'un tube charbon actif suivi d'une désorption solvant, au disulfure de carbone, et d'une analyse par chromatographie en phase gazeuse. La détection peut être réalisée par ionisation de flamme ou par spectrométrie de masse. Seuls les protocoles NIOSH 1003, DGUV information 213-565, BGI 505-65E, MétroPol M-405, OSHA 1001, INSHT MTA/MA-013 et BGIA6600 présentent des données spécifiques au tétrachloroéthylène. L'évaluation de la méthode n°4 s'est donc fondée essentiellement sur les données issues de ces protocoles.

Les critères essentiels de validation sont disponibles mais validés à des concentrations supérieures aux valeurs des différentes VGAI proposées et pour des durées de prélèvement de quelques heures ne correspondant pas aux durées de 24 heures ou de plusieurs jours des VGAI.

Au regard de la limite de quantification et de la capacité de piégeage mentionnées pour le tétrachloroéthylène, les durées, débits et volumes de prélèvement peuvent être adaptés pour permettre la mesure des VGAI Court terme, moyen terme et long terme. Ainsi, la mesure de la VGAI court terme est possible avec un prélèvement à un débit de $50 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$ pendant 24 heures. Les mesures de la VGAI moyen terme et de la VGAI long terme sont possibles avec un prélèvement à un débit de $10 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$ pendant 7 jours. Enfin, pour la mesure de la VGAI long terme avec un niveau de risque de 10^{-5} , un prélèvement à un débit de $30 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$ pendant 7 jours peut être réalisé.

En l'état des données de validation, le volume de prélèvement ne peut pas être adapté pour la mesures de VGAI long terme pour un niveau de risque de 10^{-6} . Des

essais de validation semblent donc nécessaires pour adapter les protocoles aux mesures de cette VGAI, avec notamment des déterminations complémentaires de volume de claquage.

- **Méthode 5** : Décrite par 5 protocoles spécifiques à l'air des lieux de travail, elle est basée sur un prélèvement passif sur des badges charbon actif, avec une désorption solvant au disulfure de carbone suivie d'une analyse en chromatographie en phase gazeuse couplée à un détecteur à ionisation de flamme.

Les critères essentiels de validation de la méthode 5 sont disponibles en particulier dans le protocole OSHA 1001 utilisant le support SKC 575-002, mais validés à des concentrations supérieures aux valeurs des différentes VGAI proposées et pour des durées de prélèvement de quelques heures ne correspondant pas aux durées de 24 heures ou de plusieurs jours des VGAI. Au regard de la limite de quantification et de la capacité de piégeage mentionnées pour le tétrachloroéthylène, les durées de prélèvement du protocole OSHA 1001 peuvent être adaptées à 24 heures pour permettre la mesure de la VGAI court terme et à 7 jours pour permettre la mesure des VGAI moyen terme et long terme. Les durées de prélèvement ne peuvent pas être adaptées pour les mesures de VGAI long terme pour un niveau de risque de 10^{-5} et VGAI long terme pour un niveau de risque de 10^{-6} .

Les méthodes n°1, 2 et 6 sont classées en catégorie 3, ie qui ne sont pas adaptées pour la comparaison aux VGAI court terme, de la VGAI moyen terme et des trois VGAI long terme du tétrachloroéthylène.

- **Méthode 1** : Décrite par 11 protocoles, elle est basée sur un prélèvement actif sur tube adsorbant thermo-désorbable, la désorption est thermique suivie d'une analyse par chromatographie en phase gazeuse. La détection peut être réalisée par ionisation de flamme ou par spectrométrie de masse. Les critères essentiels de validation sont disponibles en particulier dans le protocole DGUV information 213-565 method 03 utilisant le support Chromosorb 106, mais validés à des concentrations supérieures à 2 fois la valeur des différentes VGAI proposées. Surtout, le volume maximal de prélèvement recommandé dans l'ensemble des protocoles, 0,2 à 5 L, est insuffisant pour permettre un prélèvement d'au moins 24 h.
- **Méthode 2** : Elle est décrite par 5 protocoles et repose sur un prélèvement passif par diffusion au travers d'un adsorbant thermodésorbable, la désorption est thermique suivie d'une analyse par chromatographie en phase gazeuse. La détection peut être réalisée par ionisation de flamme ou par spectrométrie de masse. Les débits de diffusion du tétrachloroéthylène, sur ces tubes de prélèvement par diffusion axiale, sont validés. Par contre le domaine de validation des différents protocoles sont génériques aux COV, les données d'incertitude sont partielles et ne découlent que de l'évaluation des débits d'échantillonnage et les limites de quantification calculées ne sont pas spécifiques du tétrachloroéthylène mais aussi génériques aux COV.

Concernant le badge à diffusion radiale, le Radiello® code 145 et son enveloppe poreuse code 120-2, si les critères essentiels de validation sont disponibles, en particulier pour le protocole LCSQA, l'incertitude de mesure est particulièrement élevée et le taux de récupération particulièrement faible pour le tétrachloroéthylène. Les

différents documents sources ne permettent pas également de statuer sur l'importance du phénomène de rétrodiffusion sur 7 jours d'exposition, durée à ne pas dépasser selon le fabricant.

- **Méthode 6** : Décrite par 2 protocoles, le prélèvement est réalisé au moyen d'une poche en Tedlar® ou directement à l'aide d'une seringue à gaz suivi d'une analyse par un instrument de chromatographie gaz portable. Les contraintes de prélèvement, une durée de prélèvement de 40 minutes, une conservation de l'échantillon au maximum de 8 heures avant l'analyse, ne sont pas compatibles avec la durée minimale de prélèvement de 24 heures des VGAI et écartent toute recommandation de cette méthode pour la comparaison à une VGAI.

Les méthodes 3 et 7 sont classées en catégorie 3*, c'est-à-dire qu'elles ne sont pas évaluables pour la comparaison aux VGAI court terme, de la VGAI moyen terme et des trois VGAI long terme du tétrachloroéthylène.

- **Méthode 3** : Décrite par trois protocoles, elle est basée sur un échantillonnage de l'air à l'aide d'un canister d'une capacité de 6 L ou de 15 L. Le canister est ensuite ramené au laboratoire où un aliquote d'air est échantillonné pour être ensuite directement préconcentré sur le piège froid du thermo-désorbeur maintenu à température subambiante avant désorption thermique, séparation par GC et détection par MS ou FID. En l'absence de données de validation propres au tétrachloroéthylène ou de précisions sur le mode de transfert entre le canister et le piège du désorbeur et son influence sur les performances de la technique, la méthode n'est pas évaluable.
- **Méthode 7** : Décrite par 1 protocole, elle repose sur un prélèvement actif à l'aide d'un tube charbon actif de type 700/300, désorption solvant (DMF, DMAC, Alcool benzylique...), analyse head space en chromatographie en phase gazeuse couplée à un détecteur à ionisation de flamme. Elle n'est pas évaluable en l'absence de données de validation spécifiques au tétrachloroéthylène.

Le groupe de travail recommande donc la mise en œuvre des deux méthodes présentées dans le Tableau 8 pour la comparaison aux VGAI court, moyen et long terme du tétrachloroéthylène et consistant à effectuer :

- un prélèvement actif sur tube de charbon actif suivi d'une désorption solvant au disulfure de carbone et d'une analyse par GC/FID ou MS (méthode n°4) ;
- un prélèvement passif sur badge à diffusion axiale ou radiale renfermant du charbon actif, suivi d'une désorption thermique et d'une analyse par GC/FID ou MS (méthode n°5).

Le prélèvement passif est plus pratique à mettre en place mais le prélèvement actif permet de mieux maîtriser le volume échantillonné.

Le groupe de travail recommande la mise en œuvre de la méthode n°4 présentée dans le Tableau 8 pour la comparaison à la VGAI long terme au risque 10^{-5} du tétrachloroéthylène et consistant à effectuer :

- un prélèvement actif sur tube de charbon actif suivi d'une désorption solvant au disulfure de carbone et d'une analyse par GC/FID ou MS (méthode n°4) ;

Les durées de prélèvements recommandées sont de 24h pour la comparaison à la VGAI court terme et de 7 jours pour la comparaison aux VGAI moyen terme et long terme.

