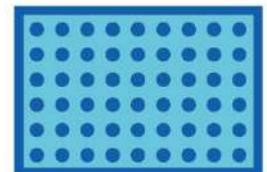


## COMMUNICATIONS ORALES

# 5<sup>e</sup> RENCONTRES NATIONALES

de la Recherche sur  
les sites et sols pollués

**04 et 05 février 2025 - Paris**



### Recueil des résumés

ATELIER 2A : Transferts gaz  
du sol/air intérieur et mesures  
constructives

En partenariat avec :



# Atelier 2A

---

## Transferts gaz du sol/air intérieur et mesures constructives

[Compréhension des mécanismes et transferts de polluants]

### Méthode pour la caractérisation des transferts de polluants gazeux du sol et de l'impact sur la QAI 3

Développements méthodologiques

### Prélèvements longues durées dans les gaz du sol et l'air intérieur 11

Projet CARACTAIR

### Dimensionnement de systèmes de dépressurisation de sous-sol 16

Projet BARIAIR - Protection des bâtiments contre les intrusions de polluants vers l'air intérieur

### Qualité de l'air intérieur : Impact de la biodégradation 21

# Méthode pour la caractérisation des transferts de polluants gazeux du sol et de l'impact sur la QAI

## Développements méthodologiques

---

**Abed Hawila<sup>1</sup>, Marie Lemoine<sup>2</sup>, Thierno M.O. Diallo<sup>1</sup>, Nicolas Picard<sup>1</sup>, Rémy Gillet<sup>2</sup>, Bernard Collignan<sup>1</sup>, Sylvie Traverse<sup>2</sup>,**

<sup>1</sup>CSTB, 24 Rue Joseph Fourier, 38000 Grenoble.

<sup>2</sup>GINGER-BURGEAP, 19 Rue de la Villette, 69003 Lyon.

## Résumé

Cet article présente une synthèse des résultats du projet DEMEQAI (GESIPOL 2019). Ce projet offre un cadre de validation supplémentaire à la nouvelle méthodologie de caractérisation des transferts de polluants gazeux des sols vers des environnements intérieurs de bâtiments à construire, développée dans le cadre du projet CAPQAI (GESIPOL 2014). Cette nouvelle méthodologie, associant des mesures de terrain à des calculs analytiques et numériques, se veut être un outil complémentaire de diagnostic, permettant d'anticiper l'impact des pollutions résiduelles sur la Qualité d'air Intérieur (QAI) des bâtiments projetés.

Les travaux du projet DEMEQAI ont consisté à réaliser un ensemble d'expérimentations et de prélèvements in-situ : caractérisation des gaz du sol, mesures de flux de polluants venant du sol à l'aide d'un caisson expérimental représentatif d'un environnement intérieur, caractérisation de la qualité de l'air intérieur d'un bâtiment expérimental représentatif d'une construction réelle, afin de disposer d'un cadre innovant pour la validation de cette nouvelle méthodologie.

Cette étude a également mis en avant la problématique de variabilité spatio-temporelle des concentrations dans les gaz du sol, identifiant le besoin i) d'un réseau d'ouvrages adapté aux hétérogénéités de pollution et ii) d'une analyse du fonctionnement des transferts pour l'interprétation de mesures. Ces résultats confirment l'intérêt de cette nouvelle méthodologie fondée sur la définition de source équivalente, comme outil complémentaire d'interprétation des données de terrain, dans un contexte de pollution résiduelle volatile et d'appréciation de la Qualité de l'Air Intérieur (QAI) prédictive de bâtiments, au regard des risques sanitaires associés. Ces essais ont également apporté un retour d'expérience innovant vis-à-vis de l'influence de la modification des conditions aérauliques dans un bâtiment sur le milieu sous-terrain et sur les possibilités d'évaluation intégrative des transferts vers l'air intérieur.

# Introduction

Malgré l'existence d'outils méthodologiques accompagnant la démarche de reconversion des friches urbaines, l'évaluation de l'exposition humaine dans des environnements intérieurs à des substances chimiques provenant du sol reste complexe. Aussi, et afin de sécuriser les projets de reconversion de friches polluées lorsque le sol présente une pollution volatile résiduelle, le développement de nouveaux outils complémentaires permettrait de réduire les incertitudes associées aux méthodes de caractérisation actuelles et d'optimiser la gestion des situations à enjeux.

Le projet DEMEQAI offre un cadre de validation supplémentaire à la méthodologie de caractérisation des transferts de polluants gazeux des sols dans les environnements intérieurs, développée dans le cadre du projet CAPQAI (GESIPOL 2014). Cette méthodologie est testée dans une autre configuration de site réel. Les résultats sont confrontés d'une part aux concentrations mesurées dans les gaz du sol, mais aussi aux concentrations mesurées dans l'air intérieur d'un bâtiment expérimental construit à cet effet et représentatif d'un bâtiment réel, notamment en termes de soubassement et de conditions de ventilation ; ce qui constitue un apport novateur pertinent comme cadre de validation.

Au-delà de la méthodologie développée, les expérimentations conduites sur le site expérimental permettent d'illustrer l'influence de la mise en dépression d'un bâtiment sur les concentrations dans les gaz du sol et les transferts de polluants vers l'air intérieur. Les mesures et méthodes déployées ouvrent la voie vers de nouvelles méthodes d'évaluation des transferts pour des bâtiments existants et apportent des clés de dimensionnement des diagnostics de site vis-à-vis des pollutions gazeuses.

## Matériel et méthodes

Dans le cadre du projet précédent (CAPQAI – GESIPOL 2014 - <https://www.ademe.fr/projet-capqai>), une nouvelle méthodologie de caractérisation in-situ des flux de vapeurs (COV) provenant de sites pollués et de leur impact sur la qualité de l'air intérieur (QAI) a été développée (Collignan et al., 2020). Cette méthodologie comprend trois étapes principales :

1. la caractérisation expérimentale in-situ du flux de polluants sous forme de vapeur provenant du sol à l'aide d'un "caisson expérimental" permettant de reproduire des conditions environnementales intérieures représentatives en jouant notamment sur les conditions de renouvellement d'air et de dépression intérieure ;
2. l'évaluation de la "concentration homogène équivalente" de pollution dans le sol associée à une profondeur spécifique, grâce aux résultats de la première étape associés à l'utilisation d'un modèle analytique de transferts des polluants gazeux des sols vers les bâtiments ;
3. l'estimation de la concentration intérieure résultante du polluant dans un bâtiment en tenant compte de ses propres caractéristiques, par utilisation du résultat de l'étape 2, servant de condition limite à un calcul numérique d'évaluation de la Qualité d'air intérieur d'un bâtiment.

Ainsi, cette méthodologie a été testée sur un nouveau site réel dans le cadre du projet DEMEQAI. Les essais ont été mis en œuvre à partir d'un caisson expérimental sur un terrain nu terrassé, permettant ainsi d'évaluer des flux de polluants gazeux venant du sol (figure 1a). Par la suite, des essais ont été entrepris dans un bâtiment expérimental construit sur ce même terrain (figure 1b), disposant de fondations superficielles caractéristiques d'un bâtiment et d'un système de ventilation mécanique.



a) Caisson expérimental installé sur sol nu



b) Bâtiment expérimental

Figure 1 : installations expérimentales in-situ

En parallèle de ces essais, 8 campagnes de caractérisation des gaz du sol ont été mises en œuvre sur un réseau de 11 piézaires, avant, pendant et après ces essais, afin de servir de cadre de confrontation. Ces derniers sont regroupés en doublets, triplets ou quadruplets afin de rendre compte de la qualité des gaz du sol à différentes profondeurs. Les crépines des piézaires sont situées respectivement à 1,5 m, 3 m, 4 m et 6 m. Des ouvrages temporaires (canne gaz sur sol nu avant construction, puis vapor-pin à travers le dallage) ont été également mis en place sur l'emprise du bungalow.

Pour chaque campagne, les conditions météorologiques ont été recueillies, le contrôle d'étanchéité des ouvrages (appréciation des valeurs stabilisées en O<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub> et COV) et les mesures de perméabilité des horizons situés le long des intervalles crépinés réalisés. Dans les gaz du sol, les prélèvements actifs ont été mis en œuvre sur des supports de type charbon actif. La durée des prélèvements (de l'ordre de 10 à 40 min environ) et la capacité du support adsorbant (CA400/200 ou CA100/200) ont été adaptées aux concentrations attendues au sein de l'ouvrage considéré. Les analyses ont été réalisées par GC-MS.

Dans l'air intérieur, un suivi continu à l'aide d'un détecteur par photoionisation avec une sensibilité au ppb (PID) a été réalisé en complément de mesures ponctuelles sur charbon actif et de mesures intégratives passives sur des supports Radiello®. et de prélèvements actifs ponctuels. Dans l'air intérieur et les gaz sous dallage, un suivi des dépressions et du renouvellement d'air, de la température et de l'hydrométrie a été réalisé.

Les différents paliers de dépression du caisson sur sol nu puis du bâtiment sont présentés dans les tableaux suivants avec les débits provenant du sol induits.

Tableau 1 : Paliers de fonctionnement mis en œuvre lors des essais sol-nu »

n° essai	Dépression intérieure moyenne (Pa)	Débit extrait moyen (l/min)
Pa 0	900	0,97
Pa 1	11,3	1,44
Pa 2	20	2,49
Pa 3	32,6	1,63
Pa 4	43,4	2,83

Tableau 2 : Paliers de fonctionnement mis en œuvre lors des « essais bungalow »

Nom	Dépression intérieure moyenne (Pa)	Débit ventilation moyen (m <sup>3</sup> /h)
ΔP14	14,3	77,6
ΔP21	21,2	99
ΔP28	28,3	118,5
ΔP16	16,2	83,6
ΔP11	11,3	100,1

Pour ce qui concerne l'utilisation de modèles analytiques de transfert des polluants gazeux des sols vers les environnements intérieurs, les modèles développés dans le cadre de l'étude doctorale de T. Diallo (Diallo et al., 2013 ; 2015), tenant compte notamment de différentes typologies constructives (terre-plein, vide sanitaire), ont été utilisés et adaptés aux configurations considérées dans ce projet. Pour la confrontation avec les essais réalisés dans le bâtiment expérimental, ces modèles analytiques ont été associés à un modèle numérique développé au CSTB pour l'évaluation des performances des systèmes de ventilation et la prévision de Qualité d'Air Intérieur (QAI) des bâtiments (MATHIS-QAI, Demouge, 2017).

# Résultats et discussion

Ces 8 campagnes ont mis en évidence une forte variabilité spatiale des concentrations. Sur une même campagne de prélèvements et à une même profondeur, les concentrations en TCE peuvent varier de 2 ordres de grandeur entre deux ouvrages distants de seulement une dizaine de mètres. Cette variabilité des concentrations est également observée selon la profondeur de l'ouvrage avec des écarts de 1 à 2 ordres de grandeur entre 1 et 6 m de profondeur. Il a également été observé une variabilité du mélange de polluants dans l'espace (TCE représentant entre 6% et 79% de la charge polluante). Cette variabilité s'exprime également d'un point de vue temporel (concentrations mesurées en 2021 et 2022 de 1 voire ponctuellement 2 ordres de grandeur inférieures aux concentrations mesurées en 2023), à saison équivalente.

Le caractère intégrateur des gaz du sol répond à des enjeux forts de gestion des sites et sols pollués considérant les limites de représentativité des mesures dans les sols. Cependant, les gaz du sol présentent des panaches de pollution induits par des dynamiques complexes en lien avec des phénomènes diffusifs non négligeables par rapport aux transports convectifs usuellement retenus comme majoritaires, pour les panaches dans les eaux souterraines. Ces constats illustrent les incertitudes qui demeurent vis-à-vis de la caractérisation des gaz du sol sur uniquement deux campagnes en périodes contrastées (hiver/été), mettent en avant le besoin i) d'un réseau d'ouvrages suffisant adaptés aux hétérogénéités de pollution et ii) d'une analyse du fonctionnement des transferts pour l'interprétation de mesures.

Avant la mise en dépression du bâtiment expérimental, les concentrations mesurées dans les gaz sous dalle étaient élevées et hétérogènes (684 à 14 605 mg/m<sup>3</sup> en TCE). La modification des conditions aérauliques du bâtiment via une ventilation mécanique et une dépression de 11 Pa a provoqué un abattement de près de 80% des concentrations initiales en moins de 48h (voir figure 2 (a)). Ce phénomène est lié à l'apport d'air neuf associé à la mise en dépression du bâtiment. En outre, les hétérogénéités de concentrations dans les gaz sous dalle s'atténuent sans homogénéisation totale en fin d'essai (figure 2 (b)). Ces constats renforcent l'intérêt de déployer des outils complémentaires de caractérisation reposant sur des notions de concentrations équivalentes.

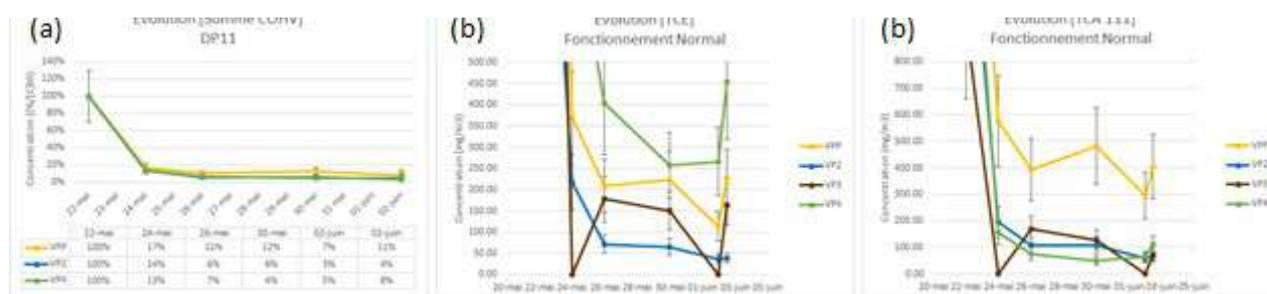


Figure 2 : (a) Evolution relative des concentrations et (b) écarts des concentrations dans les ouvrages sous-dalle pendant le palier de fonctionnement du 22 mai au 2 juin 2023

Lors de la mise en dépression du bâtiment, la dynamique d'évolution de la QAI a été suivie sur de courtes durées afin d'évaluer la dynamique initiale des transferts. La figure suivante illustre ce suivi qui, réalisé à la fois avec des prélèvements permettant la quantification des polluants (charbons actifs et radiello®) et un suivi continu (PID) permet l'évaluation des flux de polluants vers l'air intérieur. Il a permis d'évaluer un flux de polluant maximal par l'interprétation de l'évolution des concentrations. Un suivi sur 11 jours a également permis d'illustrer la limite de l'évaluation des flux à partir des mesures sur les premières heures. En effet, l'épuisement des concentrations dans les gaz sous dalle et l'établissement d'un autre équilibre corrélé à l'apport d'air neuf (convection) permet une évaluation des flux moins sécuritaire et plus réaliste pour des évaluations de risques sanitaires chroniques. Il est cependant à mentionner que l'épuisement des concentrations sous dallage observé dans le cas de ce site atelier est

intimement lié à la surface limitée du bâtiment et à la géométrie du panache de pollution ; cet épuisement ne saurait donc être généralisé.

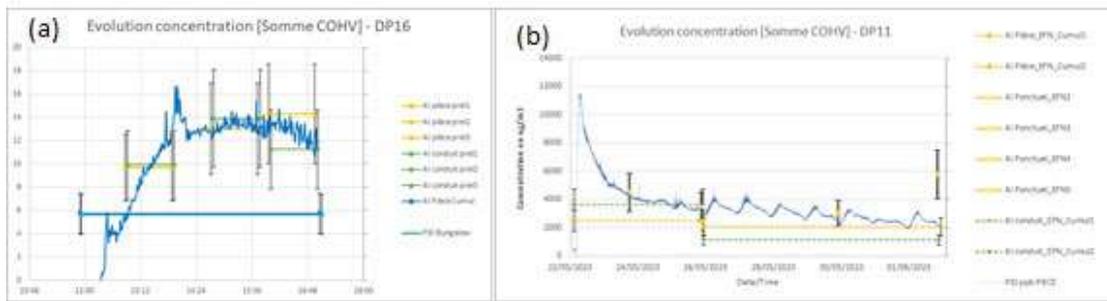


Figure 3 : Dynamique d'évolution de la qualité de l'air intérieur (a) de courte durée avec un couple dépression/débit d'air de 16,2 Pa/ 83,6 m<sup>3</sup>/h et (b) sur plusieurs jours avec un couple dépression/débit d'air de 11 Pa/ 100 m<sup>3</sup>/h

Ces essais apportent ainsi un retour d'expérience innovant vis-à-vis de l'influence de la modification des conditions aérauliques dans un bâtiment sur les concentrations sous dallage et sur les possibilités d'évaluation intégrative des transferts vers l'air intérieur. Complémentaire à l'évaluation des concentrations dans l'air intérieur, le suivi de la dynamique des concentrations sous différentes conditions de dépression du bâtiment permet une évaluation plus robuste des transferts et permet d'assoir les mesures de gestion pouvant être déployées pour la réhabilitation du bâtiment.

Les expérimentations conduites avec le caisson expérimental ainsi qu'avec le bâtiment expérimental permettent dans les deux cas, de maîtriser et contrôler les débits de renouvellement d'air intérieur ainsi que des niveaux de dépression intérieure. Dans ces conditions, la concentration intérieure en polluant volatil venant du sol, mesurée lors de ces essais tend à se stabiliser de façon asymptotique. L'utilisation de l'équation de conservation de la masse sur une espèce chimique considérée, à partir de la connaissance des concentrations intérieures, permet ainsi d'en déduire le flux de polluant entrant dans ces environnements intérieurs.

