

- Soudage
- Soudage arc
- Fumée
- Gaz
- Épurateur
- Efficacité

► *Stéphanie MARSTEAU,*  
INRS, département Ingénierie des procédés

# FUMÉES DE SOUDAGE - ÉVALUATION DES ÉQUIPEMENTS DE TRAITEMENT DES GAZ

Le soudage à l'arc génère des émissions polluantes de particules et de gaz. Si de nombreuses études ont permis d'analyser la composition de la phase particulaire, d'améliorer son captage et d'évaluer l'efficacité de sa filtration, peu de travaux traitent de l'épuration des gaz. Or, des constructeurs d'équipements d'épuration intègrent aujourd'hui à cet effet un étage de charbon actif.

Une étude a été entreprise à l'INRS afin d'établir un état des lieux des solutions d'épuration proposées pour les gaz et d'évaluer leurs performances. L'analyse de l'offre des fournisseurs a montré que seuls des adsorbants carbonés étaient actuellement proposés. Des essais réalisés sur deux médias et sur un équipement représentatif ont montré que l'utilisation de ces adsorbants n'était pas adaptée aux polluants gazeux émis par les procédés de soudage.

Le soudage permet d'assembler deux pièces métalliques par fusion localisée, avec ou sans métal d'apport. Les techniques sont nombreuses et varient avec l'origine de la source de chaleur (arc, chalumeau, faisceau d'électrons ou laser...) et le couplage ou non de l'effet thermique de base à un effet mécanique. La technique la plus répandue reste le soudage à l'arc qui se décline en quatre procédés principaux :

- le soudage à l'électrode,
- le soudage sous flux,
- le soudage semi-automatique de type MIG (sous gaz inerte) ou MAG (sous gaz actif),
- le soudage à électrode de tungstène réfractaire, de type TIG (sous gaz inerte) et des procédés dérivés (soudage au plasma, avec fil fourré...) qui sont réalisés sous gaz protecteur [1].

Les très hautes températures atteintes localement avec les procédés de soudage à l'arc favorisent les émissions polluantes de particules et de gaz. Les réactions mises en jeu et la composition de ces fumées de soudage sont complexes. Elles dépendent essentiellement du métal d'apport, du métal de base et de son éventuel revêtement ainsi que des substances de protection. De nombreuses études ont largement contribué au développement des connaissances sur ce sujet [2].

La phase gazeuse est constituée principalement des oxydes d'azote (NOx), du monoxyde de carbone (CO) et d'ozone (O<sub>3</sub>). Les oxydes d'azote se forment par oxydation du gaz de protection ou de l'azote de l'air tandis que le monoxyde de carbone est issu majoritairement de la décomposition du CO<sub>2</sub> lorsqu'il est utilisé comme gaz de protection de la soudure. L'ozone résulte de l'action du

## WELDING FUMES - ASSESSMENT OF GAS TREATMENT EQUIPMENT

Arc welding produces pollutant particle and gas emissions. Whilst many studies have permitted analysis of the particle phase composition, improvement of its collection and assessment of its filtration efficiency, there has been little research into gas emission treatment. However, purification equipment manufacturers now incorporate an active charcoal stage for this purpose. INRS has conducted a study to establish a state-of-the-art review of proposed gas purification solutions and assess their performance characteristics. Analysis of the supplier offer revealed that only carbon adsorbents are currently offered; Tests performed on two media and on representative equipment showed that adsorbent implementation was in fact unsuited to the gaseous pollutants emitted by welding processes.

- Welding
- Arc Welding
- Fume
- Gas
- Purifier
- Efficiency

rayonnement UV sur l'oxygène de l'air. Les fumées peuvent aussi contenir des vapeurs d'acide fluorhydrique (cas des électrodes à enrobage basique à base de fluorure de calcium) et une grande variété de produits organiques issus de la décomposition de peintures de protection ou de résidus de graisses et de produits de dégraissage sur le métal de base [3, 4, 5].

Sur le terrain, on observe que les indices d'exposition<sup>1</sup> correspondant aux gaz sont nettement inférieurs à ceux des particules [6].

À partir des différents résultats présentés dans la littérature [7, 8, 9, 10], les procédés de soudage peuvent être classés en fonction des gaz émis majoritairement. Le *Tableau I* présente un récapitulatif des gaz émis pour les différents procédés.

Il existe pour ces gaz des valeurs limites d'exposition [11] qui sont rappelées dans le *Tableau II*.

Pour l'ozone, des dépassements de la VLE sont souvent observés, notamment pour les procédés TIG et MIG [12]. Des valeurs d'exposition en ozone de plus de 10 fois la valeur limite ont également été mesurées en espace confiné, avec l'utilisation d'électrodes enrobées ou du procédé MIG [13]. De la même façon, des mesures réalisées par l'INRS dans des entreprises [14, 15] montrent que la concentration en CO se rapproche de la VME pour certains postes de soudage du type MAG sous protection CO<sub>2</sub>. On note également des dépassements en O<sub>3</sub> [15] lors d'opérations de soudage sur aluminium.

La première étape de la démarche de prévention réside dans le développement et la promotion de techniques et produits de soudage supprimant ou réduisant les émissions polluantes à la source. Certains procédés sont ainsi connus pour émettre moins de fumées que d'autres, mais ils ne peuvent pour autant être substitués dans tous les cas aux procédés plus polluants car leurs domaines d'application sont limités. La deuxième étape de prévention consiste, le plus souvent, à capter les fumées de soudage au plus près de leur source d'émission. Des solutions de captage localisé ont donc été développées, notamment les torches aspirantes de fumées de soudage [16].

Les dispositifs de captage des fumées de soudage font l'objet de travaux de normalisation au niveau européen. La partie 1 de la norme NF EN 15012 traitant de l'évaluation des performances de filtration des particules a été

**TABLEAU I**

**Gaz émis en fonction des procédés de soudage**  
**Gases emitted according to welding process**

Procédé	Gaz émis		
	CO	NO <sub>x</sub>	O <sub>3</sub>
Electrodes enrobées		oui	oui
MAG (CO <sub>2</sub> ) sur acier	oui	oui	
MAG (CO <sub>2</sub> ) sur Al ou inox	oui		oui
MIG (Ar, He)			oui
TIG (Ar)			oui

**TABLEAU II**

**Valeurs limites d'exposition aux gaz émis lors du soudage**  
**Exposure limit values for gases emitted during welding**

Substance	VME (mg.m <sup>-3</sup> )	VLE (mg.m <sup>-3</sup> )
Dioxyde d'azote (NO <sub>2</sub> )	/	6
Monoxyde d'azote (NO)	30	/
Monoxyde de carbone (CO)	55	/
Ozone (O <sub>3</sub> )	0,2	0,4

publiée [17], les parties 2 et 3 décrivant deux méthodes d'évaluation des dispositifs de captage sont en cours d'élaboration [18]. Le traitement des gaz resterait à examiner, avec le handicap que très peu d'études ont, jusqu'à présent, traité de ce sujet [13, 19].

