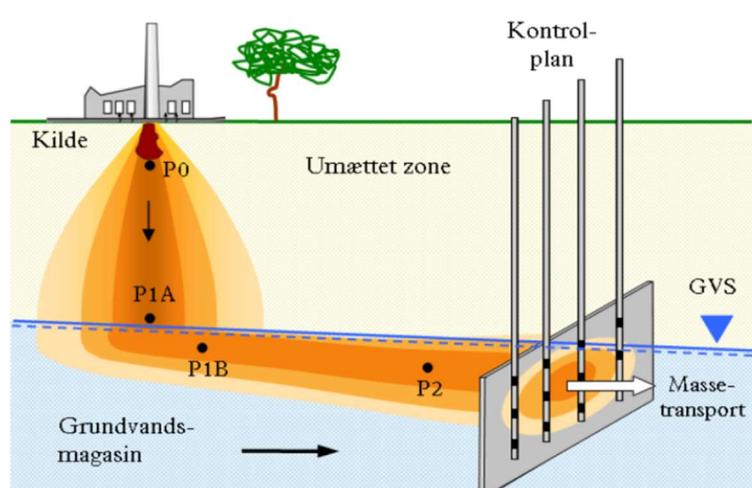


Echantillonneurs passifs de flux

Etat des connaissances et recommandations

Rapport établi sur mandat de l'OFEV

Décembre 2018



D'après (Overheu et al., 2011)

Mentions légales

Mandant

Office fédéral de l'environnement (OFEV), division Sols et biotechnologie, CH-3003 Berne

L'OFEV est un office du Département fédéral de l'environnement, des transports, de l'énergie et de la communication (DETEC).

Mandataire

eOde Sàrl, 7 chemin de Mont-Riant, CH-2000 Neuchâtel

eOde est un bureau de conseils spécialiste des sites pollués et de la géostatistique environnementale.

Auteur

Hélène Demougeot-Renard

Accompagnement OFEV

Christiane Wermeille

Le présent rapport a été réalisé sur mandat de l'OFEV. Seul le mandataire porte la responsabilité de son contenu.

Table des matières

1.	Contexte et objectifs	11
2.	Travail réalisé et moyens mis en œuvre	12
3.	Contexte réglementaire	12
4.	Flux massique et charge en polluants	13
4.1.	Définitions	13
4.2.	Variations spatio-temporelles	14
4.3.	Méthodes de mesure et estimation	16
4.3.1.	Estimation à partir des données disponibles	16
4.3.2.	Méthode des transects	17
4.3.3.	Essai de pompage.....	23
4.3.4.	Modèle d'écoulement et de transport	25
5.	Echantillonneurs passifs de flux	26
5.1.	Présentation.....	26
5.1.	Dispositifs existants	26
5.1.1.	PFM ENVIROFLUX.....	27
5.1.2.	FLUXSAMPLER SORBICELL	32
5.1.3.	IFLUX	33
6.	Essais sur sites réels réalisés en Suisse	38
6.1.	Contexte de réalisation des essais.....	38
6.2.	Test de PFM ENVIROFLUX sur le site 1	38
6.2.1.	Equipements et mesures.....	38
6.2.1.	Comparaison des concentrations mesurées dans les PFM et les échantillons ponctuels	39
6.2.1.	Flux massiques de PER mesurés sur la verticale	43
6.1.	Test d'iFLUX sur le site 2	45
6.1.1.	Equipements et mesures.....	45
6.1.2.	Comparaison des concentrations mesurées dans les PFM et les échantillons ponctuels	45
6.1.3.	Flux massiques d'hydrocarbures chlorés mesurés sur la verticale.....	48
6.2.	Conclusion	51
7.	Appréciation et recommandations	52
7.1.	Avantages et inconvénients des PFM	52
7.2.	Applicabilité en Suisse.....	53
7.3.	Proposition de programme de travail.....	55