Aucune méthode n'est recommandée pour la comparaison à la VGAI long terme pour un niveau de risque de 10^{-6} , il conviendrait donc de développer une méthode de mesure adaptée à la sensibilité requise.

Le groupe de travail attire l'attention des utilisateurs sur le fait que le CS₂ utilisé comme solvant pour la désorption dans les méthodes n°4 et n°5 est classé reprotoxique de catégorie 2.

Tableau 8 : Méthodes recommandées pour la comparaison aux VGAI, court, moyen et long terme au risque 10⁻⁵ du tétrachloroéthylène

Méthode	Protocoles	VGAI à seuil		VGAI sans seuil		
		Court terme 1 380 µg.m ⁻³	Moyen terme et Long terme 400 µg.m ⁻³	Long terme 40 µg.m ⁻³ (risque 10 ⁻⁵)	Long terme 4 µg.m ⁻³ (risque 10 ⁻⁶)	
4	Prélèvement actif sur tube adsorbant Désorption solvant Analyse par GC/FID ou GC/MS	NIOSH 1003 DGUV Inf213-565 Meth 2 Métropol M-405 OSHA 1001 INSHT MTA/MA-013/A16 INSHT MTA/MA-045/A00 BGI 505-65E	2 à 50 mL.min ⁻¹	2 à 10 mL.min ⁻¹	2 à 30 mL.min ⁻¹	3
5	Prélèvement passif sur support adsorbant Désorption solvant Analyse par GC/FID ou MS	OSHA 1001	2	2	3	3

Date de validation du rapport d'expertise collective par le groupe de travail « Métrologie » : 15 novembre 2023

Date de validation de la partie B du rapport d'expertise collective par le comité d'experts spécialisé (CES) « Evaluation des risques liés aux milieux aériens » : 11 décembre 2023

7 Bibliographie

7.1 Publications

- Alarie, Yves. 1973. "Sensory irritation of the upper airways by airborne chemicals." *Toxicology and Applied Pharmacology* 24 (2): 279-297. [https://doi.org/10.1016/0041-008X\(73\)90148-8](https://doi.org/10.1016/0041-008X(73)90148-8).
- Altmann, L., A. Böttger et H. Wiegand. 1990. "Neurophysiological and psychophysical measurements reveal effects of acute low-level organic solvent exposure in humans." *International Archives of Occupational and Environmental Health* 62 (7): 493-499. <https://doi.org/10.1007/BF00381179>.
- Altmann, Lilo, Herbert Wiegand, Axel Böttger, Frank Elstermeier et Gerhard Winneke. 1992. "Neurobehavioural and Neurophysiological Outcomes of Acute Repeated Perchloroethylene Exposure." *Applied Psychology* 41 (3): 269-279. <https://doi.org/10.1111/j.1464-0597.1992.tb00705.x>.
- Anses. 2010a. *Proposition de valeurs guides de qualité d'air intérieur - Le tétrachloroéthylène*. Agence française de sécurité sanitaire de l'environnement et du travail.
- Anses. 2010b. *Valeurs limites d'exposition en milieu professionnel - Le Perchloroéthylène*. Agence Nationale de Sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail.
- Anses. 2013a. *Analyse des valeurs toxicologiques de référence par inhalation de l'US EPA 2012 pour le perchloroéthylène*. Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail.
- Anses. 2013b. *Valeur toxicologique de référence du perchloroéthylène*. Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail.
- Anses. 2016. *Proposition de valeurs guides de qualité d'air intérieur*. Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail.
- Anses. 2018a. *Polluants « émergents » dans l'air ambiant Identification, catégorisation et hiérarchisation de polluants actuellement non réglementés pour la surveillance de la qualité de l'air*. Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail.
- Anses. 2018b. *Elaboration de VTR par voie respiratoire pour le percholoéthylène*. Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail.
- Anses. 2019. *Actualisation des valeurs guides de qualité de l'air intérieur (VGAI) pour le trichloroéthylène (TCE)*. Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail.
- Anses. 2020. *Méthodologie d'évaluation des méthodes de mesure dans l'air des lieux de travail et l'air intérieur*. Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail.
- ATSDR. 1997. *Toxicological profile for tetrachloroethylene*. Agency for Toxic Substances and Diseases Registry, U.S. Department of Health and Human Services.
- ATSDR. 2004. Interaction profile for: 1,1,1-trichloroethane, 1,1-dichloroethane, trichloroethylene and tétrachloroéthylène. Atlanta, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, U.S. Department of Health and Human Services Public Health Service.
- ATSDR. 2019. *Toxicological profile for tetrachloroethylene*. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, U.S. Department of health and human services.
- Baloch RM, Maesano CN, Christoffersen J, Banerjee S, Gabriel M, Csobod E, de Oliveira Fernandes E, Annesi-Maesano I, on behalf of the SINPHONIE Study group. 2020. Indoor air pollution, physical and comfort parameters related to schoolchildren's health:

- Data from the European SINPHONIE study. *Science of the Total Environment* 739 (2020) 139870.
- Bassi C, Kairo C, Lapostolle A, Fillol C, Bidondo ML, Bonaldi C, Lepoutre A, Verrier A. Pertinence et faisabilité d'une étude épidémiologique ou d'une campagne d'imprégnation. Cas d'une pollution à des solvants chlorés (TCE/PCE) dans le collège Saint-Exupéry et la crèche Liberté Vincennes (Val-de-Marne). 64 p. Disponible à partir de l'URL : www.santepubliquefrance.fr ISSN : 2609-2174 - ISBN-NET : - RÉALISÉ PAR LA DIRECTION DE LA COMMUNICATION, SANTÉ PUBLIQUE FRANCE - DÉPÔT LÉGAL : JUIN 2019
- Benoit, F. M., W. R. Davidson, A. M. Lovett, S. Nacson et A. Ngo. 1985. "Breath analysis by API/MS-human exposure to volatile organic solvents." *International Archives of Occupational and Environmental Health* 55 (2): 113-120. <https://doi.org/10.1007/BF00378373>.
- Callahan, C. L., P. A. Stewart, A. Blair et M. P. Purdue. 2019. "Extended Mortality Follow-up of a Cohort of Dry Cleaners." *Epidemiology* 30 (2): 285-290. <https://doi.org/10.1097/ede.0000000000000951>.
- Callahan, C. L., P. A. Stewart, M. C. Friesen, S. Locke, A. J. De Roos, J. R. Cerhan, R. K. Severson, N. Rothman et M. P. Purdue. 2018. "Case-control investigation of occupational exposure to chlorinated solvents and non-Hodgkin's lymphoma." *Occup Environ Med* 75 (6): 415-420. <https://doi.org/10.1136/oemed-2017-104890>.
- Cavalleri, A., F. Gobba, M. Paltrinieri, G. Fantuzzi, E. Righi et G. Aggazzotti. 1994. "Perchloroethylene exposure can induce colour vision loss." *Neuroscience Letters* 179 (1-2): 162-166. [https://doi.org/10.1016/0304-3940\(94\)90959-8](https://doi.org/10.1016/0304-3940(94)90959-8).
- Chiu, W. A. et G. L. Ginsberg. 2011. "Development and evaluation of a harmonized physiologically based pharmacokinetic (PBPK) model for perchloroethylene toxicokinetics in mice, rats, and humans." *Toxicology and Applied Pharmacology* 253 (3): 203-234. <https://doi.org/10.1016/j.taap.2011.03.020>.
- Chiu, W. A., S. Micallef, A. C. Monster et F. Y. Bois. 2007. "Toxicokinetics of inhaled trichloroethylene and tetrachloroethylene in humans at 1 ppm: Empirical results and comparisons with previous studies." *Toxicological Sciences* 95 (1): 23-36. <https://doi.org/10.1093/toxsci/kfl129>.
- Christensen, K. Y., D. Vizcaya, H. Richardson, J. Lavoué, K. Aronson et J. Siemiatycki. 2013. "Risk of selected cancers due to occupational exposure to chlorinated solvents in a case-control study in montreal." *Journal of Occupational and Environmental Medicine* 55 (2): 198-208. <https://doi.org/10.1097/JOM.0b013e3182728eab>.
- CIRC. 2014. *Trichloroethylene, Tetrachloroethylene, and some other chlorinated agents*. International Agency for Research on Cancer, 1-512.
- CITEPA. 2008. Inventaire des émissions de polluants dans l'atmosphère en France Séries sectorielles et analyses étendues - rapport SECTEN
- CITEPA. 2022. Gaz à effet de serre et polluants atmosphériques. Bilan des émissions en France de 1990 à 2021. Rapport national d'inventaire format SECTEN.
- Clayton C A, Pellizzari E.D., Whitmore R.W et al. 1999. National Human Exposure Assessment Survey (NHEXAS): distributions and associations of lead, arsenic, and volatile organic compounds in EPA Region 5. *J Expo Anal Environ Epidemiol.* 9(5):427-34.
- Clewell, H. J., P. R. Gentry, J. E. Kester et M. E. Andersen. 2005. "Evaluation of physiologically based pharmacokinetic models in risk assessment: An example with perchloroethylene." *Critical Reviews in Toxicology* 35 (5): 413-433. <https://doi.org/10.1080/10408440590931994>.
- Danish EPA. 2014. *Evaluation of health hazards by exposure to Tetrachloroethylene and proposal of a health-based quality criterion for ambient air*. The Danish Environmental Protection Agency (Copenhagen).
- Dekant, W., S. Vamvakas, K. Berthold, S. Schmidt, D. Wild et D. Henschler. 1986. "Bacterial beta-lyase mediated cleavage and mutagenicity of cysteine conjugates derived from