Néanmoins, en complément des étages de filtration des particules, des fournisseurs d'équipements d'épuration des fumées de soudage proposent aujourd'hui un lit de charbon actif. Cette pratique se rencontre notamment pour les unités mobiles d'aspiration et d'épuration, unités qui recyclent intégralement l'air dans l'ambiance de travail. Le code du travail permet le recyclage à condition que soient satisfaites certaines mesures compensatoires, telles que connaissance de l'efficacité d'épuration pour chaque polluant, mise en place d'un système de surveillance et d'un « by-pass » permettant le rejet de l'air en cas de défaillance de l'épurateur et hors période de chauffage [Art. R.235-8, 20]. Elles peuvent être techniquement et économiquement difficiles, voire impossibles, à satisfaire (refoulement non canalisé, éloignement des façades ou de la toiture du bâtiment). Bien que le rejet à l'extérieur, après aspiration et traitement par un système centralisé, doive être retenu chaque fois que cela est possible, ces groupes mobiles sont parfois adoptés pour des postes de soudage isolés.

Une étude d'évaluation des épurateurs actuellement commercialisés

a donc été entreprise à l'INRS afin d'émettre un avis critique argumenté sur le traitement par adsorption des gaz émis lors du soudage. S'agit-il d'une protection illusoire du salarié servant d'argument de vente au fournisseur ou cela apporte-t-il un réel progrès en matière d'hygiène du travail et d'environnement?

La démarche entreprise a consisté à réaliser au préalable un état des lieux de l'offre d'équipements de traitement des fumées de soudage tant mobiles que centralisés. Au terme de ce recensement, l'efficacité d'épuration d'un équipement représentatif du marché a été évaluée pour les différents gaz.

<sup>1</sup> égaux aux concentrations individuelles d'un polluant rapportées à sa VLEP (valeur limite d'exposition professionnelle)

<sup>2</sup> VME : Valeur limite de Moyenne d'Exposition destinée à protéger les travailleurs des effets à terme. Elle est mesurée ou estimée sur la durée d'un poste de travail de 8 heures.

<sup>3</sup> VLE : Valeur Limite d'Exposition à court terme dont le respect permet d'éviter le risque d'effets toxiques immédiats ou à court terme. Elle est mesurée sur une durée maximale de 15 minutes.

## MÉTHODES D'ÉVALUATION

L'objectif de cette évaluation était de caractériser, dans sa globalité, un équipement de captage-épuration autonome. L'évaluation a donc porté sur ses performances d'épuration des gaz émis lors du soudage et également sur ses caractéristiques aérauliques.

Les caractéristiques aérauliques mesurées correspondent donc à celles réellement rencontrées sur le terrain, avec un débit d'extraction très inférieur au débit nécessaire pour respecter la vitesse d'air minimale recommandée de  $0,5 \text{ m.s}^{-1}$  au point de soudage.

### ÉVALUATION DES CARACTÉRISTIQUES AÉRAULIQUES

Le débit d'extraction de l'épurateur ainsi que son efficacité de captage ont été mesurés en utilisant la technique du traçage gazeux. Les caractéristiques d'émission des fumées (source bien identifiée et quasi ponctuelle, géométrie du jet, faible vitesse ascensionnelle, particules fines) sont telles qu'elles peuvent être facilement simulées par un traceur gazeux.

L'efficacité de captage a été évaluée conformément aux spécifications de la norme NF EN 1093-4. La méthode consiste à mesurer la concentration en gaz traceur dans une section suffisamment éloignée du conduit d'aspiration dans deux configurations de génération de traceur. Dans un premier temps, le traceur est émis à l'intérieur du conduit d'extraction afin de simuler une efficacité de 100 %. La concentration mesurée est alors notée  $\bar{C}_2$ . Dans un deuxième temps, le traceur est émis de façon à représenter au mieux l'émission polluante. La concentration mesurée est notée  $\bar{C}_3$ . Si le débit d'air aspiré et le débit de gaz traceur sont maintenus constants, alors l'efficacité de captage est définie par :

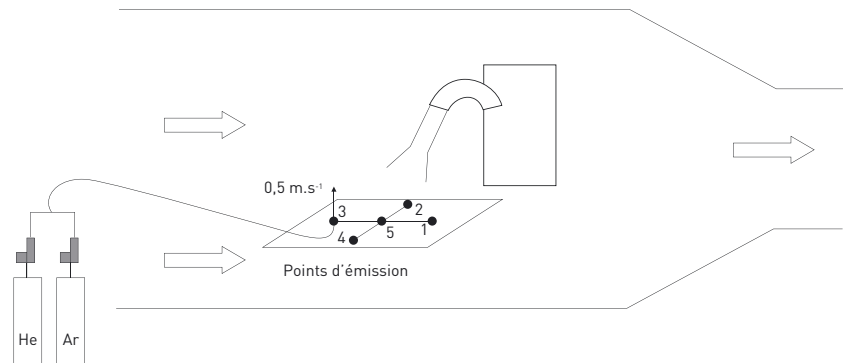
$$\eta_c = \frac{\bar{C}_2 - \bar{C}_1}{\bar{C}_2 - \bar{C}_1} \quad (1)$$

avec  $\bar{C}_1$  et  $\bar{C}_1'$  les concentrations résiduelles moyennes du traceur en ambiance en début et en fin d'essai (ppm).

L'efficacité minimale de captage  $\eta_c(95\%)$  peut également être calculée à partir du traitement statistique du signal  $\bar{C}_3$ . La concentration  $\bar{C}_3$  (95%) étant la

FIGURE 1

Montage expérimental pour l'évaluation des caractéristiques aérauliques  
Experimental set-up for evaluating ventilation characteristics



valeur de  $\bar{C}_3$  qui est dépassée pendant 95% de la durée de mesure spécifiée, l'efficacité minimale de captage est définie par l'expression suivante :

$$\eta_c(95\%) = \frac{\bar{C}_3(95\%) - \bar{C}_1}{\bar{C}_2 - \bar{C}_1} \quad (2)$$

Le débit d'émission de traceur se faisant à débit constant, sa mesure permet en outre de déterminer le débit d'air aspiré  $Q$  suivant l'expression (méthode ISO X-10141) :

$$Q = \frac{10^6 q_{He}}{\bar{C}_2 - \bar{C}_1} \quad (3)$$

avec  $Q$  le débit volumique ( $\text{m}^3.\text{s}^{-1}$ ),  $q_{He}$  le débit de gaz traceur ( $\text{m}^3.\text{s}^{-1}$ ) et  $\bar{C}_2$ ,  $\bar{C}_1$  en ppm.

L'épurateur mobile est placé à l'intérieur d'une cabine ouverte ventilée, de section égale à  $7,2 \text{ m}^2$  ( $3,0 \times 2,4$ ). La mesure d'efficacité par traçage nécessite d'éliminer de la zone de captage la fraction de traceur non captée. Ceci est assuré par l'écoulement horizontal de l'air, à une vitesse réglable. L'axe du dispositif de captage est incliné à  $45^\circ$  dans le plan transversal de la cabine.