Figures

Figure 1 Représentation schématique des variations spatiales de flux massiques dans un transect, induites par les variations de concentrations en polluants et de vitesses d'écoulement des eaux. D'après (ITRC, 2010).	14
Figure 2 Variations spatiales des concentrations en PCE dans un transect vertical situé en aval d'un ancien site industriel du New Hampshire, équipé de piézomètres multiniveaux à haute résolution : (1) localisation du transect sur le plan du site, (2) variations des concentrations en PCE dans le transect. D'après (Guilbeault et al., 2005).	14
Figure 3 Variations spatiales des concentrations en cis-1,2-DCE dans un transect situé en aval d'un site contaminé. Modifié d'après (Einarson and Mackay, 2001).	15
Figure 4 Approximation des variations XY des flux massiques à partir d'une carte interpolée des concentrations : (1) localisation de transects sur une carte des isocontours de concentrations, (2) variations des concentrations dans un transect déduite de la carte des isocontours. D'après (ITRC, 2010).	16
Figure 5 Représentation schématique de la méthode des transects : (1) flux massiques réels dans un transect, (2) prélèvements et mesures dans des forages localisés dans le transect, (3) estimation des flux massiques sur la totalité du transect à partir des mesures (interpolation par attribution des mesures à des polygones). Modifié d'après (ITRC, 2010).	17
Figure 6 Représentation schématique des flux massiques mesurés suivant le dispositif de mesure choisi : (1) flux massiques instantanés avec des prélèvements classiques par pompage, (2) flux massiques intégrés sur le temps avec des capteurs passifs intégratifs ou des PFM. Modifié d'après (Verreydt et al., 2010).	18
Figure 7 Mesure des concentrations en substances dans des piézomètres multiniveaux dans une section verticale positionnée en aval hydraulique du foyer de pollution. Les concentrations mesurées permettent d'estimer les flux massiques unitaires et la charge massique (par interpolation et intégration sur la section). D'après (Einarson and Mackay, 2001; ITRC, 2010).	19
Figure 8 Concentrations totales en chloroéthènes dans une section de contrôle d'un site contaminé équipée de préleveurs multiniveaux : (1) concentrations délimitées manuellement, (2) localisation de la section sur le plan du site d'étude, (3) concentrations estimées par une approche géostatistique (concentration mean) et carte des incertitudes associées (concentration standard deviation). La simulation conjointe des concentrations en chloroéthènes et des vitesses d'écoulement permet d'estimer les flux massiques et la charge en composés chlorés. D'après (Trolborg et al., 2010).	20
Figure 9 Représentation schématique de flux et de charges massiques de substances dans 2 sections d'un panache de polluants (A et B). La charge est approchée à partir de la somme des flux massiques unitaires des éléments constitutifs de chacune des surfaces. Modifié d'après (ITRC, 2010).	21
Figure 10 Distributions équiprobables de charges massiques en hydrocarbures chlorés générées par des méthodes de simulation géostatistique, représentées sous forme de boîtes à moustache : (1) transect en aval hydraulique d'un site contaminé au trichloréthène, (2) transect en aval hydraulique d'un site contaminé au cis-1,2-dichloréthène. Le point rouge représente la charge estimée par la méthode des polygones. Modifié d'après (Cai et al., 2011).	22
Figure 11 Représentation schématique d'un essai de pompage dans un forage en aval de la source de contamination pour estimer la charge (M_d : charge, C_{sw} : concentration en polluant dans le forage, Q_{sw} : débit (pompe) mesuré au forage. D'après (ITRC, 2010).	23
Figure 12 Illustration du principe des tests de pompage intégratif (d'après (Bauer et al., 2004)). Les 4 courbes en rouge représentent l'évolution de la concentration en fonction du temps au puits de pompage. Suivant l'évolution de cette courbe, il est possible d'obtenir des informations indirectes sur la position du panache de polluant ou de la source de pollution. Le cas 4 est le plus évident : la concentration n'évolue pas avec le temps ; cela signifie que le puits est situé dans le panache et la valeur de concentration obtenue est représentative de la concentration dans le panache. Le cas 1 est	