La figure 3 montre des exemples de résultats d'évolution des concentrations intérieures expérimentales et calculées à partir du bilan masse. A partir de la connaissance de ces flux et par utilisation de modèles analytiques adaptés aux configurations respectives (caisson expérimental, bâtiment expérimental), notamment en termes de représentativité des interfaces avec le sol, il est ainsi possible de déterminer une "concentration homogène équivalente" de pollution dans le sol associée à une profondeur H considérée et donnant le même flux entrant de polluant.

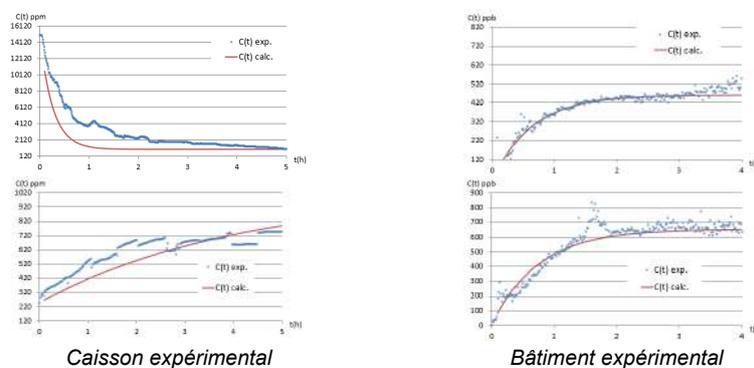


Figure 3 : Exemples d'évolution des concentrations en COSV venant du sol dans les environnements intérieurs (caisson expérimental, Bâtiment expérimental).

Ainsi, ces couples (concentration homogène équivalente de polluant ; profondeur) ont été comparés aux mesures de polluants dans les gaz du sol pour l'ensemble des essais réalisés (figure 4). Il est à noter qu'une étude de sensibilité relative à la valeur du coefficient de diffusion dans les sols a été conduite à partir des résultats des essais menés avec le caisson expérimental. Il s'avère que la valeur de  $10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$  est satisfaisante et correspond à ce que l'on peut trouver dans la littérature [Pennel et al., 2009]. C'est cette valeur qui a été retenue dans la suite des calculs réalisés.

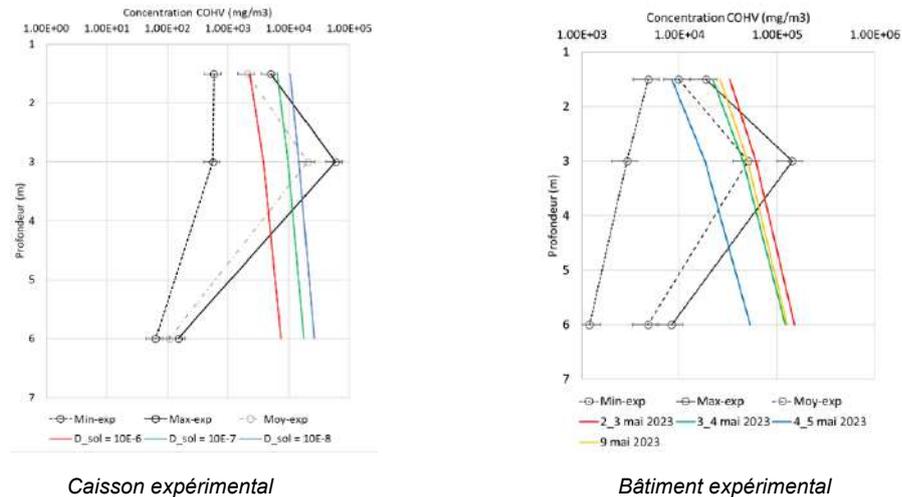


Figure 4 : exemples de comparaison entre les "concentrations homogènes équivalentes" en COHV calculées à certaines profondeurs de sol, à partir des résultats d'essais dans les deux configuration (caisson expérimental, bâtiment expérimental) et les mesures réalisées dans les sols

Cette comparaison montre donc que la méthode inverse proposée permet d'évaluer la concentration d'une source équivalente en fonction de sa profondeur dans le sol qui donnerait le même flux entrant de polluant. Les valeurs obtenues sont notamment représentatives des mesures jusqu'à 3 m de profondeur. L'analyse directe des données expérimentales concluent par ailleurs que les sources se situeraient autour de cette profondeur. Ceci implique que les données expérimentales sont plus faibles pour des profondeurs plus importantes alors que le calcul donne des concentrations homogènes équivalentes qui continuent à augmenter ; ce qui est logique pour donner un flux de polluant équivalent.

Enfin, la connaissance de conditions de sol équivalentes (concentration homogène équivalente de polluant, profondeur) a permis, par calcul numérique, d'évaluer la concentration intérieure sur une longue période (11 jours) et de la comparer aux résultats expérimentaux mesurés sur la même période dans le bâtiment expérimental en fonctionnement représentatif de celui d'un bâtiment (figure 5). Après un temps de stabilisation de l'évolution de la concentration expérimentale, pouvant être liée au temps nécessaire au ré équilibrage convectif-diffusif des concentrations dans les sols après la mise en régime du bâtiment, on constate que les résultats numériques permettent d'obtenir un ordre de grandeur satisfaisant de la concentration intérieure. L'étude de sensibilité réalisée correspond à des conditions de concentration homogène équivalente de sol différentes : issues des résultats des essais avec caisson expérimental, avec le bâtiment expérimental (campagne précédente, début de campagne). On a en effet constaté une variabilité temporelle des concentrations dans les gaz du sol qui rend difficile d'extrapoler des conditions de sols à d'autres séquences temporelles.

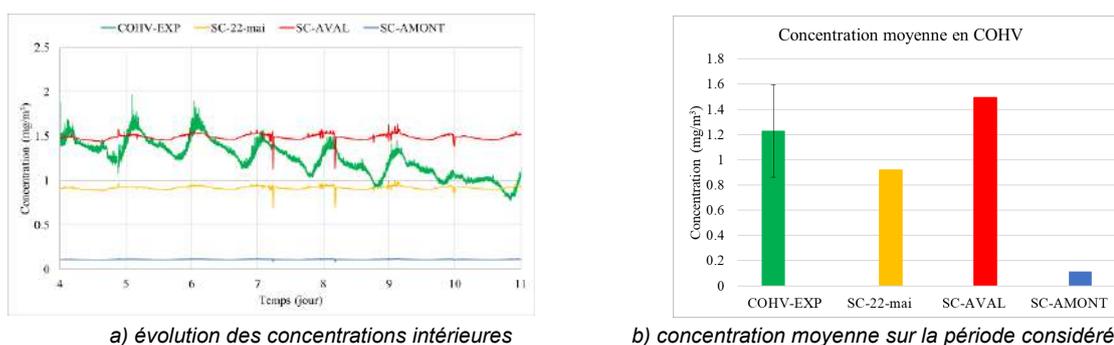


Figure 5 : comparaison entre les mesures expérimentales de concentrations intérieures en COHV venant du sol dans le bâtiment expérimental et les calculs numériques réalisés à partir de la connaissance de conditions de sol équivalentes.

## Conclusions et perspectives

Les travaux réalisés dans le cadre du projet DEMEQAI reposent sur des expérimentations conduites sur une plateforme expérimentale où ont été mis en œuvre un réseau dense d'ouvrages dans les gaz du sol/ sous dallage et un bâtiment expérimental, offrant l'opportunité d'entreprendre un suivi fin des concentrations et des transferts sur sol nu dans un premier temps puis avec différents paliers de dépression du bâtiment afin de confronter et valider de la méthodologie de caractérisation des transferts de polluants gazeux des sols vers des environnements intérieurs de bâtiments à construire, initialement développée dans le cadre du projet CAPQAI.

Aussi, ces travaux mettent en exergue la problématique de variabilité spatio-temporelle des concentrations dans les gaz du sol et les incertitudes qui demeurent vis-à-vis de la caractérisation des gaz du sol sur uniquement deux campagnes en périodes contrastées (hiver/été). Ils mettent en avant le besoin i) d'un réseau d'ouvrages suffisant adaptés aux hétérogénéités de pollution et ii) d'une analyse du fonctionnement des transferts pour l'interprétation de mesures. L'intérêt de développer des méthodologies de caractérisation globale basées sur la définition de source équivalente en sort renforcé. De plus, il a été mis en évidence l'intérêt et les limites du suivi des dynamiques d'évolution des concentrations dans l'air intérieur dans des phases où les transferts vers le bâtiment sont maximisés pour une évaluation des transferts vers l'air intérieur d'un bâtiment existant.

Enfin, on montre que des mesures de flux de transfert de polluant gazeux du sol dans un caisson expérimental représentatif d'un bâtiment, associés à des calculs analytiques et numériques, permet *in fine* d'évaluer la qualité de l'air intérieur d'un bâtiment qui serait construit sur ce même terrain. Ces calculs passent par la caractérisation d'une « source homogène équivalente », nécessaire et déterminante à la mise en œuvre des calculs.

Il est à noter que la bonne représentativité de la qualité de l'air intérieur prédictive est dépendante de la représentativité des concentrations mesurées dans les gaz du sol, que cette caractérisation soit issue directement de prélèvements ou bien de l'évaluation utilisant cette nouvelle méthodologie.

Ainsi, cette méthodologie se positionne comme un outil complémentaire pertinent de caractérisation des sols. Néanmoins un enjeu considérable est de disposer d'une caractérisation de sol représentative de conditions permettant d'évaluer un impact dans les environnements intérieurs représentatif au regard de risques sanitaires chroniques ou aigus.

Aussi, l'utilisation de ces résultats dans des modèles d'évaluation de la QAI des bâtiments, permet d'évaluer l'impact de pollution résiduelle des sols sur des environnements intérieurs, en tenant compte de caractéristiques propres de bâtiment et notamment les typologies constructives et de soubassements, le régime de ventilation.

## Références

- Collignan B., Lorkowski C., Améon R., 2012. Development of a methodology to characterize radon entry into dwellings. *Building and Environment* 57, 176 – 183, November 2012. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2012.05.002>
- Collignan B., Powaga E., 2014. Procedure for the characterization of radon potential in existing dwellings and to assess the annual average indoor radon concentration. *Journal of Environmental Radioactivity*, 2014 Jul 7;137C:64-70 <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2014.06.024>
- Collignan B., Diallo T.M.O., Traverse S., Chastanet J., Abadie M., Powaga E., Hulot C., Romani Z., Allard F., Grasset M., 2020. Methodology for the in-situ characterisation of soil vapor contaminants and their impact on the indoor air quality of buildings. *Building and Environment Journal*. 177 (2020) 106900 <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2020.106900>
- Demouge F., 2017. « MATHIS - Guide Technique », CSTB, no EN-CAPE 17053 L-V0.
- Diallo T.M.O, Collignan B., Allard F., 2013. Analytical quantification of airflows from soil through building substructures. *Building Simulation*. 6: 81. <https://doi.org/10.1007/s12273-012-0095-2>
- Diallo T.M.O., Collignan B., Allard F., 2015. 2 D semi-empirical models for predicting the entry of soil gas pollutants into buildings. *Building and Environment* 85 1-16. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2014.11.013>
- Pennell K. G., Bozkurt O., & Suuberg E. M., 2009. Development and Application of a Three-Dimensional Finite Element Vapor Intrusion Model, *Journal of the Air & Waste Management Association*, 59:4, 447-460, <https://doi.org/10.3155/1047-3289.59.4.447>
- 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
- Holton, C.; Luo, H.; Dahlen, P.; Gorder, K.; Dettenmaier, E.; Johnson, P. C. Temporal variability of indoor air concentrations under natural conditions in a house overlying a dilute chlorinated solvent groundwater plume. *Environ. Sci. Technol.* 2013,47, 13347–13354
- Hosangadi V., Shaver B., Hartman B., Pound M., Kram M.L., Frescura C. 2017. High frequency continuous monitoring to track vapor intrusion resulting from naturally occurring pressure dynamics. *Remediation*, spring 2017
- MTES (2017). Méthodologie nationale de gestion des sites et sols pollués. 19 avril 2017. [www.installationsclassees.developpement-durable.gouv.fr/Outils-de-gestion.html](http://www.installationsclassees.developpement-durable.gouv.fr/Outils-de-gestion.html)
- 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](http://www.fluxobat.fr)
- Traverse S., Chastanet J., Hulot H., Gleize T., Richez F., Dorffer L., 2017. Projet TEMPAIR – partie 1. Variabilité temporelle des concentrations en PCE dans les gaz du sol et l'air intérieur. Mars 2017

## Remerciements

Cette étude a été réalisée dans le cadre du projet DEMEQA cofinancé par l'ADEME (APR Gesipol 2019) et en collaboration entre le CSTB, GINGER-BURGEAP et le Grand-Lyon. La Mairie de La Cote Saint André et l'EPCI Bièvre Isère Communauté, par la mise à disposition du site atelier ont également permis de réaliser les expérimentations in-situ.

# Prélèvements longues durées dans les gaz du sol et l'air intérieur

## Projet CARACTAIR

---

**S Traverse<sup>1\*</sup>, N.Locoge<sup>2</sup>, T. Leonardis<sup>2</sup>, D.Urupina, E. Eymard-Vernain<sup>3</sup>, J. Guilhermet<sup>3</sup>, V. Ricard<sup>3</sup>, Lemoine M.<sup>1</sup>, C. Varlet<sup>1</sup>, Gillet R.<sup>1</sup>, Aubry S.<sup>1</sup>**

(1) GINGER-BURGEAP, 19 rue de la Villette, 69425 Lyon Cedex 3 , Corresponding author:  
[S.traverse@groupeginger.Com](mailto:S.traverse@groupeginger.Com)

(1) IMT Nord Europe, Institut Mines-Telecom, Univ. Lille, Centre for Energy and Environment, F-59000 Lille, France

(3) TERA Environnement, 628 Rue Charles de Gaulle – 38920 Crolles

## Résumé

Un des objectifs du projet CARACTAIR est l'amélioration de la représentativité des prélèvements pour l'évaluation des concentrations de polluants gazeux dans l'air intérieur et les gaz du sol. Les travaux présentés portent sur le développement d'une méthode pratique et rentable d'échantillonnage actif d'une durée de 7 jours à 2 mois tant pour les gaz du sol que l'air intérieur pour les solvants chlorés et les hydrocarbures non méthaniques entre 6 et 10 carbones. La méthode repose sur des prélèvements à bas débit (de l'ordre de 5 ml/min) et des supports adsorbants spécifiques. Les méthodes ont été validées avec succès pour la linéarité et la plage, la répétabilité, la LOQ/LOD, la reproductibilité, la précision et la stabilité. Tant pour l'air intérieur que les gaz du sol, les résultats obtenus permettent d'obtenir en application de la norme ISO 16017-1 des conditions sécuritaires de prélèvement de 20 jours aux volumes de l'ordre de 200 litres. Ces développements ont en outre été testés sur sites réels permettant de confirmer les conditions de mise en œuvre peu contraignantes et de mettre en évidence des durées d'échantillonnages, pouvant atteindre 6 à 8 semaines.

Les développements réalisés fournissent ainsi aux intervenants dans le domaine des sites et sols pollués des outils de diagnostic permettant d'augmenter la représentativité temporelle des concentrations ainsi mesurées.

# Introduction

L'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (ANSES) considère la pollution de l'air intérieur comme un enjeu mondial de santé publique. Sur les sites à passif environnemental, l'intrusion de vapeur toxique, essentiellement des composés organiques volatils, depuis les sols vers l'air intérieur de bâtiment constitue une problématique majeure. Afin d'évaluer les risques sanitaires pour les occupants liés à l'intrusion de polluants venant du sol, les prélèvements dans l'air intérieur sont réalisés sur des périodes les plus longues possibles au regard des dispositifs existants (MTES, 2017). Pour les futures constructions, la caractérisation des gaz du sol est généralement menée pour évaluer les transferts vers l'air intérieur.

La variabilité temporelle des concentrations en polluants dans l'air intérieur et dans les gaz du sol, documentée par de nombreux auteurs (Holton et al. 2013, Traverse et al. 2017...), conduit à des recommandations sur le nombre et la durée des campagnes de mesures (Traverse et al. 2013, BRGM-INERIS, 2016, MTES, 2017) en vue d'évaluer les expositions chroniques des populations. Les prélèvements des composés organiques volatils dans l'air intérieur sont réalisés généralement à l'aide de supports passifs de type radiello® sur des durées de quelques jours à 2 semaines maximum en lien avec les recommandations des fabricants (BRGM-INERIS, 2016, Hulot et al, 2017, décret n°2015-1000). Pour les gaz du sol les échantillonnages demeurent aujourd'hui majoritairement ponctuels de quelques heures au maximum. Cependant, ces durées demeurent faibles au regard de la variabilité observée des concentrations. Par ailleurs, l'échantillonnage passif souffre d'une incertitude associée au fait que le débit d'échantillonnage n'est pas régulé et peut dépendre des espèces adsorbées, des niveaux de concentrations rencontrés et des conditions environnementales. Ainsi, il peut être intéressant de disposer d'une méthode d'échantillonnage permettant de réaliser des mesures intégrées sur de longues durées afin de prendre en compte la variabilité temporelle des concentrations et de contribuer ainsi à une évaluation solide des risques chroniques associés à une exposition à long terme aux COV dans les environnements intérieurs.

L'objectif du travail réalisé dans le projet CARACTAIR est de développer une méthode pratique et rentable d'échantillonnage actif d'une durée de 7 jours à 2 mois tant pour les gaz du sol que l'air intérieur pour les solvants chlorés et les hydrocarbures non méthaniques entre 6 et 10 carbonés.

## Matériel et méthodes

La stratégie suivante a été adoptée pour les développements :

- (i) **Développer une méthode analytique** pour la détermination des concentrations échantillonnées sur des supports adaptés ;
- (ii) **Evaluer l'efficacité de piégeage** des molécules sur des durées de 8h à 28 jours pour des concentrations de  $1\mu\text{g}/\text{m}^3$  à  $100\mu\text{g}/\text{m}^3$  pour l'air intérieur et 1 à  $100\text{mg}/\text{m}^3$  dans les gaz du sol ;
- (iii) **Calculer l'incertitude de la méthode** de mesure pour la détermination de la concentration, intégrant l'échantillonnage et la partie analytique ;
- (iv) **Tester la méthode pour chacune des familles de polluants au cours d'une campagne** de plusieurs mois sur deux sites à passif environnemental.