La méthode décrite dans le projet de norme européenne NF EN 15012-3 [18] spécifie de simuler la source convective des fumées par un jet vertical ayant une vitesse initiale d'émission de  $0,5 \text{ m.s}^{-1}$ . Pour cela, le traceur est émis au débit de  $0,7 \text{ L.min}^{-1}$  au moyen d'un tube de diamètre interne  $5,5 \text{ mm}$ . L'émetteur de traceur est disposé sur un plan de travail horizontal à une distance du centre de l'ouverture de la bouche de captage égale à deux diamètres du conduit, soit  $30 \text{ cm}$ . Quatre autres points d'émission, situés

aux extrémités des branches d'une croix orthogonale virtuelle, ont été testés. La longueur des branches est égale à trois diamètres, soit  $45 \text{ cm}$  (cf. Figure 1). Le gaz traceur est constitué d'un tiers d'hélium et de deux tiers d'argon afin d'obtenir un mélange de densité proche de l'unité. La mesure des concentrations en traceur est effectuée sur l'air rejeté par spectrométrie de masse (spectromètre Leybold UL100+).

Le mesurage du débit d'air traversant la cabine est également mesuré par traçage gazeux. On en déduit la vitesse moyenne d'écoulement de l'air.

### ÉVALUATION DES PERFORMANCES D'ÉPURATION

Pour évaluer les performances d'épuration des gaz, des essais sont réalisés sur le média et sur le caisson d'épuration. Ces essais étant destructifs, le média et le caisson ont été prélevés sur un second épurateur.

#### Caractérisation du média

Le média est caractérisé à la fois en structure poreuse et en adsorption dynamique pour le monoxyde de carbone, les oxydes d'azote (NO et NO<sub>2</sub>) et l'ozone.

La structure poreuse des échantillons est déterminée par adsorption d'azote à  $77^\circ \text{K}$  au moyen d'un analyseur de surface spécifique Micrometrics Asap 2010. La distribution microporeuse (c'est-à-dire diamètres de pore  $< 20 \text{ \AA}$ ) ainsi que le volume microporeux ( $\text{cm}^3.\text{g}^{-1}$ ) et le diamètre moyen des micropores sont calculés d'après la théorie d'Howarth-Kawazoe [20]. La surface spécifique ( $S_{B.E.T.}$ ) est calculée suivant la méthode

B.E.T. (Brunauer-Emmett-Teller) appliquée à l'isotherme d'adsorption de l'azote dans la gamme de pressions relatives allant de 0,04 à 0,2 bar. Elle est exprimée en  $m^2 \cdot g^{-1}$  de matériau.

Pour NO, NO<sub>2</sub> et CO, des courbes de percée sont réalisées au moyen d'une colonne de 2 cm de diamètre remplie de charbon actif. Elle est alimentée par des bouteilles de gaz aux concentrations souhaitées. Des analyseurs spécifiques à chaque composé sont utilisés pour les mesures de concentration en sortie de colonne (cf. Figure 2) :

- analyseur de NO/NO<sub>2</sub> (chimiluminescence) : Beckman modèle 951 A,
- analyseur de CO (spectrométrie IR) : Cosma Cristal 500.

Le suivi de la concentration en polluant en aval de la colonne d'adsorbant en fonction du temps d'exposition à ce polluant constitue la courbe de percée. Le temps de percée est défini comme le temps nécessaire pour obtenir une concentration en aval de la colonne égale à 10 % de la concentration en amont. Ces courbes sont comparées à une mesure de concentration en colonne vide pour le calcul des capacités d'adsorption afin de prendre en compte le temps de réponse des analyseurs.

La capacité d'adsorption de l'adsorbant ( $mg \cdot g^{-1}$ ) est déduite par bilan de masse :

$$q(t) = \frac{Q_v}{m} \int_{t_0}^t (C_{blanc}(t) - C_s(t)) dt \quad (4)$$

avec  $Q_v$  le débit volumique ( $m^3 \cdot s^{-1}$ ),  $m$  la masse d'adsorbant mise en œuvre dans la colonne ( $g$ ),  $C_{blanc}$  la concentration en sortie de colonne vide ( $mg \cdot m^{-3}$ ) et  $C_s$  la concentration en sortie de colonne contenant l'adsorbant ( $mg \cdot m^{-3}$ ).

Pour l'ozone, une micro-colonne de 6 mm de diamètre est utilisée avec un générateur d'ozone (modèle 165 Thermo environmental Instrument Inc) et un analyseur par photométrie UV 1003 AH (Environnement SA).

Pour des raisons matérielles, il n'a pas été envisagé d'évaluer l'efficacité d'autres épurateurs proposés sur le marché. Le charbon actif d'un second épurateur a cependant été testé vis-à-vis des gaz de soudage afin de combler en partie cette perte d'information.

L'ensemble de ces essais a été effectué au laboratoire GEPEA de l'École des Mines de Nantes.

FIGURE 2

Montage expérimental pour l'obtention des courbes de percée  
Experimental set-up for obtaining breakthrough curves

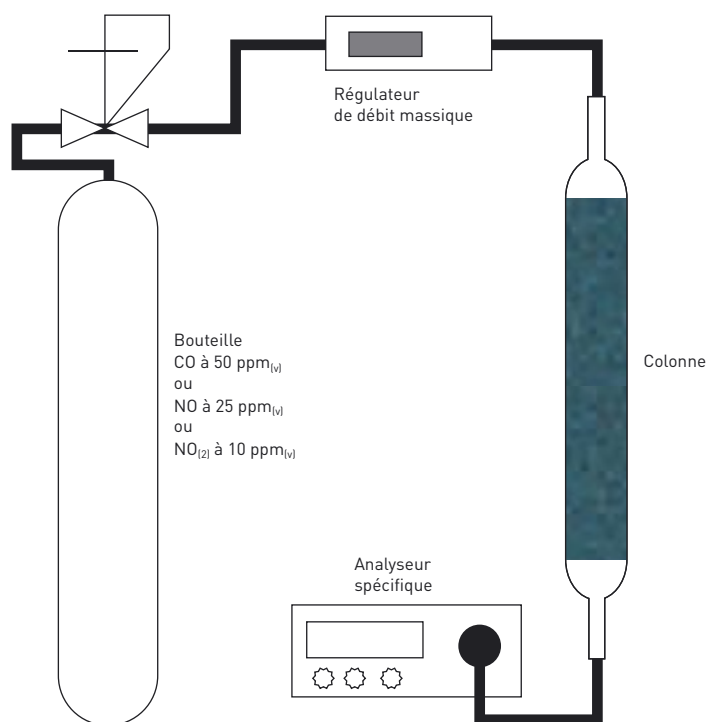


TABLEAU III

Conditions d'essai des caissons d'épuration  
Purification unit test conditions

C <sub>NO</sub> amont [ppm]	26
Q [m <sup>3</sup> ·h <sup>-1</sup> ]	360
T amont [°C]	23
Humidité relative amont [%]	50

Efficacité du caisson d'épuration

Comme pour la caractérisation du média, une courbe de percée est réalisée. Le gaz testé, NO, est généré à partir d'une bouteille à forte concentration (5 % en volume) dans l'azote. Le caisson est inséré dans une veine d'essai et un analyseur spécifique HORIBA PG250 (chimiluminescence) mesure en continu la concentration en NO en aval du caisson.

Deux caissons ont été évalués : l'un équipant l'épurateur représentatif et l'autre prélevé sur un second épurateur. Ces essais ont été réalisés par le CETIAT (Centre Technique des Industries Aéronautiques et Thermiques) dans les conditions d'essai du Tableau III.

