

Transferts de COV du sol vers l'air : impacts modélisés ou mesurés dans les gaz du sol et l'air.

Guide méthodologique FLUXOBAT

Sylvie TRAVERSE^{1*}, Corinne HULOT^{2*}, Karen PERRONNET², Juliette CHASTANET¹

¹ : BURGEAP, Direction Recherche et Développement, 19 rue de la Villette, 69425 LYON Cedex 03, s.traverse@burgeap.fr, j.chastanet@burgeap.fr ,

² : INERIS, Direction des risques chroniques, Parc Technologique ALATA - BP2 60550 VERNEUIL EN HALATTE, corinne.hulot@ineris.fr, karen.perronnet@ineris.fr;

Résumé

En présence de pollutions volatiles dans les sols, la connaissance des concentrations dans les gaz du sol peut permettre de répondre à plusieurs objectifs (localisation de zone source, délimitation de panaches, évaluation des transferts vers l'air des bâtiments, etc.). Associé à des contraintes temporelles ou financières, les diagnostics réalisés reposent souvent sur un nombre restreint d'ouvrages et de campagnes. La question de la représentativité des mesures au regard de l'objectif recherché se pose alors. La variabilité temporelle et spatiale des concentrations dans les gaz du sol mesurées sur un site atelier dans le cadre du projet FLUXOBAT [1] atteint plusieurs ordres de grandeurs. Ces travaux pointent la nécessité d'une attention particulière au dimensionnement des campagnes de mesures (localisation x,y,z, période de mesure et périodicité) qui soit adapté à la problématique et à l'exploitation qui sera faite des données mesurées. Ils illustrent enfin la nécessité de disposer des paramètres d'influence pour l'interprétation des mesures.

Pour les besoins de la reconversion des sites, les mesures dans les gaz du sol, sont souvent exploitées pour évaluer de manière prédictive les concentrations futures dans l'air intérieur et ainsi définir en fonction du besoin les mesures de gestion à mettre en œuvre [2], [3]. Parmi les outils de modélisations des transferts du sol vers l'air intérieur pouvant être déployés, différentes approches ont été appliquées au site atelier FLUXOBAT [1] (facteur d'atténuation, modèles analytiques 1D, modèles numériques) dans l'objectif de préciser si elles peuvent restituer les mesures et de mettre en évidence les intérêts et limites de chaque approche. Il ressort des écarts modérés (facteur 3) sur l'estimation des concentrations sous la dalle de l'atelier tandis que les concentrations dans l'air intérieur modélisées s'avèrent plus disparates en lien avec la typologie du soubassement et les paramètres de transfert de la dalle considérés. Ces travaux montrent que le choix d'un outil de calcul dépend avant tout de l'objectif de la modélisation (discrimination des situations problématiques, évaluation des concentrations d'exposition, dimensionnement des mesures de gestion), du soubassement du bâtiment ainsi que toutes ses caractéristiques et de son environnement immédiat.

Introduction

La migration des pollutions volatiles du milieu souterrain vers l'air constitue un enjeu majeur dans la reconversion de sites présentant un passif environnemental. A l'heure actuelle, les mesures de concentrations dans les gaz du sol sont de plus en plus déployées pour diagnostiquer les sites et définir des mesures de gestion. Cependant, le transport des pollutions gazeuses dans la porosité du sol présente une dynamique dont la complexité est aujourd'hui un verrou significatif à l'interprétation de mesures ponctuelles (que ce soit dans l'espace ou le temps).

Parce que l'impact sur la qualité de l'air intérieur constitue un enjeu majeur dans le cadre de sites présentant une pollution volatile, la modélisation prédictive des transferts de COV depuis les sols vers l'air intérieur est généralement conduite. Les outils largement déployés sont des modèles analytiques 1D (Johnson et Ettinger [4], Waitz et al. [5], Bakker et al. [6]...) ils sont basés sur des typologies de construction, des conceptualisations de dalle et des simplifications différentes. Sur le site atelier (bâtiment en terre plain), les modèles analytiques [4] et [6] ont été comparés à une approche simplifiée (facteur d'atténuation) et une approche par modélisation numérique 3D. Ce travail vise à apprécier, sur un site bien instrumenté, si ces différentes approches de modélisation peuvent restituer les concentrations mesurées et identifier les éventuels points particuliers nécessitant une attention accrue.

Sur le site atelier du projet FLUXOBAT, l'acquisition de données relatives à la pollution au perchloroéthylène (PCE) dans les sols, nappe, gaz des sols, air intérieur et des paramètres physiques prédominants dans les transferts a constitué la base des travaux présentés ici.