Les polluants ciblés sont ceux couramment rencontrés sur les sites à passif environnemental :

- pour les hydrocarbures non méthaniques : l'hexane, l'heptane, l'octane, le décane, le benzène, le toluène, l'éthyl-benzène, le m,p-xylène, l'o-xylène et le naphthalène ;
- pour les solvants chlorés : le chlorure de vinyle (CVM), le cis-dichloroéthylène (cis-DCE), le trichloroéthylène (TCE) et le tétrachloroéthylène (PCE).

Les supports d'échantillonnage choisis après l'analyse de leur adéquation avec les objectifs recherchés sont pour l'air intérieur des tubes « Triple Lit » remplis de trois lits d'adsorbants de manière à intensifier la rétention des espèces visées. Les triples lits utilisés sont : pour les solvants chlorés remplis des

adsorbants Carbograph 1, Carbopack X et Carboxen 1003 et pour les hydrocarbures les adsorbants Carbograph 2, Carbograph 1 et Carboxen 1003. Pour les gaz du sol, les supports d'échantillonnage choisis sont des tubes en verre à double section remplis de charbon actif (ZM :800 mg et ZC :400 mg).

Pour permettre des durées longues d'échantillonnage, des débits faibles de l'ordre de 5 ml/min ont été recherchés à l'aide de pompes GILAIR. Les développements et l'évaluation des capacités de piégeage ont été réalisés aux laboratoires de TERA Environnement et de l'IMT Nord Europe, les méthodes ont ensuite été testées sur deux sites réels situés dans la Métropole de Lyon préalablement équipés pour permettre le suivi en continu par GC-MS des concentrations dans les environnements intérieurs.

## Résultats

Les méthodes d'échantillonnage fiables à long terme à faible débit (environ 5 ml/min) pour la détermination des concentrations en hydrocarbures et solvants chlorés dans l'air intérieur et les gaz du sol ont été développées en laboratoire. Elles ont été validées avec succès pour la linéarité et la plage, la répétabilité, la LOQ/LOD, la reproductibilité, la précision et la stabilité.

La figure ci-dessous illustre les résultats de l'étude de claquage pour le benzène et le n-hexane à des concentrations entre 10 et 70 µg/m<sup>3</sup> dans l'air aux conditions ambiantes de température et hygrométrie. Pour la majorité des hydrocarbures et les chloroéthènes, il est mis en évidence l'absence de claquage lors des prélèvements sur triple lit pour des volumes de 160 à 200 litres (dépendant des essais conduits) pour des concentrations inférieures à 100 µg/m<sup>3</sup> testées. Par application de la norme ISO 16017-1, le rapport temps/volume sécuritaire de 20 jours/114 L et 200 litres a été établi pour l'échantillonnage à 5 ml/min respectivement des hydrocarbures et des solvants chlorés (hors CVM) dans les gammes de concentrations 1 – 100 µg/m<sup>3</sup>.

Pour les gaz du sol, les travaux réalisés ont montré l'absence de percée pour tous les composés étudiés dans la plage de 1 à 100 mg/m<sup>3</sup>, à l'exception du VCM, pour des expériences d'une durée allant jusqu'à 28 jours et a établi, par application de la norme ISO 16017-1, une durée/volume d'échantillonnage sûr de 20 jours/165-187 litres lors d'un échantillonnage à un faible débit de 4 à 7 ml/min respectivement des hydrocarbures et des solvants chlorés testés.

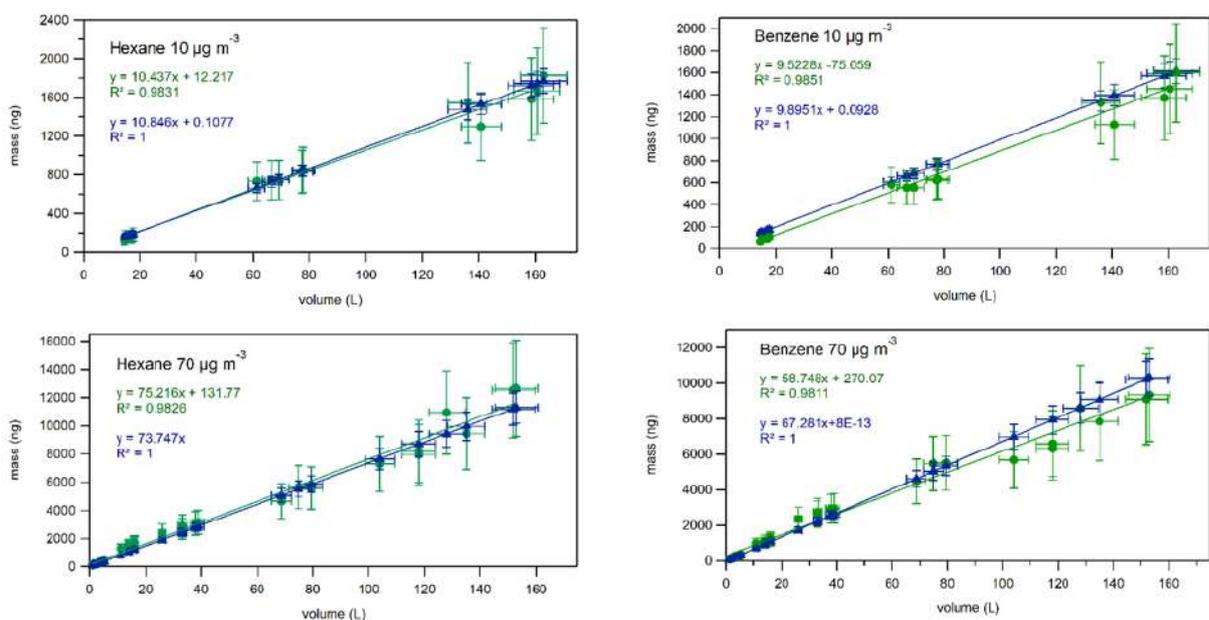


Figure 1 : Résultat de l'étude de claquage pour le benzène et l'hexane sur prélèvements triple lits (bleu : masse dopée, vert : masse analysée par GC MS)

A l'issue des étapes de développement en laboratoire, les prélèvements ont été mis en œuvre sur deux sites ateliers situés dans la métropole du Grand Lyon. La finalité de ces expérimentations consiste à apporter un retour d'expérience en conditions réelles vis-à-vis des prélèvements de longue durée développés dans le projet. Ainsi, pour l'air intérieur, un suivi en continu par GC portable a été réalisé et pour les gaz du sol, des prélèvements ponctuels ont été mis en œuvre en parallèle de prélèvements de longue durée, dits « intégratifs ».

Les figures ci-dessous présentent les résultats obtenus sur le site présentant une pollution par des solvants chlorés pour le trichloroéthylène, dans l'air intérieur (Figure 2) et dans les gaz du sol (Figure 3). Il est mis en évidence une bonne cohérence entre les prélèvements de longue durée allant de 1 à 8 semaines à bas débit (3 à 6 ml/min) tant dans l'air intérieur que dans les gaz du sol.

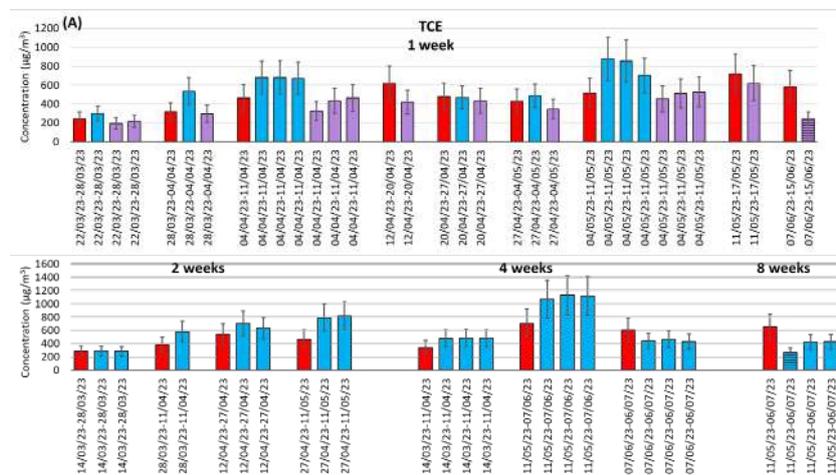


Figure 2 : Comparaison des concentrations moyennes hebdomadaires obtenues dans l'air intérieur sur site réel, sur 4 et 8 semaines pour le Trichloroéthylène, calculées à partir des données d'un GC portable (barres rouges), mesurées sur les tubes triple lits (barres bleues) et des échantillonneurs passifs (barres violettes).

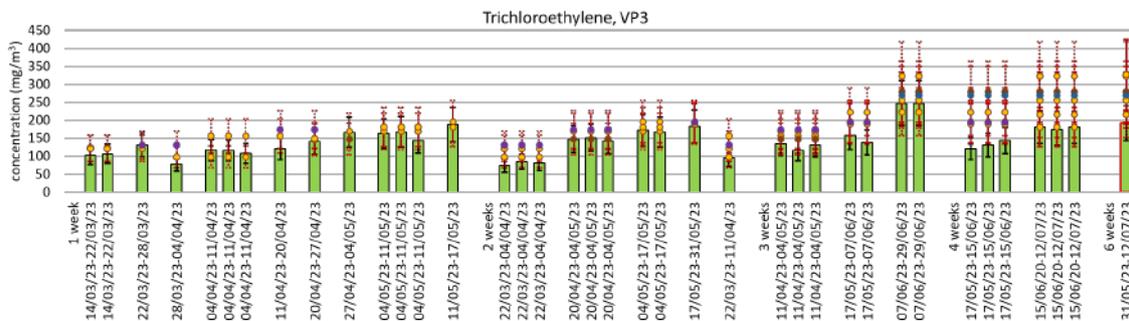


Figure 3 : Comparaison des concentrations hebdomadaires obtenues dans les gaz du sol sur site réel, pour le Trichloroéthylène, calculées à partir des prélèvements hebdomadaires ponctuels (points colorés) et mesurées sur les charbons actifs pour des durées cumulées de 7 jours à 6 semaines (barres vertes)

Il est à mentionner pour les gaz du sol des résultats plus mitigés pour le naphtalène, liés probablement aux connectiques utilisées qui, à des très faibles débits, peuvent avoir un impact lié aux phénomènes de sorption. L'adaptation des connectiques testés sur site réel semble prometteurs. Pour le chlorure de vinyle, les résultats obtenus ne sont pas non plus adaptés aux objectifs recherchés de prélèvements de longue durée. Pour le CVM, des percées des supports adsorbants ont été observés en laboratoire et un couple durée/volume de prélèvement sécuritaire de seulement 63 h/22 litres ont pu être établis. Des travaux complémentaires sont donc à envisager pour cette molécule afin d'atteindre des durées de prélèvements longs.

## Conclusions et perspectives

Des méthodes d'échantillonnage fiables à long terme à faible débit (environ 5 ml/min) pour la détermination des concentrations pour 10 hydrocarbures et 4 solvants chlorés dans l'air intérieur et les gaz du sol ont été développées avec succès. Les essais en laboratoire réalisés permettent d'établir par application de la norme ISO 16017-1, le rapport temps/volume sécuritaire de l'ordre de 20 jours pour l'échantillonnage à 5 ml/min des hydrocarbures et solvants chlorés (hors CVM) dans les gammes de concentrations de 1 – 100 µg/m<sup>3</sup> dans l'air intérieur et 1 – 100 mg/m<sup>3</sup> dans les gaz du sol. Les campagnes de terrain réalisées montrent en outre une bonne cohérence des concentrations intégratives mesurées sur plus d'un mois. Ces résultats permettent ainsi d'apporter aux intervenants dans le domaine des sites et sols pollués de nouveaux outils de diagnostic pouvant être déployés pour lisser les impacts des variabilités temporelles des concentrations en polluant dans l'air intérieur que dans les gaz du sol.

A de tels débits, les connectiques utilisées peuvent avoir une incidence pour les prélèvements de certaines molécules comme le naphthalène, la recherche de matériaux adaptés doit donc se poursuivre. Enfin, des travaux portant sur des méthodes de prélèvements adaptés pour le chlorure de vinyle restent également à réaliser.

## Références

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

Holton, C.; Luo, H.; Dahlen, P.; Gorder, K.; Dettenmaier, E.; Johnson, P. C. Temporal variability of indoor air concentrations under natural conditions in a house overlying a dilute chlorinated solvent groundwater plume. Environ. Sci. Technol. 2013,47, 13347–13354

Hosangadi V., Shaver B., Hartman B., Pound M., Kram M.L., Frescura C. 2017. High frequency continuous monitoring to track vapor intrusion resulting from naturally occurring pressure dynamics. Remediation, spring 2017

MTES (2017). Méthodologie nationale de gestion des sites et sols pollués. 19 avril 2017. [www.installationsclassees.developpement-durable.gouv.fr/Outils-de-gestion.html](http://www.installationsclassees.developpement-durable.gouv.fr/Outils-de-gestion.html)

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](http://www.fluxobat.fr)

Traverse S., Chastanet J., Hulot H., Gleize T., Richez F., Dorffer L., 2017. Projet TEMPAIR – partie 1. Variabilité temporelle des concentrations en PCE dans les gaz du sol et l'air intérieur. Mars 2017

Décret n° 2015-1000 du 17 août 2015 relatif aux modalités de surveillance de la qualité de l'air intérieur dans certains établissements recevant du public

Norme ISO 16017-1, Air intérieur, air ambiant et air des lieux de travail — Échantillonnage et analyse des composés organiques volatils par tube à adsorption/désorption thermique/chromatographie en phase gazeuse sur capillaire Partie 1: Échantillonnage par pompage

## Remerciements

Le consortium du projet CARACTAIR (*GINGER BURGEAP, IMT, TERA Environnement, Métropole de Lyon*) remercie l'ADEME, co-financeur du projet.

# Dimensionnement de systèmes de dépressurisation de sous-sol

## Projet BARIAIR - Protection des bâtiments contre les intrusions de polluants vers l'air intérieur

Juliette CHASTANET<sup>1\*</sup>, Sylvie TRAVERSE<sup>1</sup>, Philippe SECHET<sup>2</sup>, Cyrille BONAMY<sup>2</sup>, Aurélie LOUIS-NAPOLEON<sup>2</sup>, Marie LEMOINE<sup>1</sup>, Remy GILLET<sup>1</sup>,

1: GINGER BURGEAP, organisme et équipe de recherche, adresse, mail de l'auteur

2: LEGI, Université Grenoble-Alpes, Grenoble-INP, CNRS (UMR 5519) BP53, Domaine Universitaire, Grenoble Cedex 9. prenom.nom@univ-grenoble-alpes.fr

## Résumé

Les travaux présentés ont été réalisés dans le cadre du projet R&D BARIAIR. Ils s'intéressent aux systèmes de dépressurisation des sous-sols (SDS), un dispositif constructif qui permet de limiter les intrusions de polluants volatils depuis les sols vers l'air intérieur des bâtiments. Ces travaux visent à dimensionner de tel systèmes pour, in fine, améliorer leur efficacité. Pour cela, ont été réalisés des essais sur une plateforme expérimentale mettant en œuvre un SDS en situation contrôlée et des modélisations numériques multiphysiques à différentes échelles. Un outil de dimensionnement des SDS, sous forme d'une solution analytique, a ensuite été développé. Celui-ci permet de définir la géométrie du dispositif et les caractéristiques de l'extracteur d'air adaptées à chaque configuration (selon les caractéristiques du sol et le projet de construction). L'ensemble des résultats sont par ailleurs traduits en termes de recommandations pour le déploiement de ces SDS aux différentes phases de la vie de bâtiment (de la conception à l'exploitation).

## Introduction

La qualité de l'air intérieur est reconnue aujourd'hui comme un enjeu mondial de santé publique. La pollution volatile présente dans les terrains du fait d'un passif environnemental peut être une des sources potentielles de sa dégradation. En présence de pollutions volatiles résiduelles dans les sols, les bâtiments sont généralement construits avec des mesures constructives permettant de limiter les impacts sur la qualité de l'air intérieur.

Les travaux présentés ont été réalisés dans le cadre du projet R&D BARIAIR cofinancé par l'ADEME (APR PRIMEQUAL 2019). L'objectif de ce projet est de répondre au besoin grandissant de confiance dans l'efficacité des dispositifs constructifs, au regard de la dynamique forte de reconversion des terrains, des évolutions réglementaires (loi ALUR) et de la préoccupation sociétale sur la qualité de l'air et le changement climatique. Il s'intéresse spécifiquement à une mesure constructive de plus en plus déployée pour les immeubles, couplant une étanchéité par géomembrane et un système de dépressurisation actifs des sols sous dallage (SDS).

Le principe de ce dispositif repose sur la mise en dépression des sols sous la dalle par rapport à l'environnement intérieur du bâtiment. Elle est obtenue grâce à une extraction d'air (naturelle ou mécanique) sous son plancher. Le SDS est généralement couplé à un système d'étanchéité placé au-dessus du système de dépressurisation au niveau de la dalle pour bloquer les flux diffusifs. Pour des grands bâtiments, la mise en dépression doit être mécanique (à l'aide d'un extracteur) et la propagation de la dépression sous dalle est généralement générée par un réseau de drains. Se posent alors les questions suivantes :

- Comment dimensionner et garantir l'efficacité du SDS ?
- Dans un contexte de maîtrise des dépenses énergétiques, quelles sont les consommations associées ?

Pour répondre à ces questions, un outil analytique permettant de dimensionner les SDS a été développé. Celui-ci s'est appuyé sur des expérimentations mettant un œuvre un SDS en situation contrôlée et des modélisations numériques à différentes échelles.