RÉSULTATS

ANALYSE DE L'OFFRE DES FOURNISSEURS

Les solutions de filtration des particules et d'épuration des gaz proposées par les fournisseurs ont fait l'objet d'une description technique aussi détaillée que possible. Des caractéristiques telles que débit d'air, perte de charge, nombre et type de filtres à particules, type d'adsorbant, épaisseur du lit... ont été collectées auprès des fournisseurs et des utilisateurs. A partir de ces données, un épurateur présentant les caractéristiques moyennes de l'offre du marché a été choisi et sera considéré comme représentatif.

L'examen des documentations techniques montre que les équipements d'épu-

ration proposés sont de deux types :

- des équipements mobiles : épurateur avec bras articulé ;
- des équipements fixes : table aspirante et épurateur autonome (pour soudeuse électronique par exemple), centrale de traitement d'air assurant l'aspiration de plusieurs dispositifs de captage (bras articulés, tables...).

Les équipements proposés sont en majorité des épurateurs mobiles avec des débits d'extraction déclarés de 750 à 1500 m<sup>3</sup>.h<sup>-1</sup>. Les fournisseurs systématiquement un filtre à particules et en option un épurateur à gaz. Pour le filtre à particules, on trouve des filtres à médias ou électrostatiques. Par contre, l'épuration des gaz est uniquement assurée par des épurateurs à charbon actif. Rares sont les fabricants ou revendeurs qui fournissent des caractéristiques concernant les charbons utilisés.

À partir des données constructeur, les paramètres opératoires de l'adsorption que sont le temps de séjour moyen  $t_s$  et la vitesse de passage  $U_0$  ont pu être évalués, avec :

$$U_0 = \frac{Q_v}{S} \quad \text{et} \quad t_s = \frac{H}{U_0}$$

avec  $Q_v$  le débit volumique d'air à traiter (m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>),  $S$  (m<sup>2</sup>) la surface de l'épurateur et  $H$  (m) la hauteur de charbon actif.

Un échantillon de l'offre du marché est présenté *Figure 3*.

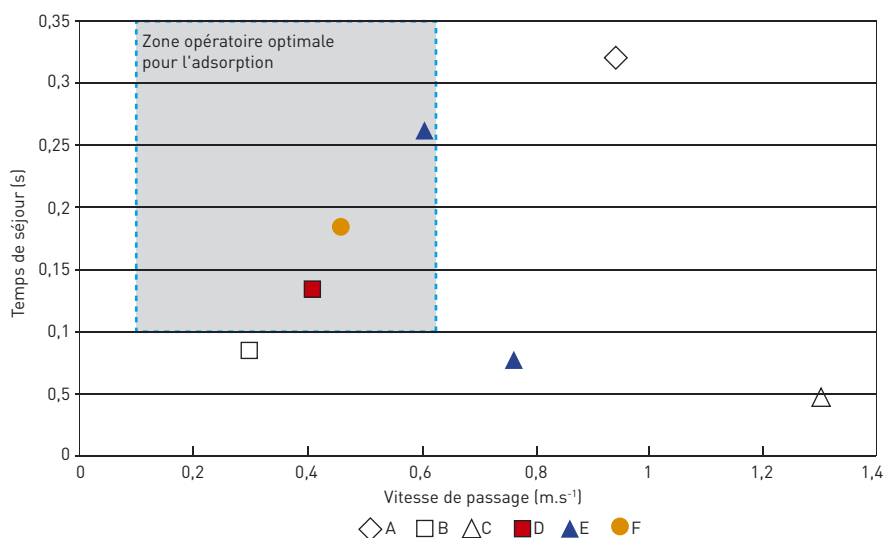
Concernant les paramètres opératoires de l'adsorption, l'offre est assez homogène. Trois épurateurs se trouvent dans une plage de fonctionnement adaptée à l'adsorption : une vitesse de passage entre 0,14 et 0,6 m.s<sup>-1</sup> et un temps de séjour supérieur à 0,1 s. Trois épurateurs se placent totalement en dehors des conditions optimales de mise en œuvre d'adsorbants avec des vitesses de passage beaucoup trop élevées pour A et C ( $\geq 1$  m.s<sup>-1</sup>) et, pour B et C, un temps de séjour très faible ( $< 0,1$  s). Une vitesse de passage élevée génère des forces de frottement à la surface des grains de charbon actif qui peuvent altérer ceux-ci (phénomène d'attrition). Pour le temps de contact, une valeur trop faible ne laissera pas le temps aux molécules de s'adsorber.

À partir de l'analyse des données, l'équipement représentatif choisi pour l'étude est l'épurateur mobile F équipé d'une cartouche filtrante gaz/particules (cf. *Figure 4*). Des essais ont également été menés sur le média et le caisson équipant l'épurateur E.

**FIGURE 3**

**Panorama de l'offre des six principaux fournisseurs (A, B, C, D, E et F) en termes de paramètres opératoires pour l'adsorption**

**Comprehensive survey of offer by 6 main suppliers (A, B, C, D, E and F) in terms of adsorption operational parameters**



**FIGURE 4**

**Épurateur mobile F**  
**F mobile purifiant**



## CARACTÉRISTIQUES D'UN ÉQUIPEMENT « REPRÉSENTATIF »

### Caractéristiques aérauliques

Le débit d'air mesuré  $Q=470\pm 20 \text{ m}^3.\text{h}^{-1}$  est très inférieur au débit de  $720 \text{ m}^3.\text{h}^{-1}$  annoncé par le constructeur. Il résulte de l'ajustement entre la courbe caractéristique du ventilateur de l'équipement d'épuration et la courbe des pertes de charge du réseau aéraulique. Ces pertes de charge proviennent pour l'essentiel du conduit souple de raccordement, de la bouche d'aspiration et du lit de charbon actif. Elles ont vraisemblablement été sous-estimées par le constructeur de ce matériel.

L'efficacité de captage a été mesurée dans les conditions nominales d'emploi de l'équipement, soit avec le débit d'air de  $470 \text{ m}^3.\text{h}^{-1}$ , pour deux vitesses d'écoulement d'air dans la cabine ( $0,13$  et  $0,3 \text{ m}.\text{s}^{-1}$ ). L'efficacité de captage est déterminée à partir de l'équation (1). Un exemple de profil de concentration en gaz traceur est présenté *Figure 5*. Les résultats, exprimés en pourcentages, sont regroupés dans la *Figure 6* et le *Tableau IV*.

La vitesse de captage au point d'émission 5 (point central) peut être estimée à partir du débit d'air selon [21] :

$$V_c = \frac{Q}{0,75 (10.X^2 + A)} \quad (6)$$

avec  $V_c$  la vitesse de captage en  $\text{m}.\text{s}^{-1}$ ,  $Q$  le débit d'air aspiré par le dispositif de captage ( $\text{m}^3.\text{s}^{-1}$ ),  $X$  la distance entre la bouche de captage et le point considéré (m) et  $A$  la section de la bouche de captage ( $\text{m}^2$ ).

Pour un débit de  $470 \text{ m}^3.\text{h}^{-1}$ , à une distance  $X = 30 \text{ cm}$ , avec une bouche de captage d'un diamètre équivalent de  $23 \text{ cm}$ , la vitesse de captage peut être estimée à  $V_c = 0,2 \text{ m}.\text{s}^{-1}$ .