aussi intéressant : le panache a une taille limitée, le puits est situé dans une zone non contaminée, la concentration dans le puits est initialement nulle puis elle augmente et atteint un maximum puis diminue. Le panache est donc situé latéralement et a une faible extension. Les cas 2 et 3 montrent d'autres exemples, mais le nombre de comportement possibles ne se limite pas aux 4 situations illustrées sur cette figure.	24
Figure 13 Estimation de la charge dans un transect à partir de plusieurs puits. Des essais de pompage sont menés dans les différents puits en relevant l'évolution des concentrations au cours du temps. Les résultats sont interprétés par des méthodes d'inversion pour en déduire la charge en polluants dans le transect. D'après (Bockelmann et al., 2003).	25
Figure 14 Echantillonneur passif de flux ENVIROFLUX : 1) Photographies ©ENVIROFLUX ; 2) Représentation schématique. D'après (Annable, 2005).	27
Figure 15 Convergence et divergence des lignes de courant lorsque la perméabilité k_0 du milieu environnant est plus faible que celle (k_d) du PFM. D'après (Hatfield et al., 2004).	28
Figure 16 Tests d'élution des 5 alcools traceurs utilisés pour estimer les flux de Darcy par les PFM ENVIROFLUX : (1) facteurs de retard et 2) courbes d'élution des traceurs du charbon actif obtenues à partir d'expériences de laboratoire en colonne. Modifié d'après (Annable, 2005).	29
Figure 17 Perte de traceur et adsorption de polluants dans une section de PFM : (1) Traceur uniformément réparti au début de l'exposition ; 2) Traceur déplacé vers la droite et polluants (en noir sur la photo) adsorbés sur la droite sous l'effet de l'écoulement des eaux souterraines. Modifié d'après (Annable, 2005).	30
Figure 18 Echantillonneur Fluxsampler SORBICELL : 1) Photographie, 2) Représentation schématique, 3) Coupe schématique d'une cartouche. Documentation © SORBICELL.	32
Figure 19 Echantillonneur iFLUX : 1) et 2) Photographies, 3) Représentation schématique de montages possibles des cartouches dans un forage, 4) Cartouches pour différents polluants, et 5) Cartouche pour mesure du flux de Darcy. Documentation © iFLUX.	33
Figure 20 Tests de PFM de type ENVIROFLUX en Suisse dans le site 1 (campagne déc. 17 – févr. 18) : comparaison des concentrations en PER fournies par les PFM et par les échantillons collectés par pompage classique dans 4 forages. D'après (Michel, sous presse). Flèche orange : le nombre d'unités de PFM placées dans les forages est précisé.	40
Figure 21 Tests de PFM de type ENVIROFLUX en Suisse dans le site 1 (campagne déc. 17 – févr. 18) : variations avec la profondeur des concentrations en PER et des contributions au débit des horizons en cours de pompage, dans les forages SC9 à SC12. Gauche : contributions au débit en pompage mesurées à la pose des PFM (déc. 17), droite : contributions au débit en pompage mesurées au retrait des PFM (févr. 18).	43
Figure 22 Tests de PFM de type ENVIROFLUX en Suisse dans le site 1 (campagne déc. 17 – févr. 18) : variations avec la profondeur des flux de Darcy et des flux massiques en PER mesurés dans les forages SC9 à SC12.	44
Figure 23 Tests d'iFLUX en Suisse dans le site 2 (campagne 13 déc. 17 – 15 janv. 18) : variations avec la profondeur des concentrations de 5 composés de la série des chloroéthènes dans le forage SP14.	46
Figure 24 Tests d'iFLUX en Suisse dans le site 2 (campagne 13 déc. 17 – 15 janv. 18) : variations avec la profondeur des concentrations de 5 composés de la série des chloroéthènes dans le forage SP15.	47
Figure 25 Tests d'iFLUX en Suisse dans le site 2 (campagne 13 déc. 17 – 15 janv. 18) : variations avec la profondeur des flux de Darcy et des flux massiques de 5 composés de la série des chloroéthènes mesurés dans le forage SP14.	49
Figure 26 Tests d'iFLUX en Suisse dans le site 2 (campagne 13 déc. 17 – 15 janv. 18) : variations avec la profondeur des flux de Darcy et des flux massiques de 5 composés de la série des chloroéthènes mesurés dans le forage SP15.	50
Figure 27 Exemple de capot ne permettant pas de pose correcte d'un échantillonneur de type iFLUX : 1) photo du capot carrossable, 2) photo de la vis empêchant la descente de l'outil dans le forage.	54
Figure 28 Tests comparatifs des PFM ENVIROFLUX et Fluxsamplers SORBICELL sur le site Middelfartvej 126 à Odense : 1) Représentation schématique du site, 2) Concentrations moyennes en	