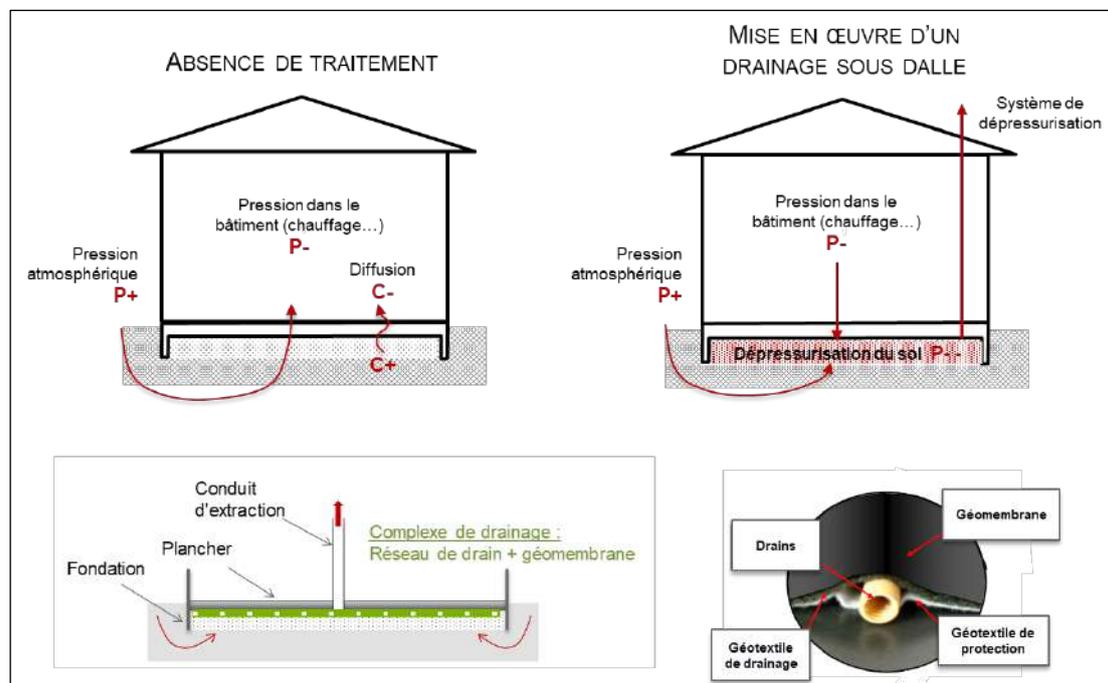


Figure 1 : Principe de système de dépressurisation actif sous dalle

# Matériel et méthodes

Le projet s'articule autour de :

- La mise en œuvre d'un système de dépressurisation des sols sur une plateforme expérimentale. Cette plateforme, de superficie 96 m<sup>2</sup>, a été mis en place sur un site orphelin mis à disposition par l'ADEME. Elle est constituée de remblais sur la partie superficielle des sols, de fondations en périphérie, d'un réseau de 14 drains connectés à des collecteurs et un extracteur d'air et enfin d'une géomembrane qui recouvre le dispositif et dont l'étanchéité est assurée au niveau des fondations. La mise en dépression générée par l'extraction d'air est suivi en différents points du système ; pression et débits sont ainsi mesurés dans les sols, les remblais, les drains et les collecteurs. A ces mesures aérauliques sont associées des mesures de polluants volatils à l'état initial et en cours d'extraction. Les essais sur cette plateforme visent à améliorer la compréhension du fonctionnement d'un tel dispositif et fournir un jeu de données permettant la validation de l'outil de dimensionnement ;



Figure 2 : Photo de la plateforme expérimentale

- Des simulations numériques des écoulements de gaz à différentes échelles, de l'échelle locale du drain à l'échelle globale de la plateforme, avec prise en compte de la turbulence quand cela est nécessaire. Ces modélisations ont été conduites au Laboratoire des Ecoulements Geophysiques et Industriels (LEGI) de l'université de Grenoble avec le logiciel multiphysique Openfoam. Ces modélisations visent à améliorer la compréhension des écoulements aux différentes échelles du système (influence des facteurs participant aux pertes de charge, interactions entre drains, ...) et aider à l'interprétation des essais conduits sur la plateforme expérimentale.
- Le développement d'un outil de dimensionnement du SDS (solution analytique sous Excel). Cet outil combine des lois débits-pression dans les milieux poreux (pour les sols, les remblais, le géotextile) et ce même type de loi dans les conduits (pour les drains, collecteur et conduit d'extraction). Il prend en compte la géométrie d'un SDS (réseau de drains connectés à un collecteur) en se basant sur des hypothèses simplificatrices sur les directions d'écoulement, la représentation des crépines de drain et la répartition des pertes de charge dans les drains. L'outil est conçu pour permettre de définir la géométrie du dispositif et les caractéristiques de l'extraction mécanique qui permettent d'assurer l'efficacité du système tout en s'adaptant aux caractéristiques du sol et au projet de construction.

Cet outil a ensuite été mis en œuvre dans différentes situations et, pour chacune d'entre elle, la consommation énergétique du (ou des) extracteur(s) a été calculée.

## Résultats et discussion

Parmi tous les essais réalisés sur la plateforme expérimentale (selon différents débits et en sollicitant différentes zones de la plateforme), huit ont été sélectionnés pour la comparaison aux modélisations et à l'outil de dimensionnement. Ces essais ont montré que la dépression est globalement homogène dans les drains et les remblais sous-jacent avec des variations locales pouvant aller jusqu'à quelques dizaines de pourcents. La comparaison des débits et des dépressions au niveau de l'extracteur des différents essais indique que le dispositif a globalement un comportement de milieu poreux (relation débit pression quasi linéaire) : les pertes de charge liées au milieu souterrain semblent ainsi prédominantes vis-à-vis des pertes de charge dans le SDS en lui-même.

Les modélisations numériques multiphysiques à l'échelle du drain mettent en évidence que :

- Les drains perforés (corrugués ou non) peuvent être modélisés par un milieu poreux équivalent, la perméabilité équivalente des drains reste cependant un paramètre de calage à définir pour chaque type de drain
- les perméabilités relatives entre les remblais et le sol joue un rôle important sur la distribution de l'écoulement sous la dalle (et donc sur l'optimisation de la capture des polluants en évitant les chemins préférentiels). Il faut privilégier un remblai plus perméable de l'ordre d'un facteur d'au moins 100 par rapport à la perméabilité du sol pour avoir un champ de pression homogène dans les remblais d'après les calculs
- La comparaison des simulations numériques avec l'outil analytique de dimensionnement permet de valider certaines hypothèses simplificatrices de ce dernier quant aux directions d'écoulement (planéité des lignes de courant dans un plan coupe vertical, écoulement strictement vertical dans les remblais, ...)

A l'échelle de la plateforme, la modélisation numérique permet de reproduire les champs de dépression dans les sols aux abords des drains et les débits mesurés dans le SDS. En particulier, l'alimentation des drains se fait globalement de manière uniforme sur tous les drains, des incertitudes subsistent sur de possibles effets de bords qui rend le modèle imprécis dans les zones les plus éloignées des drains (dans le sol). Ces modélisations sont très coûteuses en ressources numériques (simulation nécessitant plusieurs jours de calcul sur super-calculateur).

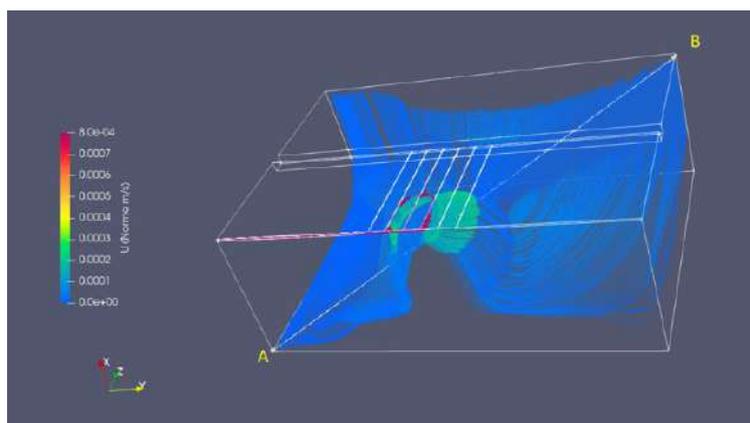


Figure 3 : Modélisation numérique des lignes de courant dans le sol sous un SDS

Si elles ne peuvent pas être utilisées pour des études paramétriques exhaustives ou pour la simulation de l'ensemble des essais réalisés sur la plateforme expérimentale, elles ont cependant permis de valider les hypothèses simplificatrices adoptées dans le modèle analytique.

L'outil analytique, une fois développé, a été comparé aux mesures réalisées sur la plateforme expérimentale. Il montre une bonne corrélation avec les débits et pressions mesurés au niveau du collecteur. La calibration du modèle analytique a consisté à ajuster la perméabilité équivalente des sols et uniquement celle-ci, les autres paramètres du modèle (coefficient de pertes de charge singulières, espacement inter-drains etc.) ayant un rôle mineur sur la calibration du modèle. Les perméabilités ajustées sont dans la gamme des perméabilités estimées sur la plateforme par des essais de pompage au gaz et à partir de l'interprétation globale des mesures débits – pression.

L'outil analytique a ensuite été appliqué à différentes configurations (plusieurs géométries de bâtiments, plusieurs géométries de SDS, plusieurs types de sols) et la consommation énergétique des extracteurs nécessaires a été calculée dans chacune d'entre elle.

## Conclusions et perspectives

Dans le cadre du projet BARIAIR, des essais sur une plateforme expérimentale et des modélisations numériques ont permis de mieux appréhender le fonctionnement d'un système de dépressurisation des sous-sols. Une solution analytique a ensuite été développée en se basant sur les deux volets précédents pour la prise en compte d'hypothèses simplificatrices et la validation du modèle. Ce modèle analytique, véritable outil de dimensionnement d'un SDS, permet de définir la géométrie du dispositif et les caractéristiques de l'extraction en fonction des configurations (types de terrain, caractéristiques du bâtiment, ...). Plus largement, les résultats du projet BARIAIR sont traduits en termes de recommandations opérationnelles pour le déploiement des SDS aux étapes de conception, de réception du chantier et de l'exploitation de bâtiments.

## Remerciements

Nous remercions l'ADEME pour avoir mis à disposition le site de la plateforme expérimentale et pour sa participation au financement du projet de Recherche & Développement BARIAIR. Nous remercions également TERAGEOS et TERA Environnement pour leur participation aux analyses en laboratoire et à la mise en place de la plateforme.

# Qualité de l'air intérieur : Impact de la biodégradation

## Projet CARACTAIR

Edith LARUE<sup>1\*</sup>, Juliette Chastanet<sup>1</sup>, Sylvie TRAVERSE<sup>1</sup>, David Pitaval<sup>1</sup>

<sup>1</sup>: GINGER BURGEAP, 19 rue de la Villette – 69003 Lyon, [e.larue@groupeginger.com](mailto:e.larue@groupeginger.com)

## Résumé

Un des objectifs du projet CARACTAIR est l'amélioration des pratiques concernant l'évaluation des expositions chroniques des populations de futurs bâtiments construits sur des sites à passif environnemental. Dans les outils de calcul (solutions analytiques) communément utilisés en France dans le cadre de ces études prospectives, la biodégradation aérobie des hydrocarbures dans les sols n'est généralement pas considérée bien qu'elle participe, dans de nombreux cas, à l'atténuation des impacts de pollutions en présence. La non prise en compte de ce phénomène peut conduire à des interprétations erronées des concentrations mesurées dans les gaz du sol avec pour incidence une estimation biaisée du transfert vers l'air intérieur d'un futur bâtiment. L'intégration de la biodégradation dans la conduite, l'interprétation des diagnostics, ainsi que dans l'évaluation prédictive des impacts des pollutions de sol permettrait de mieux estimer les besoins de gestion du site et en particulier les seuils de dépollution acceptable d'un point de vue sanitaire. Le projet vise ainsi à une amélioration des modèles analytiques de transport de polluant du sol vers l'air intérieur prenant en compte le phénomène de biodégradation afin de développer un modèle qui soit représentatif et accessible aux différents acteurs de la gestion des sites et sols pollués.

## Introduction

Aujourd'hui en France, la modélisation des transferts des polluants du sol vers l'air intérieur est généralement réalisée avec des solutions analytiques 1D prenant en compte le transport convectif et diffusif [1]. Le phénomène de biodégradation n'est généralement pas pris en compte bien qu'il participe, dans de nombreux cas, à l'atténuation des concentrations. La non prise en compte de la biodégradation aérobie peut conduire à une prédiction trop sécuritaire des impacts sur la qualité de l'air intérieur. L'intégration de la biodégradation tant dans la conduite et l'interprétation des diagnostics que dans l'évaluation prédictive des impacts des pollutions de sol permettrait pour les sites concernés de mieux estimer les coûts pouvant être nécessaires pour l'atteinte de seuil de dépollution acceptable d'un point de vue sanitaire. La biodégradation peut avoir un effet important sur les transferts de polluants volatils comme en témoignent plusieurs études [2], [3], [4]. Les facteurs d'atténuation entre les gaz du sol et l'air intérieur peuvent être ainsi diminués d'un à plusieurs ordres de grandeur grâce au mécanisme de biodégradation. Plusieurs modèles 1D, 2D et 3D ont été développés pour prendre en compte les différentes complexités liés aux phénomènes de transport réactif [5], [6], [7]. De manière générale, les modèles incluant la biodégradation aérobie optent pour un modèle basé sur la limitation en l'oxygène [8]. Les effets prépondérants impactant l'accès à l'oxygène sont la teneur en eau du sol [9], les effets dus aux hétérogénéités du sol [10], la respiration naturelle liée à la présence de matière organique [11], les

dimensions du bâtiment [12] mais aussi les effets de convection à travers le sol liés à la dépression du bâtiment [12], [13]. En effet, la plupart des modèles analytiques intégrant la biodégradation utilisent – quand le transfert par convection est considéré - l’approche de Johnson & Ettinger [1] pour l’évaluation du flux aéraulique entrant dans le bâtiment, c’est-à-dire que cette convection se fait uniquement via les fissures de retrait périphérique du dallage [1], [5]. Rappelons que cette configuration correspond à un mode de construction spécifique (dallage indépendant) alors qu’en pratique, d’autres modalités de soubassement peuvent être rencontrées, par exemple avec la présence d’un vide sanitaire [14], ou une dalle portée [15]. Dans ce projet, nous proposons un modèle analytique 1D prenant en considération des sources d’oxygène et voies convectives innovantes dans le but d’être mis en œuvre par les acteurs de la gestion des sites et sols pollués.

## Matériel et méthodes

Nous basons notre approche sur le modèle de Verginelli et al., 2011 qui est un modèle analytique 1D résolvant des équations de diffusion de vapeurs d’hydrocarbures dans le sol avec une réaction aérobie. Les équations de transport d’oxygène dans le sol sont également résolues en reprenant le principe que l’accès à l’oxygène est limité, i.e. avec un seuil de concentration pour l’activité de biodégradation, appelé  $C_{O_2,thres}$ . Le schéma modélisé est illustré à la Figure 1. Une source située dans la nappe à  $L$  m de profondeur et un du bâtiment localisé au droit de cette source avec une dalle fissurée. Le débit aéraulique à travers la dalle est estimé en suivant le modèle de Johnson & Ettinger. Pour l’oxygène, le modèle repose sur l’égalisation de :

- l’apport en oxygène (flux) exprimé avec un terme diffusif et un terme convectif, ce dernier en lien avec la vitesse du vent à la surface du sol ;
- la demande en oxygène représentée par un modèle d’ordre 1 pour la réaction et qui tient compte de de la respiration naturelle du sol.

L’égalisation de ces deux termes se fait de manière itérative en ajustant la profondeur de la zone aérobie notée  $L_a$  sur la Figure 1.

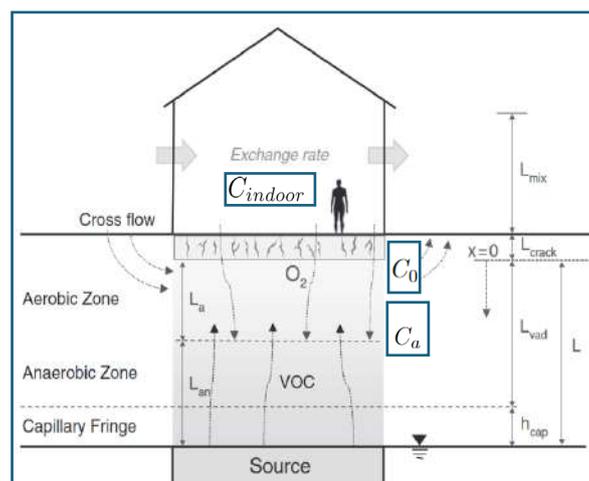


Figure 1 : Schéma des transferts dans le modèle de Verginelli et al., 2011.

Le modèle (version a) a d’abord été codé puis comparé aux résultats de la publication de Verginelli et al. pour validation. Une fois validé, l’expression d’apport en oxygène est modifiée selon la formulation proposée par Verginelli et al., 2014 ; dans celle-ci l’apport en oxygène se fait uniquement par diffusion et les autres éléments du modèle (modèle aéraulique de Johnson & Ettinger, demande en oxygène sur la

base d'une réaction d'ordre 1, etc.) sont inchangés par rapport au modèle de Verginelli et al, 2011. Comme lors de l'étape précédente, ce modèle (version *b*) est également codé pour comparaison aux résultats des articles précités et au modèle précédent. Enfin, nous proposons une nouvelle version du modèle avec la modification :

- du débit aéralique en adoptant la formulation proposée par Diallo, 2015 [16] modifiée dans la configuration d'une dalle portée ;
- de l'apport en oxygène qui prend en compte la diffusion et la convection dans le sol.