Bien que cette vitesse soit très inférieure à  $0,5 \text{ m}.\text{s}^{-1}$ , recommandée pour capter les émissions générées lors du soudage, on constate que, pour une vitesse de perturbation faible de  $0,13 \text{ m}.\text{s}^{-1}$ , l'efficacité de captage reste élevée quel que soit le point d'émission. En effet, l'efficacité moyenne est supérieure à  $80\%$ . Par contre, une forte dégradation de l'efficacité minimale est observée aux points 1, 4 et 5.

L'existence d'un écoulement d'air transversal de  $0,3 \text{ m}.\text{s}^{-1}$  entraîne une dégradation importante de l'efficacité moyenne pour les points 1 et 4. Au point 1, situé en aval du système de captage,

FIGURE 5

Profil de concentration établi en générant le traceur au point 5 (cf. *figure 1*) pour une vitesse d'air de  $0,3 \text{ m}.\text{s}^{-1}$   
Concentration curve established by tracer generation at point 5 (cf. *figure 1*) for an air velocity of  $0,3 \text{ m}.\text{s}^{-1}$

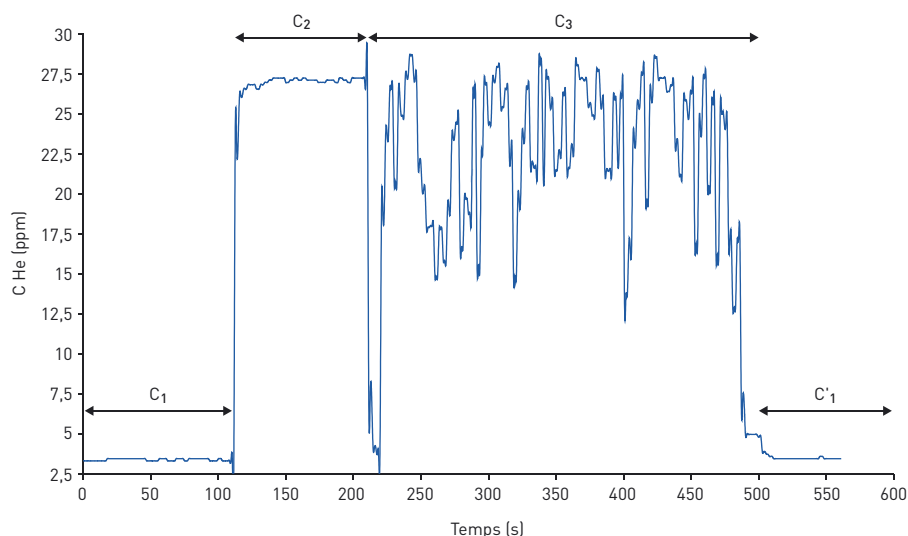


FIGURE 6

Efficacité moyenne de captage (%) en fonction du point d'émission et de la vitesse d'air dans la cabine  
Average collection efficiency (%) according to emission point and cabin air velocity

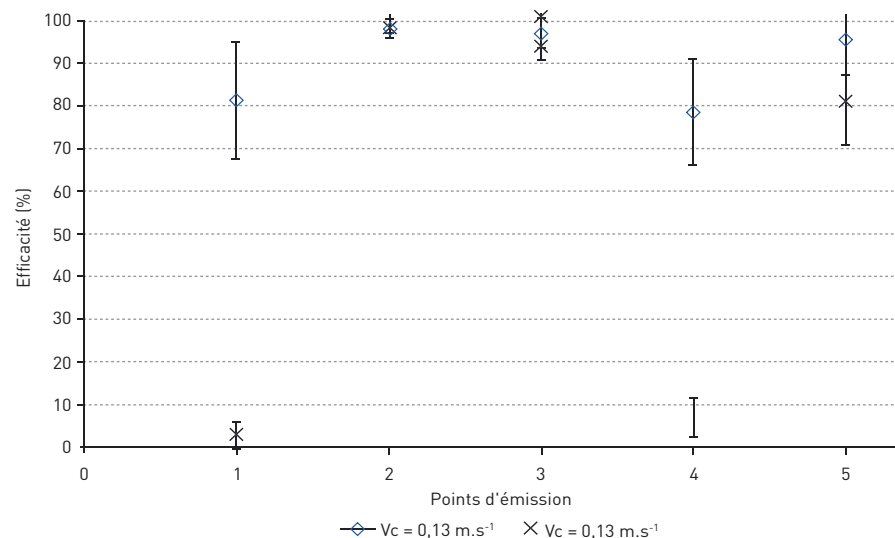


TABLEAU IV

Efficacités de captage (efficacité moyenne et efficacité minimale) en fonction du point d'émission et de la vitesse d'air dans la cabine. Pour rappel, les efficacités sont exprimées en pourcentages

Collection efficiencies (average and minimum) according to emission point and cabin air velocity. Reminder: efficiencies expressed as percentages

Points	$V_{\text{air}} = 0,13 \text{ m}.\text{s}^{-1}$		$V_{\text{air}} = 0,3 \text{ m}.\text{s}^{-1}$	
	$\eta_c$	$\eta_{95\%}$	$\eta_c$	$\eta_{\text{min}}$
1	$81,2 \pm 14,0$	$37,6 \pm 29,4$	$2,9 \pm 3,6$	$3,5 \pm 12,4$
2	$98 \pm 2,2$	$96,2 \pm 2,8$	$98,2 \pm 1,3$	$96,8 \pm 1,5$
3	$96,8 \pm 3,5$	$90,7 \pm 6,2$	$93,9 \pm 3,2$	$79,9 \pm 6,5$
4	$78,4 \pm 12,4$	$18,3 \pm 26,0$	$5,6 \pm 3,2$	$4,6 \pm 6,7$
5	$95,4 \pm 8,2$	$60,1 \pm 16,7$	$80,9 \pm 10,1$	$53,1 \pm 21,3$

le gaz traceur émis n'est quasiment pas capté. Pour le point 4, l'éloignement est sans doute l'explication de la dégradation de l'efficacité. Ces essais confirment une fois de plus la grande sensibilité aux courants d'air de ce type de dispositif de captage par induction.

### Caractérisation du média

Les résultats de caractérisation de la structure poreuse des deux médias équipant les épurateurs E et F sont rassemblés dans le *Tableau V*.

Les deux médias présentent des surfaces spécifiques proches, cependant c'est plus le volume microporeux que cette caractéristique qui détermine la capacité d'adsorption du média. En effet, c'est dans les microporosités que l'adsorption a lieu. Leurs faibles tailles génèrent des forces attractives importantes entre l'adsorbé et l'adsorbant avec, pour conséquence, leur remplissage aux très faibles pressions relatives. Le faible volume microporeux du média F peut s'expliquer par le fait que ce média est constitué, d'après le constructeur de l'épurateur, d'un mélange de charbon actif et d'alumine ( $Al_2O_3$ ) imprégné de permanganate de potassium ( $KMnO_4$ ).

Les courbes de percée obtenues pour CO (cf. *Figure 7*) permettent de calculer la capacité d'adsorption des deux médias. Les capacités sont très faibles ( $q_{p,CO} = 4,9 \cdot 10^{-4} \text{ mg.g}^{-1}$  pour F et  $q_{p,CO} = 2,4 \cdot 10^{-3} \text{ mg.g}^{-1}$  pour E) et la percée est donc quasi immédiate. À titre d'exemple, l'ordre de grandeur pour l'adsorption du cyclohexane est de  $q_{p,C_6H_6} = 200 \text{ mg.g}^{-1}$ .