Matériel et méthodes

La variabilité spatio-temporelle des concentrations dans les gaz de sol et l'inter-comparaison de différents outils de modélisation ont été étudiées sur le site atelier du projet FLUXOBAT. Le bâtiment de 167 m² a été utilisé pour le traitement de surface jusqu'en 1997. La dalle de l'atelier, vraisemblablement de type dallage indépendant (absence de vide sanitaire et de cave) est visuellement en mauvais état. Pour les besoins de la

modélisation en régime permanent, le renouvellement d'air considéré est de 1 h^{-1} (extraction mécanique en place) et la dépression entre l'air intérieur et extérieur de 4 Pa (mesurée en période de chauffage).

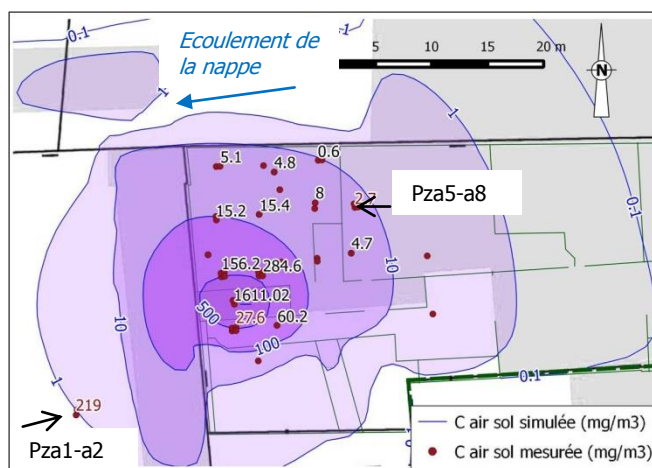
La zone non saturée est caractérisée par des remblais sablo-limoneux ou limono-sableux (moy : 1 m) surmontant des limons sableux (moy : 2 m) puis les sables et galets constituant le niveau aquifère (moy : 2 m). En limite sud-est de l'ancien atelier, du PCE sous forme de phase organique est présent dans les trois horizons. Les mesures de concentration dans les gaz du sol ont été réalisées sur un réseau d'une trentaine de piézaires d'une part par des prélèvements sur support adsorbant (charbon actifs : ORBO 32L) au cours de deux campagnes (mars et juin 2012) puis analyse au laboratoire, d'autre part, par des mesures récurrentes au PID (détecteur par photoionisation : mini RAE 2000) entre mars et juillet.

La modélisation des transferts vers l'air intérieur du site atelier a été réalisée à l'aide de modèles reposant sur différents degrés de simplification en particulier vis-à-vis de la représentation de la source, des transferts en zone non saturée (1D, 3D) et de la schématisation de la dalle (milieu poreux équivalent, fissures réparties, fissures de retrait). Trois typologies de modèles sont présentés ici : le premier est limité à l'application d'un coefficient d'atténuation entre les gaz des sols et l'air intérieur (α , US-EPA, 2012 [7]), le deuxième correspond à des solutions analytiques de transfert des COV à travers différents types de soubassement (Johnson et Ettinger, 1991 [4], Bakker et al., 2008 [6]) et le troisième à un couplage entre une modélisation numérique 3D des transferts dans les compartiments zone non saturée (ZNS) et dalle (Modflow Surfact) et une modélisation par un mélangeur parfait pour l'air intérieur (couplage *via* le débit massique transitant à l'interface dalle / air intérieur). La schématisation des modèles et les conditions aux limites choisies sont dépendantes du type de modèle, leurs fonctionnalités sont décrites dans [1]. Les modélisations ont été conduites en régime permanent d'écoulement (phase gazeuse uniquement). Les paramètres de transfert retenus sont issus en grande majorité de mesures sur site (voir [1]), les mesures de concentrations dans les gaz des sols, et l'air utilisées sont issues des campagnes réalisées en mars 2012.

