

TEMPAIR - PARTIE 3

PRELEVEMENT DES GAZ DU SOL : IMPACT DE FILTRES ANTI-HUMIDITE SUR L'ADSORPTION DE PCE & TCE SUR CHARBON ACTIF ET IMPACT DE LA PURGE PREALABLE AU PRELEVEMENT

Mars 2017

Projet R&D co-financé par l'ADEME (Convention n°1172C0051)
Sylvie TRAVERSE, Thomas GLEIZE, Lisa DORFFER (BURGEAP)
Corinne HULOT, Fabrice RICHEZ (INERIS)



Coordination technique : Yves DUCLOS, Service Friches Urbaines et Sites Pollués – SFUSP –
Direction Villes et Territoires Durables – ADEME Angers



REMERCIEMENTS

Les partenaires remercient l'ADEME pour le cofinancement apporté au projet ainsi que le propriétaire du site atelier pour sa mise à disposition durant la période du projet.

Toute représentation ou reproduction intégrale ou partielle faite sans le consentement de l'auteur ou de ses ayants droit ou ayants cause est illicite selon le Code de la propriété intellectuelle (art. L 122-4) et constitue une contrefaçon réprimée par le Code pénal. Seules sont autorisées (art. 122-5) les copies ou reproductions strictement réservées à l'usage privé de copiste et non destinées à une utilisation collective, ainsi que les analyses et courtes citations justifiées par la caractère critique, pédagogique ou d'information de l'œuvre à laquelle elles sont incorporées, sous réserve, toutefois, du respect des dispositions des articles L 122-10 à L 122-12 du même Code, relatives à la reproduction par reprographie.

Any representation or reproduction of the contents herein, in whole or in part, without the consent of the author(s) or their assignees or successors, is illicit under the French Intellectual Property Code (article L 122-4) and constitutes an infringement of copyright subject to penal sanctions. Authorised copying (article 122-5) is restricted to copies or reproductions for private use by the copier alone, excluding collective or group use, and to short citations and analyses integrated into works of a critical, pedagogical or informational nature, subject to compliance with the stipulations of articles L 122-10 – L 122-12 incl. of the Intellectual Property Code as regards reproduction by reprographic means.

AVANT-PROPOS

En présence de composés organiques volatils (COV) dans les sols ou les eaux souterraines, leur transfert vers les gaz du sol et les concentrations induites dans l'air intérieur constituent une part significative de l'impact du passif environnemental d'un site pollué.

En France, la gestion des sites et sols pollués repose sur le principe de gestion suivant l'usage, et se décline par les documents méthodologiques de février 2007 (version révisée à paraître) et les prestations encadrées par la norme NF X 31-620 (version révisée à paraître). Parallèlement, depuis peu, il est demandé dans les permis de construire la réalisation d'une attestation de prise en compte des mesures de gestion dans le projet par un bureau d'étude certifié dans le domaine des sites et sols pollués (articles L556-1 et 556-2 du code de l'environnement).

L'établissement des mesures de gestion nécessite une bonne caractérisation des concentrations en polluants volatils dans les gaz du sol présentes ou futures sous un aménagement bâti. Des recommandations sont formulées dans la norme ISO 18400-204 (à paraître) et dans les guides FLUXOBAT (Traverse et al., 2013), BRGM-INDERIS (2016) pour le dimensionnement, la mise en œuvre et l'interprétation des mesures de concentrations dans les gaz du sol et dans l'air intérieur. Toutefois, il demeure pour les prestataires non seulement des difficultés à faire le lien entre les facteurs de variabilité temporelle et les variations de concentration tant dans les gaz du sol que dans l'air, et des questionnements sur l'intérêt et les limites à l'utilisation de certains outils de prélèvement des polluants.

Les objectifs du projet TEMPAIR (2014-2016) s'articulent autour de trois questionnements concernant la caractérisation des concentrations dans les gaz du sol et dans l'air intérieur :

- Partie 1 : la variabilité temporelle des concentrations dans les gaz du sol et dans l'air intérieur,
- Partie 2 : l'évaluation des échantillonneurs passifs dans les gaz du sol,
- Partie 3 : l'intérêt de l'usage de filtres anti-humidité et l'influence de la purge préalable pour le prélèvement de polluants dans les gaz du sol.

Le présent document traite de la partie 3, les deux autres parties font l'objet de documents spécifiques référencés Traverse et al. (2017) et Hulot et al. (2017). Il repose sur des mesures conduites sur un site atelier présentant une pollution en tétrachloroéthylène et dans une moindre mesure en trichloroéthylène dont la source est constituée de phase organique dans les zones non saturée et saturée.

Le projet TEMPAIR a fait intervenir BURGEAP sur l'analyse de la variabilité des concentrations dans les gaz du sol et dans l'air intérieur ainsi que sur l'influence des filtres anti-humidité sur les concentrations mesurées, et l'INDERIS sur la mise en œuvre des échantillonneurs passifs dans les gaz du sol.

SOMMAIRE

Avant-propos	3
Résumé	7
Abstract	9
1. Contexte, objectifs et moyens	11
1.1 Contexte	11
1.2 Objectifs	11
1.3 Moyens déployés	12
2. Les filtres anti-humidité	14
2.1 Contexte	14
2.2 Revue de la littérature	15
2.2.1 Capacité d'adsorption	15
2.2.2 Représentativité de la masse adsorbée en présence de vapeur d'eau	16
2.3 Expérimentations	17
2.3.1 Filtres testés.....	17
2.3.2 Support de prélèvement et méthode d'analyse	18
2.3.3 Mesures conduites	18
2.4 Résultats	20
2.4.1 Désorption des filtres	20
2.4.2 Comparaison des concentrations mesurées avec et sans filtre	20
2.5 Conclusions	24
3. La purge préalable	26
3.1 Contexte	26
3.2 Travaux réalisés	26
3.2.1 Représentativité des mesures au PID durant la purge	26
3.2.2 Phases de purge conduites.....	27
3.2.3 Evolution et stabilisation des concentrations.....	28
3.3 Conclusion	31
4. Références consultées	33

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 - Caractéristiques du filtre Humidity Filtering II commercialisé par RAE	18
Tableau 2 - Description des campagnes réalisées pour les expérimentations de dessiccateurs	19
Tableau 3 – Concentration en vapeur d'eau dans l'air pour différentes températures et humidités relatives.....	21
Tableau 4 – Capacités d'adsorption des charbons actifs en PCE, TCE et vapeur d'eau.....	25
Tableau 5 – Volume mort et volume influencé des piezairs	28

LISTE DES FIGURES

Figure 1 - Equipement des piezairs	13
Figure 2 – Contenu d'un support de prélèvement de type charbon actif (100 – 50 mg)	17
Figure 3 - Concentrations en PCE et TCE mesurées dans les gaz du sol du site atelier avec ou sans dessiccateur lors des trois campagnes - de haut en bas : dans les sables (pz8), les limons (pza13) et les remblais sablo-limoneux (pza12).....	22
Figure 4 - Comparaison des concentrations en PCE mesurées sans ou avec les filtres anti-humidité de SKC et RAE.....	23
Figure 5 - Comparaison des concentrations en TCE mesurées sans ou avec les filtres anti-humidité de SKC et RAE.....	23
Figure 6 - Comparaison des concentrations en PCE dans les gaz du sol mesurées au laboratoire par analyse chimique GC-MS ou sur site au PID	27
Figure 7 - Formes de courbes de purges sur une sélection de piezairs dans les remblais.....	29
Figure 8 - Formes de courbes de purge sur une sélection de piezairs dans les limons et les sables	30

RESUME

L'évaluation de l'état de pollution du milieu souterrain, des mécanismes de transfert des composés organiques volatils et des impacts dans l'air à l'intérieur des bâtiments est réalisée au travers des diagnostics portant en premier lieu sur les concentrations dans les sols, la nappe et les gaz du sol comme milieu intégrateur. En présence de bâtiments, qu'ils soient situés au droit d'une source de pollution ou dans le panache de pollution, l'estimation des concentrations d'exposition repose sur des diagnostics dans l'air intérieur. Des recommandations sont formulées dans différents guides pour le dimensionnement, la mise en œuvre et l'interprétation des mesures de concentrations. Toutefois, des questionnements subsistent sur l'intérêt et les limites à l'utilisation de certains outils pour le prélèvement des polluants dans les gaz du sol et sur la variabilité temporelle et spatiale des concentrations tant dans les gaz du sol que dans l'air intérieur.

Les livrables publics du projet de recherche TEMPAIR (2014-2016), réalisé par BURGEAP et l'INERIS, sont séparés en trois parties traitant de sujets bien distincts. La partie 1, référencée Traverse et al. (2017), traite de la variabilité temporelle des concentrations dans les gaz du sol et dans l'air intérieur. La partie 2, référencée Hulot et al. (2017), traite de l'utilisation des échantillonneurs passifs pour les gaz du sol. La partie 3, constituée du présent document, traite de l'utilisation de filtres anti-humidité et de la purge préalable pour l'échantillonnage dans les gaz du sol de pollutions volatiles de type tétrachloroéthylène (PCE) et trichloroéthylène (TCE).

Filtres anti-humidité pour les prélèvements

Trois campagnes ont été conduites en 2015 avec les filtres anti-humidité sur le site atelier sur trois piézaires captant chacun un horizon lithologique (remblais, limons et sables). Au cours de chaque campagne, les mesures de température et d'humidité des gaz du sol dans ces ouvrages ont été conduites. Les supports adsorbants utilisés pour la quantification des concentrations en laboratoire sont des charbons actifs de la marque SKC.

Les filtres testés sont des filtres commercialisés par les sociétés RAE (Humidity Filtering II) et SKC (référence 226-44). Les travaux menés ont conclu à l'absence d'affinité entre les agents dessiccateurs de ces filtres et le PCE et TCE présents dans les gaz du sol.

Dans les conditions des expérimentations (débits de prélèvement < 0,4 l/min, volumes prélevés de 3 à 20 litres, concentrations en tétrachloroéthylène et trichloroéthylène respectivement de 5 à 250 mg/m³ et inférieures à 1,3 mg/m³, humidité relative des gaz du sol entre 88 et 100 %, température comprise entre 6 et 23°C), les concentrations mesurées avec des charbons actifs en utilisant ou non des filtres anti-humidité ne sont pas significativement différentes. L'écart maximum obtenu est de 19% pour le PCE et 29% pour le TCE, ce qui est inférieur ou de l'ordre de grandeur de l'incertitude analytique. Dans ces conditions, la compétition d'adsorption entre la vapeur d'eau, le PCE et le TCE ne met pas en défaut l'adsorption des polluants.

En conséquence des travaux réalisés, il ressort que l'utilisation de filtres anti-humidité pour les prélèvements de gaz du sol en conditions humides visant la quantification des concentrations en PCE et TCE comprises respectivement entre 5 et 250 mg/m³ et entre 0,01 et 1,3 mg/m³ et pour des volumes de prélèvement inférieurs à 20 litres ne présente pas d'intérêt significatif.

Dans les contextes d'humidité élevée dans les gaz du sol, il est recommandé de dimensionner les prélèvements de manière à ce que les masses de vapeur d'eau et de polluants ciblés soient inférieures à la capacité totale d'adsorption des supports. Un tel dimensionnement nécessite une pré-caractérisation à l'aide d'un PID lors de la purge pour adapter les volumes d'air à prélever (couplage durée, débit), les débits et les supports adsorbants (par exemple pour les charbons actifs, deux masses de charbon peuvent être utilisées : 100/50 et 400/200, le second ayant une capacité totale d'adsorption 4 fois plus élevée).

En outre, il convient de mentionner que l'analyse à conduire sur la zone de contrôle des supports adsorbants (recommandée par les guides BRGM-INERIS (2016) et FLUXOBAT (2013)) et probablement dans la future

norme ISO 18400-204 (à paraître) permet de valider que l'éventuelle compétition d'adsorption sur le charbon actif ne fausse pas le résultat de la mesure.

Enfin, pour la caractérisation des concentrations, il doit être tenu compte de l'objectif de ces mesures. Dans certaines situations où les concentrations sont faibles, la recherche de limites de quantification en concentration relativement basses peut être nécessaire pour conclure. La recherche de faibles concentrations avec les supports de type charbons actifs testés nécessite des prélèvements de grands volumes, ce qui peut être problématique en présence d'une humidité relative élevée. Cette situation n'a pas été étudiée dans le présent projet.

Purge préalable aux prélèvements

Dans le cadre du projet TEMPAIR, l'ensemble des travaux conduits sur les gaz du sol et présentés dans la partie 1 du livrable TEMPAIR (Traverse et al. 2017) ont été réalisés après la purge des ouvrages à l'aide d'un PID (miniRAE3000). Les données ont été exploitées ici pour illustrer l'importance de cette opération préalable au prélèvement.