Les conclusions sont les mêmes pour NO (cf. *Figure 8*) avec une faible capacité ( $q_{p,NO} = 3,9 \cdot 10^{-4} \text{ mg.g}^{-1}$  pour F et  $q_{p,NO} = 2,8 \cdot 10^{-4} \text{ mg.g}^{-1}$  pour E). De plus, les essais montrent qu'on obtient le même type de résultat avec un charbon actif non imprégné (E) qu'avec le charbon F dopé au permanganate de potassium. L'ajout de  $KMnO_4$ , supposé faciliter l'adsorption de NO en l'oxydant en  $NO_2$ , n'est donc pas concluant.

Les résultats obtenus pour NO et CO confirment que le charbon actif, connu pour être un adsorbant efficace pour de nombreux produits, n'est pas adapté pour ces deux molécules.

Les résultats pour  $NO_2$  sont également insuffisants en termes de capacité de traitement :  $q_{p,NO_2} = 1,3 \cdot 10^{-2} \text{ mg.g}^{-1}$  pour F et  $q_{p,NO_2} = 3,5 \cdot 10^{-3} \text{ mg.g}^{-1}$  pour E (cf. *Figure 9*). Par contre, il est intéressant de noter l'existence d'un état stationnaire après la percée du filtre

TABLEAU V

### Caractéristiques de la structure poreuse des médias Medium porous structure characteristics

Média	F*	E
Surface spécifique ( $\text{m}^2.\text{g}^{-1}$ )	913	957
Volume poreux total ( $\text{cm}^3.\text{g}^{-1}$ )	0,37	0,4
Volume microporeux ( $\emptyset < 20 \text{ \AA}$ ) ( $\text{cm}^3.\text{g}^{-1}$ )	0,204	0,325
Volume microporeux (%)	55	81
Diamètre moyen des micropores ( $\text{\AA}$ )	6	5-6

\* prélevé sur une cartouche de recharge de l'épurateur

FIGURE 7

### Courbes de percée du monoxyde de carbone (CO) Carbon monoxide (CO) breakthrough curves

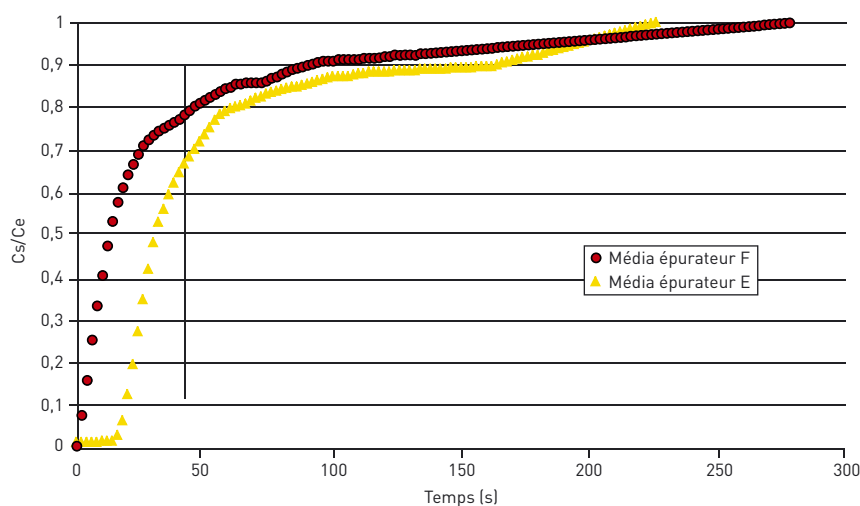
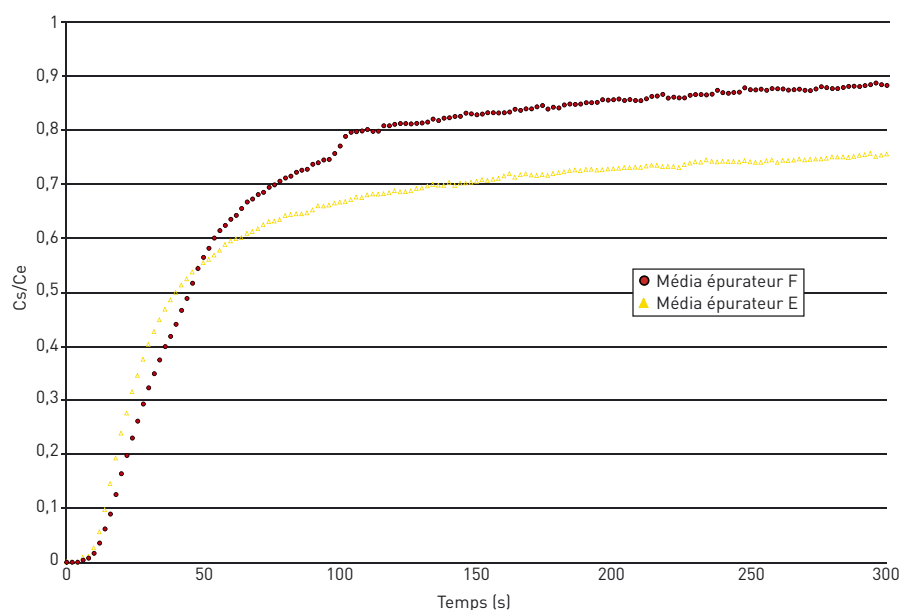


FIGURE 8

### Courbes de percée du monoxyde d'azote (NO) Nitrogen monoxide (NO) breakthrough curves



correspondant à la réaction chimique de dégradation de  $\text{NO}_2$  sur le support. Dans les conditions de l'expérimentation, un rendement d'élimination de 70 % est conservé après la percée de la colonne d'adsorbant. Cette réactivité de  $\text{NO}_2$  sur le charbon actif, en présence d'oxygène [22, 23], permet de conserver une épuration après la percée. Des charbons actifs imprégnés de KOH [24] peuvent également être utilisés. Le média de l'épurateur F contient de l'alumine connue également comme catalyseur de la dégradation de  $\text{NO}_2$  [25]. On notera, dans ce cas, que le charbon actif commercialisé pour l'épurateur E conduit à des résultats analogues alors qu'il n'a subi aucun traitement d'activation particulier.

Différentes techniques existent pour éliminer les oxydes d'azote. Les procédés classiques consistent à réaliser une réduction catalytique à haute température. Les catalyseurs utilisés sont des oxydes métalliques (palladium, rhodium, ruthenium, ou encore cuivre) souvent supportés sur zéolithes [26, 27, 28]. Ces procédés paraissent cependant difficilement applicables pour cette problématique.

L'élimination de  $\text{NO}$  à température ambiante peut également être envisagée par photocatalyse sur  $\text{TiO}_2$  [29] ou encore en couplant cette méthode avec l'adsorption sur charbon actif [30].

Pour l'ozone, l'ensemble des essais réalisés montre que le lit d'adsorbant (médiats E et F) permet d'arrêter totalement ce polluant. Lors des expérimentations, la concentration en entrée de la micro-colonne était de 4 ppm avec un temps de séjour de 0,03 s et une vitesse de passage de 1 m.s<sup>-1</sup>. Avec une quantité d'ozone fixée sur le charbon de  $q_{p,\text{O}_3} = 84 \text{ mg.g}^{-1}$ , aucune désactivation n'a été constatée. Ceci s'explique par la forte réactivité de l'ozone qui réagit sur les liaisons C = C du charbon [31].