Résultats et discussion

a) Variabilité des concentrations dans les gaz du sol

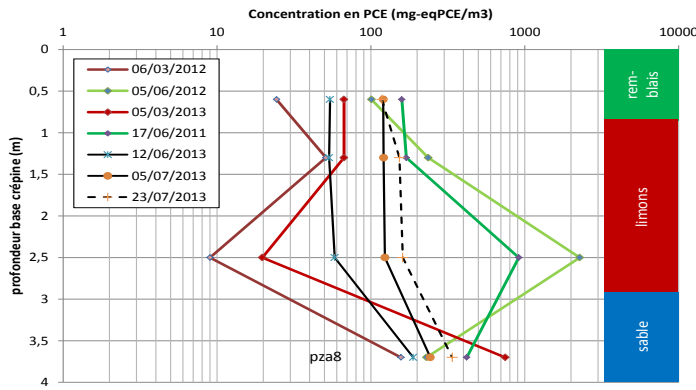
La géométrie du panache et sa variation dans le temps sont fortement dépendantes de la diffusivité des terrains et des échanges avec le compartiment atmosphérique ou la nappe. La diffusion liée à la porosité et la teneur en eau [8] est modifiée avec la saturation en eau des sols. Il en est de même pour la perméabilité au gaz [9]. A cela s'ajoute la convection gazeuse associée à des différences de pression dans les sols. Elle se localise i) à proximité de la source de pollution (surpression associée à la volatilisation), ii) proche de la surface du sol (associée aux variations de pression atmosphérique), iii) proche de la nappe (associée à la variation de son niveau statique) et iv) sous le bâtiment (associée aux effets du vent et du tirage thermique).



A des distances inférieures à 30 mètres, les concentrations mesurées dans les gaz du sol en mars et juin 2012 sur le réseau de piézaires varient dans les différentes formations de 0,5 à 9372 mg/m^3 (mars) et de 0,4 à 3086 mg/m^3 (juin). Elles sont élevées au droit de la phase organique de PCE, correspondant à environ 1 % de la concentration d'équilibre. Cette variabilité est cohérente avec les résultats de la modélisation numérique du panache gazeux dans la zone non saturée présentée ci-contre

Figure 1. Concentrations en PCE mesurées dans les gaz du sol du site atelier mars 2012 et panache modélisé dans les remblais

Profils de concentrations pza5-6-7-8



Confirmant les influences mentionnées ci-dessus, le suivi sur un quadruplet de piézais situés sous le bâtiment à 15 mètres de la source montre que des concentrations plus élevées dans les remblais et les limons (courbes vertes) pour des températures élevées ($>25^{\circ}\text{C}$) et une pluviométrie faible ($<10\text{mm}$) tandis que les concentrations sont plus faibles (courbes rouges) pour des températures faibles ($<10^{\circ}\text{C}$) et une pluviométrie élevée ($>25\text{mm}$).

Figure 2. Profils verticaux de concentrations en eq-PCE dans les gaz du sol

b) Transferts convectifs vers l'air intérieur

Le champ de pression modélisé par Modflow Surfact sous l'atelier est présenté en figure 3 (avec $K^1_{\text{remblais}} = 2.10^{-12} \text{ m}^2$ et $K_{\text{limons}} = 2.10^{-13} \text{ m}^2$) pour deux schématisations de la dalle. Les débits d'air du sol vers le bâtiment (Q_{soil}) sont de $33 \text{ m}^3/\text{j}$ pour une dalle perméable (Fig. 3a) et de $0,01$ à $1,3^{*2} \text{ m}^3/\text{j}$ en considérant une dalle peu perméable et des fissures périphériques (Fig. 3b). Le faible débit d'air pouvant transiter par les fissures périphériques est associé à la présence de revêtements peu perméables autour du bâtiment.

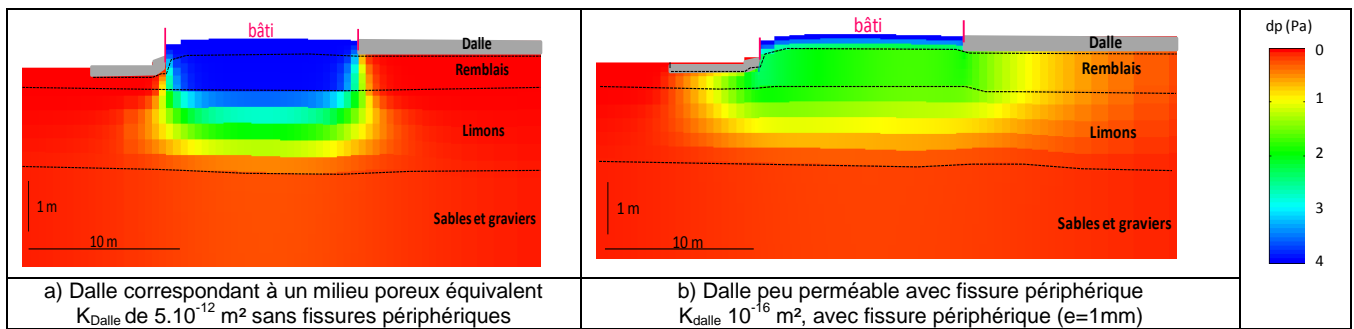


Figure 3. Champ de dépression gaz des sols – air extérieur pour deux schématisations de la dalle

