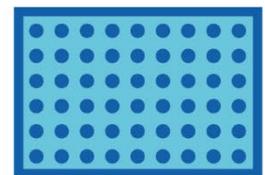
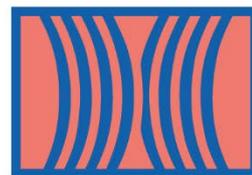


COMMUNICATIONS ORALES

5^e 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 LEMOINE¹, Sofia BOUARAFA², David PITAVALL¹, Jean-Marie COME¹, Somar KASKA², Corinne LE GAL LA SALLE², Jean-Paul MOURIER³, Jean-Michel MONIER⁴, Paul FOSSE⁴, Marie FRASCONE⁵

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 m² d'espaces verts, 348 m² de toitures, 860 m² 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.

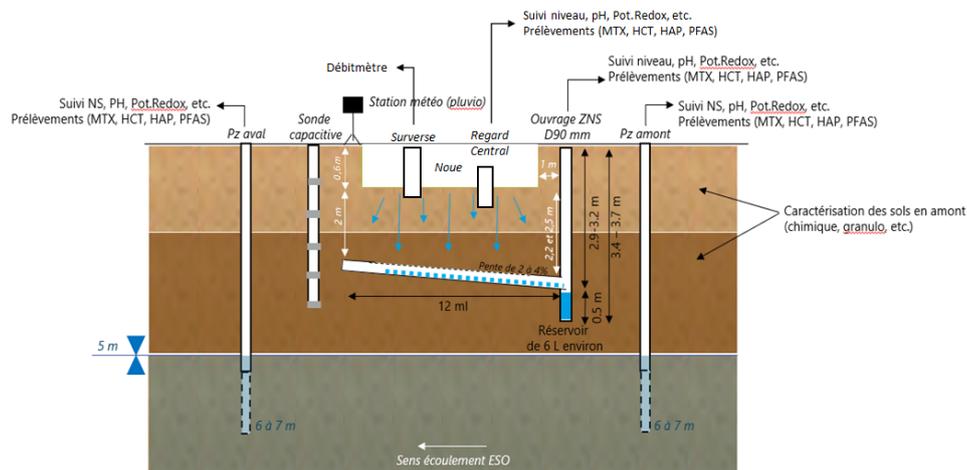


Figure 1 : Plateforme expérimentale INFUSE : noue d'infiltration et instrumentation de suivi

Résultats et discussion

Le suivi des épisodes pluvieux a débuté en janvier 2024. Les premiers épisodes ont permis de vérifier les performances de l'ouvrage ZNS vis-à-vis de la collecte d'eau en zone non saturée. Les volumes d'eau nécessaires aux prélèvements et analyses sont satisfaisants. Ces premiers épisodes ont également permis d'ajuster la programmation des préleveurs en fonction du transfert des eaux dans les différents milieux (ruissellement, infiltration en ZNS, atteint de la nappe) comme l'illustrent les graphiques suivants issus de l'épisode pluvieux du 10 mars 2024 (pluviométrie entre 0h et 9h, 17,2 mm, 0,03 mm/min).