Ce modèle est comparé aux 2 modèles précédents à travers des tests de sensibilité sur l'effet de la concentration à la source, la profondeur de la source et la taille du bâtiment, entre autres. Ces tests mesurent l'évolution du coefficient d'atténuation  $\alpha$  qui correspond au rapport entre la concentration dans l'air intérieur du bâtiment et celle à la source. Le modèle analytique 1D développé est aussi comparé à une modélisation numérique 2D des transferts gazeux (réalisée avec le logiciel Modflow-Surfact) pour différents taux de biodégradation et types de sols.

## Résultats

La Figure 2 illustre l'évolution de  $\alpha$  (rapport entre la concentration dans l'air intérieur du bâtiment et celle à la source) pour les trois modèles, en noir le modèle de Verginelli et al., 2011, en rouge le modèle de Verginelli et al., 2014 et en vert le modèle proposé à l'issue du projet (noté Ginger 2024 sur la figure suivante). La profondeur de la source est ici fixée à 3 mètres. Le tableau sur la gauche illustre les valeurs des flux d'oxygène et d'hydrocarbure dans le sol. On peut voir que l'atténuation estimée avec le nouveau modèle est similaire à celle des autres modèles pour les faibles concentrations mais diffère des autres modèles pour les fortes concentrations. Les valeurs de  $La$  (profondeur de la zone aérobie) diffèrent également aux fortes concentrations selon les modèles.

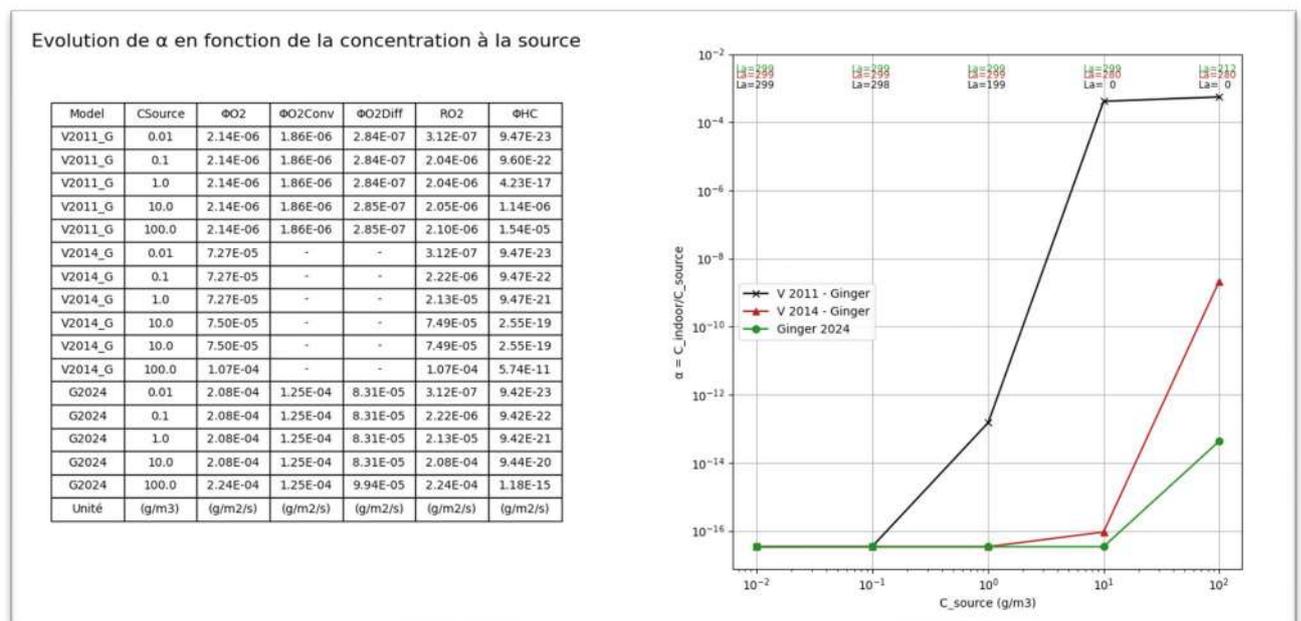


Figure 2 : Évolution du coefficient d'atténuation en fonction de la concentration à la source (en noir le modèle de Verginelli et al 2011, en rouge le modèle de Verginelli et al 2014 et en vert le nouveau modèle proposé GINGER 2024. Source projet CARACTAIR.

La comparaison avec un modèle numérique 2D (CFD) illustrée ci-dessous montre des flux d'hydrocarbures vers le bâtiment dans les mêmes ordres de grandeur entre le modèle numérique 2D et le modèle analytique développé. Le flux d'hydrocarbures vers l'air intérieur du bâtiment est très

dépendant de la constante de biodégradation  $\lambda$ , dans la Figure 3 ci-dessous, le  $\lambda$  à  $1e^{-11} \text{ j}^{-1}$  correspond à l'absence de biodégradation aérobie. Ainsi, la présence de biodégradation peut conduire, d'après ces modélisations, à une atténuation des flux de polluants volatils de 1 à plusieurs ordres de grandeur et ce en fonction de la constante de biodégradation retenue.

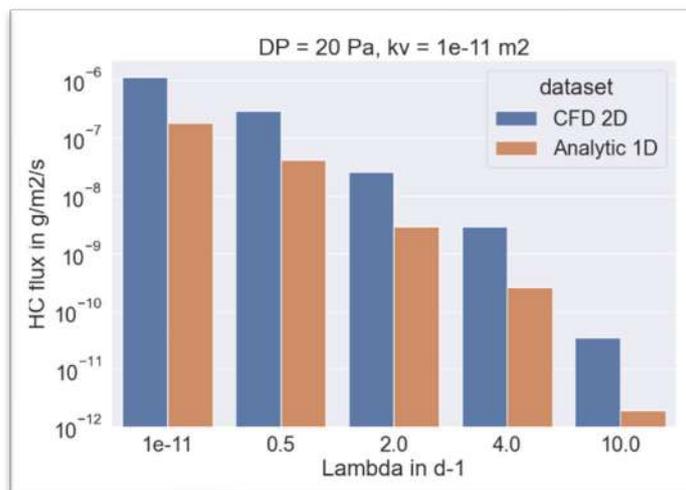


Figure 3 : Évolutions des flux d'hydrocarbures vers l'air intérieur avec le taux de biodégradation  $\lambda$  calculés avec un modèle CFD 2D et le modèle analytique 1D développé par GINGER

## Conclusions et perspectives

De manière générale, le modèle analytique développé dans le cadre du projet CARACTAIR suit la même tendance que le modèle de Verginelli et al., 2014, ce qui indique que notre approche est cohérente avec la littérature. La comparaison de ce modèle avec le modèle CFD montre également une bonne cohérence des résultats. Le modèle sera ensuite comparé à des mesures expérimentales réalisées sur des sites pollués. Cette comparaison et les différents tests de sensibilité sur le modèle permettront de mettre en évidence les paramètres majeurs nécessaires à la calibration du modèle et seront traduits en recommandations vis-à-vis, d'une part, de la conduite des diagnostics pour la caractérisation des gaz du sol et, d'autre part, de la mise en œuvre de modèle de biodégradation dans les calculs de transfert de pollution gazeuse vers l'air intérieur. Il est visé en fin de projet, que ce modèle soit intégré dans une interface pour son utilisation par les professionnels de la gestion des sites et sols pollués.

## Références

- [1] P. C. Johnson et R. A. Ettinger, « Heuristic model for predicting the intrusion rate of contaminant vapors into buildings », *Environ. Sci. Technol.*, vol. 25, n° 8, p. 1445-1452, août 1991, doi: 10.1021/es00020a013.
- [2] G. DeVuall, R. Ettinger, et J. Gustafson, « Chemical Vapor Intrusion from Soil or Groundwater to Indoor Air: Significance of Unsaturated Zone Biodegradation of Aromatic Hydrocarbons », *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*, vol. 11, n° 4, p. 625-641, juill. 2002, doi: 10.1080/20025891107195.
- [3] U. Fischer, R. Schulin, et M. Keller, « Experimental and Numerical Investigation of Soil Vapor Extraction », *Water Resources Research*, vol. 32, n° 12, p. 3413-3427, 1996, doi: 10.1029/95WR02668.
- [4] M. A. Lahvis, A. L. Baehr, et R. J. Baker, « Quantification of aerobic biodegradation and volatilization rates of gasoline hydrocarbons near the water table under natural attenuation conditions », *Water Resources Research*, vol. 35, n° 3, p. 753-765, 1999, doi: 10.1029/1998WR900087.
- [5] L. D. V. Abreu, « A transient three dimensional numerical model to simulate vapor intrusion into buildings - ProQuest », 2005. Consulté le: 6 septembre 2022. [En ligne]. Disponible sur: <https://www.proquest.com/openview/b434173fabf994b1a37f1?pq-origsite=gscholar&cbl=18750&diss=y>
- [6] Y. Yao, R. Shen, K. G. Pennell, et E. M. Suuberg, « A Review of Vapor Intrusion Models », *Environ. Sci. Technol.*, vol. 47, n° 6, p. 2457-2470, mars 2013, doi: 10.1021/es302714g.
- [7] I. Verginelli et R. Baciocchi, « Modeling of vapor intrusion from hydrocarbon-contaminated sources accounting for aerobic and anaerobic biodegradation », *Journal of Contaminant Hydrology*, vol. 126, n° 3-4, p. 167-180, nov. 2011, doi: 10.1016/j.jconhyd.2011.08.010.
- [8] I. Verginelli et Y. Yao, « A Review of Recent Vapor Intrusion Modeling Work », *Groundwater Monitoring & Remediation*, vol. 41, n° 2, p. 138-144, 2021, doi: 10.1111/gwmr.12455.
- [9] G. B. Davis, J. L. Rayner, M. G. Trefry, S. J. Fisher, et B. M. Patterson, « Measurement and Modeling of Temporal Variations in Hydrocarbon Vapor Behavior in a Layered Soil Profile », *Vadose Zone Journal*, vol. 4, n° 2, p. 225-239, 2005, doi: 10.2136/vzj2004.0029.
- [10] M. G. Trefry, J. Öhman, et G. B. Davis, « A simple numerical approach for assessing coupled transport processes in partitioning systems », *Applied Mathematical Modelling*, vol. 25, n° 6, p. 479-498, mai 2001, doi: 10.1016/S0307-904X(00)00063-9.
- [11] G. E. DeVuall, « Indoor Vapor Intrusion with Oxygen-Limited Biodegradation for a Subsurface Gasoline Source », *Environ. Sci. Technol.*, vol. 41, n° 9, p. 3241-3248, mai 2007, doi: 10.1021/es060672a.
- [12] L. D. V. Abreu et P. C. Johnson, « Simulating the Effect of Aerobic Biodegradation on Soil Vapor Intrusion into Buildings: Influence of Degradation Rate, Source Concentration, and Depth », *Environ. Sci. Technol.*, vol. 40, n° 7, p. 2304-2315, avr. 2006, doi: 10.1021/es051335p.
- [13] I. Verginelli et R. Baciocchi, « Modeling of vapor intrusion from hydrocarbon-contaminated sources accounting for aerobic and anaerobic biodegradation », *Journal of Contaminant Hydrology*, vol. 126, n° 3-4, p. 167-180, nov. 2011, doi: 10.1016/j.jconhyd.2011.08.010.
- [14] M. F. W. Waitz, J. I. Freijer, P. Kreule, et F. A. Swartjes, « The VOLASOIL risk assessment model based on CSOIL for soils contaminated with volatile compounds », National Institute of Public Health and the Environment, 1996. Consulté le: 7 février 2024. [En ligne]. Disponible sur: <https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/715810014.html>
- [15] J. Bakker, J. P. A. Lijzen, et H. J. van Wijnen, « Site-specific human risk assessment of soil contamination with volatile compounds », 2009.
- [16] T. M. O. Diallo, « Impact des polluants gazeux du sol sur la qualité de l'air intérieur des bâtiments », 2015.

## Remerciements

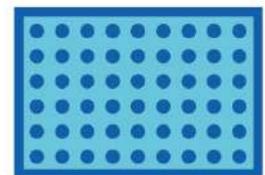
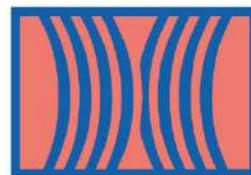
Le consortium du projet CARACTAIR remercie l'ADEME, co-financeur du projet.

## COMMUNICATIONS ORALES

# 5<sup>e</sup> RENCONTRES NATIONALES

de la Recherche sur  
les sites et sols pollués

**04 et 05 février 2025 - Paris**



**Recueil des résumés**  
ATELIER 2B : Transfert  
des pollutions dans les sols  
(en zone non saturée/saturée)

En partenariat avec :



# Atelier 2B

---

## Transfert des pollutions dans les sols (en zone non saturée/saturée)

[Compréhension des mécanismes et transferts de polluants]

### Infiltration des eaux pluviales et pollutions résiduelles dans les sols 3

Projet INFUSE

### Anticiper le relargage des ETM des sédiments gérés à terre 9

une nouvelle méthodologie basée sur des tests d'altération contrôlée

### Pilot scale monitoring of three phase displacement 13

Responding to water level fluctuations and pumping: 3D three-phase flow experiments and simulations

### Apport de la modélisation pour la gestion d'une pollution 16

Ou l'estimation de la durée d'atténuation de source aide au choix et dimensionnement du traitement

# Infiltration des eaux pluviales et pollutions résiduelles dans les sols

## Projet INFUSE

**Marie LEMOINE<sup>1</sup>, Sofia BOUARAFA<sup>2</sup>, David PITAVALL<sup>1</sup>, Jean-Marie COME<sup>1</sup>, Somar KASKA<sup>2</sup>, Corinne LE GAL LA SALLE<sup>2</sup>, Jean-Paul MOURIER<sup>3</sup>, Jean-Michel MONIER<sup>4</sup>, Paul FOSSE<sup>4</sup>, Marie FRASCONE<sup>5</sup>**

1: GINGER-BURGEAP, Département R&D, 19 rue de la Villette 69425 Lyon Cedex 03, m.lemoine@groupeginger.com

2: Laboratoire Chrome, Université de Nîmes, rue du Dr Salan 30021 Nîmes Cedex 01, corinne.legallasalle@unimes.fr

3: GINGER CEBTP, Département R&D, 16 All. Prométhée, 28000 Chartres, jm.come@groupeginger.com

4: HYDREKA, Département R&D, 51 Avenue Rosa Parks, 69009 Lyon, jmonier@hydreka.fr

5: GRAND LYON, Département R&D, 51 Avenue Rosa Parks, 69009 Lyon, jmonier@hydreka.fr

## Résumé

Le projet INFUSE, co-financé par l'ADEME (2022-2025), vise à développer une méthodologie permettant d'évaluer les risques associés à l'infiltration des eaux pluviales dans des sols présentant des pollutions résiduelles. Ce projet met en œuvre une approche intégrée pour étudier les mécanismes de transfert et de relargage des contaminants depuis les sols urbains jusqu'aux eaux souterraines, avec d'une part, un volet expérimental via une noue d'infiltration instrumentée pour le suivi des paramètres physico-chimiques et la caractérisation des eaux pluviales entrant dans l'ouvrage, des eaux gravitaires en zone non saturée et des eaux souterraines et d'autre part, un volet de modélisation analytique et numérique 3D. A ce stade, les résultats expérimentaux rendent déjà compte du rôle de filtre et/ou d'accumulateur d'éléments chimiques.

## Introduction

Aujourd'hui, les grandes métropoles souhaitent favoriser l'infiltration des eaux pluviales au plus près de la source, et désimperméabiliser les sols urbains, souvent dégradés. Néanmoins, cette politique d'aménagement n'est pas sans risque pour la qualité des eaux souterraines. Bien qu'elles n'aient pas été définies spécifiquement pour répondre à cet enjeu, les valeurs ASPITET et valeurs seuils ISDI sont utilisés comme valeurs de référence de la qualité des sols vis-à-vis de l'infiltration. En cas de dépassement des valeurs seuils, l'infiltration au plus près de la source est généralement écartée.

Le projet INFUSE cherche à répondre au déficit de méthodologies dédiées en développant un outil d'aide à la décision. Le projet INFUSE comprend un volet expérimental, via un suivi sur 12 mois (*en cours*) d'une noue d'infiltration construite sur des sols présentant des impacts résiduels (MTX, HCT, HAP). Elle est instrumentée pour suivre des paramètres physico-chimiques susceptibles de modifier la mobilité des polluants et caractériser les eaux pluviales entrant dans l'ouvrage, les eaux gravitaires en ZNS et les eaux souterraines. Il comprend également un volet de modélisation analytique et numérique 3D (*à venir*), visant à construire un outil d'aide à la décision, permettant d'évaluer les transferts de polluants depuis les sols vers la nappe en tenant compte des paramètres mesurés lors des diagnostics et du système d'infiltration.

# Matériel et méthodes

Le site pilote est situé en milieu urbain. Des études préalables de la qualité des sols ont mis en évidence des lithologies perméables, compatibles avec l'aménagement d'un ouvrage d'infiltration (sables, limons argileux et graves principalement). Au droit de l'ouvrage expérimental, des indices organoleptiques de pollution ont été constatés. Des analyses en laboratoire ont montré des impacts résiduels en métaux, HAP et HCT. Les métaux concernés (As, Cd, Hg, Pb, Se et Zn) présentent jusqu'à 2 mg/TN des concentrations sur brut dans la gamme des fortes anomalies naturelles ASPITET voire supérieures à ces gammes (Cu). Les HAP et HCT sont quantifiés à l'état de traces (respectivement jusqu'à 37.7 mg/kg MS et 90.1 mg/kg MS).