Ces mesures montrent que l'application d'un volume de purge théorique de 5 volumes morts (VM) est suffisante dans certains cas pour atteindre une stabilité relative des concentrations, mais peut dans d'autres cas conduire à des concentrations non stabilisées. Ces conditions non stabilisées rendent délicates la comparaison de concentrations mesurées entre différentes campagnes et dans certains cas la conduite de calculs de transfert. Par ailleurs, il a été montré que les évolutions de concentrations sont dépendantes des campagnes et des ouvrages, ce qui rend également délicat la généralisation des résultats d'une campagne à une autre.

Dans ce contexte, il est vivement recommandé de réaliser une purge jusqu'à stabilisation des concentrations. Pour ce faire, la réalisation de la purge avec un analyseur en ligne de type PID ou FID par exemple est particulièrement adaptée. En outre, l'utilisation de cet analyseur permet également de connaître l'ampleur de la contamination présente et ainsi d'adapter si nécessaire les volumes à prélever en fonction du risque de saturation du support.

Il est recommandé également de présenter les évolutions de concentration durant la purge sur les fiches de prélèvement, permettant ainsi de disposer d'éléments d'interprétation sur la représentativité du prélèvement et la variabilité des concentrations entre chaque campagne de mesures.

ABSTRACT

The assessment of soil contamination, mechanisms of transfer and impacts in the indoor air through diagnostics first deals with concentrations in soils, water and soil gas as Integrator environment. In the presence of buildings, located over a source of contamination or a plume, assessment of exposure concentrations is based on diagnoses in indoor air. Recommendations are made in multiple guides for the design, implementation and interpretation of measured concentrations in soil gas and indoor air. Questions remain, however, on the interest and limits on the use of certain tools for the characterization of contaminants in soil gas, and the temporal and spatial variability in concentrations as well in soil gas than in indoor air.

The TEMPAIR research and development project (2014-2016), conducted by BURGEAP and INERIS had for objectives to bring answers to these questions.

The public reports are separated into three parts dealing with different topics. Part 1 referenced as Traverse and al. (2017) deals with the temporal variability of soil gas and indoor air concentrations, part 2 referenced as Hulot and al. (2017) deals with passive sampling of soil gas and part 3 (present report) addresses the use of drying agents for the adsorption of perchloroethylene (PCE) and trichloroethylene (TCE) on activated coals and the need of purge prior to soil gas sampling.

Drying agents for soil gas adsorption of PCE and TCE

Three campaigns were conducted in 2015 with moisture filters on three piezairs at different lithological horizons. During each campaign, measures of temperature and humidity of the soil were conducted. Supports adsorbents used for concentration quantification are activated coals from SKC.

Filters marketed by RAE (Humidity Filtering II) and SKC (reference 226-44) companies were tested. The work concluded at no affinity between the dryers agents and the PCE and TCE.

In the conditions of the experiments (sampling rates < 0.4 l/min, collected volumes from 3 to 20 liters, tetrachloroethylene and trichloroethylene concentrations respectively between 5 and 250 mg/m^3 and less than 1.3 mg/m^3 , relative humidity between 88 and 100% and a temperature between 6 and 23°C), the concentrations measured with activated coals using or not drying agents are not significantly different. The resulting maximum gap is 19% for the PCE and 29% for TCE, which are lower or of the order of magnitude of the analytical uncertainty. In these circumstances, the competition of adsorption between water vapor, PCE and TCE does not prevent adsorption of contaminants.

Consequently, using drying agents for soil gas sampling in wet conditions for the quantification of PCE and TCE at concentrations less than 250 mg/m^3 and 1.3 mg/m^3 respectively and for sampling volumes under 20 liters does not have significant interest.

When the soil gas relative humidity is high, it is recommended to size samples to ensure that masses of water vapor and of targeted contaminants are lower than the total capacity of media adsorption. Such sizing requires a pre-characterization using the PID during the purge to adapt sampling volumes, sampling flow and adsorbent materials (for activated carbon, for example two size of coal can be used (100/50 and 400/200 the second having a total adsorption capacity 4 times higher).

Furthermore, it should be mentioned that analysis to drive on the adsorbent media control zone (recommended by the BRGM-INERIS guides (2016) and FLUXOBAT (2013) and probably in the future standard ISO 18400-204, forthcoming) allows to validate the representativeness of the measurement from the sampling point of view.

Finally, the objective of these concentrations measures must be considered. In some situations, when the concentrations are low, looking for low limits of quantification may be necessary to conclude. Research of low concentrations with activated carbon requires samples of large volumes, which can be problematic in the presence of high relative humidity. This situation has not been studied in this project.

Purge prior to sampling

All work carried out on soil gas presented in part 1 of the TEMPAIR R&D project (Traverse et al. 2017) has been made after a purge using a PID (miniRAE3000). Thus, this data have been used here to illustrate the importance of this operation prior to the removal.

These measures show that a theoretical purge volume of 5 dead volume (VM) is sufficient in some cases to achieve relative stability of concentrations, but in other cases can lead to no stabilized concentrations. These no stabilized conditions make difficult the comparison of measured concentrations between various campaigns or sometimes the decision-making process. Furthermore, it was shown that changes in concentrations are dependent on campaigns and can't be generalized.

In this context, it is strongly recommended to perform a purge until concentrations stabilization. As a consequence, the realization of the purge with PID or FID Analyzer for example is particularly suited. In addition the use of such material also allows to know the extent of the contamination and thus to adapt sampling volumes based on the risk of adsorbent saturation.

It is recommended also to present in the report the evolution of concentration during the purge, allowing the interpretation on the sample representativeness and on the variability of concentrations between each campaign.

1. Contexte, objectifs et moyens

1.1 Contexte

En France, la gestion des sites et sols pollués repose sur le principe de gestion suivant l'usage, et se décline par les documents méthodologiques de février 2007 et les prestations encadrées par la norme NF X 31-620 (2011). En présence de composés organiques volatils (COV) dans les sols, la pollution dans les gaz du sol et son impact sur l'air intérieur constitue une part significative de l'impact du passif environnemental du site.

A côté de ce cadre de gestion, la dynamique des Lois Grenelle incite les collectivités à limiter l'étalement urbain et à renouveler la ville sur la ville, générant ainsi une accélération du rythme de reconversion de sites. Les communautés urbaines de France estiment qu'au cours des 5 dernières années, les surfaces reconverties représentent plus d'un millier et demi d'hectares (ACUF, 2010). Dans ce contexte, la reconquête des friches urbaines constitue un enjeu important.

A ce titre, la loi n°2014-366 du 24 mars 2014 dite loi ALUR prévoit la création de Secteurs d'Information sur les Sols (SIS) qui comprendront à partir de 2018 les terrains où la connaissance de la pollution des sols justifie la réalisation d'études de sols et de mesures de gestion de la pollution pour préserver la santé et l'environnement en reprenant les terrains identifiés dans BASOL et BASIAS¹. Parallèlement, les articles L556-1 et 556-2 du code de l'environnement précisent que le maître d'ouvrage à l'initiative d'un changement d'usage doit faire attester de la prise en compte des mesures de gestion dans le projet par un bureau d'étude certifié dans le domaine des sites et sols pollués.

Dans ce contexte, l'évaluation de l'état de pollution du milieu souterrain, des mécanismes de transfert et des impacts dans l'air à l'intérieur des bâtiments sont réalisés au travers de diagnostics portant en premier lieu sur les concentrations dans les sols, la nappe et les gaz du sol comme milieu intégrateur. En second lieu, en présence de bâtiments qu'ils soient sur site ou dans le panache de pollution, l'appréciation des concentrations d'exposition repose sur des diagnostics dans l'air atmosphérique.

Des questionnements subsistent à l'heure actuelle sur l'intérêt et les limites à l'utilisation de certains outils pour le prélèvement des polluants dans les gaz du sol, en particulier sur l'utilisation de filtres captant l'humidité préalablement au prélèvement actif sur support adsorbant et sur l'impact de la purge préalable au prélèvement de gaz du sol.

1.2 Objectifs

Les objectifs du projet TEMPAIR (2014-2016) s'articulent autour des difficultés et interrogations pour la caractérisation des concentrations dans les gaz du sol et dans l'air intérieur portant sur :

- Partie 1 : la variabilité temporelle des concentrations dans les gaz du sol et dans l'air intérieur,
- Partie 2 : l'évaluation des échantillonneurs passifs dans les gaz du sol
- Partie 3 : l'intérêt de l'usage de filtres anti-humidité et l'influence de la purge préalable pour le prélèvement de polluants dans les gaz du sol.

¹ Aujourd'hui BASOL recense 5800 sites pollués incluant les terrains pour lesquels l'Etat a été informé de l'existence d'une pollution tandis que BASIAS recense 262 000 sites qui ont accueilli par le passé une activité industrielle ou de service et qui sont donc susceptibles de présenter des pollutions.

Le présent document traite de la partie 3, les deux autres parties font l'objet de documents spécifiques référencés Traverse et al. 2017 et Hulot et al. 2017.

Filtres anti-humidité – Problématique et objectifs

A l'heure actuelle en France, les prélèvements des gaz du sol sont largement réalisés par prélèvement dynamique, par adsorption sur support ou dans une moindre mesure par aspiration naturelle (Canister®). Des filtres anti-humidité peuvent être mis en série afin de limiter l'impact de l'humidité élevée des gaz du sol sur les supports de prélèvement. Toutefois, il n'existe pas actuellement de consensus entre les acteurs de la gestion des sites et sols pollués (SSP) sur la pertinence de l'usage de tels filtres dans la mesure où l'influence de leur mise en série sur les mesures reste elle-même insuffisamment évaluée, de même que leur efficacité.

Un des objectifs du projet TEMPAIR est d'identifier, selon différents niveaux d'humidité et de concentration, l'influence sur les masses adsorbées (et donc les concentrations mesurées) de la mise en place sur la ligne de prélèvement, en amont du support adsorbant, d'un dispositif permettant de capter cette humidité. Dans la partie 3, le projet identifie et interprète les éventuelles différences de concentrations mesurées lors de la mise en œuvre ou non de tels dispositifs sur un site atelier et formule des recommandations en lien avec une pollution par du tétrachloroéthylène (PCE) et du trichloroéthylène (TCE).

Purge préalable – Problématique et objectifs

Le prélèvement des gaz du sol sur un ouvrage de type piézair nécessite pour être représentatif de purger au préalable le gaz qui dans le tubage ainsi que dans une zone autour du tubage influencée par la présence de l'ouvrage.

La multiplicité des prélèvements dans les gaz du sol réalisée avec une purge préalable au PID dans le cadre du projet TEMPAIR ont permis d'étudier l'évolution des concentrations lors des purges des ouvrages, permettant d'appuyer la recommandation de la conduite de purge préalable au prélèvement à l'aide d'un analyseur de type PID.

1.3 Moyens déployés

Le projet TEMPAIR repose sur la conduite de mesures sur un site atelier au droit duquel la pollution en présence est composée de manière très majoritaire par du tétrachloroéthylène (PCE) et de façon minoritaire par du trichloroéthylène (TCE). Le site atelier est décrit dans la partie 1 du projet TEMPAIR. Pour la compréhension des éléments présentés dans les chapitres suivants, certaines caractéristiques du site sont présentées ici. Le lecteur est renvoyé vers la partie 1 du livrable TEMPAIR (Traverse et al. 2017) pour de plus amples informations sur le site atelier.

Sous une dalle béton dans les ateliers ou sous le sol, la succession lithologique du site atelier est relativement homogène, avec :

- des remblais hétérogènes sur environ 0.5 à 1 m d'épaisseur, constitués de sables et graviers ou de sables limoneux ;
- des limons bruns jusqu'à environ 2.5 à 3 m, qui deviennent sableux avec la profondeur, le sable devenant majoritaire sur certains sondages ;
- des sables, graviers, galets, jusqu'à environ 20 mètres de profondeur.

Le niveau de la nappe alluviale est situé vers 4,5-5 m de profondeur au droit du site.

La pollution dans les gaz du sol a pour origine une infiltration dans les sols de PCE lors des activités passées de traitement de surface. La source de PCE sous forme de phase organique est présente dans la zone non saturée et dans la zone saturée des terrains et génère un panache de pollution gazeuse et dissoute.

Le site atelier a été équipé dans le cadre du projet FLUXOBAT d'ouvrages permanents avec différents design (Figure 1) permettant de capter les gaz du sol (piezairs).