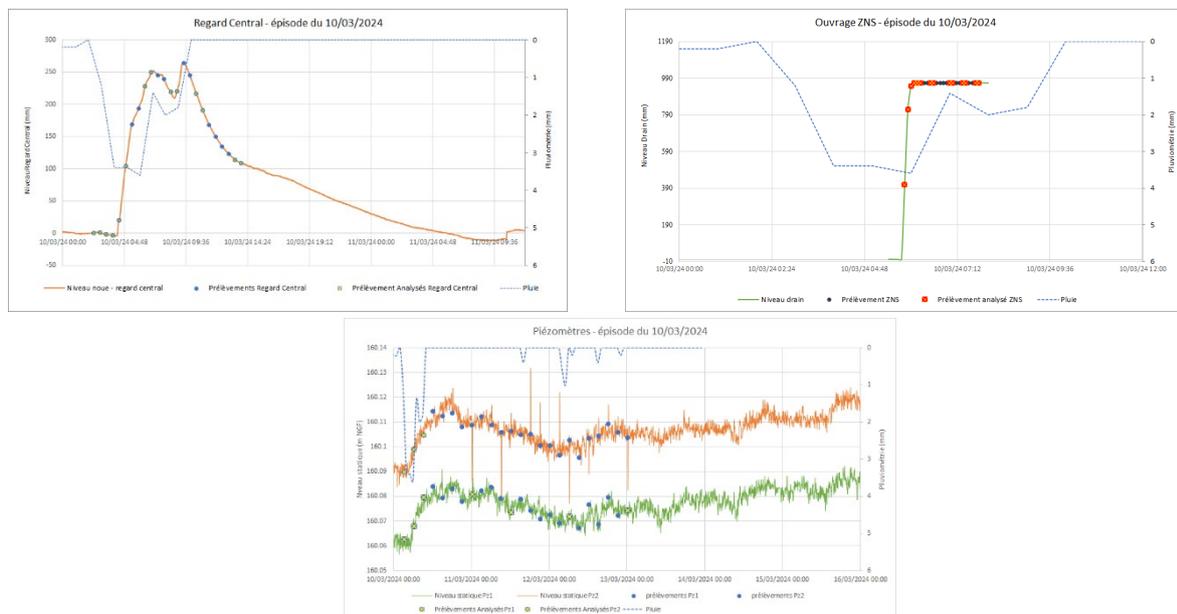


Figure 2 : Synchronisation des prélèvements et des niveaux des différents ouvrages

Les analyses des échantillons prélevés lors de cet épisode mettent en évidence deux principaux résultats.

Dans les eaux de ruissellement, seuls 3 des 12 métaux recherchés ont été quantifiés : le Baryum (Ba), le Cuivre (Cu) et le Zinc (Zn). La caractérisation des eaux de ruissellement des voiries et des toitures met en évidence le fait que le Baryum (Ba) et le Cuivre (Cu) proviennent majoritairement des voiries, tandis que le Zinc (Zn) est principalement issu des toitures. En outre, on note qu'après environ 12 mm de pluie, le Baryum (Ba) et le Cuivre (Cu) ne sont plus quantifiés dans les eaux de voiries. En revanche, le Zinc (Zn) est quantifié dans les eaux de toitures jusqu'à la fin de l'épisode ; sa concentration augmente avec l'intensité des précipitations. Les concentrations en Baryum (Ba) et Cuivre (Cu) dans les eaux de voiries résulteraient d'un lessivage, alors que le Zinc (Zn) des eaux de toitures proviendrait de l'érosion des matériaux de toiture et/ou des conduites d'acheminement, qui se poursuit tout au long de l'épisode pluvial. Les HAP et HCT (C10-C40) sont également quantifiés et ce, principalement dans les eaux de ruissellement des voiries. Leurs concentrations sont corrélées à l'intensité des précipitations, indiquant un processus de lessivage accru sous une pluie intense.