### Efficacité d'épuration du caisson

Les résultats des essais réalisés sur des cartouches de rechange des épurateurs F et E sont présentés *Figure 10*.

Les essais sur les caissons montrent que la percée est quasi immédiate pour le gaz  $\text{NO}$ . Ces résultats sont cohérents avec les essais réalisés sur les médias.

Il faut noter que les essais ont été réalisés dans des conditions plus favorables à l'adsorption que celles attendues lors de l'utilisation sur le terrain, le débit de la veine d'essai étant inférieur aux débits nominaux spécifiés par les fabricants.

FIGURE 9

Courbes de percée du dioxyde d'azote ( $\text{NO}_2$ )  
Nitrogen dioxide ( $\text{NO}_2$ ) breakthrough curves

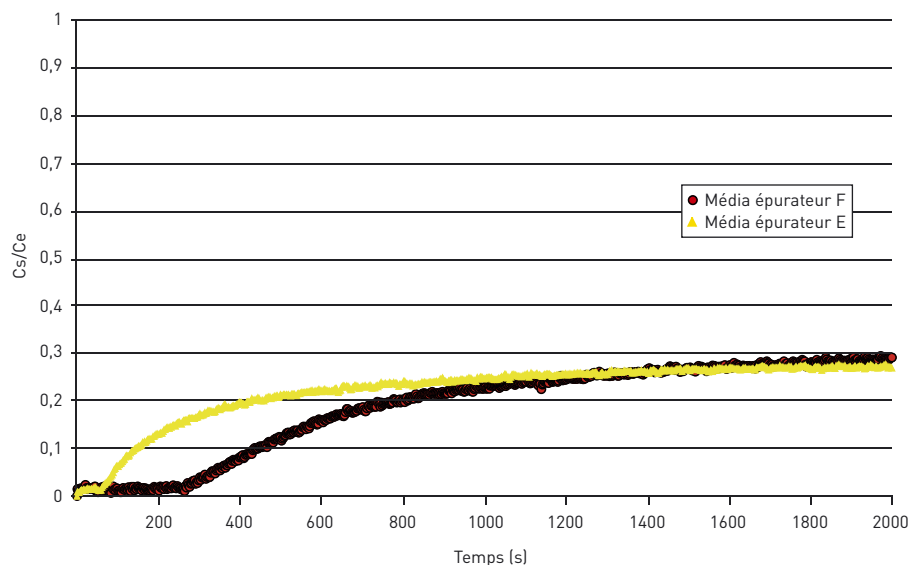


FIGURE 10

Courbes de percée du monoxyde d'azote ( $\text{NO}$ )  
Nitrogen monoxide ( $\text{NO}$ ) breakthrough curves

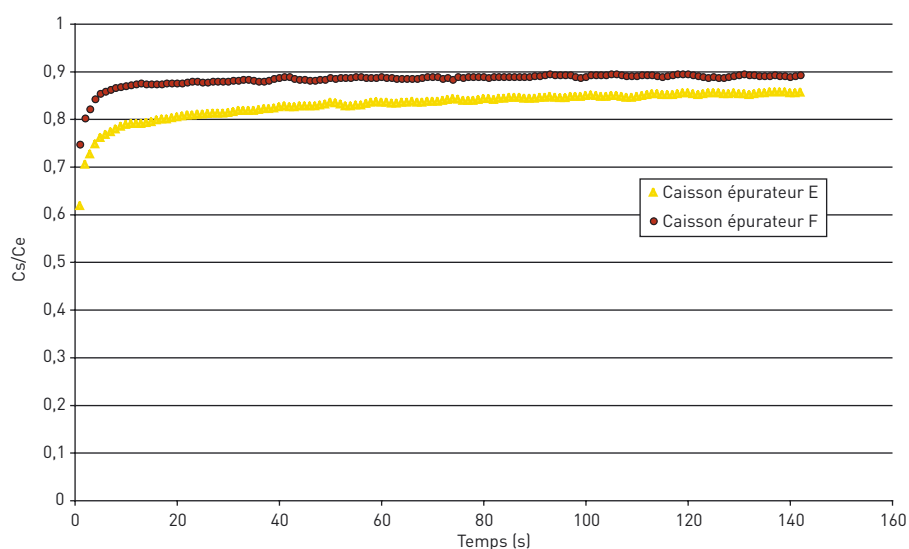


TABLEAU V I

Perte de charge des caissons E et F  
Loss of head in units E and F

Épurateur	E	F
Perte de charge (Pa)	107	755

Au cours de ces essais, la perte de charge générée par les caissons a pu être mesurée pour le débit d'air dans la veine d'essai régulé à 360 m<sup>3</sup>.h<sup>-1</sup>. Les résultats sont présentés dans le *Tableau VI*.

Le caisson équipant l'épurateur F génère une perte de charge de 755 Pa alors qu'il est utilisé à un débit moitié du

débit nominal spécifié par le fabricant.

Pour l'épurateur E, la perte de charge lors de l'essai est nettement moins forte.

Aux débits nominaux d'utilisation, respectivement de 720 m<sup>3</sup>.h<sup>-1</sup> et de 1275 m<sup>3</sup>.h<sup>-1</sup> pour F et E, la perte de charge sera très élevée et supérieure à 1000 Pa.



## DISCUSSION ET CONCLUSION

L'analyse de l'offre de constructeurs montre que l'adsorption sur charbon actif est actuellement la seule solution d'épuration proposée pour les gaz émis lors du soudage.

Les résultats obtenus lors de cette étude montrent que l'utilisation des adsorbants carbonés pour traiter les gaz émis lors des opérations de soudage - CO, NO et NO<sub>2</sub> - n'est pas adaptée. Un adsorbant plus élaboré, mélange de charbon actif et de réactifs catalytiques, ne donne pas de meilleurs résultats. Ces gaz ne sont quasiment pas retenus et sont donc réintroduits dans l'atelier en

cas de recyclage de l'air. L'efficacité des caissons de charbon actif a été montrée pour un seul gaz : l'ozone.

De plus, l'efficacité de captage de l'épurateur est très dégradée lorsque la vitesse de l'air au voisinage du point d'émission augmente. De plus, la fluctuation de cette efficacité pendant le temps réduit de l'essai se traduit par une efficacité minimale souvent très faible.

En outre, la présence d'un étage d'épuration des gaz provoque une augmentation de la perte de charge globale du système et entraîne donc une diminution du débit d'aspiration du dispositif. Ce système s'avère donc pénalisant pour la santé de l'opérateur car il diminue l'efficacité de captage sans améliorer la qualité de l'air recyclé dans le local.

En conséquence, ce système cumule :

- une efficacité de captage par bras aspirant perfectible ;

- un risque accru de mauvais dimensionnement par une sous-estimation des pertes de charge de l'épurateur ;

- une efficacité d'épuration inexistante, mis à part pour l'ozone.

L'efficacité globale des épurateurs commercialisés pour les gaz émis lors du soudage est donc insuffisante et l'utilisation de ces épurateurs est donc à proscrire pour traiter de telles émissions.