- the nephrocarcinogenic alkenes trichloroethylene, tetrachloroethylene and hexachlorobutadiene." *Chem Biol Interact* 60 (1): 31-45.
- Dreessen, B., G. Westphal, J. Bunger, E. Hallier et M. Muller. 2003. "Mutagenicity of the glutathione and cysteine S-conjugates of the haloalkenes 1,1,2-trichloro-3,3,3-trifluoro-1-propene and trichlorofluoroethene in the Ames test in comparison with the tetrachloroethene-analogues." *Mutat Res* 539 (1-2): 157-66.
- Echeverria, D., R. F. White et C. Sampaio. 1995. "A behavioral evaluation of PCE exposure in patients and dry cleaners: A possible relationship between clinical and preclinical effects." *Journal of Occupational and Environmental Medicine* 37 (6): 667-680.
- EU DRAR. 2005a. *European Union Risk Assessment Report for tetrachloroethylene - Part I : Environment*. Institute for Health and Consumer Protection
- European Commission. (2005b). Joint Research Centre (JRC). Final Report. Critical Appraisal of the Setting and Implementation of Indoor Exposure Limits in the EU: The INDEX project. Institute for Health and Consumer Protection, Physical and Chemical Exposure Unit. 337 pages. I-21020 Ispra (VA), Italy.
- European Commission. 2007. Draft Risk Assessment Report for tetrachloroethylene, CAS N°: 127-18-4, EINECS N°: 204-825-9, European Union, European Chemicals Bureau, Existing Chemicals. Joint Research Center. EU 21680 EN. 1st Priority List. United Kingdom. R021_0712_hh: HH part. 349 pp
- EU DRAR. 2008. *European Union Draft risk assessment report - Tetrachloroethylene (PERC)*. European Commission (United Kingdom).
- EXPOLIS (2004). Air Pollution Exposure in European Cities: the EXPOLIS Study Final Report. 150 pages. Disponible en ligne: <http://www.ktl.fi/expolis/index.php?id=14>.
- EXPOLIS-INDEX (2004). Time-Microenvironment-Activity-Patterns across Europe. Work Package 1- Final Report. 295 pages. Téléchargeable sur le site : <http://www.ktl.fi/expolis/>
- Ferroni, C., L. Selis, A. Mutti, D. Folli, E. Bergamaschi et I. Franchini. 1992. Neurobehavioral and neuroendocrine effects of occupational exposure to perchloroethylene. *NeuroToxicology* 13 (1): 243-248.
- Gallego E, Roca FJ, Perales JF, Guardino X. 2011a. *Comparative study of the adsorption performance of an active multi-sorbent bed tube (Carbotrap, Carbopack X, Carboxen 569) and a Radiello® diffusive sampler for the analysis of VOCs*. *Talanta*, 85, 662-672
- Gallego E, Roca FJ, Perales JF, Guardino X. 2011b. Evaluation of the effect of different sampling time periods and ambient air pollutant concentrations on the performance of the Radiello® diffusive sampler for the analysis of VOCs by TD-GC/MS, *Journal of Environmental Monitoring*, 13, 2612-2622.
- Garnier R., Pietin C., Nicolas A., Villa A., Goupil G., Gros-Daillon S., Brasseur A., Langrand J. and Legout C. (2015) - Pollution aérienne par le perchloroéthylène des établissements de nettoyage à sec : quels risques pour la santé des riverains ? Résultats d'une enquête francilienne. *Toxicologie Analytique et Clinique*, 27, 2, Supplement, S28-S29.
- Gearhart, J. M., D. A. Mahle, R. J. Greene, C. S. Seckel, C. D. Flemming, J. W. Fisher et H. J. Clewell Iii. 1993. "Variability of physiologically based pharmacokinetic (PBPK) model parameters and their effects on PBPK model predictions in a risk assessment for perchloroethylene (PCE)." *Toxicology Letters* 68 (1-2): 131-144. [https://doi.org/10.1016/0378-4274\(93\)90126-I](https://doi.org/10.1016/0378-4274(93)90126-I).
- Gobba, F., E. Righi, G. Fantuzzi, G. Predieri, L. Cavazzuti et G. Aggazzotti. 1998. "Two-year evolution of perchloroethylene-induced color-vision loss." *Archives of Environmental Health* 53 (3): 196-198.
- Goupil G., Delaunay C., Faure Z., Paillat L., Thiault G., Riffet S. 2012. Bilan des mesures de tétrachloréthylène dans les logements provenant de pressings ou de pollution de sol en région parisienne. *Pollution atmosphérique*. N° 213-214.
- Guberan, E. et J. Fernandez. 1974. "Control of industrial exposure to tetrachloroethylene by measuring alveolar concentrations: theoretical approach using a mathematical model." *British Journal of Industrial Medicine* 31 (2): 159-167.