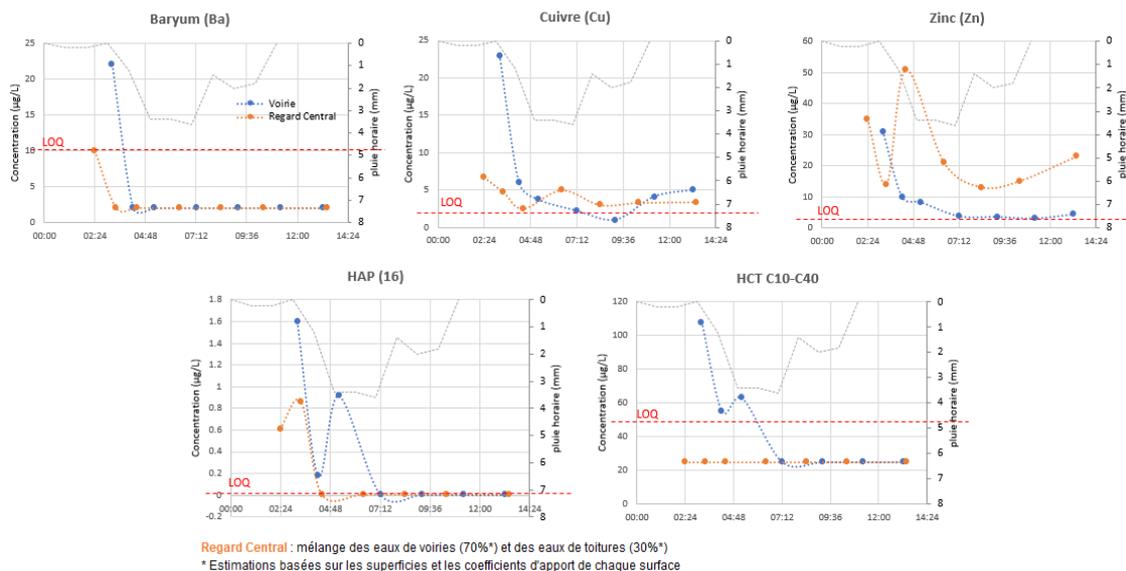


Figure 3 : Evolution des concentrations des MTX, HAP et HCT dans les eaux de ruissellement lors de l'épisode du 10/03/2024

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 agirait 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.

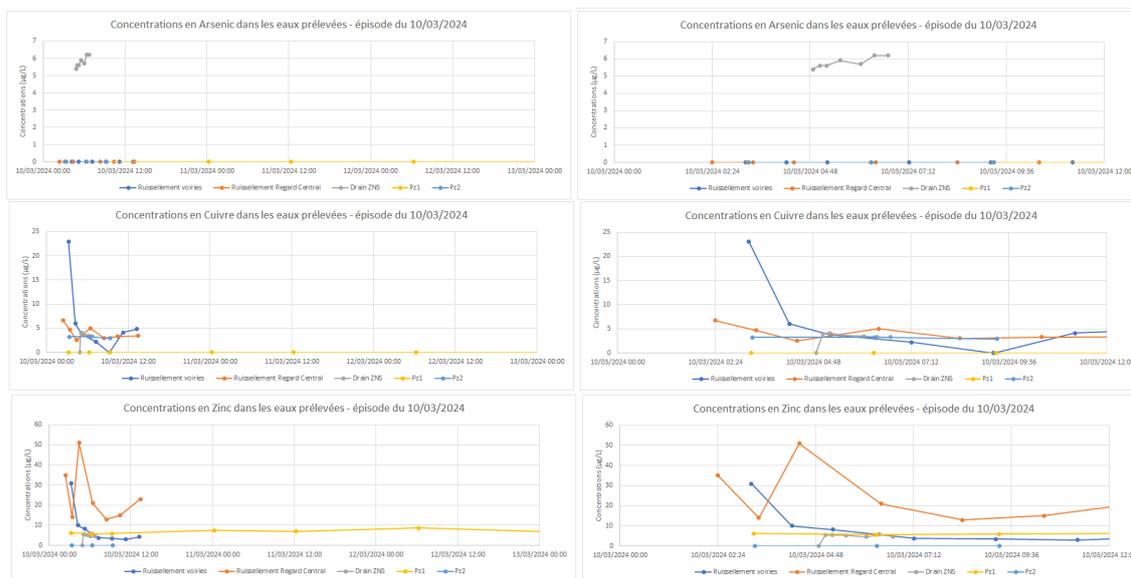


Figure 3 : Evolution des concentrations des MTX, HAP et HCT dans les eaux gravitaires lors de l'épisode du 10/03/2024

		Pluie 10/03/2024		
		Concentrations (µg/L)	[ZNS - Ruiss.] (µg/L)	% de variation par rapport au Ruiss. Entrant
Antimoine (Sb)	Ruiss.	<5	>2.59	>52%
	ZNS	7.59		
Molybdène (Mo)	Ruiss.	<2	>3.2	>160%
	ZNS	5.20		
Baryum (Ba)	Ruiss.	10.00	7.43	74%
	ZNS	17.43		
Cadmium (Cd)	Ruiss.	0.12	0.5	419%
	ZNS	0.62		
Arsenic (As)	Ruiss.	<5	>0.8	>16%
	ZNS	5.80		
Cuivre (Cu)	Ruiss.	4.09	-0.45	-11%
	ZNS	3.63		
Chrome (Cr)	Ruiss.	<2	0	0%
	ZNS	<2		
Zinc (Zn)	Ruiss.	24.57	-19.39	-79%
	ZNS	5.18		