La majorité des ouvrages sont situés sous la dalle du bâtiment, seuls 4 ouvrages sont situés au niveau de la source en extérieur du bâtiment (pza39-42) et 3 ouvrages dans le panache gazeux en aval du site (pza2 puis pza3 et pza4). Les profondeurs crépinées de ces ouvrages sont présentées sur la figure ci-dessus. Chaque formation captée sera désignée comme suit : R pour remblais, LH pour limons hauts, LB pour limons bas et S pour les sables et graviers.

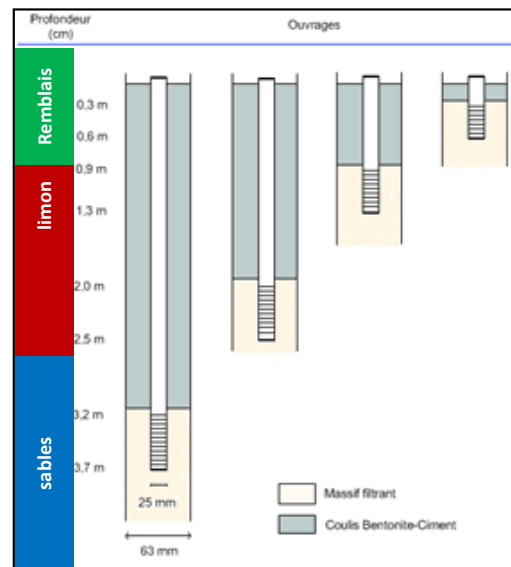


FIGURE 1 - EQUIPEMENT DES PIEZAIRS

Vis-à-vis de l'intérêt et des limites de l'utilisation de filtres anti-humidité pour le prélèvement de gaz du sol, les moyens déployés ont consisté en la réalisation de trois campagnes de prélèvement sur trois ouvrages de lithologies différentes (remblais sablo-limoneux, limons et sables) sur le site atelier. Au cours de ces campagnes, les prélèvements ont été conduits de manière classique (avec adsorption sur charbon actif) et avec l'utilisation de différents filtres anti-humidité.

Dans le cadre du projet TEMPAIR, l'ensemble des travaux conduits sur les gaz du sol et présentés dans la partie 1 du livrable TEMPAIR (Traverse et al. 2017) ont été réalisés après la purge des ouvrages à l'aide d'un PID (miniRAE3000). Ainsi, de nombreuses données disponibles sur les phases de purge ont été exploitées ici pour illustrer l'importance de cette opération préalable au prélèvement.

2. Les filtres anti-humidité

2.1 Contexte

Les gaz du sol présentent généralement une humidité relative élevée supérieure à celle de l'air atmosphérique, cette humidité peut être préoccupante lors de prélèvements. En effet, sur le support adsorbant utilisé pour le prélèvement, une compétition entre l'adsorption des COV recherchés et de la vapeur d'eau se fait en complément de la compétition d'adsorption entre les différents COV. Si c'est particulièrement le cas pour les supports adsorbants hydrophiles, cela ne peut être exclu pour les charbons actifs généralement employés dans le domaine des sites et sols pollués.

Les recommandations formulées dans la future norme ISO 18400-204 (à paraître)² sont présentés ci-dessous :

- nécessité de vérifier l'absence de condensation dans les connectiques et supports utilisés pour le prélèvement
- pour évaluer et prévenir l'effet de l'humidité sur la réduction de la capacité adsorbante des supports utilisés, il est recommandé :
 - d'utiliser des adsorbants hydrophobes,
 - que les supports ne soient pas à une température inférieure à celle du gaz à analyser pour éviter la condensation de l'eau dans les connectiques ou supports,
 - que la température et l'humidité des gaz du sol soient mesurées avant le prélèvement pour évaluer la nécessité d'utiliser un piège à humidité ou un support adsorbant pour l'humidité en amont du support d'échantillonnage.

Les supports adsorbants l'humidité doivent être choisis en fonction des polluants présents dans le gaz à échantillonner afin d'éviter leur adsorption sur ces supports. Les filtres à humidité recommandés dans la norme sont généralement composés de chlorure de calcium ou de sulfate de calcium anhydrique, voire de perchlorate de magnésium.

Le projet TEMPAIR a été initié en 2014, à une période où cherchant à limiter l'influence de l'humidité relative présente dans les gaz du sol, de nombreux professionnels ont été orientés vers l'utilisation de filtres anti-humidité. Dans ce contexte, l'objectif des mesures conduites dans le cadre du projet TEMPAIR a été d'identifier l'influence et l'intérêt de l'utilisation de filtre anti-humidité lors des diagnostics de concentrations en PCE et TCE dans les gaz du sol en conditions très humides.

Depuis, le guide BRGM-INERIS (2016) paru récemment mentionne que peu de données sont disponibles sur l'affinité des composés volatils sur les filtres anti-humidité et qu'il conviendra de valider scientifiquement l'absence d'impact lié à leur utilisation. Le guide recommande en cas de forte humidité relative des gaz du sol, d'utiliser des supports adsorbants hydrophobes ou de diminuer le volume de prélèvement afin de limiter le risque de saturation en eau de l'adsorbant.

Ainsi, outre l'analyse de l'influence des filtres anti-humidité sur le prélèvement, sont présentés ci-dessous les éléments issus des mesures sur le site atelier ou de la littérature utiles pour le dimensionnement des diagnostics des concentrations dans les gaz du sol en PCE et TCE.

² Future norme ISO_18400-204 (en cours de rédaction) remplacera la NF ISO 10381-7. Qualité du sol – échantillonnage. Partie 7 : lignes directrices pour l'échantillonnage des gaz du sol. janvier 2006)

2.2 Revue de la littérature

Les charbons actifs granulaires sont les adsorbants les plus communément utilisés pour le diagnostic de concentrations ou le traitement des gaz pollués pour une large gamme de COV³.

Les charbons actifs adsorbent préférentiellement les molécules polaires, ainsi lorsque l'hygrométrie est élevée, la vapeur d'eau peut s'adsorber sur le support et impacter l'adsorption des autres molécules en présence. L'adsorption de vapeur d'eau sur les supports poreux peut être liée à la condensation au voisinage des micropores (< 2 nm) et mésopores (2 à 50 nm) expliquant la réduction de la capacité de piégeage des petites molécules à faible tension de vapeur qui ne peuvent être adsorbées au niveau des macropores (>50 nm) (INRS, 2000).

2.2.1 Capacité d'adsorption

La capacité de piégeage (ou capacité d'adsorption) s'exprime en masse de substance par unité de masse d'adsorbant.

Le volume de claquage (ou volume de percée) correspond pour une substance donnée au volume d'air transitant par le support à partir duquel la capacité d'adsorption est dépassée. Il est influencé par la température, l'humidité, la concentration, les phénomènes de co-adsorption, le débit et la géométrie du lit d'adsorbant (INRS, 2000).

La capacité d'adsorption est évaluée par INRS (2005) lorsque la concentration en sortie de la zone de piégeage atteint 5 % de la concentration en entrée. Pour la détermination des temps de claquage (et donc des durées d'efficacité d'adsorption des charbons actifs pour la dépollution), l'IRSST (2008) considère un rapport de 10%. Enfin, la norme NF X 43-267 (2014) et le guide BRGM-ENERIS (2016) retiennent le seuil de 5 % pour le rapport entre la masse d'une substance adsorbée dans la zone de mesure et celle dans la zone de contrôle pour considérer le prélèvement comme valide.

La compétition dans l'adsorption est largement étudiée dans la littérature vis-à-vis de la capacité totale d'adsorption (ou capacité d'adsorption) des supports utilisés pour dépolluer les gaz.

La réduction des capacités totales d'adsorption de différents charbons actifs en présence de vapeur d'eau ont été étudiés pour plusieurs COV. Ces publications montrent que les taux d'humidité à partir desquels les capacités d'adsorption des COV sont significativement réduites sont comprises entre 40 et 50% pour le benzène (Cal, 1996, Cal, 1997, Qi et al., 2000), le trichloroéthylène (Werner, 1985, Miyake, 2003) et le chloroforme (Adams, 1988). L'IRRST (2008) mentionne également la diminution significative du temps de service des filtres à charbons actifs vis-à-vis de l'adsorption de COV pour des humidités relatives supérieures à 65 %.

En présence de vapeur d'eau comme en présence d'une pollution multi-composés, des phénomènes de compétition d'adsorption peuvent se produire, surtout si les différences d'affinité avec le support adsorbant ou les différences de concentration sont importantes.

L'INRS (2000) a conduit une étude comparative de l'affinité à l'eau et des capacités de piégeage de différents supports de prélèvements (Carbosieves et Carboxen) dans laquelle des charbons actifs ont également été testés. Le charbon actif testé est celui commercialisé par MERK, dont les surfaces spécifiques et le volume de pore sont sensiblement identiques à ceux du charbon actif de SKC⁴ utilisé pour le présent projet TEMPAIR. De cette étude, il ressort que :

³ Pour les polluants hautement polaires comme les alcools et les acides organiques ou avec une volatilité élevée (comme le chlorure de vinyle, le MTBE, le chlorure de méthylène, etc.), les charbons actifs ne sont cependant pas les supports les plus adaptés.

⁴ Les caractéristiques des charbons actifs fournis par SKC sont les suivantes (INRS, 2000) : surface spécifique : 1120 m²/g ; volume total de pores : 0,59 cm³/g.

- pour une humidité relative de 100%, à 20°C et pour un débit de 0,2 l/min, les capacités d'adsorption de la vapeur d'eau déterminées par test de claquage sont comprises entre 0,31 et 0,42 g_{H₂O}/g_{CA} pour les charbons actifs de marque SKC, Orbo 32 et Merck ;
- pour le charbon actif MERK testé à 50%, 80% et 100% d'humidité relative, les quantités d'eau retenues avant claquage (et donc la capacité d'adsorption) augmentent avec l'humidité du flux d'air respectivement de 0,04, 0,27 et 0,37 g_{H₂O}/g_{CA}. Ce résultat montre que même à faible humidité, le charbon actif n'est pas totalement hydrophobe ;
- la capacité totale d'adsorption du toluène a été déterminée pour deux humidités relatives (50 et 80%) et deux concentrations d'exposition (38 et 750 mg/m³) montrant⁵ des capacités d'adsorption comprises entre 0,12 et 0,15 g_{toluène}/g_{CA} qui sont réduites de 12 et 18 % lors de l'augmentation de l'humidité relative de 50 à 80%.

La diminution de la capacité d'adsorption signifie pour le traitement des gaz un volume de traitement avant saturation de l'adsorbant réduit mais ne signifie pas nécessairement un défaut d'adsorption lors de prélèvements réalisés dans les diagnostics lorsque la saturation n'est pas atteinte.

Plusieurs auteurs ont étudié la capacité d'adsorption de différents supports adsorbants (charbon actif, zéolithes, polymères...), les facteurs influençant l'adsorption ou encore la modélisation prédictive de l'effet de l'humidité sur la capacité d'adsorption. Il a été montré que pour des gaz fortement humides, les adsorbants constitués de zéolites, polymères ou de tamis moléculaires carbonés présentent des capacités d'adsorption vis-à-vis des COV moins affectés par la présence d'humidité que les charbons actifs (Hers et Southwood, 2006 ; INRS, 2000). Il est à noter que le coût de ces supports est cependant plus élevé que celui des charbons actifs.

2.2.2 Représentativité de la masse adsorbée en présence de vapeur d'eau

Les travaux recensés dans la littérature s'intéressent généralement aux capacités d'adsorption et temps de perçage et donc aux limites de saturation des supports adsorbants. Cela est primordial pour le traitement des gaz pollués. Toutefois, la diminution de la capacité totale d'adsorption ne signifie pas nécessairement un défaut d'adsorption lors de prélèvements tant que cette capacité totale d'adsorption n'est pas atteinte.

Il est à mentionner les travaux de l'IRSTT (1993) qui ont montré sur des filtres à charbon actif utilisés pour la protection respiratoire, que dans le cas de mélanges de solvants, tous s'adsorbent simultanément à la surface du charbon actif et que lorsque l'ensemble des sites d'adsorption sont utilisés, le solvant le moins volatil ne trouvant plus de place pour s'adsorber à la surface du charbon actif, expulsera le solvant le plus volatil.

Concernant la représentativité de la masse adsorbée sur une cartouche de charbon actif lors du prélèvement d'un gaz fortement humide (ie : la quantité de polluant adsorbée est-elle ou non influencée par l'humidité lorsque le support n'est pas saturé ?), les travaux de recherche recensés ne permettent pas d'apprécier l'éventuelle influence de l'humidité. Les travaux menés dans le cadre du projet FLUXOBAT (2013) suggèrent que s'il y a compétition entre la vapeur d'eau et les COV présents dans le gaz échantillonné, la vapeur d'eau étant plus concentrée pourra en fonction de son affinité avec le support être préférentiellement piégée sur le 1^{er} lit d'adsorbant et que le polluant présent en moindre concentration sera déplacé vers le 2nd lit permettant, en l'absence de COV sur le 2nd lit, de garantir l'absence d'influence de l'humidité relative sur la masse échantillonnée.