- Guyton, K. Z., K. A. Hogan, C. S. Scott, G. S. Cooper, A. S. Bale, L. Kopylev, S. Barone Jr, S. L. Makris, B. Glenn, R. P. Subramaniam, M. R. Gwinn, R. C. Dzubow et W. A. Chiu. 2014. "Human health effects of tetrachloroethylene: Key findings and scientific issues." *Environmental Health Perspectives* 122 (4): 325-334. <https://doi.org/10.1289/ehp.1307359>.
- Hadkhale, K., J. I. Martinsen, E. Weiderpass, K. Kjaerheim, P. Sparen, L. Tryggvadottir, E. Lyngge et E. Pukkala. 2017. "Occupational exposure to solvents and bladder cancer: A population-based case control study in Nordic countries." *Int J Cancer* 140 (8): 1736-1746. <https://doi.org/10.1002/ijc.30593>.
- Heeley-Hill AC, Grange SK, Ward MW, Lewis AC, Owen N, Jordan C, Hodgson G, Adamson G. 2021. Frequency of use of household products containing VOCs and indoor atmospheric concentrations in Homes. *Environ. Sci.: Processes Impacts*, 2021, 23, 699
- Ikeda, M. 1977. "Metabolism of trichloroethylene and tetrachloroethylene in human subjects." *Environmental Health Perspectives* Vol. 21: 239-245.
- Ikeda, M., H. Otsuji, T. Imamura et Y. Komoike. 1972. "Urinary excretion of total trichloro-compounds, trichloroethanol, and trichloroacetic acid as a measure of exposure to trichloroethylene and tetrachloroethylene." *British Journal of Industrial Medicine* 29 (3): 328-333.
- INERIS. 2000. *Tétrachloroéthylène*. Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques.
- INERIS. 2002. Evaluation des risques sanitaires liés aux émissions de tétrachloroéthylène par 2 installations françaises de nettoyage à sec. 33 p.
- INERIS. 2008. Rapport d'étude INERIS-DRC-07-85296-09788C - Evaluation des risques sanitaires associés aux émissions de tétrachloroéthylène par trois installations françaises de nettoyage à sec. 59 p.
- INERIS. 2022. Fiche de données toxicologiques et environnementales. Tétrachloroéthylène. Ineris - 203535 - 2718928 - v1.0. 76 p.
- INRS. 2007. *Profils d'exposition au perchloroéthylène dans le secteur du nettoyage à sec*. Institut national de recherche et de sécurité.
- JISA. 1993. Hadano, Japan.
- Kolossa-Gehring M., Becker K., Conrad A. et al. 2007. German Environmental Survey for Children (GerES IV)--first results. *Int J Hyg Environ Health*; 210(5):535-40
- Lash, L. H et J.C Parker. 2001. "Hepatic and renal toxicities associated with perchloroethylene." *Pharmacological Reviews* 53 (2): 177-208.
- Lipworth, L., J. S. Sonderman, M. T. Mumma, R. E. Tarone, D. E. Marano, J. D. Boice et J. K. McLaughlin. 2011. "Cancer mortality among aircraft manufacturing workers: An extended follow-up." *Journal of Occupational and Environmental Medicine* 53 (9): 992-1007. <https://doi.org/10.1097/JOM.0b013e31822e0940>.
- Ma, H. W., K. Y. Wu et C. D. Ton. 2002. "Setting information priorities for remediation decisions at a contaminated-groundwater site." *Chemosphere* 46 (1): 75-81.
- Mandin, Trantallidi M, Cattaneo A, Canha N, Mihucz VG, Szigeti T, Mabilia R, Perreca E, Spinazzè A, Fossati S, De Kluzenaar Y, Cornelissen E, Sakellaris I, Saraga D, Hänninen O, De Oliveira Fernandes E, Ventura G, Wolkoff P, Carrer P, Bartzis J. 2017. Assessment of indoor air quality in office buildings across Europe – The OFFICAIR study. *Sci Total Environ* 579:169-178. doi:10.
- MassDEP. 2014. *Summary of the Basis of Cancer Risk Values for Tetrachloroethylene*. Massachusetts Department of Environmental Protection.
- Mattei, F., F. Guida, M. Matrat, S. Cénée, D. Cyr, M. Sanchez, L. Radoj, G. Menvielle, F. Jellouli, M. Carton, S. Bara, E. Marrer, D. Luce et I. Stucker. 2014. "Exposure to chlorinated solvents and lung cancer: Results of the ICARE study." *Occupational and Environmental Medicine* 71 (10): 681-689. <https://doi.org/10.1136/oemed-2014-102182>.
- Mattei, F., F. Guida, M. Sanchez, S. Cénée, J. Févotte, D. Luce et I. Stucker. 2014. "Occupational exposure to chlorinated solvents and lung cancer: Results from the

- ICARE study." *Occupational and Environmental Medicine* 71: A17. <https://doi.org/10.1136/oemed-2014-102362.52>.
- McDermott MJ, Mazor KA, Shost SJ et al. (2005) Tetrachloroethylene (PCE, Perc) levels in residential dry cleaner buildings in diverse communities in New York City. *Environ Health Perspect* 113(10):1336-43.
- Monster, A., W. Regouin Peeters, A. Van Schijndel et J. Van der Tuin. 1983. "Biological monitoring of occupational exposure to tetrachloroethene." *Scandinavian Journal of Work, Environment and Health* 9 (3): 273-281.
- Monster, A.C., G. Boersma et H. Steenweg. 1979. "Kinetics of tetrachloroethylene in volunteers; influence of exposure concentration and work load." *International Archives of Occupational and Environmental Health* 42 (3-4): 303-309. <https://doi.org/10.1007/BF00377784>.
- Morales-Suárez-Varela, M. M., J. Olsen, S. Villeneuve, P. Johansen, L. Kaerlev, A. Llopis-González, G. Wingren, L. Hardell, W. Ahrens, A. Stang, F. Merletti, G. Gorini, J. J. Aurrekoetxea, J. Févotte, D. Cyr et P. Guénel. 2013. "Occupational exposure to chlorinated and petroleum solvents and mycosis fungoides." *Journal of Occupational and Environmental Medicine* 55 (8): 924-931. <https://doi.org/10.1097/JOM.0b013e3182941a1c>.
- Mosqueron L, Nedellec V. 2004. Inventaire des données françaises sur la qualité de l'air à l'intérieur des bâtiments : Actualisation des données sur la période 2001-2004.
- Mutti, A., R. Alinovi, E. Bergamaschi, C. Biagini, S. Cavazzini, I. Franchini, R. R. Lauwerys, A. M. Bernard, H. Roels, E. Gelpi, J. Roselló, I. Ramis, R. G. Price, S. A. Taylor, M. De Broe, G. D. Nuyts, H. Stolte, L. M. Fels et C. Herbort. 1992. "Nephropathies and exposure to perchloroethylene in dry-cleaners." *The Lancet* 340 (8813): 189-193. [https://doi.org/10.1016/0140-6736\(92\)90463-D](https://doi.org/10.1016/0140-6736(92)90463-D).
- NCI. 1977. *Bioassay of tetrachloroethylene for possible carcinogenicity*. National Cancer Institute, Bethesda Md, National Institutes of Health.
- Neta, G., P. A. Stewart, P. Rajaraman, M. J. Hein, M. A. Waters, M. P. Purdue, C. Samanic, J. B. Coble, M. S. Linet et P. D. Inskip. 2012. "Occupational exposure to chlorinated solvents and risks of glioma and meningioma in adults." *Occupational and Environmental Medicine* 69 (11): 793-801. <https://doi.org/10.1136/oemed-2012-100742>.
- NRC. 2010. *Review of the Environmental Protection Agency's draft IRIS assessment of tetrachloroethylene*. (Washington DC: National Academies Press). <https://www.nap.edu/download/12863>.
- NTP. 1986. "National Toxicology Program Toxicology and Carcinogenesis Studies of Tetrachloroethylene (Perchloroethylene) (CAS No. 127-18-4) in F344/N Rats and B6C3F1 Mice (Inhalation Studies)." *Natl Toxicol Program Tech Rep Ser* 311: 1-197.
- OEHHA. 2008. *TSD for Noncancer RELs - Perchloroethylene*. Office of Environmental Health Hazard Assessment.
- OEHHA. 2016. *Air Toxics Hot Spots Program - Perchloroethylene Inhalation Cancer Unit Risk Factor _ SRP Draft revised*. Office of Environmental Health Hazard Assessment.
- Ohtsuki, T., K. Sato, A. Koizumi, M. Kumai et M. Ikeda. 1983. "Limited capacity of humans to metabolize tetrachloroethylene." *International Archives of Occupational and Environmental Health* 51 (4): 381-390. <https://doi.org/10.1007/BF00378352>.
- Ohura T, Amagai T, Senga Y. et al. (2006) Organic air pollutants inside and outside residences in Shimizu, Japan: levels, sources and risks. *Sci Total Environ.* 1;366(2-3):485-499.
- OMS. 2000. *Air Quality Guidelines for Europe* World Health Organization.
- OMS. 2010. *Guidelines for indoor air quality : selected pollutants*. World Health Organization.
- OQAI. 2006. 2006. Campagne nationale Logements. Etat de la qualité de l'air dans les logements français. Rapport final. 165 p.
- OQAI. 2016. Base de référence nationale sur la qualité de l'air intérieur et le confort des occupants de bâtiments performants en énergie. Deuxième état descriptif de la qualité