Rouge: désorption
Vert: sorption

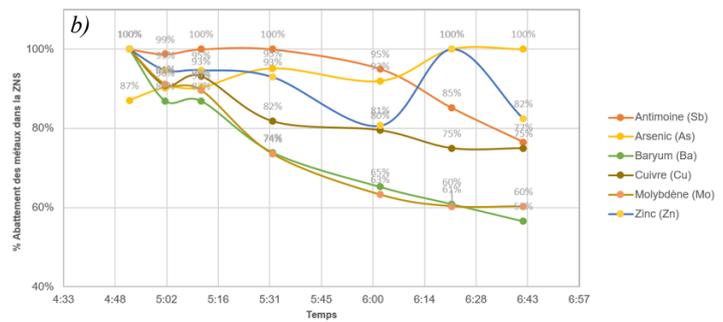


Figure 4 : a) Pourcentage de sorption et de désorption des métaux entre le ruissellement et les eaux de la ZNS
b) Courbes d'abattement des métaux dans la ZNS au cours de l'épisode du 10/03/2024

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.

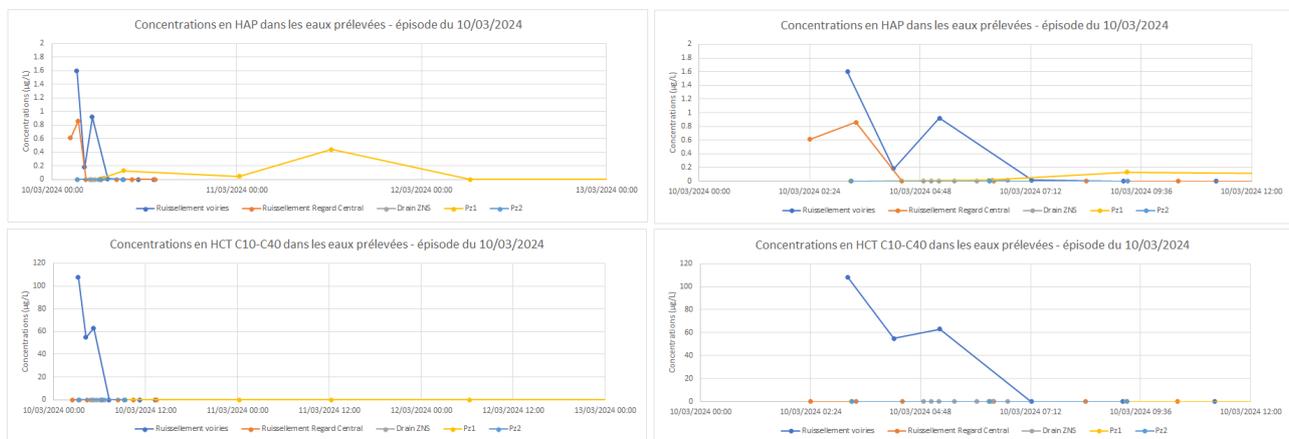


Figure 5 : Evolution des concentrations des MTX, HAP et HCT dans les eaux de ruissellement lors de l'épisode du 10/03/2024

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^{1*}, Nicolas Devau², Philippe Bataillard³, Samuel Coussy⁴

^{1*} : Unité Sites, Sols et Sédiments Pollués, BRGM, 3 av. Claude Guillemin - BP 36009 - 45060 ORLÉANS Cedex 2, a.coftier@brgm.fr

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

³ : 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

⁴ : 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^{er} 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 m³ de sédiments dans les rivières du domaine public fluvial (CEREMA, 2021) et environ 50 millions de m³ 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 m³, 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^{er} 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 microbologique, 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^{ème} 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.

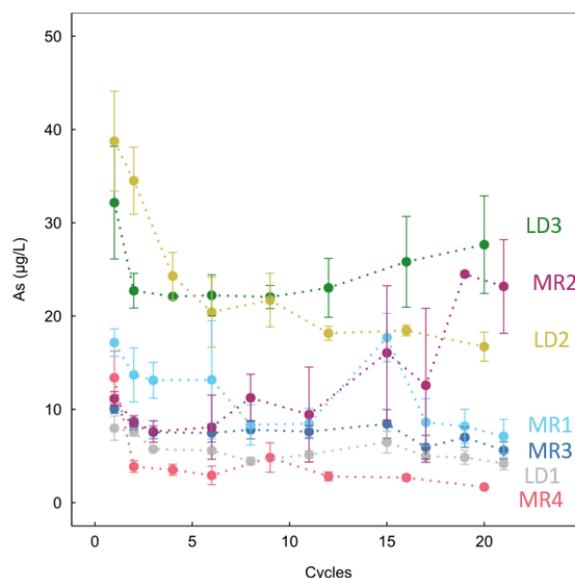


Figure 1 : Evolution des concentrations en As dans les lixiviats collectés au cours de l'expérience de vieillissement en cellules humides.