Sur la base d'une enquête réalisée auprès de différentes métropoles françaises, il a été mis en évidence qu'en terme d'ouvrages d'infiltration, les ouvrages à ciel ouvert de type noue étaient largement privilégiés. Le volet expérimental a donc, dans un premier temps, consisté à mettre en œuvre une étude hydraulique (essais Porchet) et hydrodynamique (méthode BEST) puis à dimensionner et construire une noue d'infiltration (10 m x 6 m) permettant de recueillir les eaux de ruissellement issues de trois surfaces distinctes (325 m<sup>2</sup> d'espaces verts, 348 m<sup>2</sup> de toitures, 860 m<sup>2</sup> de voies de circulation).

Dans le but de mieux appréhender les mécanismes d'écoulement et de transport et leurs facteurs déterminants, notamment la sorption et le relargage des polluants entre les différentes phases en ZNS, le suivi se décline en trois axes:

- Suivi des niveaux d'eau, pour évaluer les volumes d'eau entrant dans l'ouvrage d'infiltration suite à un épisode pluvieux, suivre en temps réel l'évolution de l'alimentation du drain ZNS en eau, et évaluer l'impact quantitatif de l'infiltration en aval de l'ouvrage ;
- Suivi de la qualité des eaux, pour établir un bilan quantitatif des composés d'intérêt lors du processus d'infiltration dans la ZNS, puis en aval de l'ouvrage dans la nappe souterraine et préciser ainsi la (re)mobilisation des composés résiduels présents dans les sols et/ou la sorption de composés présents dans les eaux de ruissellement.
- Suivi des paramètres physico-chimiques afin d'identifier les paramètres influents sur la mobilité des polluants dans la ZNS.

La figure suivante présente une schématisation de la plateforme expérimentale.

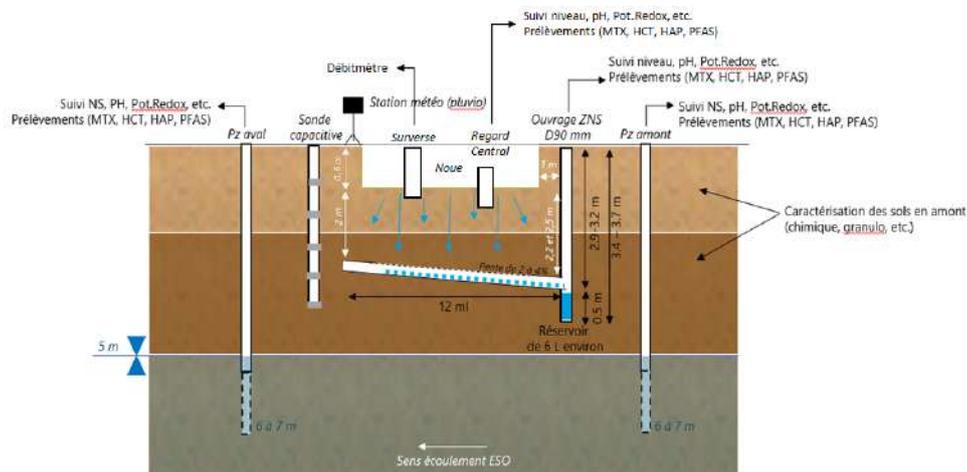


Figure 1 : Plateforme expérimentale INFUSE : noue d'infiltration et instrumentation de suivi



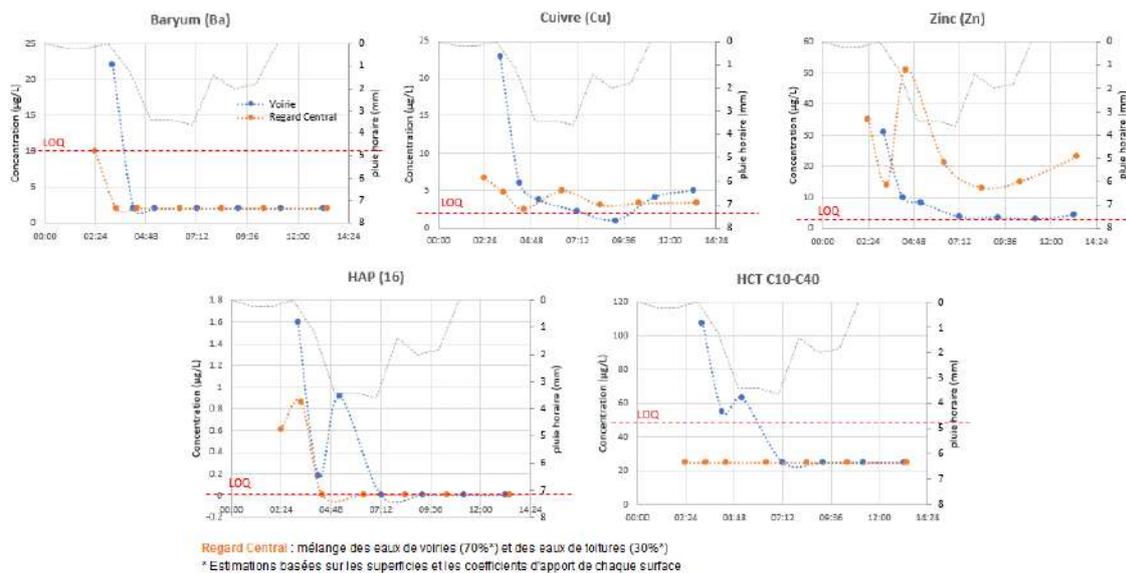


Figure 3 : Evolution des concentrations des MTX, HAP et HCT dans les eaux de ruissellement lors de l'épisode du 10/03/2024

Dans la ZNS, différents comportements sont observés selon les composés considérés. Certains composés initialement présents dans les sols de la zone non saturé comme l'Arsenic (As), sont quantifiés dans les eaux gravitaires (drain ZNS). Les concentrations mesurées sont supérieures aux concentrations mesurées dans les eaux de ruissellement, suggérant un phénomène de lessivage et donc de transfert vers les eaux souterraines. A noter que les concentrations en Arsenic dans les eaux gravitaires augmentent tout au long de l'épisode. En revanche, d'autres composés tel que le Cuivre (Cu) et le Zinc (Zn) présentent des concentrations dans les eaux gravitaires inférieures aux concentrations dans les eaux de ruissellement. Les sols agiraient comme un filtre, les mécanismes de sorption seraient prédominants. L'évolution des concentrations des métaux entre le premier et le dernier échantillon (sur une période de 35 minutes d'infiltration) montre un abattement allant jusqu'à 40 % pour certaines molécules telles que le molybdène et le baryum.

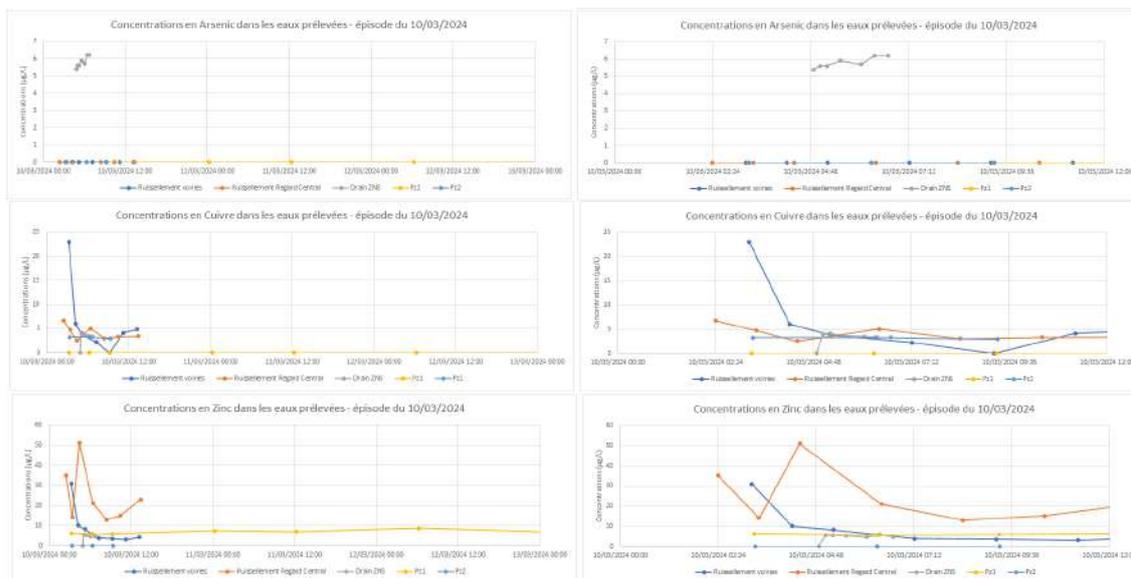


Figure 3 : Evolution des concentrations des MTX, HAP et HCT dans les eaux gravitaires lors de l'épisode du 10/03/2024

		Pluie 10/03/2024		
		Concentrations (µg/L)	[ZNS -Ruiss.] (µg/L)	% de variation par rapport au Ruiss. Entrant
Antimoine (Sb)	Ruiss.	<5		
	ZNS	7.59	>2.59	>52%
Molybdène (Mo)	Ruiss.	<2		
	ZNS	5.29	>3.2	>168%
Baryum (Ba)	Ruiss.	10.00		
	ZNS	17.43	7.43	74%
Cadmium (Cd)	Ruiss.	0.12		
	ZNS	0.62	0.5	419%
Arsenic (As)	Ruiss.	<5		
	ZNS	3.80	>0.8	>16%
Cuivre (Cu)	Ruiss.	4.09		
	ZNS	3.63	-0.45	-11%
Chrome (Cr)	Ruiss.	<2		
	ZNS	<2	0	0%
Zinc (Zn)	Ruiss.	24.57		
	ZNS	5.18	-19.39	-79%

Rouge: désorption  
Vert: sorption

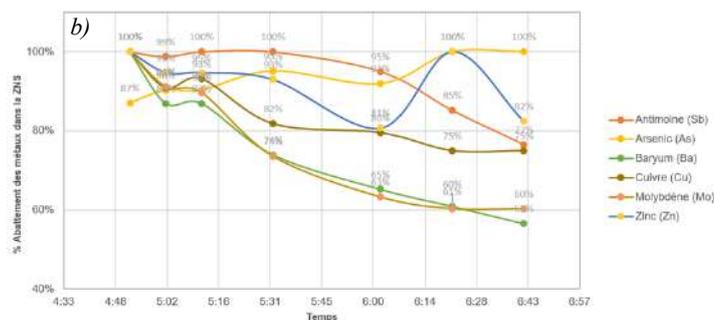


Figure 4 : a) Pourcentage de sorption et de désorption des métaux entre le ruissellement et les eaux de la ZNS  
b) Courbes d'abattement des métaux dans la ZNS au cours de l'épisode du 10/03/2024

En ce qui concerne les HAP et HCT (C10-C40), bien que quantifiés dans les eaux de ruissellement, leurs concentrations dans les eaux gravitaires restent inférieures aux limites de quantification, suggérant que les ~2 mètres de ZNS au-dessus du drain jouent un rôle de filtration efficace pour ces composés.

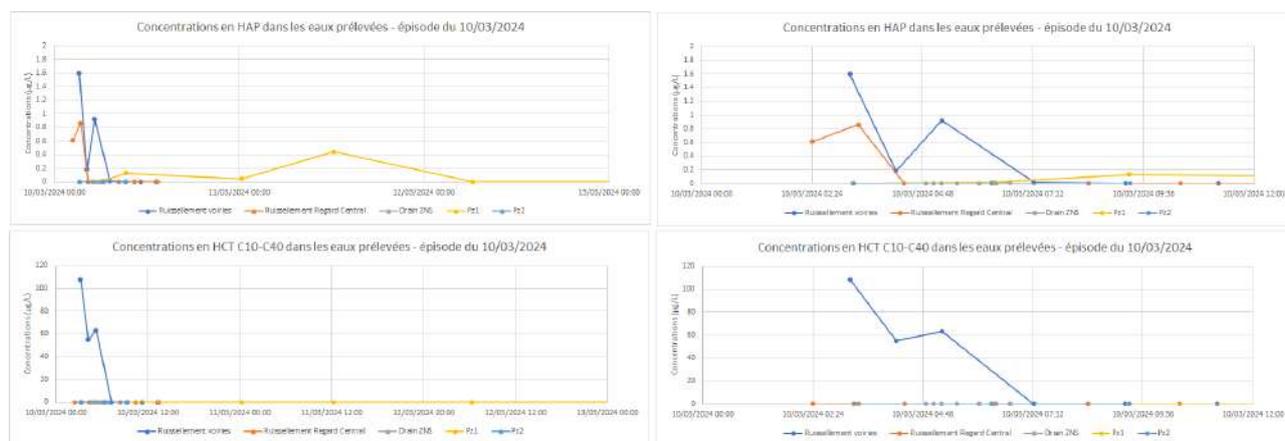


Figure 5 : Evolution des concentrations des MTX, HAP et HCT dans les eaux de ruissellement lors de l'épisode du 10/03/2024

Concernant l'impact de l'ouvrage d'infiltration sur la nappe souterraine en aval, aucune conclusion définitive n'a pu être tirée jusqu'à présent. Des investigations complémentaires sont en cours, incluant l'installation de nouveaux piézomètres pour encadrer l'ouvrage et mieux comprendre le sens de l'écoulement, fortement influencé par la proximité du Rhône sur la zone d'étude.

## Conclusions et perspectives

À ce stade, les données disponibles ne permettent pas encore de tirer de conclusions sur les transferts. D'ici décembre 2024 (fin du suivi), six épisodes pluvieux supplémentaires seront caractérisés. Les résultats de ce suivi fourniront une base solide pour estimer les flux volumiques et massiques transitant entre la noue et le drain ZNS (situé à environ 2 m du fond de la noue), puis entre le drain et la nappe souterraine (environ 4 m). Ces données, combinées à une analyse des conditions environnementales (intensité de la pluie, teneur en eau du sol, température de l'eau et de l'air, pH du ruissellement, potentiel Redox, etc.), permettront d'identifier les scénarios maximisant le risque de relargage des polluants et guideront des recommandations concernant la faisabilité de l'infiltration dans des sols urbains présentant une pollution diffuse générée par un historique industriel. Les résultats de ce travail permettront *in fine* de calibrer les paramètres de transfert dans le modèle numérique qui sera développé, notamment le coefficient de diffusion/dispersion, et de modéliser chaque composé en prenant en compte ses propriétés intrinsèques telles que sa solubilité, son coefficient de distribution  $K_d$  et/ou son potentiel de biodégradation. Cette calibration se basera sur l'évolution des concentrations observées au cours des trois étapes d'infiltration : dans le ruissellement d'eau en surface, dans la ZNS et dans la nappe.

# Remerciements

Cette étude a été réalisée dans le cadre du projet INFUSE cofinancé par l'ADEME (APR GESIPOL 2020) : GINGER BURGEAP, GINGER CSTB, Laboratoire Chrome – Université de Nîmes, HYDREKA, GRAND LYON.

# Anticiper le relargage des ETM des sédiments gérés à terre

## une nouvelle méthodologie basée sur des tests d'altération contrôlée

**Aline Coftier<sup>1\*</sup>, Nicolas Devau<sup>2</sup>, Philippe Bataillard<sup>3</sup>, Samuel Coussy<sup>4</sup>**

<sup>1\*</sup> : Unité Sites, Sols et Sédiments Pollués, BRGM, 3 av. Claude Guillemin - BP 36009 - 45060 ORLÉANS Cedex 2, a.coftier@brgm.fr

<sup>2</sup> : Unité Gestion de la ressource en eau, BRGM, 3 av. Claude Guillemin - BP 36009 - 45060 ORLÉANS Cedex 2, n.devau@brgm.fr

<sup>3</sup> : Direction de l'Eau, de l'Environnement, des Procédés et Analyses, BRGM, 3 av. Claude Guillemin - BP 36009 - 45060 ORLÉANS Cedex 2, p.bataillard@brgm.fr

<sup>4</sup> : Unité Sites, Sols et Sédiments Pollués, BRGM, 3 av. Claude Guillemin - BP 36009 - 45060 ORLÉANS Cedex 2, s.coussy@brgm.fr

## Résumé

En France, la gestion à terre des sédiments est vouée à augmenter suite à l'entrée en vigueur, depuis le 1<sup>er</sup> janvier 2025, de l'article 85 de la loi du 20 juin 2016 sur l'économie bleue interdisant l'immersion des sédiments considérés comme pollués. Or, les sédiments anoxiques, lorsqu'ils sont amenés à terre et placés en conditions oxydantes, sont réactifs. Cette réactivité peut avoir des conséquences sur la mobilité des métaux et métalloïdes (ETM). Pour augmenter la quantité de sédiments gérés à terre, il est donc essentiel de disposer de méthodes permettant d'anticiper les relargages d'ETM pouvant résulter de ces transformations. Cette étude propose une méthode interdisciplinaire, combinant expérimentation en cellules humides et modélisation, pour anticiper l'évolution géochimique des sédiments. Elle montre que, pour un ETM donné, les mécanismes géochimiques sont les mêmes pour tous les sédiments testés mais que les variations de leur intensité peuvent conduire à des résultats différents selon les sédiments.

## Introduction

Chaque année, l'activité de dragage en France déplace environ 1,8 million de m<sup>3</sup> de sédiments dans les rivières du domaine public fluvial (CEREMA, 2021) et environ 50 millions de m<sup>3</sup> dans les milieux portuaires et estuariens (CEREMA, 2020). Environ 40 % des sédiments fluviaux sont gérés sur terre. Pour les sédiments marins, seuls quelques pour cent du volume total dragué sont amenés à terre, mais cela représente des centaines de milliers de m<sup>3</sup>, en raison des énormes volumes concernés. Ces quantités devraient encore augmenter dans les années à venir suite à l'entrée en vigueur, depuis le 1<sup>er</sup> janvier 2025, de l'article 85 de la loi du 20 juin 2016 sur l'économie bleue interdisant l'immersion des sédiments considérés comme pollués.