- de l'air intérieur et du confort de bâtiments d'habitation performants en énergie. Rapport CSTB-OQAI/2016-010. 100 p.
- OQAI. 2019. Base de référence nationale sur la qualité de l'air intérieur et le confort des occupants de bâtiments performants en énergie : OQAI-BPE. Deuxième état descriptif de la qualité de l'air intérieur et du confort de bâtiments d'habitation performants en énergie. Rapport CSTB-OQAI/2016-010. 100 p.
- OQAI. 2023. Qualité de l'air intérieur dans les établissements sanitaires et médicosociaux. Rapport final. 96 p.
- Purdue, M. P., P. A. Stewart, M. C. Friesen, J. S. Colt, S. J. Locke, M. J. Hein, M. A. Waters, B. I. Graubard, F. Davis, J. Ruterbusch, K. Schwartz, W. H. Chow, N. Rothman et J. N. Hofmann. 2017. "Occupational exposure to chlorinated solvents and kidney cancer: a case-control study." *Occup Environ Med* 74 (4): 268-274. <https://doi.org/10.1136/oemed-2016-103849>.
- Ribes A, Carrera G, Gallego E, Roca X, Berenguer MJ, Guardino X. 2007. Development and validation of a method for air-quality and nuisance odors monitoring of volatiles organic compounds using multi-sorbent adsorption and gas chromatography/mass spectrometry thermal desorption system, *Journal of Chromatography A*, 1140, 44-55
- Roda C, Kousignian I, Ramond A, Momas I. 2013. *Indoor tetrachloroethylene levels and determinants in Paris dwellings*. *Environmental Research* 120: 1–6.
- Santé Canada. 2015. *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : Document technique - Le tétrachloroéthylène*. Santé Canada.
- Seeber, A. 1989. "Neurobehavioral toxicity of long-term exposure to tetrachloroethylene." *Neurotoxicology and Teratology* 11 (6): 579-583. [https://doi.org/10.1016/0892-0362\(89\)90041-X](https://doi.org/10.1016/0892-0362(89)90041-X).
- Seiji, K., O. Inoue, C. Jin, Y. T. Liu, S. X. Cai, M. Ohashi, T. Watanabe, H. Nakatsuka, T. Kawai et M. Ikeda. 1989. "Dose-excretion relationship in tetrachloroethylene-exposed workers and the effect of tetrachloroethylene Co-exposure on trichloroethylene metabolism." *American Journal of Industrial Medicine* 16 (6): 675-684.
- Stewart, R.D., E.D. Baretta, H.C. Dodd et T.R. Torkelson. 1970. "Experimental human exposure to tetrachloroethylene." *Arch Environ Health* 20 (2): 225-9. <https://doi.org/10.1080/00039896.1970.10665579>.
- Talibov, M., A. Auvinen, E. Weiderpass, J. Hansen, J. I. Martinsen, K. Kjaerheim, L. Tryggvadottir et E. Pukkala. 2017. "Occupational solvent exposure and adult chronic lymphocytic leukemia: No risk in a population-based case-control study in four Nordic countries." *Int J Cancer* 141 (6): 1140-1147. <https://doi.org/10.1002/ijc.30814>.
- TCEQ. 2008, revised 2015. *Tetrachloroethylene (PCE)*. Texas Commission on Environmental Quality.
- Thomas, J., J. K. Haseman, J. I. Goodman, J. M. Ward, T. P. Loughran Jr et P. J. Spencer. 2007. "A review of large granular lymphocytic leukemia in Fischer 344 rats as an initial step toward evaluating the implication of the endpoint to human cancer risk assessment." *Toxicological Sciences* 99 (1): 3-19. <https://doi.org/10.1093/toxsci/kfm098>.
- US EPA. 2012. *Toxicological Review of Tetrachloroethylene (Perchloroethylene) - In support of summary information on the integrated risk information system (IRIS)*. United States Environmental Protection Agency.
- Vizcaya, D., K. Y. Christensen, J. Lavoué et J. Siemiatycki. 2013. "Risk of lung cancer associated with six types of chlorinated solvents: Results from two case-control studies in Montreal, Canada." *Occupational and Environmental Medicine* 70 (2): 81-85. <https://doi.org/10.1136/oemed-2012-101155>.
- Vlaanderen, J., K. Straif, E. Pukkala, T. Kauppinen, P. Kyyrönen, J. I. Martinsen, K. Kjaerheim, L. Tryggvadottir, J. Hansen, P. Sparén et E. Weiderpass. 2013. "Occupational exposure to trichloroethylene and perchloroethylene and the risk of lymphoma, liver, and kidney cancer in four Nordic countries." *Occupational and Environmental Medicine* 70 (6): 393-401. <https://doi.org/10.1136/oemed-2012-101188>.

- Vlaanderen, J., K. Straif, A. Ruder, A. Blair, J. Hansen, E. Lynge, B. Charbotel, D. Loomis, T. Kauppinen, P. Kyyronen, E. Pukkala, E. Weiderpass et N. Guha. 2014. "Tetrachloroethylene exposure and bladder cancer risk: A meta-analysis of dry-cleaning-worker studies." *Environmental Health Perspectives* 122 (7): 661-666. <https://doi.org/10.1289/ehp.1307055>.
- Volkel, W., M. Friedewald, E. Lederer, A. Pahler, J. Parker et W. Dekant. 1998. "Biotransformation of perchloroethene: dose-dependent excretion of trichloroacetic acid, dichloroacetic acid, and N-acetyl-S-(trichlorovinyl)-L-cysteine in rats and humans after inhalation." *Toxicol Appl Pharmacol* 153 (1): 20-7. <https://doi.org/10.1006/taap.1998.8548>.
- Xu J, Szyszkowicz M, Jovic B, Cakmak S, Austin CC, Zhu J. 2016. *Estimation of indoor and outdoor ratios of selected volatile organic compounds in Canada. Atmospheric Environment* 141: 523-531.

7.2 Normes

- AFNOR. 2003. NF X 50-110 *Qualité en expertise – Prescriptions générales de compétence pour une expertise*. AFNOR (indice de classement X 50-110).
- BGIA 6600 Chlorierte Kohlenwasserstoffe, aliphatisch I
- BGI 505-65E BGI 505-65 / DGUV Information 213-565 - Verfahren zur Bestimmung von Trichlorethen und Tetrachlorethen
- DFG. 1997. Solvent mixtures method 4 *Air Monitoring Methods*, 6: 163-175.
- DFG. 1997. Solvent mixtures method 5 *Air Monitoring Methods*, 6: 177-199
- DGUV Information 213-565 Method 02 (2014)
- DGUV Information 213-565 Method 03 (2014)*
- EPA TO 17. 1999. US EPA Compendium of Methods for the Determination of Toxic Organic Compounds in ambient Air, second edition : Compendium method TO-17 : Determination of Volatile organic compounds (VOCs) in ambient air using active sampling onto sorbent tubes.
- EPA TO-14.1999. US EPA Compendium of Methods for the Determination of Toxic Organic Compounds in ambient Air, second edition : Compendium method TO-14A : Determination of Volatile Organic compounds (VOCs) in ambient air using specially prepared canisters with subsequent analysis by gas chromatograph.
- EPA TO-15A. 2019. Determination of Volatile Organic Compounds (VOCs) in Air Collected in Specially Prepared Canisters and Analyzed by Gas Chromatography–Mass Spectrometry (GC-MS)
- HSE. 1993. Health and safety executive. Methods for the Determination of Hazardous Substances. MDHS 72. Volatile organic compounds in air. Laboratory method using pumped solid sorbent tubes, thermal desorption and gas chromatography. 12 p.
- HSE. 2016. HSE (2016) MDHS 104. Volatile organic compounds in air (4). Laboratory method using sorbent tubes, solvent desorption or thermal desorption and gas chromatography. 30 p.
- HSE. 1995. MDHS 80. Volatile organic compounds in air. Laboratory method using diffusive solid sorbent tubes, thermal desorption and gas chromatography. 12 p.
- HSE. 2016. MDHS 104. Volatile organic compounds in air Laboratory method using sorbent tubes, solvent desorption or thermal desorption and gas chromatography. 30 p.
- HSE. 2000. MDHS 96. Volatile organic compounds in air (4). Laboratory method using pumped solid sorbent tubes, solvent desorption and gas chromatography. 24 p.
- HSE. 1997. MDHS 88. Volatile organic compounds in air. Laboratory method using diffusive samplers, solvent desorption and gas chromatography. 20 pages.
- INERIS. 2005. Rapport étude INERIS 09/02/2005 –DCR-05-56770-AIRE-n°0094-Izd - Trichloroéthylène, tétrachloroéthylène et chlorure de vinyle dans l'air : Sources, mesures et concentrations.