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.

Cappuyens, 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 Alamooti¹, Stéfan COLOMBANO¹, Fabien LION¹, Behshad KOOHBOR², Maxime COCHENNEC¹, Jacques DEPARIS¹, Clément ZORNIG¹

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 SPODGE-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 m³ 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 m³/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.

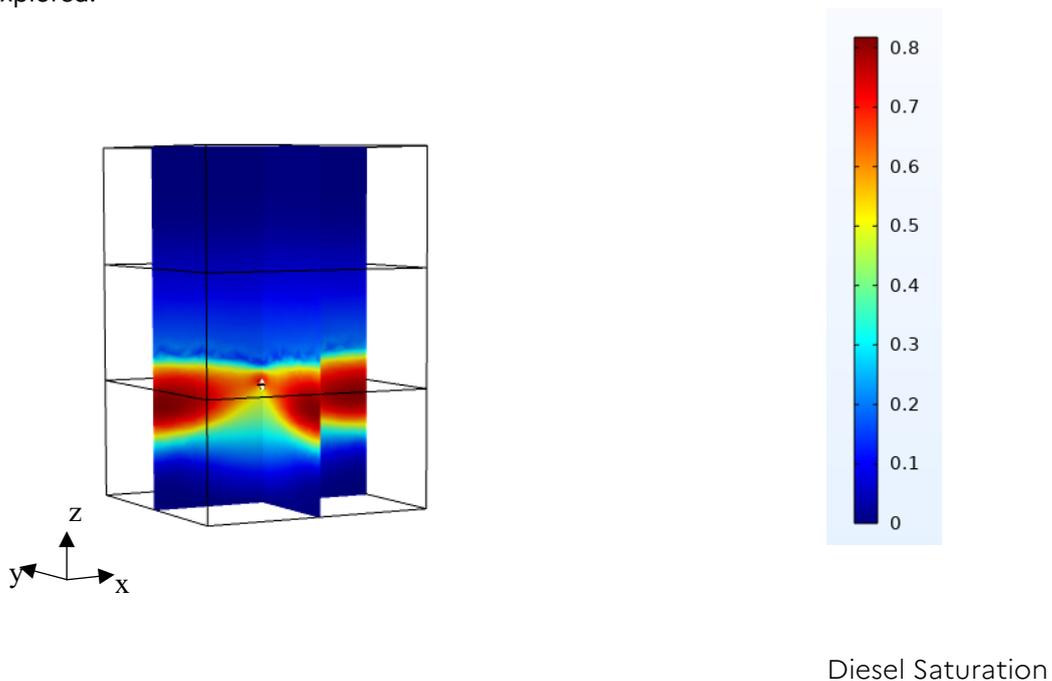


Figure 2 : Distribution of diesel in system after 8 hours of pumping and 16 hours of cessation

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 CHASTANET¹, David PITAVAL¹, Jacques VILLEMAGNE¹, Jean-Marie COME¹

¹: GINGER Burgeap, ZAC des Hauts de Couëron 3, 24 quater rue Jan Palach, 44220 Couëron, 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, ...).