cis-1,2-DCE sur la période d'exposition, 3) Flux de Darcy et 4) Flux massiques de cis-1,2-DCE mesurés par les 2 types de préleveurs ou estimés à partir des données disponibles selon une procédure classique. Modifié d'après (Bennedsen, 2017).	107
Figure 29 Tests comparatifs des PFM ENVIROFLUX et SORBICELL sur le site Sanderumvej à Odense: 1) Représentation schématique du site, 2) Concentrations moyennes en TCE sur la période d'exposition, 3) Flux de Darcy et 4) Flux massiques de TCE mesurés par les 2 types de préleveurs ou estimés à partir des données disponibles selon une procédure classique. Modifié d'après (Bennedsen, 2017).....	108
Figure 30 Tests de PFM de type ENVIROFLUX dans un ancien site industriel français : 1) Plan de localisation des sondages, 2) Profil vertical des concentrations en PCE et TCE dans les sols du foyer de pollution. D'après (Verreydt et al., 2013).....	109
Figure 31 Variations verticales des flux de Darcy et des flux massiques de chloroéthènes mesurées avec les PFM ENVIROFLUX sur un ancien site industriel français. Résultats obtenus de haut en bas : a) dans le forage Mw200 dans le foyer de pollution, b) dans le forage Mw121 à 67 m en aval du foyer et c) dans le forage Mw135 à 267 m en aval du foyer. D'après (Verreydt et al., 2013).....	110
Figure 32 Utilisation de PFM de type ENVIROFLUX pour étudier l'évolution de la charge sous l'effet d'un traitement du foyer de pollution de 2 sites militaires américains, Hill AFB (1) et Fort Lewis (2). D'après (Brooks et al., 2008).....	111
Figure 33 Données mesurées dans un site contaminé australien : 1) Variations verticales des flux de Darcy et flux massiques de TCE dans un forage équipé en PFM du transect situé à 175 m en aval du foyer de pollution, 2) Fluctuations des concentrations en VOC au cours du temps, mesurées à l'aide d'un dispositif de mesure en continu dans un forage localisé dans le foyer de pollution. D'après (Basu et al., 2009).....	113

Tableaux

Tableau 1 Informations apportées par les différents dispositifs de mesure des flux dans des forages.	17
Tableau 2 Comparaison des caractéristique principales des 3 PFM actuellement commercialisés. ...	35
Tableau 3 Informations préalables sur le site Middelfartvej 126 à Odense. Modifié d'après (Bennedsen, 2017).....	107
Tableau 4 Informations préalables sur le site Sanderumvej à Odense. Modifié d'après (Bennedsen, 2017).....	108
Tableau 5 Charges en chloroéthènes estimées dans un transect en aval hydraulique à ~30 m de distance du foyer de pollution dans le site Hill AFB et à 90 m de distance du foyer dans le site Fort Lewis. Les valeurs estimées à partir des PFM sont comparables à celles fournies par les essais de pompage intégraux (IPT) et par la méthode des transects (MT). D'après (Brooks et al., 2008).	112
Tableau 6 Flux de Darcy (q_d), flux de TCE (J_d), concentrations moyennes en TCE (C_i) et charges en TCD (M_D) estimées dans 2 transects en aval immédiat (source transect) et à 175 m du foyer de pollution (plume transect) dans un site contaminé australien. D'après (Basu et al., 2009).....	113