- INRS. 2016. MétroPol 338.
- INRS. 2015. MétroPol Intervention Screening.
- INRS. 2018. MétroPol M-405 + données validation 323.
- INRS. 2016. MétroPol M-407
- INSHT. 2013. NTP 978
- INSHT. 1987. MTA/MA-013/R87: Determination of chlorinated hydrocarbons (trichloroethylene, tetra- chloroethylene, 1,1,1-trichloroethane) in air- Charcoal tube method/Gas chromatography. Methods of sampling and analysis
- INSHT. 2016. MTA/MA – 013/A16 Determinación de hidrocarburos clorados (tricloraetileno, tetracloraetileno, 1,1,1-tricloroetano) en aire - Método de absorción en carbón activo / Cromatografía de gases.
- INSHT. 2000. MTA/MA-045/A00 Determinación de hidrocarburos clorados en aire - Método de adsorción en carbón activo / Cromatografía de gases
- ISO (International Organization for Standardization). 1997. *Information and Documentation - Rules for the Abbreviation of Title Words and Titles of Publications*. ISO 4:1997. Paris: ISO.
- LCSQA. 2003. Etude de la mise au point de la mesure en continu de COV toxiques dans les réseaux de surveillance de la qualité de l'air.
- LCSQA. 2004. Mise au point de la mesure en continu de COV toxiques dans les réseaux de surveillance de la qualité de l'air. Rapport d'étude. 74 p.
- LCSQA. 2006. Mesure des composés organiques volatiles. Partie 1 : Mesure des COV chlorés par échantillonnage passif. Partie 2 : Assistance technique pour la mesure des COV.
- LCSQA. 2007. Mesure des COV toxiques chlorés par échantillonnage passif. Rapport d'étude. 51 p.
- LCSQA. 2008. Mesure des COV. Rapport d'étude. 51 p.
- NF EN ISO 16017-1. 2012. Air intérieur, air ambiant et air des lieux de travail - Échantillonnage et analyse des composés organiques volatils par tube à adsorption/désorption thermique/chromatographie en phase gazeuse sur capillaire - Partie 1 : échantillonnage par pompage.
- NF EN ISO 16017-2. 2003. Air intérieur, air ambiant et air des lieux de travail – Échantillonnage et analyse des composés organiques volatils par tube à adsorption / désorption thermique/chromatographie en phase gazeuse sur capillaire - Partie 2 : échantillonnage par diffusion.
- NF EN ISO 16000-6. 2012. Air intérieur - Partie 6 : dosage des composés organiques volatils dans l'air intérieur des locaux et enceintes d'essai par échantillonnage actif sur le sorbant Tenax TA, désorption thermique et chromatographie en phase gazeuse utilisant MS/FID.
- NF ISO 16200-2. 2000. Qualité de l'air des lieux de travail - Échantillonnage et analyse des composés organiques volatils par désorption au solvant / chromatographie en phase gazeuse - Partie 2 : méthode d'échantillonnage par diffusion.
- NF X 43-280. 2013. Air des lieux de travail - Évaluation de l'exposition aux agents chimiques et biologiques sur le lieu de travail - Prélèvement par diffusion de gaz et vapeurs
- NIOSH. 1996. Volatile organic compounds (screening) (2549).
- NIOSH. 2003. Hydrocarbures halogénés (1003).
- NIOSH. 1998. PERCHLOROETHYLENE (portable GC) in exhaled breath and air (3704)
- OSHA 1001. 1999. Sampling and Analytical Method, Method 1001: Tetrachloroethylene Trichloroethylene.

OSHA 5000. 2021. Organic Vapor Sampling Group 1 (OVSG-1) Carbon Disulfide-Extracted Analytes Collected on Coconut Charcoal Sorbent Tubes

7.3 Législation et réglementation

Arrêté du 31 août 2009 relatif aux prescriptions générales applicables aux installations classées pour la protection de l'environnement soumises à déclaration sous la rubrique n° 2345 relative à l'utilisation de solvants pour le nettoyage à sec et le traitement des textiles ou des vêtements

Arrêté du 25 janvier 2010 relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface pris en application des articles R. 212-10, R. 212-11 et R. 212-18 du code de l'environnement

Arrêté du 19 avril 2011 relatif à l'étiquetage des produits de construction ou de revêtement de mur ou de sol et des peintures et vernis sur leurs émissions de polluants volatils

Arrêté du 5 décembre 2012 modifiant l'arrêté du 31 août 2009 relatif aux prescriptions générales applicables aux installations classées pour la protection de l'environnement soumises à déclaration sous la rubrique n° 2345 relative à l'utilisation de solvants pour le nettoyage à sec et le traitement des textiles ou des vêtements

Arrêté du 7 août 2015 modifiant l'arrêté du 25 janvier 2010 établissant le programme de surveillance de l'état des eaux en application de l'article R. 212-22 du code de l'environnement.

Circulaire du 16 août 2013 relative aux installations de nettoyage à sec visées par la rubrique 2345 de la nomenclature des installations classées pour la protection de l'environnement.

Règlement (CE) n° 1907/2006 du Parlement Européen et du Conseil du 18 décembre 2006 concernant l'enregistrement, l'évaluation et l'autorisation des substances chimiques, ainsi que les restrictions applicables à ces substances (REACH), instituant une agence européenne des produits chimiques, modifiant la directive 1999/45/CE et abrogeant le règlement (CEE) n° 793/93 du Conseil et le règlement (CE) n° 1488/94 de la Commission ainsi que la directive 76/769/CEE du Conseil et les directives 91/155/CEE, 93/67/CEE, 93/105/CE et 2000/21/CE de la Commission. JOUE du 30 décembre 2006 (L 396).

Règlement (CE) n° 1272/2008 du Parlement Européen et du Conseil du 16 décembre 2008 relatif à la classification, à l'étiquetage et à l'emballage des substances et des mélanges, modifiant et abrogeant les directives 67/548/CEE et 1999/45/CE et modifiant le règlement (CE) n° 1907/2006. JOUE du 31 décembre 2008 (L 353/1).

Règlement (CE) n°1223/2009 DU PARLEMENT EUROPÉEN ET DU CONSEIL du 30 novembre 2009 relatif aux produits cosmétiques (refonte). JOUE du 22 décembre 2009 (L 342/59)

ANNEXES

Annexe 1 : Requêtes bibliographiques

Des requêtes bibliographiques ont été réalisées entre juillet 2022 et juillet 2023 sur deux bases de données bibliographiques, Scopus et PubMed, avec les équations de recherche indiquées ci-après. Les références ont été sélectionnées à partir de 2016, date à laquelle les dernières requêtes bibliographiques avaient été réalisées dans le rapport de l'Anses (2018) relatif aux VTR du tétrachloroéthylène.

Scopus

```
(TITLE-ABS-KEY(tetrachloroethylene) OR TITLE-ABS-KEY(perchloroethylene) OR TITLE-ABS-KEY(127-18-4) OR TITLE-ABS-KEY("dry cleaning") OR TITLE-ABS-KEY("dry cleaner*")) AND (TITLE-ABS-KEY(carcino*) OR TITLE-ABS-KEY(cancer*) OR TITLE-ABS-KEY(genotox*)) AND PUBYEAR > 2015
```

PubMed

```
((tetrachloroethylene[Title/Abstract]) OR (perchloroethylene[Title/Abstract]) OR (127-18-4) OR ("dry cleaning"[Title/Abstract])) AND ((carcino*[Title/Abstract]) OR (cancer*[Title/Abstract]) OR genotox*[Title/Abstract]) AND (2016:2023[pdat])
```

Les deux requêtes donnaient 151 références sans les doublons, qui ont été sélectionnées sur la base du titre et du résumé. Au final, 15 références ont été lues en entier. Il s'agissait d'études épidémiologiques recherchant des associations entre une exposition au tétrachloroéthylène et l'apparition de cancers (rein, LNH...). Les résultats n'étaient pas significatifs. Elles sont détaillées dans le chapitre 3.7 du rapport.