Ainsi, pour le prélèvement de gaz du sol dans un objectif de diagnostic, les questions auxquelles s'intéresse le projet TEMPAIR sont d'une part le risque de saturation des supports mais également la représentativité de la masse de polluant adsorbée lors d'un prélèvement en conditions d'humidité élevée.

⁵ Les quantités moyennes de produits retenus sur les tubes lors du claquage : à 50% HR : 13,5 (pour 38 mg/m³) contre 15,05 mg/100mg (pour 750 mg/m³) et à 80%HR : 11,9 (pour 38 mg/m³) contre 12,3 mg/100mg (pour 750 mg/m³)

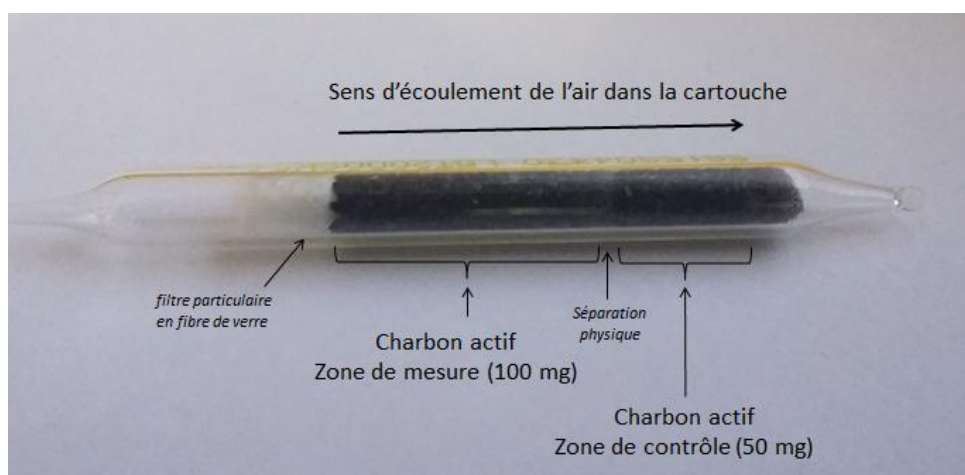


FIGURE 2 – CONTENU D'UN SUPPORT DE PRELEVEMENT DE TYPE CHARBON ACTIF (100 – 50 MG)

2.3 Expérimentations

2.3.1 Filtres testés

De nombreux fournisseurs proposent des filtres anti-humidité pour absorber l'humidité des gaz. Ceux-ci doivent être choisis de manière à ne pas adsorber également les polluants présents dans l'air. Deux filtres spécifiques à l'adsorption de l'humidité ont été utilisés ainsi que deux filtres généralement utilisés pour capter l'eau liquide.

Filtre anti-humidité de RAE

Le filtre anti-humidité proposé par RAE, appelé « Humidity Filtering II », a spécifiquement été développé pour capter l'humidité de l'air avant son analyse directe avec des analyseurs de terrain comme le PID. L'agent dessiccateur n'est pas précisé par le fournisseur. Il précise dans la note technique NT-178 qu'il est particulièrement adapté pour les solvants chlorés et les composés du fuel, garantit l'absence d'impact sur « la plupart » des COV tout en précisant qu'il peut adsorber des composés comme l'ammoniac.

La faible masse d'adsorbant (100 mg) ne permet pas l'utilisation prolongée du filtre, la durée diminue avec l'augmentation de la température et de l'humidité relative, comme présenté dans le tableau ci-dessous (extrait de la note technique TN-178). Ainsi, à 20°C, pour une humidité relative de 100%, les durées de perçage respectivement de 10% et 20% de l'humidité relative sont de 23 et 30 min à un débit de pompage de 0,5 l/min. (soit un volume de perçage de 11,5 et 15 litres respectivement). La capacité d'adsorption de la vapeur d'eau serait donc comprise⁶ entre 1,95 et 2,55 g_{H₂O}/g_{filtre}.

⁶ Calculs réalisés par nos soins

Tableau 1 - Caractéristiques du filtre Humidity Filtering II commercialisé par RAE

T (°C)	T (°F)	RH (%)	10% RH Break-through time (min @ 500 mL/min)	20% RH Break-through time (min @ 500 mL/min)
45	113	100	12	14
		75	17	18
		50	35	>40
		25	>40	>40
40	104	100	18	20
		75	25	30
		50	40	>40
30	86	100	22	26
		75	28	32
		50	40	>40
20	68	100	23	~30
		75	34	>40
		50	40	>40

Filtere anti-humidité de SKC (SKC 226-44)

Le filtre anti-humidité commercialisé par SKC sous l'appellation SKC 226-44 est un tube de verre de 6 mm de diamètre sur 70 mm de long composé de 250 mg de **Sulfate de sodium anhydrite** comme agent dessiccateur. Ce filtre existe également sous la référence SKC 226-44-02 contenant 9000 mg d'agent dessiccateur permettant le prélèvement de plus grands volumes.

Aucune note technique ne présente les caractéristiques spécifiques de ce filtre. Cependant, la capacité d'adsorption de l'eau de cet agent serait de 1,25 g_{H2O}/g (source : www.emdmillipore.com).

Piège à eau en PTFE

Des filtres composés de polytetrafluoroéthylène en diamètre 0,45 µm (RAE et MIDISART) et 0,25 µm (MIDISART) ont également été testés. Ces filtres sont développés en premier lieu pour capter l'eau pouvant transiter sur une ligne de prélèvement. Le PTFE étant reconnu comme inerte vis-à-vis des COV, l'éventuelle extension d'utilisation à la vapeur d'eau a été testée en parallèle des deux filtres précités.

2.3.2 Support de prélèvement et méthode d'analyse

Les supports adsorbants utilisés sont des charbons actifs de la marque SKC comprenant deux zones (une zone de mesure et une zone de contrôle) de masses respectives 100 et 50 mg.

L'OSHA a établi (OSHA, 1999) la capacité d'adsorption des charbons actifs référencés SKC 226-01 (100 mg/50 mg) utilisés dans le cadre du présent projet. Elles sont :

- de 37 mg de PCE (HR=65% et T=26,1°C) pour une concentration de 1306 mg/m³, soit 0,37 g_{PCE}/g_{CA} ;
- de 24 mg de TCE (HR=64,5% et T=25,8°C) pour une concentration de 1031 mg/m³, soit 0,24 g_{TCE}/g_{CA}.

Les extractions et analyses chimiques ont été conduites par le laboratoire AGROLAB (extraction chimique au CS₂ puis analyse par GC-MS). La limite de quantification pour le PCE et le TCE est de 0,2 µg/tube et l'incertitude sur l'analyse de +/- 10 % pour le TCE et +/- 38 % pour le PCE.

2.3.3 Mesures conduites

Trois campagnes ont été conduites en 2015 avec les filtres anti-humidité décrits ci-avant sur le site atelier sur trois ouvrages décrits dans le tableau ci-dessous.

Les caractéristiques des ouvrages, les conditions de température et humidité et les concentrations en PCE sont présentées dans le tableau ci-dessous. Les deux premières campagnes ont été réalisées avec de faibles débits (0,1 l/min) et un volume prélevé également réduit de l'ordre de 3 litres. Afin de vérifier les

éventuels biais potentiellement associés à ces paramètres, la troisième campagne a été conduite en augmentant les débits (0,4 l/min) et les volumes prélevés (entre 13 et 21 litres).

Tableau 2 - Description des campagnes réalisées pour les expérimentations de dessiccateurs

Ouvrage	Horizon capté	Février 2015				Aout 2015				Octobre 2015			
		C(PCE) mg/m ³	Volume pompé (l)	HR (%)	T (°C)	C(PCE) mg/m ³	Volume pompé (l)	HR (%)	T (°C)	C(PCE) mg/m ³	Volume pompé (l)	HR (%)	T (°C)
Pza12	0.45-0.75 Remblais sableux	# 4	3	98%	6	# 16	3	100%	23	# 6	21	>97%	13
Pza13	1.1-1.5 Limons	# 4	3	96%	6	# 18	3	100%	23	# 8	13	>99%	13
Pza8	3.2-3.7 Sables	# 240	3	96%	6	# 120	3	88- 93%	22	# 210	15	100%	13

Entre les différentes campagnes, les concentrations ont évolué, traduisant la dynamique temporelle du panache gazeux dans les terrains. Globalement, les concentrations sont assez proches en février et octobre 2015. En aout, elles ont augmenté dans les remblais (pza12) et les limons (pza13) d'un facteur 3,5 et ont diminué dans les sables (pza8) d'un facteur 2,5. L'analyse de ces variations temporelles est présentée dans TEMPAIR– partie 1 (Traverse et al. 2017).

Les dispositifs utilisés pour les prélèvements ont été les mêmes à chaque campagne ; l'ensemble de la connectique est en téflon (PTFE) avec des raccords en matériau plus souple (silicone), qui compte tenu de du caractère non inerte du silicone, n'ont pas été mis au contact avec les gaz transitant sur la ligne de prélèvement. Les pompes sont de la marque GILAIR+ équipées d'un kit bas débit. Un débitmètre a été utilisé à chaque campagne pour s'assurer par des mesures avant/après chaque prélèvement de la stabilité des débits.

Les pompes utilisées permettaient de compenser partiellement les pertes de charges des filtres et du support de prélèvement afin de conserver un débit relativement stable lors des expérimentations. Au cours de chaque prélèvement, les variations de débits n'ont pas excédé +/- 1,7 % en février, +/-0,8 % en aout et +/- 2,4 % en octobre.

Des capteurs de température et d'humidité KISTOCK KTH 350 ou KH 210 de la marque KIMO ont été utilisés lors des prélèvements et les conditions météorologiques ambiantes mesurées à l'aide d'une station présente sur site.

Le protocole expérimental a été le suivant pour les trois campagnes :

- l'ouvrage a fait l'objet d'une purge préalable à l'aide d'un PID permettant de s'assurer de la relative stabilité des concentrations des gaz prélevés sur l'ouvrage ;

Pour l'ensemble des campagnes et sur les trois piézaires, les concentrations en PCE mesurées avec le charbon actif en fin de chaque campagne sont, excepté en février sur pza13, légèrement plus élevées que celles mesurées quelques heures avant. L'augmentation est comprise entre 3 et 28 %. Elle peut être associée à l'hétérogénéité des concentrations dans les gaz du sol de la zone sollicitée lors des prélèvements. Celles-ci n'étaient cependant pas de cet ordre lors des purges au PID des ouvrages préalables aux mesures (<1% en fin de purge en octobre 2015).

- sur chaque ouvrage, un prélèvement classique sur charbon actif (CA) sans utilisation d'agent dessiccateur a été réalisé avant et après la succession de prélèvements utilisant des filtres anti-humidité ;
- l'humidité et la température dans les gaz du sol sont mesurés sur les ouvrages avant et après les séries de prélèvements, voire en continu lors de certains prélèvements ;
- entre chaque prélèvement sur un même ouvrage, le changement de support/filtre est réalisé en moins de 15 secondes permettant de limiter les perturbations associées à l'arrêt du pompage.

Il est à noter que les pièges à eau constitués d'une membrane en PFTE (de RAE et Midisart) n'ont été testés que lors de la première campagne. En effet, comme présenté ci-après, les phénomènes de sorption mis en évidence sur ces supports ont été jugés incompatibles avec les objectifs visés.

2.4 Résultats

2.4.1 Désorption des filtres

Afin de préciser l'éventuelle sorption et désorption des filtres anti-humidité utilisés, une sélection de filtres utilisés pour le prélèvement sur l'ouvrage pza8 ont fait l'objet de tests de désorption lors de la campagne de février 2015.

Ces filtres ont au préalable été exposés durant 30 minutes à un flux de 0,1 l/min de gaz du sol présentant une concentration en tétrachloréthylène de l'ordre de 240 mg/m³. La masse de polluant ayant transité par ces filtres est donc de 620 à 730 µg de tétrachloréthylène.

Le protocole suivi a consisté à faire transiter de l'air propre (air ambiant épuré d'éventuelles traces de pollution par le passage sur un charbon activé présentant une humidité relative de l'ordre de 50%) à travers les filtres anti-humidités préalablement utilisés à un débit de 0,1 l/min pendant 5h. Le volume d'air propre ayant transité à travers les filtres a donc été de 28 litres.