Annexes

Annexe 1 Bibliographie.....	57
Annexe 2 Documentation ENVIROFLUX	61
Annexe 3 Documentation SORBICELL	74
Annexe 4 Documentation IFLUX.....	83
Annexe 5 Essais sur sites réels à l'étranger	104
Annexe 6 Protocole de prélèvement des échantillons d'eau souterraine	114

1. Contexte et objectifs

De manière générale, on évalue en Suisse l'effet d'un site contaminé sur la santé humaine et les organismes vivants, à partir des substances émises par la source de pollution vers les eaux, le sol et l'air. D'autres éléments interviennent dans l'évaluation des sites et la définition des mesures de réhabilitation, mais la quantification des flux de substances relarguées vers les milieux naturels constitue un élément déterminant.

Dans les eaux souterraines, les flux permettent d'apprécier la puissance du terme source de la pollution dans le sous-sol, et sa capacité à être disséminée sous forme de panache de composés dissous (ou sous forme colloïdale) sous l'effet de l'écoulement des eaux souterraines. Deux notions sont utilisées : le **flux massique** de substances dissoutes traversant une surface unitaire par unité de temps, et la **charge** (ou débit massique) qui désigne en Suisse la masse totale de substances dissoutes transportées par les eaux souterraines par unité de temps, dans un plan de référence recoupant le panache en aval hydraulique de la source. Ces éléments de quantification des émissions en nappe sont particulièrement adaptés à l'estimation de la mise en danger des sites contaminés aux hydrocarbures chlorés, dont la dissémination dans l'environnement est très complexe en raison de caractéristiques physico-chimiques spécifiques (p.ex. produits en phase pure plus denses que l'eau).

En Suisse, l'ordonnance sur les sites contaminés (OSites) prévoit que la charge en polluants soit estimée au stade de l'investigation de détail pour apprécier le but et l'urgence de l'assainissement d'un site. Les contaminations aux hydrocarbures chlorés font de plus l'objet d'un projet d'importance nationale (Chloronet) du fait du grand nombre de sites liés aux activités horlogères et microtechniques concernés par ces substances.

Différentes techniques sont utilisées par les professionnels des sites et sols pollués pour estimer la charge et les flux. Le niveau de précision des résultats obtenus dépend à la fois de la qualité des mesures de terrain et des méthodes de calcul utilisées. Depuis quelques années, des dispositifs de terrain permettant de mesurer directement les flux massiques dans des forages sont utilisés. Les **échantillonneurs passifs de flux (PFM)** sont constitués de différents éléments sur la verticale contenant à la fois un traceur et un matériau adsorbant, pouvant être descendus dans des forages et être exposés durant une période allant de quelques jours à quelques semaines. Le matériau adsorbant accumule les polluants pendant la période d'exposition du dispositif, tandis que le traceur se dissout à une vitesse proportionnelle à la vitesse d'écoulement des eaux souterraines. Ces informations sont utilisées pour en déduire le flux massique de substances dans chacun des éléments. L'équipement de plusieurs sondages en PFM dans un plan de référence aval perpendiculaire à la direction principale d'écoulement des eaux permet d'estimer la **variation spatiale** des flux dans le plan. L'intégration des flux mesurés dans le plan par application de méthodes d'interpolation permet alors d'en déduire la charge. Les flux mesurés représentent des flux massiques **à long terme** car ils sont intégrés sur la période d'exposition, à la différence des **dispositifs multiniveaux** qui fournissent des flux massiques instantanés.