Annexe 2 : Constructions des VTR court, moyen et long terme par l'Anses en 2018

• Construction de la VTR Anses court terme

■ Choix de l'étude clé

Malgré les critiques rapportées ci-dessus sur l'applicabilité des résultats des études d'Altmann *et al.* (1990, 1992) pour des expositions court terme (inférieures à 14 jours), l'Anses a retenu en 2018 l'étude d'Altmann *et al.* (1992) comme étude clé (Anses 2018), la seule considérée de qualité acceptable et évaluant véritablement les effets neurotoxiques aigus du tétrachloroéthylène. Dans cette étude, des volontaires masculins ont été soumis à une batterie de tests neurocomportementaux avant et après exposition au tétrachloroéthylène afin d'estimer les performances et la coordination motrices, la concentration, la reconnaissance des formes, l'apprentissage et l'humeur.

■ Choix de la dose critique

Douze volontaires masculins ont donc été exposés à 10 ppm et 16 volontaires à 50 ppm de tétrachloroéthylène pendant 4 jours, 4 heures par jour. À 50 ppm, une augmentation significative des latences N75, P100 et N150 des pics des PEV par rapport aux niveaux de base de pré-exposition a été notée ($p < 0,05$), ainsi que des déficits significatifs de performance dans la vigilance ($p = 0,04$) et dans la coordination yeux-main ($p = 0,05$), comparativement aux sujets exposés à 10 ppm de tétrachloroéthylène pour lesquels aucun effet n'a été observé.

L'Anses a retenu en 2018 la **NOAEC de 68 mg.m⁻³ (10 ppm)** comme concentration critique.

■ Ajustement temporel

Pour tenir compte de la discontinuité de l'exposition, un ajustement temporel a été effectué : $NOAEC_{ADJ} = 10 \times 4/24$ soit 1,7 ppm valeur arrondie à 2 ppm soit 13,6 mg.m⁻³.

■ Choix des facteurs d'incertitude

Le calcul de la VTR a été effectué à l'aide des facteurs d'incertitude suivants :

- Variabilité inter-espèces (UF_A) : néant (étude réalisée chez l'Homme)
- Variabilité interindividuelle (UF_H) : 10. Aucune donnée scientifique permettant de réduire la valeur par défaut n'étant disponible, la valeur de 10 est utilisée.
- Transposition subchronique à chronique (UF_S) : néant
- Utilisation d'une BMCL, d'un LOAEC ou d'un NOAEC ($UF_{B/L}$) : 1
- Insuffisance des données (UF_D) : 1

Un facteur d'incertitude global de **10** a donc été utilisé pour la construction de la VTR.

■ Proposition de VTR court terme par voie respiratoire

$$\mathbf{VTR = 1,38 \text{ mg.m}^{-3} \text{ soit } 0,2 \text{ ppm}}$$

Le niveau de confiance global a été attribué à cette VTR en se basant sur les critères suivants :

- Niveau de confiance dans la nature et la qualité des données : **fort**.

L'analyse bibliographique a révélé qu'il existait de nombreuses études sur le tétrachloroéthylène.

- Niveau de confiance dans le choix de l'effet critique et le mode d'action : **fort**

L'effet est bien décrit par les auteurs et retrouvé dans d'autres publications.

- Niveau de confiance dans choix de l'étude clé : **fort**

Il s'agit d'une étude de neurotoxicité bien détaillée chez l'Homme.

- Niveau de confiance dans le choix de la dose critique : **moyen**

La modélisation de la relation dose-réponse n'a pas pu être réalisée.

Le niveau de confiance global pour cette VTR est donc fort.

- **Construction de la VTR Anses long terme**

- Choix de l'étude clé

L'Anses a retenu l'étude de Cavalleri *et al.* (1994) comme étude clé (Anses 2018). Cette étude a porté sur 35 employés d'entreprises de nettoyage à sec et sur un groupe de 35 sujets témoins non exposés. Le test de discrimination des couleurs 15 Hue désaturé de Lanthony (Lanthony D15d) a été utilisé.

- Choix de la dose critique

La moyenne d'exposition globale était de 6,2 ppm soit 41 mg.m⁻³ (7,3 ppm ou 50 mg.m⁻³ pour les 22 opérateurs et 4,8 ppm ou 33 mg.m⁻³ pour les 13 personnes affectées au repassage). La durée d'exposition moyenne était de 8,8 années. Les résultats sur les 35 personnes montrent une augmentation significative de l'Index de Confusion des Couleurs (ICC). Cette augmentation n'est pas significative pour le sous-groupe des personnes affectées au repassage.

L'Anses a retenu un **LOAEC de 50 mg.m⁻³ (7,3 ppm)**.

- Ajustement temporel

Pour tenir compte de la discontinuité de l'exposition, un ajustement temporel a été effectué :

$$\text{LOAEC}_{\text{ADJ}} = 50 \times [(8\text{h}/24\text{h}) \times (5\text{j}/7\text{j})] \text{ soit } 11,9 \text{ mg.m}^{-3}, \text{ arrondis à } 12 \text{ mg.m}^{-3} (1,8 \text{ ppm})$$

- Choix des facteurs d'incertitude

Le calcul de la VTR a été effectué à l'aide des facteurs d'incertitude suivants :

- Variabilité inter-espèces (F_{I_A}) : 1
- Variabilité interindividuelle (F_{I_H}) : 10. Aucune donnée scientifique permettant de réduire la valeur par défaut n'étant disponible, la valeur de 10 est utilisée.
- Transposition subchronique à chronique (F_{I_S}) : 1
- Utilisation d'une BMCL, d'une LOAEC ou d'une NOAEC (F_{I_{B/L}}) : 3
- Insuffisance des données (F_{I_D}) : 1

Un facteur d'incertitude global de **30** était donc utilisé pour la construction de la VTR.

- Proposition de VTR long terme pour les effets non cancérogènes par voie respiratoire

VTR = 0,4 mg.m⁻³ soit 0,06 ppm

Le niveau de confiance global a été attribué à cette VTR en se basant sur les critères suivants :

- Niveau de confiance dans la nature et la qualité des données : fort

L'analyse bibliographique a révélé qu'il existait de nombreuses études sur le tétrachloroéthylène.

- Niveau de confiance dans le choix de l'effet critique et le mode d'action : fort

L'effet est bien décrit par les auteurs, et retrouvé dans d'autres publications.

- Niveau de confiance dans choix de l'étude clé : **fort**

Il s'agit d'une étude de neurotoxicité bien détaillée chez l'homme

- Niveau de confiance dans le choix de la dose critique : **moyen**

La modélisation de la relation dose réponse n'a pas pu être réalisée.

Le niveau de confiance global pour cette VTR est donc fort.

- **VTR Anses moyen terme**

Les résultats de modélisation cinétique de tétrachloroéthylène indiquent que la concentration de tétrachloroéthylène sanguin atteint un état d'équilibre après environ 2 semaines d'exposition continue et qu'une durée d'exposition plus longue ne génère *a priori* pas de concentration de tétrachloroéthylène sanguin plus élevée.