Reçu le : 10/10/2006

Révisé le : 14/11/2006

Accepté le : 24/01/2007

## BIBLIOGRAPHIE

[1] CAZES R. - Procédé de soudage - Principes généraux et critères de choix B7700 & Soudage à l'arc B7730. Techniques de l'Ingénieur, 1995.

[2] Welding Fume - A critical literature review. *The Welding Institute*, 1983, vol. 3.

[3] PELTIER A. - Risques liés à la pollution chimique dans les ateliers de soudage. INRS, document de travail n° 296.852/EPRC, juin 1995.

[4] ENGSTROM B., HENRIKS-ECKERMAN M.L., ANAS E. - Exposure to paint degradation products when welding, flame cutting, or straightening painted steel. *Am. Ind. Hyg. Assoc.* 1990, 10, pp. 561-565.

[5] LIMASSET J.C., MARGOSSIAN N. - Substances toxiques formées par décomposition photochimique de solvants chlorés lors du soudage à l'arc. INRS, *Cahiers de Notes Documentaires*, ND 897, 1974, pp. 219-228.

[6] MAYER A., SALSIS S. - Étude en laboratoire de la pollution chimique et du rayonnement aux postes de soudage à l'arc. INRS, Note Scientifique et Technique n° 25, 1980.

[7] MAYER A., SALSIS S. - Pollution chimique aux postes de soudage à l'arc - Étude en laboratoire de 18 couples « produit d'apport - métal soudé ». INRS, *Cahiers de Notes Documentaires*, ND 1281, 1980, pp. 485-497.

[8] VAN BEMST A. - Facteurs à considérer pour la protection contre les fumées de soudage. *Technica*, 10/1987.

[9] PRE H. et FLORIAN W. - Examination of pollutants generated during gas-shielded arc welding - Principles, testing device, test. Travaux présentés au CEN/TC 121/SC 9/WG 1 N 24, 1981.

[10] SIPEK L. et SMARS E. - Ozone and nitrogen oxides in gas shielded arc welding. Institut International de la Soudure (IIS/IIW), doc VIII-1486-89, 1989.

[11] Valeurs limites d'exposition professionnelle aux agents chimiques en France - INRS, ED 984, 2006.

[12] NEMCOVA A. et MACKOVA H. - Ozone in the breathing zone of welders. Institut International de la Soudure (IIS/IIW), doc VIII-1490-89, 1989.

[13] ARAKI Y., HONMA K., SANO H., YAGAMI T. et YAGAMUCHI H. - Efficiency of a fibrous active carbon filter against noxious weld gases - *Le soudage dans le monde*, 18, N° 11/12, 1980.

[14] DIEBOLD F. et HUBERT G. - Diagnostic de pollution par les fumées de soudage à l'usine John Deere de Gray (70). INRS, CR N° 918.A/CT, juin 1986.

[15] DIEBOLD F., SALSIS S., AUBERTIN G., CIOLELLA A., LIMASSET J.C., avec la collaboration technique de GERBER J.M. et PERRAIS R. - Exposition aux gaz et poussières de soudage - Mesure de la pollution dans deux usines françaises - Prévention technique. INRS, *Cahiers de Notes Documentaires*, ND 1530, 1985, pp. 233-237.

[16] Guide pratique de ventilation - Opérations de soudage à l'arc. INRS, ED 668, 1990.

[17] Norme NF EN ISO 15012-1 Hygiène et sécurité en soudage et techniques connexes - Exigences, essais et marquage des équipements de filtration d'air - Partie 1 : Essai de l'efficacité de la séparation des fumées de soudage, AFNOR, 2005.

[18] Comité Européen de Normalisation - Projet de norme ISO/DIS 15012-3 Hygiène et sécurité en soudage et techniques connexes - Exigences, essais et marquage des équipements de filtration d'air - Partie 3 : Détermination de l'efficacité de captage des dispositifs d'extraction des fumées de soudage.

[19] JOHNSTON A.R., DYRUD J.F. et SHIH Y.T. - Ozone removal capability of a welding fume respirator containing activated charcoal. *Am. Ind. Hyg. Assoc.*, 1989, 50 (9), pp. 451-454.

[20] DOMBROVSKI R.J., LASTOSKIE C.M. et HYDUKE D.R. - The Howarth-Kawazoe method revisited. *Colloid Surf. A: Physicochem Eng Aspects*, 2001, 187-188, pp. 23-39.

[21] HEMEON W.C.L. - Plant and process ventilation, 3e éd., D. Jeff Burton (ED), Lewis Publishers, 1999, 388 pp.

[22] SHIRAHAMA N., MOON S.H., CHOI K.H., ENJOJI T., KAWANO S., KORAI Y., TANOURA M. et MOCHIDA I. - Mechanistic study on adsorption and reduction of NO<sub>2</sub> over activated carbon fibers. *Carbon*, 2002, 40, pp. 2605-2611.

[23] NEATHERY J.K., RUBEL A.M. et STENCEL J.M. - Uptake of NOx by activated carbons : bench-scale and pilot-plant testing. *Carbon*, 1997, 35 (9), pp. 1321-1327.

[24] LEE Y.W., CHOI D.K. et PARK J.W. - Performance of fixed-bed KOH impregnated activated carbon adsorber for NO and NO<sub>2</sub> removal in the presence of oxygen. *Carbon*, 2002, 40, pp. 1409-1417.

[25] APOSTOLESCU, N., SCHRODER, T. et KURETI S. - Study on the mechanism of the reaction of NO<sub>2</sub> with aluminium oxide. *Applied Catalysis B : Environmental*, 2004, 51, pp. 43-50

[26] LABHSETWAR N., MINAMINO H., MUKHERJEE M., MITSUHASHI T., RAYALU S., DHAKAD M., HANEDA H., SUBRT J. et DEVOTTA S. - Catalytic properties of Ru-mordenite for NO reduction. *J. of Molecular Catalysis A: Chemical*, 2007, 261, 213-217.

[27] SMEETS P.J., GROOETHAERT M.H., VAN TEEFFELEN R.M., LEEMAN H., HENSEN E.J.M. et SCHOONHEYDT R.A. - Direct NO and NO<sub>2</sub> decomposition and NO-assisted N<sub>2</sub>O decomposition over Cu-zeolites : Elucidating the influence of the Cu-Cu distance on oxygen migration. *J. of Catalysis*, 2007, 245, 358-368.

[28] DE OLIVEIRA M., CRIZEL L.E., DA SILVEIRA R. S., PERGHER S.B.C. et BAIBICH I.M. - NO decomposition on mordenite-supported Pd and Cu catalysts. *Catalysis Communications*, 2007, 8, 1293-1297.

[29] LI F.B., LI X.Z., AO C.H., HOU M.F. et LEE S.C. - Photocatalytic conversion of NO using TiO<sub>2</sub> - NH<sub>3</sub> catalysts in ambient air environment. *Applied Catalysis B : Environmental*, 2004, 54, 275-283.

[30] AO C.H. et LEE S.C. - Indoor air purification by photocatalyst TiO<sub>2</sub> immobilized on an activated carbon filter installed in an air cleaner. *Chemical Engineering Science*, 2005, 60, 103-109.

[31] DUSENBURY, J.S. et CANNON, F.S. - Advanced oxidant reactivity pertaining to granular activated carbon beds for air pollution control. *Carbon*, 1996, 34 (12), pp. 1577-1589.