b) Concentrations dans l'air intérieur modélisées

L'application des facteurs d'atténuation entre les gaz des sols et l'air intérieur de $0,05$ et $0,014$ (recommandations de [6] et [7]) conduit à des concentrations dans l'air intérieur de 1400 à $5000 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Si les résultats sont nettement supérieurs à la gamme des mesures, ils permettent par la comparaison au bruit de fond dans les bâtiments [10] d'identifier le site comme présentant une problématique significative.

Les résultats des modèles analytiques et numériques sont présentés en Tableau 1 avec différentes schématisations de la dalle. Il est à noter que la restitution des concentrations mesurées est fortement dépendante des paramètres de transferts retenus ; les tests de sensibilités présentés dans [1] montrent en effet que pour des perméabilités de remblais et de dalles dans la gamme du possible pour ce site, les concentrations dans l'air intérieur calculées sont très différentes (de 1 à $10\ 000 \mu\text{g}/\text{m}^3$), seules les simulations correspondant aux paramètres retenus sont présentés ci-dessous.

Les concentrations dans l'air intérieur modélisées pour une dalle poreuse ($179 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour le modèle numérique et $392 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour le modèle analytique) sont dans la gamme des concentrations mesurées. Parallèlement, la considération d'une dalle étanche conduit à la sous-estimation des transferts (convectifs et diffusifs) et *in fine* à celle des concentrations dans l'air intérieur ($13 \mu\text{g}/\text{m}^3$ avec le modèle numérique).

¹ Les perméabilités K sont ici exprimées en perméabilités intrinsèques

² Pour une perméabilité des remblais de 2.10^{-10} m^2 au lieu de 2.10^{-12} m^2 considérée dans les simulations présentées en figure 3

	Mesures (mars 2012)	Dalle étanche avec fissure périphérique		Dalle poreuse ($K=5 \cdot 10^{-12} \text{ m}^2$) sans fissure périphérique	
		Modèle numérique	Johnson & Ettinger, 1991 [4]	Modèle numérique	Bakker et al. 2008 [6]
Cai ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	moy : 230 (60- 560)	13	245	179	392
Qsoil (m^3/j)	Non mesuré	1,3	204	33	79
Cgaz des sols sous dalle (mg/m^3)	moy : 101 (0,6 – 285)	275	101	124	101

Tableau 1. Concentrations dans l'air intérieur du site atelier et débits d'air modélisés en hiver pour différentes typologies de dalle

La modélisation analytique 1D des transferts uniquement par les fissures de retrait [4], si elle conduit à une concentration dans l'air intérieur dans la gamme des mesures s'appuie sur des arrivées d'air en périphérie immédiate du bâtiment significatives (Q_{soil} de $204 \text{ m}^3/\text{j}$) qui ne sont pas cohérents avec les débits d'alimentations présentés en a) fortement réduits par la présence de revêtements de surface en périphérie du bâtiment. Ainsi, la schématisation 1D de ce modèle analytique conduit à surestimer le transfert convectif dans ces situations où les entrées d'air sont limitées en périphérie.

Conclusions et perspectives

a) Concentrations dans les gaz du sol

Les travaux réalisés ont permis de mettre en évidence la forte variabilité spatio-temporelle des concentrations en PCE dans les gaz du sol. Au droit de l'atelier de 167 m^2 , les concentrations dans les remblais proches de la dalle sont fortement hétérogènes : les écarts d'un facteur proche de 2500 montrent la nécessité de dimensionner judicieusement le nombre d'ouvrage pour caractériser la pollution volatile des sols. En particulier, il est montré l'influence des revêtements de surface sur les concentrations dans les horizons peu profonds. Sur les ouvrages suivis, la variabilité temporelle mesurée est dépendante i) de la localisation de la mesure en profondeur, ii) de la couverture des sols (nus ou avec bâtiment) pour les ouvrages peu profonds et iii) de la proximité de la zone source. Les écarts entre les différentes campagnes varient d'un facteur 10 à un facteur supérieur à 300, sur certains piézaires une corrélation apparaît entre la température et la pluviométrie et les concentrations mesurées.