Les filtres dits pièges à eau constitués d'une membrane en PTFE conduisent à une adsorption et désorption du PCE, les masses mesurées après le passage de 28 litres d'air sain ont été de 3,3 à 4,6 µg. Si les expérimentations réalisées ne permettent pas de distinguer les processus de sorption puis de désorption, considérant la réversibilité du processus, les taux de sorption/désorption demeurent cependant faibles de 0,5 à 0,7 %.

Les filtres spécifiques testés pour la captation de l'humidité des gaz lors des prélèvements (SKC et filtre II de RAE) ne présentent quant à eux pas de désorption du PCE ou du TCE.

2.4.2 Comparaison des concentrations mesurées avec et sans filtre

a) Masses adsorbées

Les masses de PCE adsorbées sur les charbons actifs ont varié lors des différentes campagnes et sur les différents ouvrages de 0,006 à 3,1 mg (et de 0,0008 à 0,0013 µg de TCE). Le rapport massique de PCE sur charbon actif (CA) a ainsi été au maximum de 0,031 g_{PCE}/g_{CA} et de 0,0001 g_{TCE}/g_{CA} pour le TCE.

Les masses échantillonnées sont très inférieures à la capacité d'adsorption des charbons actifs utilisés (0,37 g_{PCE}/g_{CA} et 0,24 g_{TCE}/g_{CA}, OSHA, 1999), ces valeurs ont cependant été établies pour des humidités relatives bien inférieures à celles mesurées sur site. Parallèlement, pour l'ensemble des expérimentations menées, le PCE et le TCE étaient absents de la zone de contrôle (<0,2 µg) venant confirmer que la capacité d'adsorption maximale n'a pas été atteinte.

Quels que soient la campagne et l'ouvrage, la masse de vapeur d'eau ayant transité sur la ligne prélèvement (entre 21 et 233 mg)⁷ est largement supérieure à la masse de PCE (variant de de 0,006 à 3,1 mg) et de TCE.

Ces masses d'eau, élevées par rapport à celles de polluants ne sont pas exceptionnelles. En effet, la concentration de vapeur d'eau est, pour une humidité relative supérieure à 50% et pour les températures supérieures à 0°C, toujours supérieure à 2420 mg/m³. Le tableau suivant présente pour différentes températures et humidités relatives, la concentration en vapeur d'eau en présence dans l'air.

Tableau 3 – Concentration en vapeur d'eau dans l'air pour différentes températures et humidités relatives

Température (°C)	HR (%)	Psat _{H₂O} (kPa)*	C _{H₂O} (mg/l)
0	0,5	0,6113	2,42E+00
0	0,8	0,6113	3,88E+00
0	1	0,6113	4,85E+00
10	0,5	1,2281	4,70E+00
10	0,8	1,2281	7,52E+00
10	1	1,2281	9,39E+00
20	0,5	2,3388	8,64E+00
20	0,8	2,3388	1,38E+01
20	1	2,3388	1,73E+01
30	0,5	4,2455	1,52E+01
30	0,8	4,2455	2,43E+01
30	1	4,2455	3,03E+01

* source : David R. Lide, ed. (2005). CRC Handbook of Chemistry and Physics. Boca Raton, Florida: CRC Press

Le calcul théorique de la vapeur d'eau ayant transité sur le charbon actif a ainsi pu atteindre 2,3 g_{H₂O}/g_{CA}. Cette valeur est d'un ordre de grandeur supérieure à la capacité d'adsorption théorique établie par INRS (2000) qui pour le charbon actif de SKC a été mesuré à 0,31 g_{H₂O}/g_{CA}. Il est à noter que dans les conditions du site atelier de TEMPAIR, ni le PCE ni le TCE n'ont été identifiés sur la zone de contrôle des prélèvements, montrant que le dépassement de la capacité d'adsorption de la vapeur d'eau n'a pas modifié l'adsorption du PCE et du TCE.

b) Concentrations en PCE et TCE dans les gaz

Les graphiques en Figure 3 présentent par ouvrage les concentrations mesurées en PCE et TCE avec les différents filtres testés lors des expérimentations de février, aout et octobre 2015. Les barres d'erreur correspondent à l'incertitude sur l'analyse chimique uniquement, celle-ci étant élevée (+/-38% pour le PCE et +/-10 % pour le TCE).

⁷ Calculées à partir de la pression de vapeur saturante de la vapeur d'eau théorique, de la température et de l'humidité relative mesurées

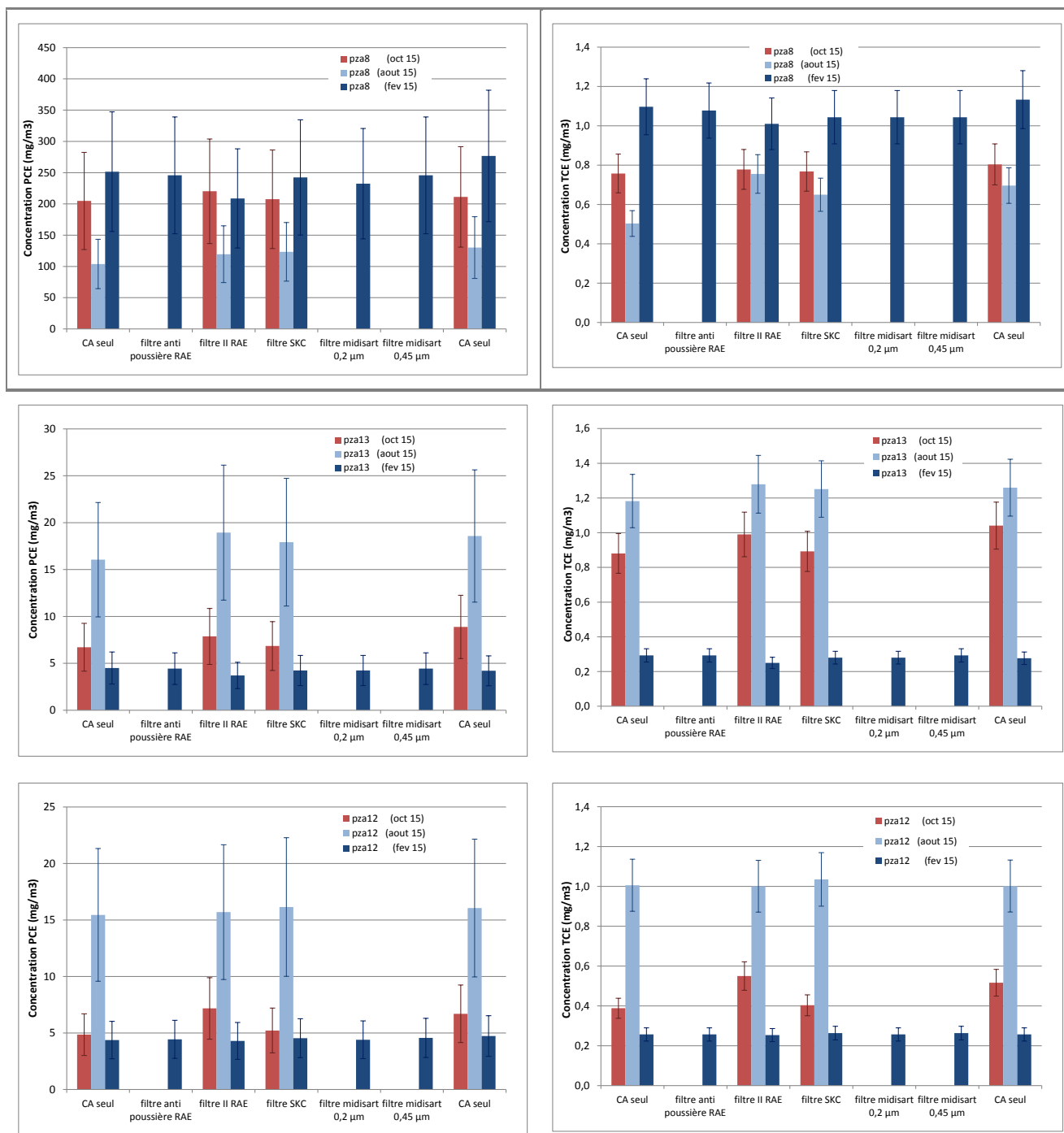


FIGURE 3 - CONCENTRATIONS EN PCE ET TCE MESUREES DANS LES GAZ DU SOL DU SITE ATELIER AVEC OU SANS DESSICCATEUR LORS DES TROIS CAMPAGNES - DE HAUT EN BAS : DANS LES SABLES (PZ8), LES LIMONS (PZA13) ET LES REMBLAIS SABLO-LIMONEUX (PZA12)

La Figure 3 ne montre pas de différence significative entre les concentrations mesurées avec ou sans filtre anti-humidité. Les comparaisons sont présentées dans les graphiques ci-dessous (Figure 4 pour le PCE et Figure 5 pour le TCE).

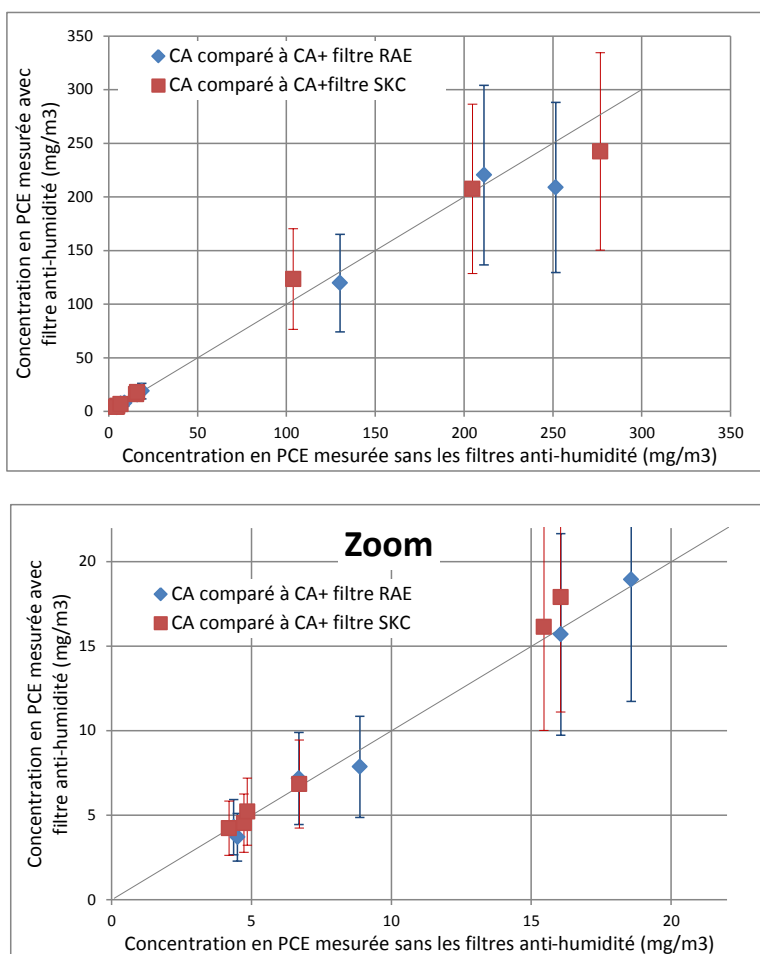


FIGURE 4 - COMPARAISON DES CONCENTRATIONS EN PCE MESUREES SANS OU AVEC LES FILTRES ANTI-HUMIDITE DE SKC ET RAE

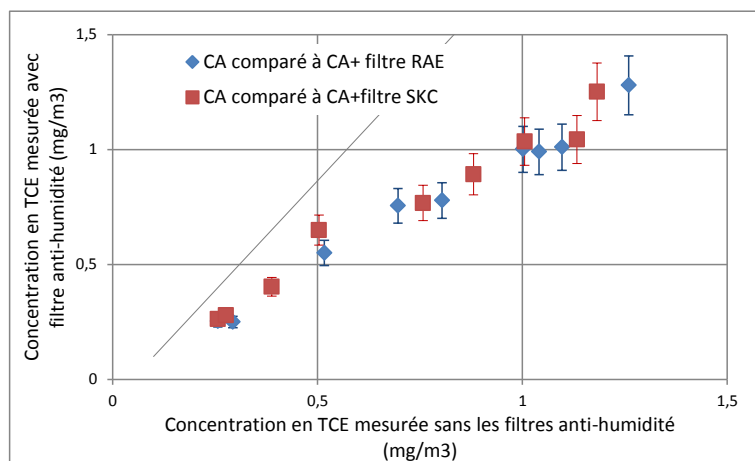


FIGURE 5 - COMPARAISON DES CONCENTRATIONS EN TCE MESUREES SANS OU AVEC LES FILTRES ANTI-HUMIDITE DE SKC ET RAE

Les concentrations en PCE mesurées avec les filtres anti-humidité mis en amont du charbon actif comparées aux concentrations mesurées avec un charbon actif seul amènent les commentaires suivants :

- avec le filtre anti-humidité de RAE, sur la majorité des mesures en PCE (6/9) les concentrations sont légèrement plus faibles (-1 à -18%) et sur quelques mesures (3/9), elles sont légèrement plus élevées (+2 à +7%) ;
- avec le filtre anti-humidité de SKC, sur la majorité des mesures en PCE (7/9) les concentrations sont légèrement plus élevées (+1 à +19%) avec l'utilisation du filtre et sur quelques mesures (2/9) elles sont légèrement plus faibles (-4 à -12%).