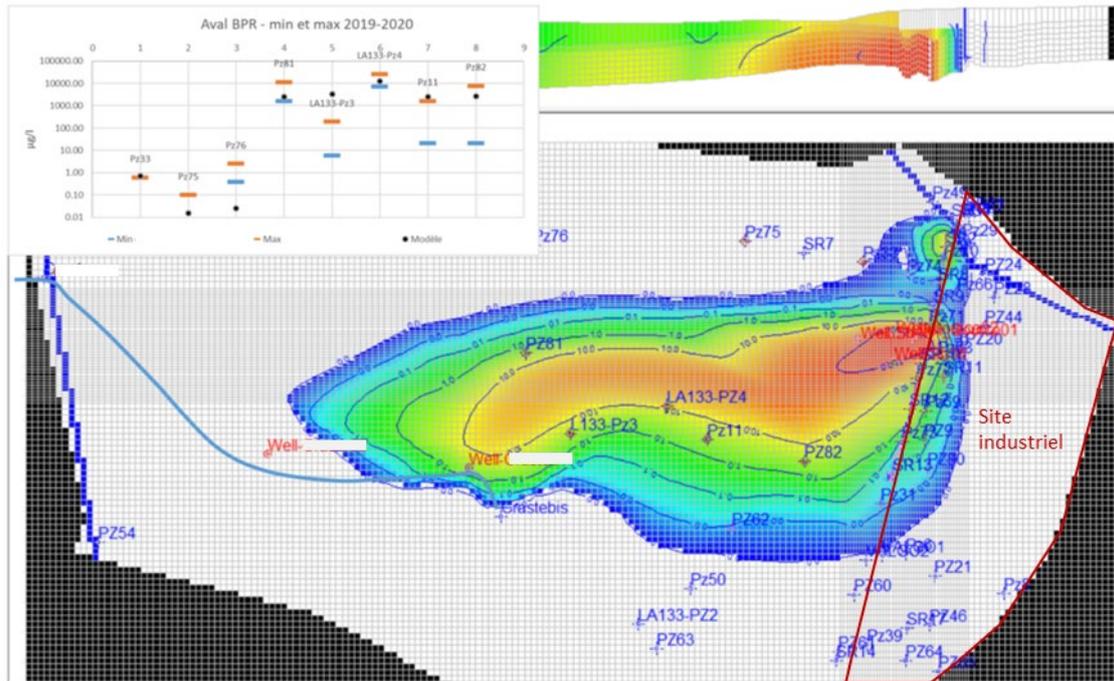


Figure 1 : Concentrations du composé le plus soluble modélisées (point noir), comparées aux valeurs minimales (en bleu) et maximales (trait orange) observées sur les piézomètres à l'aval

Résultats et discussion

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

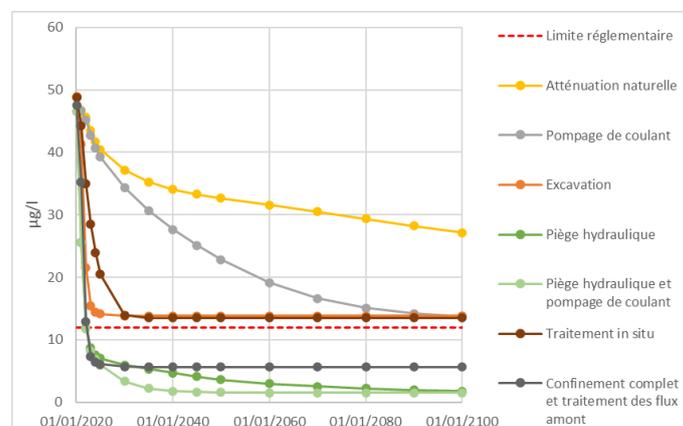


Figure 1 : Evolution des concentrations en composé le plus soluble dans le ruisseau suite aux différentes mesures de gestion

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 apparaît 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.

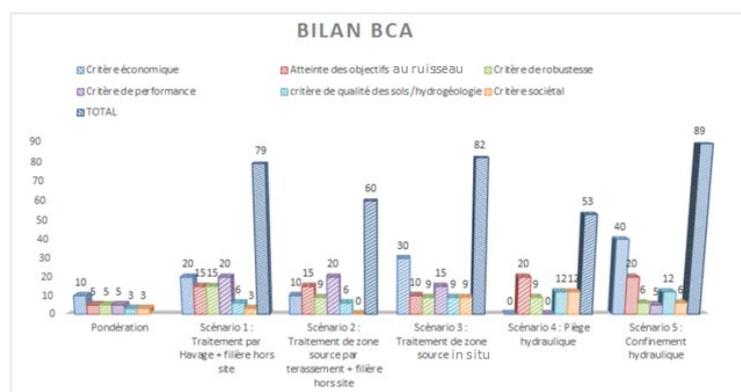


Figure 1 : Bilan coûts-avantages

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 m³/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.