Pour une exposition continue à la LOAEC de 7,3 ppm, une simulation cinétique de la concentration de tétrachloroéthylène dans le sang artériel indique qu'environ 14 jours sont nécessaires pour atteindre un état d'équilibre. Ce résultat appuie l'approche de l'ATSDR d'adopter leur VTR long terme calculée à partir de la LOAEC de 7,3 ppm ajustée temporellement à une exposition continue en tant que VTR moyen terme : en effet une exposition continue à la LOAEC entre 14 j et 90 j générera une même concentration de tétrachloroéthylène dans le sang (Figure 5). La stabilité de la dose interne, en cas d'exposition continue, n'est cependant pas incompatible avec une aggravation des effets neurotoxiques, du fait de l'exposition prolongée : les données épidémiologiques et expérimentales disponibles ne permettent ni de l'exclure, ni de l'affirmer. En tout état de cause, le choix de la même VTR pour les expositions de 14 jours à un an que celle considérée pour les expositions supérieures à un an est un choix protecteur.

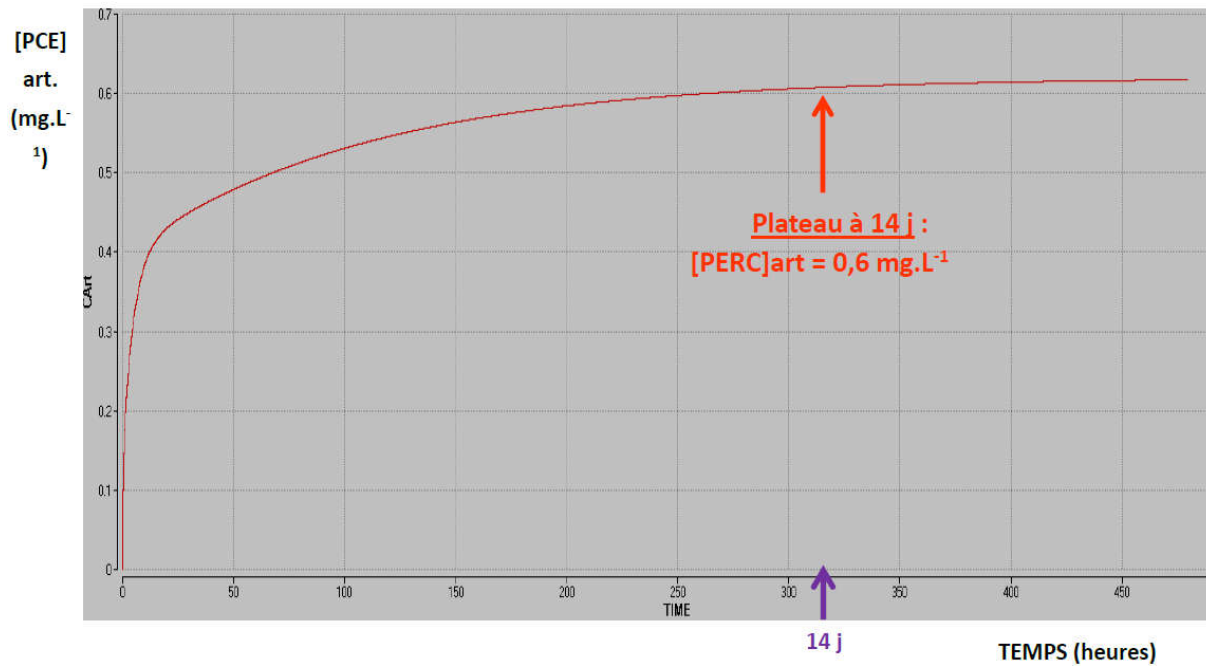


Figure 10 : Exposition continue de tétrachloroéthylène à la LOAEC de 7,3 ppm

L'Anses a donc retenu en 2018 comme VTR moyen terme, la VTR long terme sur la base de l'étude de Cavalleri *et al.* (1994) avec comme effet critique, la diminution de vision des couleurs, soit 0,4 mg.m⁻³ (0,06 ppm).

Annexe 3 : Interactions potentielles entre le tétrachloroéthylène et le trichloroéthylène (d'après Anses 2019)

Les interactions entre le tétrachloroéthylène et le trichloroéthylène ont été documentées notamment dans le rapport de l'ATSDR de 2004. Elles méritent d'être mentionnées ici dans la mesure où ces deux composés peuvent potentiellement être présents de façon concomitante dans l'air intérieur.

Le tétrachloroéthylène et le trichloroéthylène peuvent tous deux produire des effets neurologiques et des modifications physiques et chimiques au niveau des membranes neuronales. Des expositions à chacune de ces substances peuvent également être à l'origine d'effets cancérigènes ou non (par l'intermédiaire des métabolites réactifs) au niveau du foie et des reins chez l'animal. Les voies du métabolisme du trichloroéthylène et du tétrachloroéthylène sont toutes deux initiées par une époxydation faisant intervenir la voie des cytochromes p450 et dans une moindre mesure la conjugaison au glutathion. De ce fait, le métabolisme de ces 2 substances pourrait interférer l'un avec l'autre. Cependant, le trichloroéthylène est davantage métabolisé que le tétrachloroéthylène. Il est donc possible qu'une interaction potentielle entre les deux composés ait un impact plus important sur les effets du trichloroéthylène que sur ceux du tétrachloroéthylène. De plus, il est possible que cette interaction requière de fortes concentrations induisant la saturation des sites catalytiques du cytochrome p450 (ATSDR 2004). Seiji *et al.* (1989) ont observé que le niveau de métabolites urinaires (composés trichlorés) était plus faible chez des travailleurs exposés aux 2 composés que chez ceux exposés uniquement au trichloroéthylène. Les sujets étaient exposés à des concentrations de 9,4 ppm de trichloroéthylène et 16,6 ppm de tétrachloroéthylène (moyennes géométriques) ou à 7,7 ppm de trichloroéthylène (ATSDR, 2004). Ces résultats suggèrent que l'exposition au tétrachloroéthylène peut induire une inhibition du métabolisme du trichloroéthylène chez l'homme.

Goldsworthy et Popp (1987) ont étudié l'effet commun du trichloroéthylène et du tétrachloroéthylène sur la prolifération des peroxyosomes dans le foie et les reins des rats et des souris. Ils ont conclu que l'administration commune de ces deux substances n'avait pas produit d'effet additif ou synergique. Le TCA, métabolite commun à ces deux substances, pourrait être l'agent responsable de l'augmentation observée de l'activité enzymatique péroxyosomale. Il est plausible que le tétrachloroéthylène inhibe le métabolisme du trichloroéthylène et ralentisse le taux global de formation de TCA. Cependant, une autre étude (Stacey, 1989, cité dans ATSDR, 2004) a permis d'observer que l'interaction entre le tétrachloroéthylène et le trichloroéthylène pouvait induire une augmentation accrue de l'activité d'une enzyme hépatique (ALAT) au niveau sérique. D'autres études de l'interaction possible entre le tétrachloroéthylène et le trichloroéthylène sur les effets hépatiques et rénaux chez le rat indiquent que l'implication simultanée du mécanisme faisant intervenir la conjugaison du glutathion et la β -lyase peut induire un effet additif sur le poids des reins (Jonker *et al.*, 1996, cité dans ATSDR, 2004). En effet, l'interaction de ces 2 molécules pourrait aboutir à la saturation de la voie des cytochromes p 450 de façon plus rapide et donc à l'implication plus importante de la voie du glutathion qui serait à l'origine des effets rénaux. De façon générale, le poids de la preuve suggère que la coexposition au tétrachloroéthylène et au trichloroéthylène chez l'homme peut induire une inhibition du métabolisme du trichloroéthylène et ainsi altérer les réponses cancérigènes et non cancérigènes dues aux métabolites du trichloroéthylène dans le foie et le rein. La déduction de cette interaction métabolique ne peut être extrapolée aux effets sur le système nerveux (dépression de système nerveux central) car le mécanisme de ceux-ci est mal connu. Il est plausible que le tétrachloroéthylène, le trichloroéthylène et le

trichloroéthanol (métabolite du trichloréthylène) puissent induire des effets additifs sur le système nerveux (ATSDR 2004).

Notes



AGENCE NATIONALE DE SÉCURITÉ SANITAIRE
de l'alimentation, de l'environnement et du travail

14 rue Pierre et Marie Curie 94701 Maisons-Alfort Cedex
Tél : 01 42 76 40 40
www.anses.fr — @Anses_fr