Ces écarts sont sans lien avec la période, l'humidité ou l'ouvrage et demeurent faibles (+19% au maximum pour le PCE et +29% pour le TCE). Ils ne sont pas significatifs au regard des incertitudes sur les analyses du PCE sur le charbon actif (+/- 38%) et demeurent de l'ordre de grandeur de l'incertitude analytique pour le TCE (+/- 10%).

2.5 Conclusions

Trois campagnes ont été conduites en 2015 avec les filtres anti-humidité sur le site atelier sur trois piézaires captant chacun un horizon lithologique (les remblais, les limons et les sables). Au cours de chaque campagne, les mesures de température et d'humidité des gaz du sol dans ces ouvrages ont été conduites.

Les filtres testés sont des filtres commercialisés :

- par les sociétés RAE (Humidity Filtering II) dont l'agent dessiccateur n'est pas connu,
- par la société SKC (référence 226-44) dont l'agent dessiccateur est du Sulfate de sodium anhydre.

Les supports adsorbants utilisés pour la quantification des concentrations en laboratoire sont des charbons actifs de la marque SKC comprenant deux zones (une zone de mesure et une zone de contrôle) de masses respectives 100 et 50 mg.

Les conditions des expérimentations réalisées ont été les suivantes :

- des débits de prélèvement entre 0,1 et 0,4 l/min,
- des volumes prélevés de l'ordre de 3, 15 ou 20 litres,
- des concentrations en tétrachloroéthylène et trichloroéthylène dans les ouvrages respectivement de 5 à 250 mg/m³ et de <0,01 à 1,3 mg/m³,
- une humidité des gaz du sol élevée (entre 88 et 100 %).

Les travaux réalisés montrent que les filtres testés de RAE (Humidity Filtering II) et SKC (référence 226-44) ne présentent pas d'affinité pour les polluants testés.

Lors des expérimentations réalisées, les concentrations mesurées avec des charbons actifs en utilisant ou non des filtres anti-humidité (humidity filtre II de RAE et filtre 226-44 de SKC) ne sont pas significativement différentes. L'écart maximum obtenu est de + 19% pour le PCE, et de +29 % pour le TCE, ce qui est inférieur ou de l'ordre de l'incertitude analytique.

Il n'a pas été identifié de saturation des charbons actifs pour ces conditions expérimentales (absence de polluant en zone de contrôle), mettant en évidence l'absence d'impact de la forte humidité des gaz sur une difficulté d'adsorption du PCE et du TCE dans la zone de mesure des charbons actifs.

En conséquence des travaux réalisés, il ressort que l'utilisation de filtre anti-humidité pour les prélèvements de gaz du sol en conditions humides visant la quantification des concentrations en PCE et TCE comprises respectivement entre 5 et 250 mg/m³ et 0,01 et 1,3 mg/m³ et pour des volumes de prélèvement compris entre 3 et 20 litres ne présente pas d'intérêt significatif.

Dans les contextes d'humidité élevée dans les gaz du sol, il est préférable à l'utilisation de filtres anti-humidité de dimensionner les prélèvements de manière à ce que les masses de vapeur d'eau et de polluants ciblés soient inférieurs à la capacité totale d'adsorption des supports. Un tel dimensionnement

nécessite une pré-caractérisation à l'aide du PID lors de la purge pour adapter les volumes d'air à prélever (couplage durée, débit) et les supports adsorbants (par exemple pour les charbons actifs, plusieurs masses de charbon peuvent être utilisées : assez classiquement les 100/50 mg et les 400/200 mg, le second ayant une capacité totale d'adsorption 4 fois plus élevée).

Les travaux conduits montrent que quel que soit le niveau d'humidité relative des gaz du sol, pour des concentrations comprises entre 5 et 250 mg/m³ en PCE et inférieure à 1,3 mg/m³ en TCE, les charbons actifs 100-50 mg peuvent être utilisés en limitant le volume prélevé (ici inférieur à 20 litres) sans que l'adsorption soit modifiée.

Tableau 4 – Capacités d'adsorption des charbons actifs en PCE, TCE et vapeur d'eau

	Capacité d'adsorption du PCE (g/g)	Capacité d'adsorption du PCE (mg)	Capacité d'adsorption du TCE (g/g)	Capacité d'adsorption du TCE (mg)	Capacité d'adsorption du H2O (g/g)	Volume d'air limite pour HR=80% et T= 10°C	Volume d'air limite pour HR=100% et T= 20°C ***
Charbon actif 100 mg	0,37 *	37	0,24 *	24	0,3 à 0,42 **	4 à 6 litres	1,7 à 2,4 litres
Charbon actif 400 mg		148		96		16 à 22 litres	7 à 10 litres

* issu de OSHA (1999) valeurs obtenues sur des charbons actifs 100/50

** INRS (2000). A noter cependant, dans le cadre du projet TEMPAIR, le calcul théorique de la vapeur d'eau adsorbée sur le charbon actif a pu atteindre 2,3 g_{H2O}/g_{CA} sans que les polluants n'aient été observés en zone de contrôle

*** : la concentration en vapeur d'eau est de 7,5 mg/l à HR=80% et T=10°C et de 17,3 mg/l à HR=100% et T=20°C en considérant la pression de vapeur saturante issue de David R. (2005). Elle augmente avec la température et l'humidité relative.

En outre, il convient de mentionner que l'analyse à conduire sur la zone de contrôle des supports adsorbants (recommandée par les guides BGRM-INERIS (2016) et FLUXOBAT (2013) et probablement dans la future norme ISO 18400-204 (à paraître) permet de valider que l'éventuelle compétition d'adsorption sur le charbon actif ne fausse pas le résultat de la mesure.

Enfin, pour la caractérisation des concentrations, il doit être tenu compte de l'objectif de ces mesures. Dans certaines situations où les concentrations sont faibles, la recherche de limites de quantification en concentration relativement basses peut être nécessaire pour conclure. La recherche de faibles concentrations avec les supports de type charbons actifs testés nécessite des prélèvements de grands volumes, ce qui peut être problématique en présence d'une humidité relative élevée. Cette situation n'a pas été étudiée dans le présent projet.

3. La purge préalable

3.1 Contexte

Le panache gazeux est instationnaire, ses évolutions étant liées aux écoulements de gaz et à la diffusion de la pollution (Traverse et al., 2013 & 2017 ; BRGM-INERIS, 2016). Les vitesses d'écoulement du gaz en zone non saturée modélisées en lien avec les variations de pluie, de pression atmosphérique et de niveau de nappe sont, sur le site atelier, inférieures à 0,1 m/s. Ces vitesses d'écoulement naturel restent faibles au regard des vitesses d'écoulement lors des prélèvements⁸ comprises entre 4 à 7 m/j pour un débit de 0,3 l/min. La question de la représentativité des méthodes de prélèvement (dans un ouvrage avec ou sans pompage ou dans les gaz interstitiels des terrains) n'est pas traité ici, le projet étant orienté vers les pratiques de prélèvement les plus courantes qui reposent sur le prélèvement par pompage dans un piézair.

Le prélèvement dynamique des gaz du sol dans un ouvrage de type piézair nécessite pour être représentatif de purger au préalable le gaz qui dans le tubage et dans une zone autour du tubage est influencé par la présence de l'ouvrage. Les recommandations pour la purge des ouvrages préalablement au prélèvement sont multiples, dépendant des pays et organismes (voir Traverse et al. 2013). Les volumes de purge recommandés par les normes ou guides existants sont compris entre 1 à 5 fois le volume mort (dans certains cas, le volume mort* comprend le tubage mais aussi la ligne de prélèvement).

La future norme ISO 18400-204 (à paraître)⁹ ainsi que le guide BRGM-INERIS (2016) stipulent que deux modes de purge sont possibles :

- la purge jusqu'à la stabilisation de paramètres (PID for VOCs, O₂, CO₂, H₂S, humidité) ;
- l'élimination au moins 5 fois le volume d'air présent dans l'ouvrage (volume mort).

Le guide BRGM-INERIS (2016) précise que la première méthode est « celle assurant la meilleure efficacité de la purge ».

Les prélèvements dans les gaz du sol réalisés dans le cadre du projet TEMPAIR avec une purge préalable au PID ont permis d'étudier l'évolution des concentrations lors des purges des ouvrages, permettant d'appuyer la recommandation de la conduite de purge à l'aide d'un analyseur de type PID.

3.2 Travaux réalisés

3.2.1 Représentativité des mesures au PID durant la purge

Lors des travaux menés dans le cadre du projet FLUXOBAT, la prédominance du perchloroéthylène (PCE) dans les gaz du sol sur le site atelier a été mise en évidence. Les mesures réalisées dans le cadre du projet TEMPAIR ont confirmé ce constat. Ainsi, des analyseurs de type PID (détecteur par photo-ionisation) ont été utilisés pour mesurer les concentrations gazeuses.

Ce détecteur repose sur le principe de l'ionisation des molécules par irradiation dans le domaine de l'UV. Toutes les molécules ayant un potentiel d'ionisation inférieur à celui de la lampe utilisée (10,6 V en général et dans le cadre de TEMPAIR en particulier) peuvent ainsi être détectées.

⁸ Calculs réalisés en considérant un écoulement cylindrique autour de la hauteur crépinée des ouvrages au niveau de l'interface entre le terrain et le massif filtrant

⁹ Future norme ISO_18400-204 (en cours de rédaction) remplacera la NF ISO 10381-7. Qualité du sol – échantillonnage. Partie 7 : lignes directrices pour l'échantillonnage des gaz du sol. janvier 2006)

Afin de vérifier la pertinence de l'utilisation du PID, lors de 6 campagnes, 36 mesures de concentration en PCE sur charbons actifs (SKC 100 mg) ont été réalisées sur 18 piezaires en parallèle de la mesure PID. Lors de ces mesures, l'humidité relative des gaz du sol était supérieure à 92% et la température comprise entre 6 et 25°C. Les écarts entre les concentrations mesurées par GC-MS après accumulation sur charbon actif et les mesures en équivalent PID sont présentés sur la figure suivante.

Considérant l'ensemble des mesures, la courbe de régression est $C_{CA}=0,7.C_{eqPID}$ ($r^2=0,84$), la concentration mesurée au laboratoire étant 30% inférieure à celle mesurée avec le PID. En ne considérant que les mesures inférieures à 750 mg/m³, ce qui rend compte de la majorité des observations (89% des mesures), les concentrations mesurées sur charbon actif sont inférieures de 15% à celles mesurées sur site au PID, la courbe de régression est $C_{CA}=0,85.C_{eqPID}$ ($r^2=0,93$).

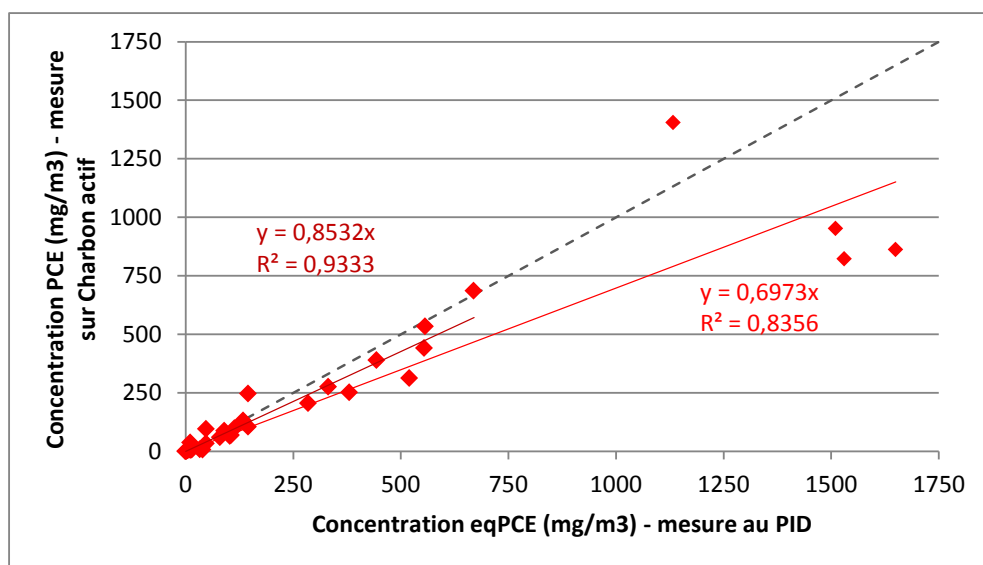


FIGURE 6 - COMPARAISON DES CONCENTRATIONS EN PCE DANS LES GAZ DU SOL MESUREES AU LABORATOIRE PAR ANALYSE CHIMIQUE GC-MS OU SUR SITE AU PID

De tels appareils peuvent être utilisés dans un objectif de comparaison des enregistrements entre plusieurs campagnes. Dans ce cas, une attention particulière doit être portée à la maintenance de cet appareil. L'étalonnage et la réalisation du « zéro » préalablement à chaque campagne sont recommandés.