Sauf application spécifique, il n'existe pas en France de guide méthodologique national spécifique aux sédiments de dragage permettant de valoriser à terre ces matériaux tout en assurant l'innocuité environnementale et sanitaire de l'opération. Les sédiments sont notamment exclus des guides de valorisation des terres excavées en raison de leur réactivité chimique probable, provoquée par leur soudaine exposition aux conditions atmosphériques oxydantes. Plusieurs études ont effectivement montré que l'oxydation, consécutive à leur dépôt à terre, de sédiments de dragage contaminés par des métaux favorisait le relargage

de certains de ces éléments tels que le Zn ou le Cd (Stephens et al., 2001; Cappuyns and Swenneb, 2005; King et al., 2006; Hartley and Dickinson, 2010).

Pour augmenter la quantité de sédiments gérés à terre, il est donc essentiel de disposer de méthodes permettant de quantifier les niveaux de libération de contaminants pouvant résulter de ces transformations biogéochimiques. Les méthodes actuelles ne sont pas adaptées. Elles sont généralement basées sur des tests de lixiviation en batch, comme la norme EN 12457-2, qui visent à atteindre un équilibre solide/solution après 24 heures de contact, ou, plus rarement, sur des tests en colonne, comme la norme EN 14405, qui visent à épuiser le pool soluble en éluant l'échantillon solide à une vitesse constante. Les contraintes imposées lors de ces tests sont toutefois éloignées des conditions environnementales rencontrées sur le terrain et ne permettent pas la mise en place de conditions physico-chimiques favorisant les processus biogéochimiques, catalysés par l'activité microbiologique, qui contrôlent le relargage des métaux sur une longue durée.

L'étude proposée ici vise à comprendre et à prédire la dynamique de libération à long terme des éléments traces métalliques et métalloïdes (ETM) à partir d'un panel de sédiments variés.

## Matériel et méthodes

Cette étude repose sur des essais de vieillissement accéléré en cellules humides, décrits dans la norme ASTM D 5744 – 96 et adaptés pour les sédiments. Il s'agit d'une méthode d'altération cinétique, qui consiste à soumettre des échantillons solides à des périodes successives d'humidification et de séchage afin d'accélérer la vitesse d'altération naturelle et la formation de phases minérales secondaires. Elle permet de collecter et d'analyser les lixiviats tout au long de l'expérience. Les conditions expérimentales sont similaires à celles observées en conditions réelles dans les sédiments mis en dépôt mais avec des cycles d'humidification-séchage plus rapides. Chaque cycle d'humidification-séchage dure 7 jours et se décompose en 3 étapes : (1) circulation d'air sec à travers l'échantillon pendant 3 jours, (2) circulation d'air humide (100%) pendant 3 jours, (3) saturation en eau pendant le 7<sup>ème</sup> jour avant la collecte des lixiviats pour analyse. Le protocole comprend 20 cycles, de sorte que la durée totale du test est de 4 mois. Dans le cadre de cette étude, sept sédiments différents, d'origine marine (MR1 à 4) et continentale (LD1 à 3), présentant des caractéristiques physico-chimiques variées, ont été soumis à ces essais de vieillissement.

Ces essais sont couplés à une modélisation thermo-statistique, qui prend en compte les processus géochimiques et permet de décomposer les séries temporelles de l'essai d'altération contrôlée. Cette modélisation permet de prédire les concentrations en ETM dans les lixiviats et d'identifier les paramètres géochimiques (par exemple, le pool d'ETM associés à la matière organique, les oxydes de Fe et d'Al, etc.) jouant un rôle significatif pour expliquer l'évolution des concentrations en ETM au cours de l'essai. Le cadre de modélisation développé comporte 3 étapes : (1) le prétraitement des données, incluant le calcul de la spéciation des métaux dans chaque solution de lixiviation pour chacun des 7 métaux/métalloïdes (réalisé avec le code géochimique phreeqc), (2) la modélisation des données, par régression non linéaire multiparamétrique basée sur l'utilisation de « splines » adaptée pour pouvoir traiter les spécificités des résultats de nos expériences (autocorrélation temporelle des données, variabilité inter-sédiments, nature ordinale et cardinale des paramètres explicatifs, etc.) et (3) le post-traitement des données, incluant un diagnostic du modèle (robustesse et efficacité) et le calcul de la part de variance expliquée par chaque paramètre d'entrée du modèle.

## Résultats et discussion

De manière générale, les concentrations en ETM dans les lixiviats diminuent au cours de l'expérience, sauf pour certains couples sédiment/ETM. Cependant, la forme et la pente de la courbe de percée varie en fonction du couple sédiment/ETM. Le modèle prédit avec précision les changements de concentration dans les lixiviats pour l'ensemble des ETM ( $R^2$  compris entre 0,88 et 0,96), avec toutefois une légère surestimation pour certaines mesures.

A titre d'illustration, les courbes de percée obtenues pour l'arsenic dans le cadre des expériences de vieillissement en laboratoire sont présentées en Figure 1. Pour les 7 sédiments testés, la concentration dans les lixiviats montre une diminution rapide pendant les 3 à 5 premiers cycles d'expérience, puis, passée cette décroissance initiale, les courbes de percée diffèrent en fonction des sédiments : les concentrations dans les lixiviats sont stables pour 2 sédiments marins (MR3, MR4) et 2 sédiments continentaux (LD1, LD2), les concentrations sont instables pour le sédiment marin MR1, et les concentrations augmentent pour le sédiment marin MR2 et le sédiment continental LD3, de manière plus marquée pour le sédiment MR2 que le sédiment LD3. Le modèle prédit avec précision les variations de la concentration d'As dans les solutions de lixiviation pour presque tous les sédiments ( $R^2 = 0,92$ ) et permet d'identifier les principaux paramètres liés aux concentrations en As dans les solutions de lixiviation. La connaissance de ces paramètres explicatifs, couplée à l'analyse globale de l'ensemble des résultats acquis dans l'étude, permet d'établir qu'un même chemin réactionnel contrôle la concentration en As dans la solution porale des 7 sédiments : (1) Dissolution des sulfures induite par les conditions aérobies, (2) Oxydation du Fe(II) et précipitation d'oxydes de fer, (3) L'As libéré par la dissolution des sulfures s'adsorbe sur les oxydes de fer précipités. Il en résulte que les concentrations en As dans la solution diminuent ou restent basses après plusieurs cycles. C'est ce qui se produit pour les sédiments MR3, MR4, LD1 et LD2, ainsi que pendant les premiers cycles pour les autres sédiments. La variabilité des concentrations en As constatée pour ces derniers en seconde partie d'expérience s'explique par une augmentation du pH plus marquée pour l'échantillon MR2, conduisant à une désorption de l'As, et par une compétition plus importante du COD et de l'As dans les réactions de sorption pour LD3 et dans une moindre mesure MR1.

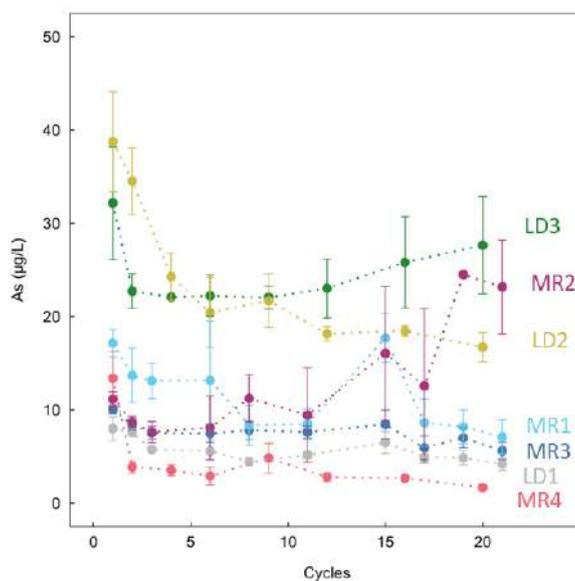


Figure 1 : Evolution des concentrations en As dans les lixiviats collectés au cours de l'expérience de vieillissement en cellules humides.

## Conclusions et perspectives

En France, la gestion à terre des sédiments va augmenter en lien avec la loi sur l'économie bleue.

Les sédiments sont des matrices évolutives et, lors de leur valorisation à terre, il est important de prendre en compte ce potentiel évolutif afin d'éviter des impacts indésirables non anticipés sur la ressource en eau. Cette étude propose une méthode interdisciplinaire, combinant expérimentation et modélisation, pour anticiper l'évolution géochimique des sédiments. Elle montre que, pour un ETM donné, les mécanismes géochimiques sont les mêmes pour tous les sédiments testés mais que les variations de leur intensité peuvent conduire à des résultats différents selon les sédiments.

Le modèle prédictif développé au cours de cette étude pourrait donc être utilisé pour une grande variété de sédiments afin d'anticiper l'évolution de la mobilité des ETM au cours du vieillissement des sédiments. A ce stade, il nécessite cependant l'acquisition de données expérimentales additionnelles pour être opérationnel sur une gamme plus large de sédiments.

## Références

Cerema, 2020. Enquête dragage 2017 - Enquête nationale sur les dragages des ports maritimes. Collection : Données. ISBN: 978-2-37180-483-8.

Cerema, 2021. Rétrospective des dragages fluviaux en France - Période 2011-2017. Collection Données. ISBN: 978-2-37180-537-8.

Cappuyns, V. et Swennen, R., 2005. Kinetics of element release during combined oxidation and pHstat leaching of anoxic river sediments. *Applied Geochemistry*, 20(6):1169– 1179.

Hartley, W. et Dickinson, N. M., 2010. Exposure of an anoxic and contaminated canal sediment: Mobility of metal(loid)s. *Environmental Pollution*, 158(3) :649 – 657.

King, R. F., Royle, A., Putwain, P. D., et Dickinson, N. M. 2006. Changing contaminant mobility in a dredged canal sediment during a three-year phytoremediation trial. *Environmental Pollution*, 143(2) :318 – 326.

Stephens, S. R., Alloway, B. J., Parker, A., Carter, J. E., et Hodson, M. E., 2001. Changes in the leachability of metals from dredged canal sediments during drying and oxidation. *Environmental Pollution*, 114(3) :407–413.

## Remerciements

Cette étude a été financée par le Bureau de la Planification et de la Gestion des Déchets (BPGD), Direction Générale de la Prévention des Risques (DGPR), MTEECPR. Le BRGM remercie également les gestionnaires de sédiments ayant fourni les échantillons nécessaires à l'étude.

# Pilot scale monitoring of three phase displacement

## Responding to water level fluctuations and pumping: 3D three-phase flow experiments and simulations

Amir Alamooti<sup>1</sup>, Stéfan COLOMBANO<sup>1</sup>, Fabien LION<sup>1</sup>, Behshad KOOHBOR<sup>2</sup>, Maxime COCHENNEC<sup>1</sup>, Jacques DEPARIS<sup>1</sup>, Clément ZORNIG<sup>1</sup>

1: BRGM, Orléans, France

2: University of Lorraine, Nancy, France

### Résumé

A pilot-scale experiment investigated fluid movement (air, diesel, water) in a 3D, three-phase system. The experiment simulated water table fluctuations by manipulating water levels. Diesel was pumped from designated wells, and piezometric wells monitored subsurface fluid levels. Geophysical and Time Domain Reflectometry (TDR) measurements tracked these processes. A 3D, three-phase numerical model was used to evaluate fluid migration within the soil.

### Introduction

Light Non-Aqueous Phase Liquids (LNAPLs), such as petroleum oil, gasoline, and diesel fuel, are contaminants less dense than water that remain mostly undissolved, posing significant challenges for site investigation, evaluation, and remediation, and posing health and ecological risks even at low exposure levels. Remediating LNAPL-contaminated sites is costly and difficult due to their persistent subsurface contamination. Understanding the behavior of LNAPL movement is crucial for environmental assessment and groundwater quality management (Koohbor et al., 2023). The objective of SPLITDGE-JUNON project is to improve the diagnosis of soil and groundwater polluted by hydrocarbons.

### Matériel et méthodes

The experiments were performed in PluriMetric Pilot (PMP) at BRGM site in Orléans (see Figure 1). It has a 67.4 m<sup>3</sup> sand-filled tank (L: 5.2 m, W: 3.6 m, H: 3.6 m) with sand of 0.7-1.3 mm particle size and 285 Darcy permeability. The setup included 8 injection wells, three central pumping wells, and 12 piezometers. Water was injected at 2 m<sup>3</sup>/h to saturate up to 2.61 m depth, creating a water table of almost 2 m. Diesel was pumped out at 60 L/h for eight hours daily, then allowed to redistribute. This created a cone of depression, reducing diesel thickness to 0.2 m. These experiments were monitored using geophysical methods by measuring the resistivity and permittivity of the medium to have a better understanding about LNAPL/water and LNAPL/air interfaces. To simulate fluids movement, three-phase flow modeling in a 3D system was performed. The continuity equation was coupled with generalized Darcy's law, and relative permeability exponents and entry pressures were estimated using experimental data.



Figure 1 PluriMetric Pilot at BRGM site

## Résultats et discussion

The cone of depression observed in piezometric wells has been accurately represented by numerical simulations. Figure 2 illustrates the 3D distribution of diesel after eight hours of pumping, followed by 16 hours of cessation and redistribution. Subsequently, the saturation results will be compared with data obtained from Time Domain Reflectometry (TDR) measurements. Complex electrical resistivity simulations will be conducted to integrate with the multiphase flow in the system, aiding in the improved characterization of pollution distribution in subsurface soil. With this validated model, various remediation and pollution scenarios can be further explored.

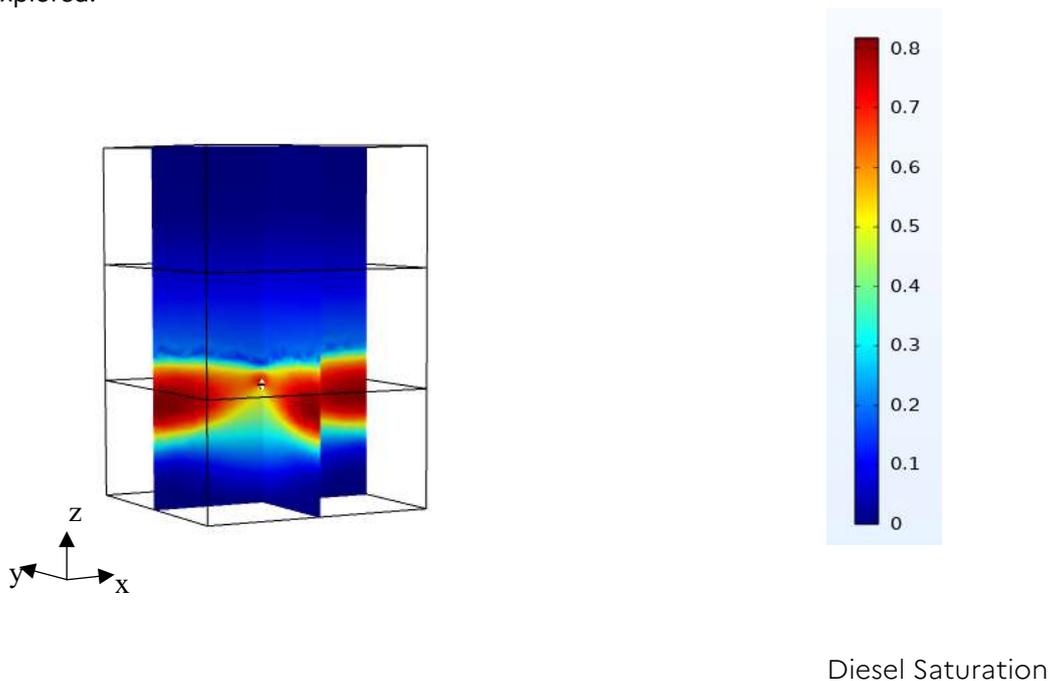


Figure 2 : Distribution of diesel in system after 8 hours of pumping and 16 hours of cessation

# Conclusions et perspectives

The developed model improves our understanding of subsurface displacement mechanisms, allowing prediction of phase saturation distribution within porous media. It also facilitates investigation of various injection/recovery scenarios. Next, we will couple geophysical data with the flow data to create a more comprehensive picture of fluid movement.

## Références

Koohbor, B., Colombano, S., Harrouet, T., Deparis, J., Lion, F., Davarzani, D., & Ataie-Ashtiani, B. (2023). The effects of water table fluctuation on LNAPL deposit in highly permeable porous media: A coupled numerical and experimental study. *Journal of Contaminant Hydrology*, 256, 104183.

## Remerciements

The authors also gratefully acknowledge the financial support provided to the PIVOTS project by BRGM and the "Région Centre – Val de Loire" and the European Regional Development Fund.

# Apport de la modélisation pour la gestion d'une pollution

## Ou l'estimation de la durée d'atténuation de source aide au choix et dimensionnement du traitement

Juliette CHASTANET<sup>1</sup>, David PITAVAL<sup>1</sup>, Jacques VILLEMAGNE<sup>1</sup>, Jean-Marie COME<sup>1</sup>

<sup>1</sup>: GINGER Burgeap, ZAC des Hauts de Couëron 3, 24 quater rue Jan Palach, 44220 Couëron, [j.chastanet@groupeginger.com](mailto:j.chastanet@groupeginger.com)

### Résumé

Dans ce retour d'expérience sur un site pollués par du DNAPL (Dense Nonaqueous Phase Liquid), une approche originale basée sur la prise en compte de la durée d'atténuation de la source et du panache a été adoptée lors du choix de la solution de gestion et de son dimensionnement. Une modélisation numérique prenant en compte l'ensemble des mécanismes qui pilotent l'évolution d'une source de type DNAPL et son panache a été conduite (dissolution, convection, dispersion, adsorption, biodégradation). Le modèle calé sur les données de diagnostic est utilisé pour simuler différents scénarios de traitement. Outre l'efficacité des solutions de gestion, la durée nécessaire à l'atténuation de la pollution (selon un critère qualité fixé par arrêté préfectoral sur un ruisseau situé en aval et en prenant en compte les incertitudes) est calculée et intégrée au bilan coûts-avantages lors du plan de gestion. Les simulations ont permis de mettre en évidence la prépondérance relative des différentes sources, d'écarter les solutions de gestion jugées non efficaces et de classer les solutions selon la durée nécessaire à l'atteinte de l'objectif de l'arrêté préfectoral. Le mode de gestion choisi, un confinement des sols impactés par du DNAPL, a ensuite été dimensionné en s'appuyant sur la modélisation (géométrie des parois, pertinence de portes filtrantes, gestion de l'effet barrage, ...).