La section Sites contaminés de l'OFEV a confié à eOde la réalisation d'une étude visant à dresser un état des connaissances actuelles sur les PFM et à évaluer leur intérêt dans l'évaluation de la charge dans le contexte de l'OSites. Le présent rapport en constitue la synthèse. Le **chapitre 3** rappelle le contexte réglementaire dans lequel intervient la charge. Le **chapitre 4** définit et présente les caractéristiques des flux et débits massiques et dresse l'inventaire des principales méthodes de mesure et d'estimation. Le **chapitre 5** fait la synthèse des informations disponibles actuellement sur les PFM. Le **chapitre 6** résume les résultats des tests et expérimentations de PFM menés sur deux sites contaminés suisses dans le cadre du projet PASSIFLUX par l'INERIS avec la contribution d'eOde. Le **chapitre 7** fournit une appréciation des bénéfices que pourraient apporter ces dispositifs à l'estimation de la mise en danger des sites contaminés, et propose un programme de travail pour étudier dans le

détail leurs conditions d'utilisation dans le cadre de l'OSites et dans des conditions hydrogéologiques et de contamination propres à la Suisse.

2. Travail réalisé et moyens mis en œuvre

Le travail réalisé a consisté en une synthèse d'informations sur le sujet au niveau national et international, incluant :

- La recherche et compilation de publications scientifiques et techniques,
- La prise de contact avec des sociétés de commercialisation ou de développement d'échantillonneurs passifs de flux (Goedele Verreydt, directrice technique iFLUX ; Hubert de Jonge, directeur commercial Sorbisense ; Jean-Marie Côme, directeur recherche et développement Ginger Burgeap ; Olivier Atteia, directeur scientifique Innovasol ; Lars Bennedsen, chef consultant Ramboll ; Matt Tilman, Enviroflux),
- De nombreux échanges avec Julien Michel, ingénieur d'étude et de recherche à l'INERIS, ayant mené les tests des échantillonneurs iFLUX sur les 2 sites suisses dans le cadre du projet PASSIFLUX cofinancé par l'ADEME.

Les références des documents retenus pour leur intérêt se trouvent en **Annexe 1** du rapport.

Cette compilation a été suivie d'une appréciation des PFM et d'une proposition de programme qui permettrait de les tester sur sites réels suisses dans le cadre de l'OSites.

3. Contexte réglementaire

L'ordonnance sur les sites contaminés¹ indique que les sites nécessitant un assainissement (sites contaminés) doivent faire l'objet d'une investigation de détail pour apprécier les buts et l'urgence de l'assainissement (art.14 al.1 OSites) :

¹ Pour apprécier les buts et l'urgence de l'assainissement, les données suivantes sont identifiées dans le détail et évaluées sur la base d'une estimation de la mise en danger :

- a. type, emplacement, quantité et concentration des substances dangereuses pour l'environnement présentes sur le site pollué;
- b. type des atteintes à l'environnement effectives et possibles, **charge** et évolution de ces atteintes dans le temps;
- c. emplacement et importance des domaines environnementaux menacés.

La charge apparaît comme l'un des éléments à caractériser. La prise en compte de la charge constitue donc, du point de vue du droit sur les sites pollués, un critère devant être appliqué, parmi d'autres, pour estimer la mise en danger de l'environnement et pour apprécier l'urgence d'un assainissement, comme le précise le groupe d'experts sur la charge constitué par l'OFEV en 2013, dans son rapport « Application de considérations sur la charge aux sites pollués par des hydrocarbures chlorés » (Adler et al., 2014).

¹ OSites, RS 814.680, 26 août 1998.

4. Flux massique et charge en polluants

4.1. Définitions

Le flux massique (mass flux) désigne la masse de substance transportée (sous forme dissoute) par les eaux souterraines et traversant une surface unité constitutive d'une section (transect, plan de référence, control plane) dans la source ou le panache de substance par unité de temps. Le flux massique est exprimé en masse/surface/temps (p.ex. g/m²/j).