3.2.2 Phases de purge conduites

Dans le cadre du projet TEMPAIR, les purges ont été réalisées systématiquement à l'aide d'un PID (miniRAE3000) à un débit de 0,4 l/min (+/- 20% en fonction des campagnes).

Les volumes de purges nécessaires pour atteindre une relative stabilisation des concentrations ont varié d'un ouvrage à un autre à chaque campagne et ont également varié sur un même ouvrage entre les campagnes. Cette variabilité est mise en évidence dans tous les horizons lithologiques et profondeurs.

L'analyse approfondie a été conduite sur les purges de plusieurs piezaires :

- captant les remblais : pza2 dans le panache sous des sols végétalisés, pza5 et pza12 dans le panache sous bâtiment et pza41 situé sous dalle à proximité de la source. Ces ouvrages sont crépinés à moins de 1 mètre de profondeur ;
- captant les limons : pza7 dans le panache sous bâtiment et pza22 sous dalle à proximité de la source. Ces ouvrages sont crépinés entre 2 et 3 m de profondeur ;

- captant les sables : pza3 et pza8 situés dans le panache respectivement sous des sols nus et sous le bâtiment. Ces ouvrages sont crépinés entre 3 et 4 m de profondeur.

Les caractéristiques en termes de profondeur, volume mort (VM : volume du piézair) et volume « influencé » (volume du piézair + volume du massif filtrant en face des crépines) sont présentés dans le tableau suivant. Le volume influencé est, sur ces ouvrages, plus élevé d'un facteur 1,2 à 2,1 par rapport au volume mort, l'écart est plus important dans les ouvrages peu profonds.

Ce tableau reprend également les volumes de purge théorique (5 VM) et les durées de ces purges de 5 VM pour les débits de 0,3 l/min et 0,5 l/min. La considération du volume influencé et non du volume mort conduirait à des durées de purges augmentées d'un facteur 1,2 à 2,1 (rapport entre le volume influencé et le volume mort).

Tableau 5 – Volume mort et volume influencé des piezairs

ouvrage	Horizon capté	Profondeur (m)	hauteur des crépines (m)	Volume mort VM (litres)	Volume influencé (litres)	3 VM (litres)	5 VM (litres)	Temps de purge à 5 VM pour Q=0,3 l/min (min)	Temps de purge à 5 VM pour Q=0,5 l/min (min)
Pza41	Remblais	0,6	0,3	0,3	0,5	0,8	1,4	5	3
Pza12	Remblais	0,6	0,3	0,3	0,5	0,8	1,4	5	3
Pza2	Remblais	0,8	0,5	0,4	0,8	1,1	1,8	6	4
Pza5	Remblais	1,0	0,3	0,5	0,7	1,4	2,3	8	5
Pza22	Limons	2,5	0,5	1,1	1,5	3,4	5,7	19	11
Pza7	Limons	2,7	0,5	1,2	1,6	3,7	6,1	20	12
Pza3	Sables	3,7	0,5	1,7	2,1	5,0	8,4	28	17
Pza8	sables	3,5	0,5	1,6	2,0	4,8	7,9	26	16

3.2.3 Evolution et stabilisation des concentrations

Si pour la majorité des mesures, l'évolution des concentrations durant la purge présentait une forme croissante s'apparentant à $\exp(-t)$, cela n'a pas toujours été le cas. Par ailleurs, sur un même ouvrage, en fonction des dates, les évolutions de concentration durant la purge ont pu être différentes (croissantes ou décroissantes).

Il a été recherché une éventuelle corrélation entre les formes des courbes de purge et la pluviométrie les 7 jours précédant la campagne d'une part et la température d'autre part. Les analyses graphiques conduites ne mettent pas en évidence d'influence de ces paramètres sur les formes des courbes de purge.

La Figure 7 et la Figure 8 illustrent pour des ouvrages dans les remblais, les limons et les sables les évolutions de concentration en PCE_{eq} durant une partie¹⁰ de la purge conduite lors des différentes campagnes de mesures.

¹⁰ Les purges ont en effet été pour certaines campagnes prolongées au-delà des volumes présentés ici.

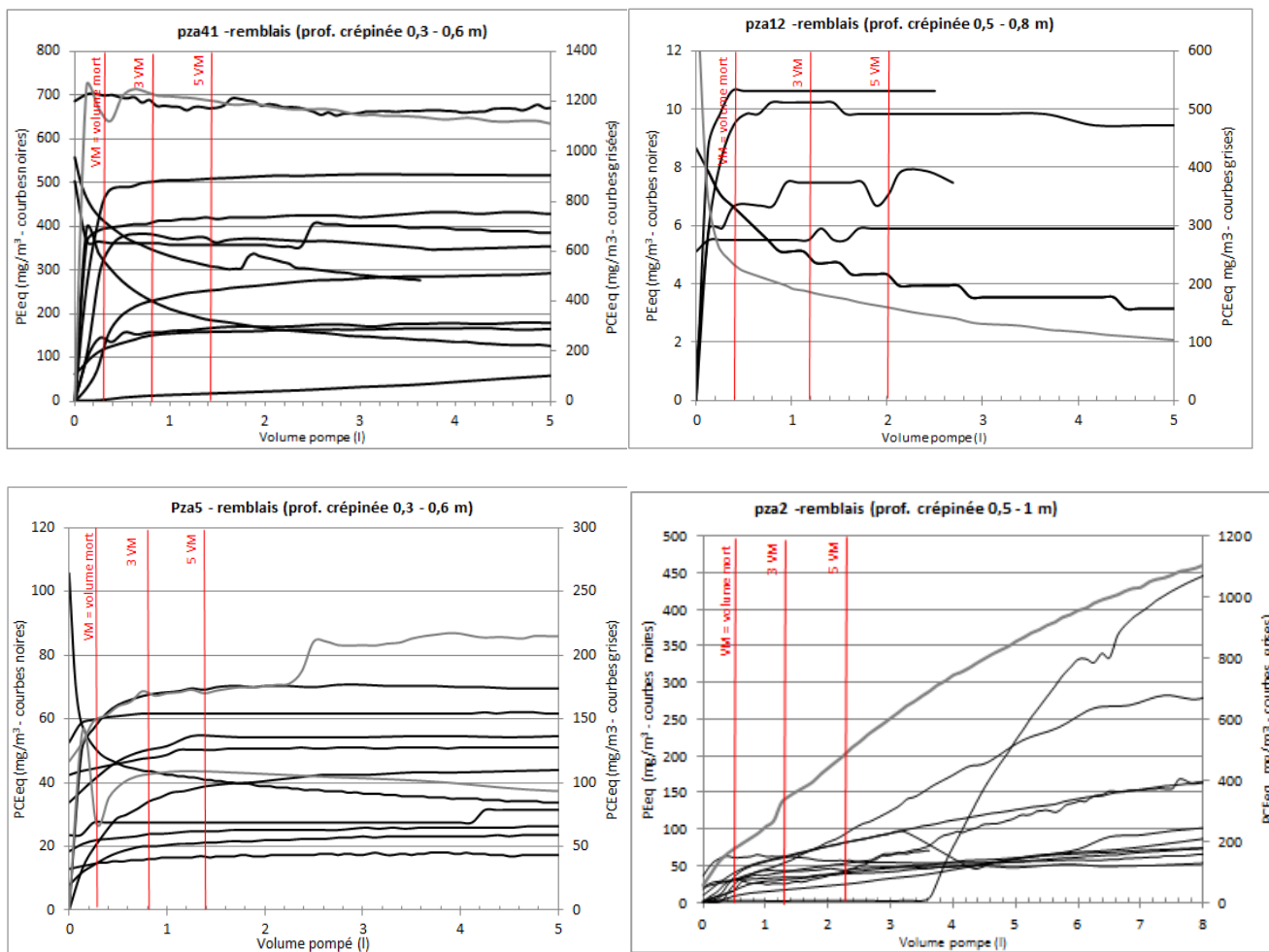


FIGURE 7 - FORMES DE COURBES DE PURGES SUR UNE SELECTION DE PIEZAIRS DANS LES REMBLAIS

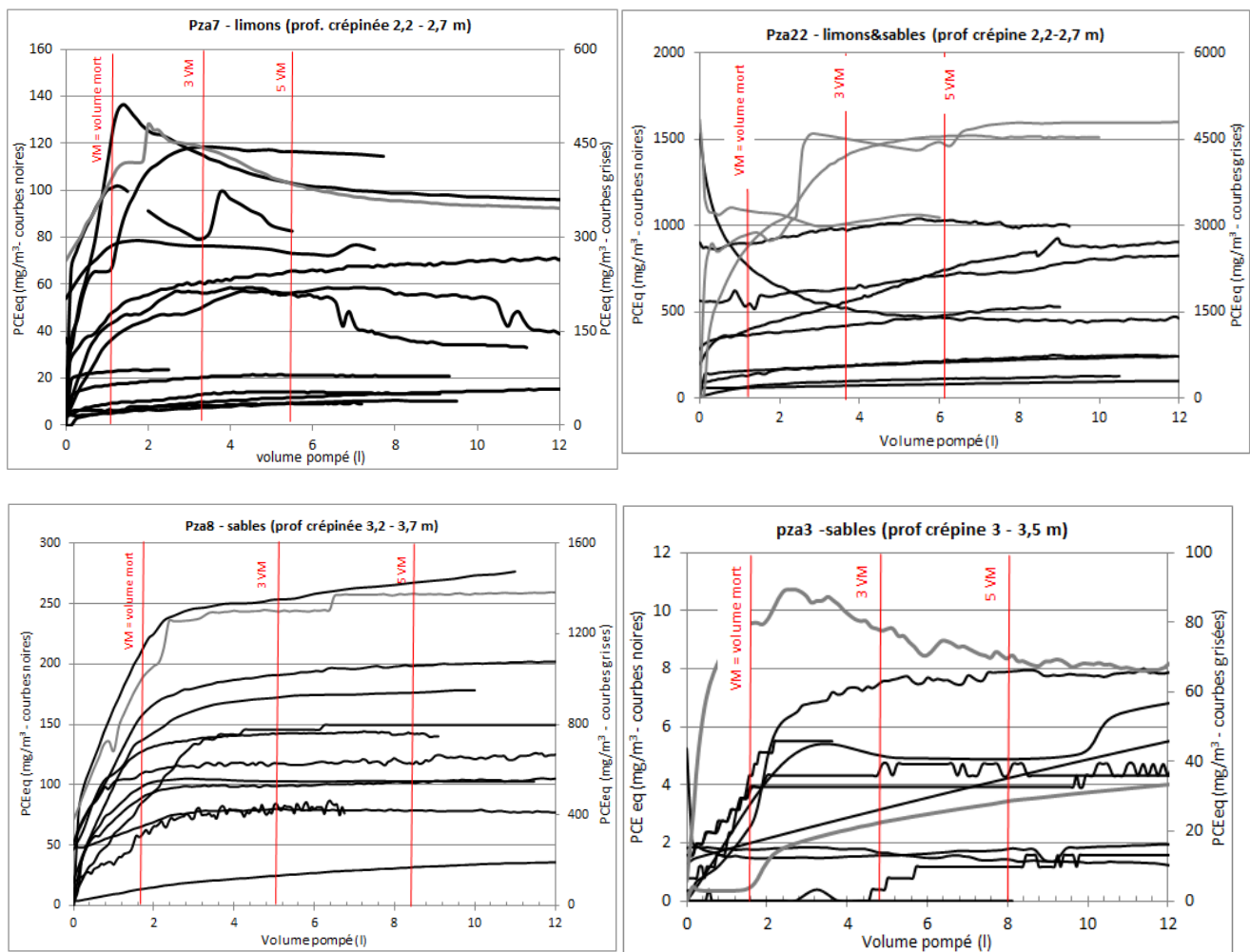


FIGURE 8 - FORMES DE COURBES DE PURGE SUR UNE SÉLECTION DE PIEZAIRES DANS LES LIMONS ET LES SABLES

Les volumes de purge (volumes prélevés) nécessaires à la stabilisation sont nécessairement plus élevés pour les ouvrages présentant un volume mort plus important. L'ensemble des piézaires étant réalisés en 1 pouce, ces volumes sont donc plus élevés pour les ouvrages les plus profonds. Les figures ci-dessus montrent par ailleurs que pour les différents ouvrages, ils sont dépendent des campagnes de mesures, l'explication peut être en lien avec les écoulements de gaz dans la zone non saturée dépendant des variations des conditions hydrométéorologiques (voir Projet TEMPAIR – partie 1 : Traverse et al. 2017).