### Introduction

Sur un site industriel, une pollution par des composés organo-chlorés est suivie depuis plusieurs dizaines d'années générant un panache dans les eaux souterraines à l'aval hors site et un impact sur le ruisseau situé à 400 mètres du site. Alors qu'une source de pollution est présente sur site, le panache qu'elle génère est traité en limite de site par une barrière passive réactive (BPR) depuis plus d'une dizaine d'années. En 2019, du produit pur (DNAPL) a été découvert hors site en profondeur, produit composé de solvants chlorés qui a probablement migré par gravité à l'extérieur du site et s'est accumulé dans des dépressions du substratum. Dans le cadre de la gestion de cette pollution, l'exploitant du site a souhaité qu'une étude soit réalisée afin de préciser l'efficacité des différentes solutions de gestion envisagées et la durée nécessaire pour l'atteinte de l'objectif de qualité imposé par arrêté préfectoral (AP) dans le ruisseau.

L'originalité de la démarche tient dans la nécessité d'évaluer la durée nécessaire à l'atteinte de l'objectif de qualité. Pour répondre à cette question, une modélisation numérique qui prend en compte l'ensemble des mécanismes qui régissent l'atténuation de la source de pollution et du panache était nécessaire (dissolution sélective des polluants qui la composent, convection, dispersion, etc.). A partir de celle-ci, différentes solutions de gestion ont été simulées et, pour chacune, le temps de stabilisation du panache résiduelle a été calculé. La durée d'atténuation a été intégrée dans les critères du bilan cout-avantage (BCA). Enfin la modélisation a servi pour le dimensionnement de la solution de gestion retenue à l'étape du plan de conception de travaux (PCT).

# Matériel et méthodes

Le modèle a été construit avec le logiciel Modflow-Surfact en suivant les recommandations des guides CIDISIR [1] et MACAOH [2], il simule les écoulements souterrains et le transport de polluants dissous et intègre :

- la lithologie : 1 à 2 mètres de limons en tête et des alluvions (graves) d'épaisseur variable. La géométrie de la base du modèle respecte les variations de la côte du toit du substratum qui joue un rôle déterminant sur la répartition du DNAPL. Elle a été estimée à partir de mesures géophysiques et de forages d'observation. En particulier, une dépression de 2 à 3 mètres par rapport au contexte environnant au droit de la source de DNAPL est représentée
- les sources de pollution :
  - Les flux dissous résiduelle issus du site et traités par la BPR
  - La zone source hors site au droit d'une cuvette formée par le substratum, sous forme de DNAPL immobile. L'extension de cette source, sa quantité et sa composition ont été estimées à partir d'analyses sur les sols, de mesures d'épaisseur de « coulant » (DNAPL mobile) sur des piézomètres et des volumes de DNAPL pompés (solution de gestion adoptés en urgence suite à la découverte du produit pur). La variabilité spatiale de la saturation en DNAPL dans cette source hors site est comprise entre 1 et 76%. La source est composée de 5 composés appartenant aux familles des solvants chlorés et des hydrocarbures.
- les mécanismes qui pilotent l'atténuation de la source : dissolution sélective du DNAPL, convection, dispersion, adsorption et biodégradation des composés dissous
- un régime d'écoulement permanent et un régime transitoire pour le transport des composés dissous.

Le modèle d'écoulement a été calé sur une situation piézométrique moyenne (mars 2019). Les concentrations des composés dissous dans les eaux souterraines et dans le ruisseau sont calées sur les mesures réalisées entre 2019 et 2020 (état initial pour le modèle). Les paramètres « physiques » ajustés lors de ce calage sont les perméabilités, le coefficient cinétique de dissolution, le rapport de perméabilité horizontale et verticale et les dispersions longitudinale et transversale. Des tests de sensibilité sur ces paramètres considérés un à un ont été réalisés afin d'évaluer la sensibilité de ceux-ci sur les résultats du modèle. Par ailleurs, les incertitudes inhérentes au travail de modélisation ont été évaluées (incertitudes liées à la connaissance des sources de pollution, incertitudes associées aux paramètres de modélisation, ...).

Une fois le modèle calé, des simulations prédictives sont réalisées sur environ 80 ans (de 2020 à 2100). Deux types de simulations ont été conduites :

- A l'étape du plan de gestion, six scénarii de gestion ont été simulés :
  - Atténuation naturelle de la source de DNAPL (situation dite « de référence »)
  - Pompage du coulant
  - Excavation
  - Piège hydraulique
  - Traitement in situ (sur la base d'une hypothèse d'abattement de volume de DNAPL de 95%)
  - Confinement de la source.

Pour chacun, l'évolution temporelle des concentrations au droit du ruisseau est simulée. Sont vérifiés ensuite la durée nécessaire pour la stabilisation du panache résiduelle après mise en place du mode de gestion et l'atteinte (ou non) de l'objectif de qualité dans le ruisseau. Les incertitudes de modélisation sont prises en compte pour évaluer la fiabilité du résultat pour chaque scenarii. A l'issue de ces simulations, un bilan coûts – avantages est réalisé avec, en complément des critères généralement adoptés, la prise en compte d'un critère « délai d'atteinte des concentrations dans le ruisseau ».

- A l'étape du PCT, alors que le confinement de la source DNAPL est envisagé, des simulations sont conduites pour fournir des éléments de dimensionnement (géométrie du confinement, confinement total versus partiel, effet barrage, ...).

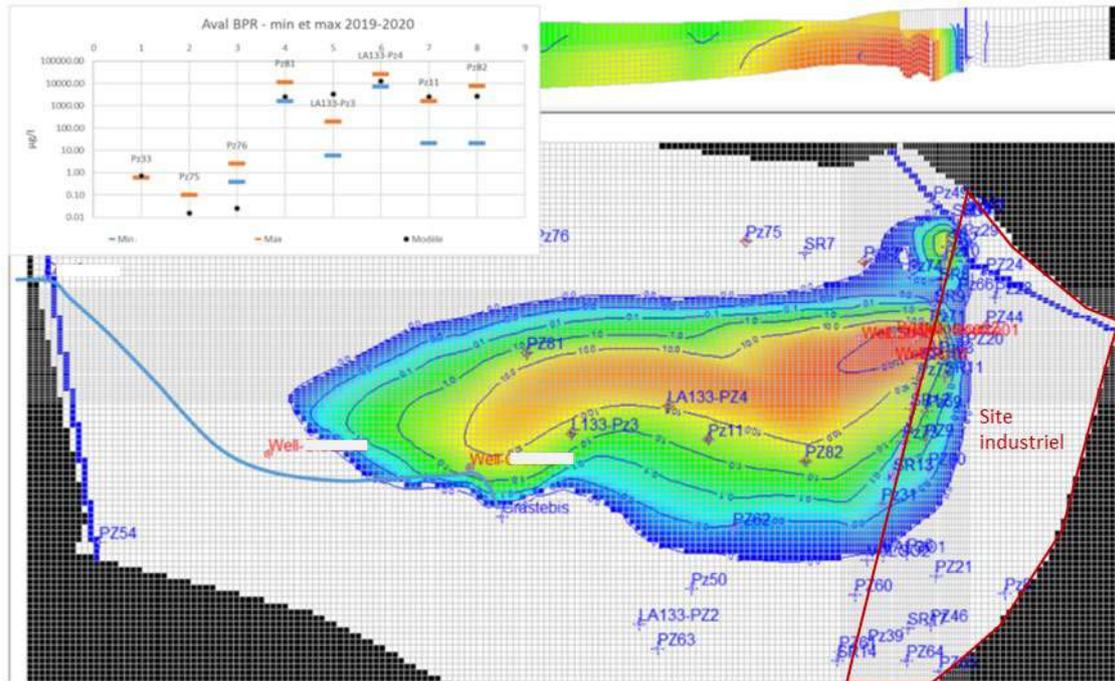


Figure 1 : Concentrations du composé le plus soluble modélisées (point noir), comparées aux valeurs minimales (en bleu) et maximales (trait orange) observées sur les piézomètres à l'aval

## Résultats et discussion

### Efficacité des scenarii de traitement envisagés sur la source DNAPL (étape plan de gestion)

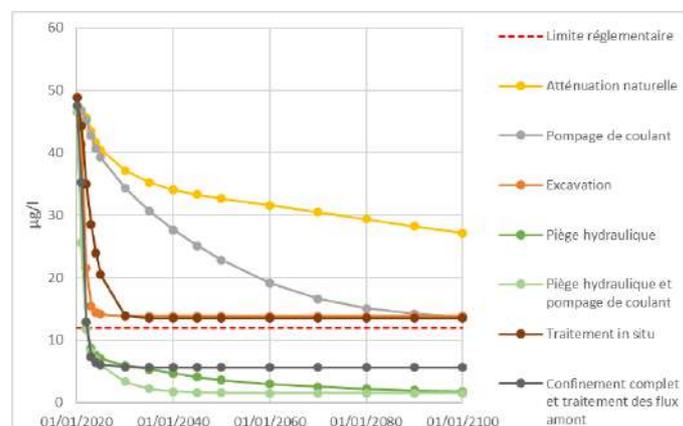


Figure 1 : Evolution des concentrations en composé le plus soluble dans le ruisseau suite aux différentes mesures de gestion

En considérant le composé le plus soluble (composé le plus impactant en comparaison à sa valeur réglementaire), les résultats des simulations appellent les commentaires suivants :

- Dans les conditions naturelles d'atténuation, la concentration au ruisseau n'atteint pas l'objectif de qualité pour le composé le plus soluble (fixé à 12 µg/l) en 2100. L'épuisement du volume de DNAPL est de l'ordre de 1% par an les 10 premières années et diminue ensuite. Après 80 ans, 40% de la masse de DNAPL a été dissoute.
- La récupération de DNAPL mobile par pompage ne permet pas d'atteindre la concentration cible de 12 µg/l au ruisseau. En revanche le pompage du DNAPL mobile de la source permet de réduire nettement la concentration sur le long terme. Le gain sur la qualité des eaux souterraines et du ruisseau est significatif
- L'excavation de la zone source de DNAPL hors site conduit à une rapide diminution des concentrations qui se stabilisent après 3 à 5 ans. Ce temps représente le temps nécessaire au panache déjà présent à l'état initial pour s'évacuer vers le ruisseau. On constate cependant que la concentration au ruisseau reste légèrement supérieure à l'objectif de 12 µg/l (environ 15 µg/l). Par conséquent, il semble que les flux issus de l'amont seuls participent de manière importante à l'impact dans le ruisseau
- La mise en place d'un piège hydraulique, assuré par un dispositif de pompage et de réinjection des eaux traitées (avec ou sans pompage de « coulant ») permet de réduire la concentration dans le ruisseau à un niveau acceptable vis-à-vis du seuil fixé par AP dans un délai de 2 à 3 ans environ. Les scénarii avec ou sans pompage de « coulant » donnent des résultats assez proches, notamment sur le court terme (la durée d'atteinte de la concentration au ruisseau est similaire). L'incidence du dispositif de pompage/injection est donc prépondérante sur celui du pompage du DNAPL mobile. Ce dernier a néanmoins un effet positif à moyen terme puisqu'il permet d'atteindre l'asymptote de concentration plus rapidement
- Le traitement in situ ne permet pas d'atteindre la concentration cible. Comme pour le scénario excavation, la persistance de concentrations légèrement supérieures à la concentration cible (15 vs 12 µg/l au ruisseau) est due aux flux concentrés issus de la BPR. Sur le long terme, les résultats de ces 2 scénarios sont donc équivalents. On peut remarquer que le temps pour atteindre la stabilisation des concentrations est de l'ordre de 10 ans, soit le double de celui observé sur le scénario excavation. Cela provient de la source résiduelle existante après le traitement in situ.
- Le confinement complet de la source associé à un traitement des flux dissous amont permet un abattement rapide des concentrations au ruisseau, l'objectif de concentration étant atteint après environ 3 ans
- Quelques soit le scenario, la prise en compte des incertitudes sur les paramètres de modélisation (perméabilité, cinétique de dissolution, rapport de perméabilité horizontale / verticale, ...) engendrent des modifications mineures – inférieures à 20% - sur les concentrations prédites au droit du ruisseau. Plus généralement, les conclusions sur chaque scenario sont mises en perspective vis-à-vis des incertitudes relatives à la connaissance de la source.

L'étude de l'évolution des concentrations du composé le plus impactant au regard de sa valeur réglementaire, réalisé avec le modèle numérique a montré que les flux transitant en limite aval du site (issus de la BPR) contribuaient à environ 30% des concentrations au ruisseau. Par conséquent, ces flux maintiennent un impact en composé le plus soluble (avec une concentration supérieure au seuil réglementaire fixé à 12 µg/l). Il apparait donc nécessaire de réduire ces flux pour atteindre l'objectif de qualité même en cas de suppression totale de la source de DNAPL situé hors site. Les travaux envisagés ont ainsi intégré un dispositif de traitement de ces flux amont. Fort de ces modélisations, un bilan cout-avantage a été réalisé. Parmi les critères de ce bilan, « la durée nécessaire à l'atteinte de l'objectif au ruisseau » a joué un rôle important dans le choix de la solution.

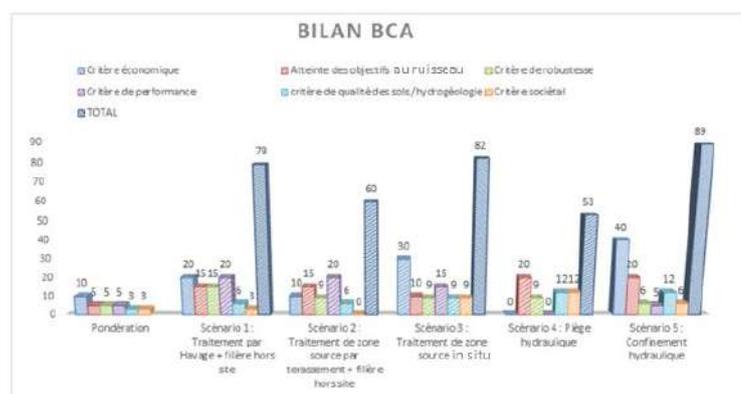


Figure 1 : Bilan coûts-avantages

## **Aide au dimensionnement du scénario retenu (étape PCT)**

En complément, l'étude du confinement des sols impactés par la présence de DNAPL hors site (solution de gestion retenue) a montré qu'une paroi imperméable au droit de la source DNAPL associée à une réduction des flux amont de 75% permettrait d'atteindre l'objectif de qualité fixé au niveau du ruisseau dans un délai d'environ 3 ans après travaux. Cet objectif peut également être atteint avec les ouvertures (ou « portes ») considérées au niveau de la paroi imperméable sous réserve de la mise en place d'un traitement des flux sortants (environ 18 m<sup>3</sup>/j à traiter) permettant un taux d'abattement de 80%. Le délai pour passer en dessous du seuil réglementaire est alors estimé entre 5 et 15 ans.

Par ailleurs, la mise en place de la paroi imperméable avec ou sans les ouvertures va entraîner une modification locale des écoulements et des niveaux de la nappe. Suite aux différentes configurations simulées, les résultats du modèle montrent que le risque d'inondation (en lien avec la remontée de nappe en amont du confinement) n'est pas à exclure et qu'une étude hydrogéologique complémentaire est nécessaire pour préciser les perméabilités dans la zone amont du confinement et, si nécessaire, d'appréhender les débits en jeu à gérer pour éviter cet effet barrage.

## **Conclusions et perspectives**

Sur ce site où des sources de pollutions sont présentes (flux de polluants dissous en limite aval du site, source de DNAPL qui a migré hors site), une modélisation numérique prenant en compte l'évolution temporelle des sources selon différentes modalités de gestion a été réalisée. Cette modélisation a permis d'évaluer l'efficacité des différents modes de gestion envisagés et la durée nécessaire pour l'atteinte de l'objectif de qualité des eaux superficielles à l'aval du site dans chaque scénario de gestion et en prenant en compte les incertitudes. Cette notion de « durée nécessaire à l'atteinte de l'objectif » a été intégrée dans le bilan coûts-avantages, un critère original mais déterminant pour le choix de la solution de gestion. Les simulations ont mis en évidence que le seul traitement de la source DNAPL en aval du site n'est pas suffisant pour atteindre l'objectif de qualité des eaux superficielles à l'aval du site. Une solution de traitement par confinement de la source de DNAPL associée au traitement des flux en amont a été finalement adoptée. La modélisation a permis alors d'aider au dimensionnement de ce confinement et d'estimer approximativement la durée nécessaire à l'atteinte de l'objectif de qualité du ruisseau à l'aval.

## **Références**

[1] CIDISIR - CÔME J.M, BURGHOFFER P., DANQUIGNY C., EMONET-GAUTHIER A., GETTO D., HAESELER F., KASKASSIAN S., LE ROUX F., QUINTARD M., RAZAKARISOA O., SCHAEFER G., 2005. CIDISIR, Quantification des cinétiques de dissolution sur sites réels - hydrocarbures pétroliers et dérivés halogénés -, Guide méthodologique, Programme RITEAU/Ministère de la Recherche, 72 p.

[2] MACAOH – Organo-chlorés / Modélisation de leur devenir dans les aquifères. Collection ADEME « connaître pour agir » – avril 2017. Programme MACAOH (Modélisation, Atténuation, Caractérisation dans les Aquifères des Organo-Halogénés), Côme J.-M., Quintard M., Schafer G., Mosé R., Delaplace P., Haeseler F.

## **Remerciements**

Nous remercions ARKEMA pour avoir accepté la diffusion des données et résultats des différentes études concernées par cette présentation.