Ces travaux illustrent la nécessité d'un dimensionnement préalable aux mesures de concentration. En fonction de l'objectif, il devra intégrer la localisation des zones sources de pollution, les caractéristiques des aménagements et des sols, pouvant impacter le transfert de la pollution. Parallèlement, la prise en compte des paramètres météorologiques et de chauffage du bâtiment est nécessaire afin de pouvoir juger, dans le cadre de l'interprétation des mesures, de leur représentativité pour l'objectif qui est recherché.

b) Modélisation des transferts vers l'air intérieur

Il ressort des travaux présentés que les concentrations mesurées dans l'air intérieur du site atelier induit par une pollution des sols sous-jacents par du PCE ont pu être restituées par les modélisations numérique 3D et analytique 1D. Cependant, il est important de mentionner que la connaissance de la typologie du soubassement et des paramètres de transfert des sols et de la dalle spécifiques au site est nécessaire afin que les conclusions tirées de la modélisation ne soient pas erronées. Vis-à-vis de la typologie du soubassement, il ressort des différences significatives entre les modèles analytiques et numériques en termes de débits d'air entrant dans le bâtiment et de diffusion travers la dalle. Si dans le cas présent, celles-ci ne conduisent à des écarts que d'un ordre de grandeur entre les concentrations dans l'air intérieur modélisées, il n'en sera pas nécessairement de même pour des dimensions de bâtiments ou des caractéristiques de sol et de dalles différentes.

Si l'application des facteurs d'atténuation est adaptée à la discrimination des situations, la modélisation des concentrations d'exposition nécessite la mise en œuvre de modèles de transfert dont la schématisation correspond à celle du bâtiment : le choix de l'outil dépend de l'objectif de la modélisation. Enfin, la modélisation numérique 3D des transferts permet, à la différence des modèles analytiques 1D, la modélisation de la géométrie des panaches gazeux et ainsi l'évaluation des transferts vers l'air pour des aménagements distants des sources de pollutions étudiées.

Références

- [1] Traverse, S., Schäfer, G., Chastanet, J., Hulot, C., Perronnet, K., Collignan, B., Cotel, S., Marcoux, M., Côme, J.M., Correa, J., Gay, G., 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 (www.fluxobat.fr) et ses annexes
- [2] Note ministérielle du 8 février 2007. Sites et sols pollués - Modalité de gestion et de réaménagement des sites pollués du 8 février 2007 et ses annexes
- [3] 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

- [4] Johnson, P.C. & Ettinger, R.A. (1991). Heuristic model for predicting the intrusion rate of contaminant vapors into buildings. *Environmental Science & Technology* 25:1445-1452.
- [5] Waitz, MFW, Freijer, JI, Kreule, P, Swartjes, FA (1996). The VOLASOIL risk assessment model based on CSOIL for soils contaminated with volatile compounds. *National Institute of Public Health and the Environment (RIVM), Bilthoven report no. 715810014*.
- [6] Bakker, J., Lijzen, J.P.A., van Wijnen, H.J. (2008). Site-specific human risk assessment of soil contamination with volatile compounds. *RIVM report no. 711701049*, 140 p.
- [7] US EPA (2012). EPA's Vapor Intrusion Database. Evaluation and Characterisation of attenuation factors for chlorinated Volatile Organic Compounds and Residential Buildings. *EPA 530-R-10-002*.
- [6] MADEP (2011). Interim final vapor intrusion guidance. *WSC-11435*. 102p.
- [7] DTSC (2011). Guidance for the evaluation and mitigation of subsurface vapor intrusion to indoor Air (vapor intrusion guidance). *California Environmental Protection Agency. Final VIG, October 2011*.
- [8] Millington R. J., Quirk J. .P. (1961). Permeability of porous solids. *Trans. Faraday Soc.*, 57, p. 1200–1207
- [9] Van Genuchten M.Th. (1980). A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Science Society of America Journal* 44 (5): 892–898
- [10] OQAI (2006) Campagne nationale Logements. Etat de la qualité de l'air dans les logements français. Observatoire de la Qualité de l'Air Intérieur. Rapport final. DDD/SB-2006-57 de novembre 2006

Remerciements

Ces travaux ont été conduits dans le cadre du Projet FLUXOBAT (www.fluxobat.fr) cofinancé par l'Agence Nationale de la Recherche. Les campagnes de mesures et les modélisations ont été réalisées par BURGEAP et l'INERIS et les analyses chimiques par le laboratoire TERA Environnement. Les partenaires du projet remercient l'ADEME et le propriétaire du site atelier pour sa mise à disposition.