Aux volumes de purge de 5VM (VM correspondant au volume mort ou volume de l'ouvrage),

- Remblai sous dalle : sur la majorité des campagnes dans les remblais sous dalle, les concentrations sont stabilisées avec cependant des évolutions parfois significatives lors de certaines d'entre elles. Par exemple en pza41, pour la campagne présentant les plus faibles concentrations, celles-ci évoluent de 30 à 40% par litre d'air jusque 6 litres de purge (soit 23 VM), la concentration stabilisée est 8 fois celle mesurée à 5 VM.
- Remblai sous sol nu : Sur l'ouvrage captant les remblais au niveau de sols nus (pza2), les évolutions à 5VM sont encore significatives pour la majorité des campagnes, on note des évolutions croissantes avec une variation pouvant atteindre 60 % par litre d'air. Les écarts entre les

concentrations stabilisées en fin de purge et les concentrations observées à 5VM vont d'un facteur 1,2 à 230 ;

- Limon et sables : sur les ouvrages, situés sous dalle ou non, captant dans les limons (crépinés à partir de 2,5 m de profondeur) et les sables (crépinés à partir de 3,5 m de profondeur), les évolutions à 5 VM sont modérées allant de -3 % à +13 % et de -9 à +10 % respectivement. Les écarts entre les concentrations stabilisées en fin de purge et les concentrations observées à 5VM vont d'un facteur 1 à 3 pour les limons ¹¹ et d'un facteur 1 à 2 pour les sables.

De manière opérationnelle, si le prélèvement dynamique des gaz du sol pour analyse en laboratoire est réalisé alors que les concentrations dans les gaz du sol ne sont pas stabilisées, cela pourrait conduire à :

- une estimation plus ou moins erronée des concentrations en polluants gazeux pouvant être mobilisés par écoulement dans les terrains non influencés par l'ouvrage.

Si des mesures incertaines peuvent ne pas être gênantes pour certains objectifs (par exemple pour la recherche de source), elles ne doivent pas empêcher la prise de décision éventuelle. En effet, dans le cadre de diagnostics visant la discrimination des situations où un risque sanitaire doit être étudié ou non, les écarts observés peuvent en fonction de la valeur absolue de la concentration être acceptables ou non. Par exemple, dans cet objectif, des écarts d'un facteur 2 ou 3 ne sont pas gênants pour des concentrations de plusieurs ordres de grandeur supérieures aux valeurs de référence mais pourront être problématiques pour des concentrations proches de ces valeurs de référence. Dans ce cadre, l'assurance d'une purge préalable suffisante est nécessaire à l'interprétation ;

- des difficultés de comparaison des mesures réalisées à différentes périodes.

En effet, si les prélèvements sont conduits alors que les concentrations dans l'ouvrage sont en train d'évoluer de manière significative, la concentration mesurée pourra ainsi difficilement être comparée avec d'autres campagnes de mesures. Les recommandations de l'ensemble des guides et normes de réaliser plusieurs campagnes de mesure nécessite donc une attention particulière à ces conditions de stabilité.

3.3 Conclusion

Dans le guide FLUXOBAT (2013), la réalisation d'une purge avec un analyseur de type PID est recommandée ainsi que la mesure post prélèvement de la concentration avec cet analyseur pour apprécier l'évolution potentielle durant le prélèvement. Dans la future norme ISO 18400-204 (à paraître)¹² ainsi que dans le guide BRGM-INERIS (2016) deux modes de détermination du volume de purge sont mentionnés : la purge jusqu'à stabilisation des paramètres (considérée comme la méthode la plus efficace dans le guide BRGM-INERIS) ou la purge d'au moins 5 fois le volume d'air présent dans l'ouvrage.

Les travaux réalisés dans le cadre du projet TEMPAIR montrent que l'application d'un volume de purge théorique de 5 volumes morts (VM) est suffisante dans certains cas pour atteindre une stabilité relative des concentrations, mais peut dans d'autres cas conduire à des concentrations non stabilisées. Ces conditions non stabilisées rendent difficiles la comparaison de concentrations mesurées entre différentes campagnes et dans certains cas la conduite de calculs de transfert. Par ailleurs, il a été montré que les évolutions de concentrations sont dépendantes des campagnes et des ouvrages ne permettant pas de généralisation.

¹¹ Facteur 0,6 à 2,6 pour pza7, facteur 1 à 1,9 pour pza22, facteur 1 à 1,3 pour pza8 et facteur 0,8 à 1,9 pour pza3

¹² Future norme ISO_18400-204 (à paraître) remplacera la NF ISO 10381-7. Qualité du sol – échantillonnage. Partie 7 : lignes directrices pour l'échantillonnage des gaz du sol. janvier 2006)

Dans ce contexte, il est vivement recommandé de réaliser une purge jusqu'à stabilisation des concentrations. Pour ce faire, la réalisation de la purge avec un analyseur en ligne de type PID ou FID par exemple est particulièrement adaptée. En outre l'utilisation de cet analyseur permet également de connaître l'ampleur de la contamination présente et ainsi d'adapter si nécessaire les volumes à prélever en fonction du risque de saturation du support (voir § 2.5).

Il est recommandé également de présenter les évolutions de concentration durant la purge sur les fiches de prélèvement, permettant ainsi de disposer d'éléments d'interprétation sur la représentativité du prélèvement et la variabilité des concentrations entre chaque campagne.

4. Références consultées

- ADEME, 2013. ATTENA, Mode Opérateur – Apports et limitations de l'analyse des gaz du sol 2013
- AFNOR, 2006. Norme NF ISO10381-7, 2006. Qualité du sol - Échantillonnage - Partie 7 : lignes directrices pour l'échantillonnage des gaz du sol ; travail de révision en cours
- AFNOR, 2011. Norme NF X 31-620 :2011. Qualité du sol – prestations de services relatives aux sites et sols pollués (études, ingénierie, réhabilitation de sites pollués et travaux de dépollution). Révision de juin 2011
- AFNOR date Norme NF X 43-267 (2014). Air des lieux de travail – Prélèvement et analyse de gaz et vapeurs organiques – prélèvement par pompage sur tube à adsorption et désorption au solvant.
- BRGM - INERIS (2016). Gestion des sites et sols pollués. Guide pratique pour la caractérisation des gaz du sol et de l'air intérieur en lien avec une pollution des sols et/ou des eaux souterraines. RP-65870-FR ; DRC-16-156183-01401A - version 3.0- 25/11/2016
- David R. Lide, ed. (2005). CRC Handbook of Chemistry and Physics. Boca Raton, Florida: CRC Press
- Hers I. and Southwood J., 2006. Guidance on Site characterization for evaluation of soil vapour intrusion into buildings, Science Advisory Board for Contaminated Sites in British Columbia, 2006
- Hulot C. (INERIS), Traverse S. (BURGEAP), Richez F. (INERIS), Gleize T. (BURGEAP), 2017. Projet TEMPAIR – partie 2. Evaluation des échantillonneurs passifs pour le PCE dans les gaz du sol. Mars 2017
- INRS, 2000. Nouveaux supports pour le prélèvement de polluants atmosphériques. Etude comparative. ND 2126-179-00
- INRS, 2005. Traitement des gaz dangereux captés sur les lieux de travail. ED 4263.
- Lara J, Yoon Y.H. et Nelson J.H. , 1993. Protection respiratoire. Le temps de service des cartouches filtrantes avec des mélanges binaires de contaminants. Rapport IRSTT (1993)
- IRSST, 2008. Mise au point et validation d'un outil de calcul du temps de service des cartouches filtrantes pour vapeurs organiques. Etudes et recherches. Rapport R-542. ISBN : 978-89631-217-7
- Kirchner et al., 2007. Campagne nationale Logements. Etat de la qualité de l'air dans les logements français. Rapport final. DDD/SB-2006-57 de novembre 2006 mise à jour de 2007
- Millington R, J., 1959. Gas Diffusion in Porous Media, Science, (1959), Vol. 130, 100-102
- Millington & Quirk, 1961. Permeability of Porous Solids, Trans. Faraday Soc, 57, (1961), 1200-1207
- OSHA, 1999. Methods development Team. Industrial hygiene Chemistry division. C J Elskamp. <https://www.osha.gov/dts/sltc/methods/mdt/mdt1001/1001.html>
- RAE, 2010. Technical note TN-178. Humidity filtering II tube for PID measurements in humid environments. 4 pp
- RAE, 2015. Technical note TN-163. Addressing miniRAE 2000 and ppbRAE moisture sensitivity. 3 pp.
- Tolnai, B., A. Gelencsér, C. Gál, and J. Hlavay, 2000. Evaluation of the reliability of diffusive sampling in environmental monitoring. Analytica Chimica Acta 408:117–122. Available at <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0003267099008788>.
- Traverse S., Schäfer G., Chastanet J., Hulot C., Perronnet K., Collignan B., Cotel S., Marcoux M., Côme J.M., Correa J., Quintard M., Pepin L., 2013. Projet FLUXOBAT, Evaluation des transferts de COV du sol vers l'air intérieur et extérieur. Guide méthodologique. Novembre 2013. 257 pp. Accessible sur www.fluxobat.fr

- Traverse S. (BURGEAP), Chastanet J. (BURGEAP), Hulot H. (INERIS), Gleize T. (BURGEAP), Richez F. (INERIS), Dorffer L. (BURGEAP), 2017. Projet TEMPAIR – partie 1. Variabilité temporelle des concentrations en PCE dans les gaz du sol et l'air intérieur. Mars 2017
- US EPA, 1999. "Technical Bulletin: Choosing an Adsorption System for VOC: Carbon, Zeolite, or Polymers." EPA 456/F-99-004. Office of Air Quality. May.
- US EPA, 2003. User's Guide for Evaluating Subsurface Vapor Intrusion into Buildings. Retrieved from <http://www.epa.gov/oswer/riskassessment/airmodel/pdf/guide.pdf>
- Werner, 1985. Predictive models for gaseous-phase carbon adsorption and humidity effect. Southeastern center for electrical engineering education Inc.

L'ADEME EN BREF

L'Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie (ADEME) est un établissement public sous la triple tutelle du ministère de l'Ecologie, du Développement durable, des Transports et du Logement, du ministère de l'Enseignement supérieur et de la Recherche et du ministère de l'Economie, des Finances et de l'Industrie. Elle participe à la mise en œuvre des politiques publiques dans les domaines de l'environnement, de l'énergie et du développement durable.

Afin de leur permettre de progresser dans leur démarche environnementale, l'agence met à disposition des entreprises, des collectivités locales, des pouvoirs publics et du grand public, ses capacités d'expertise et de conseil. Elle aide en outre au financement de projets, de la recherche à la mise en œuvre et ce, dans les domaines suivants : la gestion des déchets, la préservation des sols, l'efficacité énergétique et les énergies renouvelables, la qualité de l'air et la lutte contre le bruit.

ADEME
20, avenue du Grésillé
BP 90406 | 49004 Angers Cedex 01

www.ademe.fr

ABOUT ADEME

The French Environment and Energy Management Agency (ADEME) is a public agency under the joint authority of the Ministry for Ecology, Sustainable Development, Transport and Housing, the Ministry for Higher Education and Research, and the Ministry for Economy, Finance and Industry. The agency is active in the implementation of public policy in the areas of the environment, energy and sustainable development.

ADEME provides expertise and advisory services to businesses, local authorities and communities, government bodies and the public at large, to enable them to establish and consolidate their environmental action. As part of this work the agency helps finance projects, from research to implementation, in the areas of waste management, soil conservation, energy efficiency and renewable energy, air quality and noise abatement.

www.ademe.fr.

ADEME
20, avenue du Grésillé
BP 90406 | 49004 Angers Cedex 01

www.ademe.fr