Le flux massique combine deux informations sur le transport d'une pollution en nappe : la quantité de substance présente dans les eaux et la vitesse d'écoulement des eaux. Le flux est exprimé sous forme d'un vecteur renseignant à la fois sur l'amplitude et la direction du flux :

$$J = q_0 \cdot C = -K \cdot i \cdot C \quad (\text{Eq. 1.})$$

où :

J	Flux massique de substance (M/L ² /T) (p.ex. g/m ² /j)
q_0	Flux de Darcy, vecteur (L ³ /L ² /T) (p.ex. m/j)
C	Concentration en substance (M/L ³) (p.ex. g/m ³)
K	Conductivité hydraulique (L/T) (p.ex. m/j)
i	Gradient hydraulique (L/L), sans dimension

Le flux massique peut varier spatialement du fait de vitesses d'écoulement et de masses de substances dissoutes différentes au sein de la section. Ces variations peuvent être liées à l'hétérogénéité du milieu aquifère, ainsi qu'à celle de la source de pollution. De même, le flux massique peut varier avec le temps en raison de fluctuations temporelles des apports en substances à partir de la source et du régime d'écoulement des eaux souterraines.

La charge (mass discharge, débit massique, charge massique) désigne en Suisse la masse de substance transportée par les eaux souterraines et traversant une section dans la source ou le panache de substance par unité de temps. La charge intègre l'ensemble des flux massiques des différentes surfaces unités constitutives de la section (intégration spatiale). La charge est exprimée en masse/temps (p.ex. g/j). Si la section inclut la totalité de la source ou du panache, cette charge représente la totalité de la masse de substance transportée à une distance donnée de la source de pollution :

$$M_d = \int_A J \cdot dA \quad (\text{Eq. 2.})$$

où :

M_d	Charge (M/T) (p.ex. m/j)
J	Flux massique de substance (M/L ² /T) (p.ex. g/m ² /j), tel que défini dans Eq.1.
dA	Surface unité de la section (L ²) (p.ex. m ²)
A	Surface totale de la section (L ²) (p.ex. m ²)
i	Gradient hydraulique (L/L), sans dimension

Comme le flux massique, la charge peut fluctuer au cours du temps.

4.2. Variations spatio-temporelles

Les flux massiques traversant une section présentent des **variations spatiales** liées à la fois aux concentrations en substances et aux propriétés de l'aquifère (Figure 1).

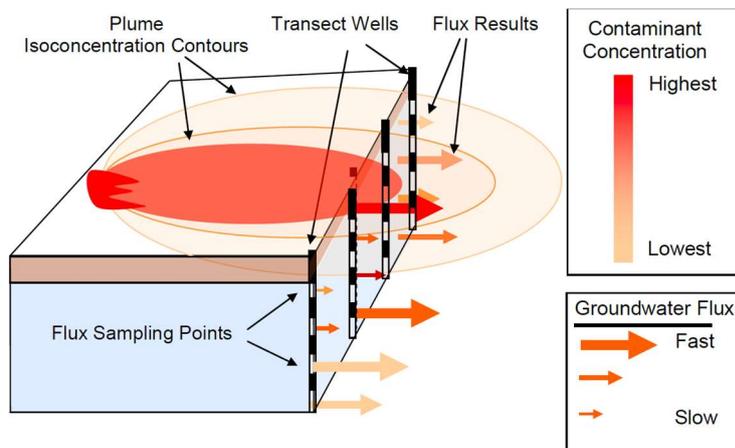


Figure 1 Représentation schématique des variations spatiales de flux massiques dans un transect, induites par les variations de concentrations en polluants et de vitesses d'écoulement des eaux. D'après (ITRC, 2010).

Le site du New Hampshire étudié par (Guilbeault et al., 2005) en fournit une bonne illustration. Son sous-sol comporte un aquifère sableux bien homogène, atteint par une pollution au perchloréthylène (PCE) issue d'un ancien site industriel. Des prélèvements en grande densité ont pu être réalisés dans une section en aval du site, permettant ainsi d'obtenir une bonne estimation de la variabilité spatiale des concentrations en PCE. Ces mesures révèlent que les concentrations peuvent varier de 4 ordres de grandeur sur la verticale à des distances aussi petites que 30 cm. De telles variations se produisent alors que le sous-sol est composé d'une unique formation lithologique (sables) bien homogène (

Figure 2).

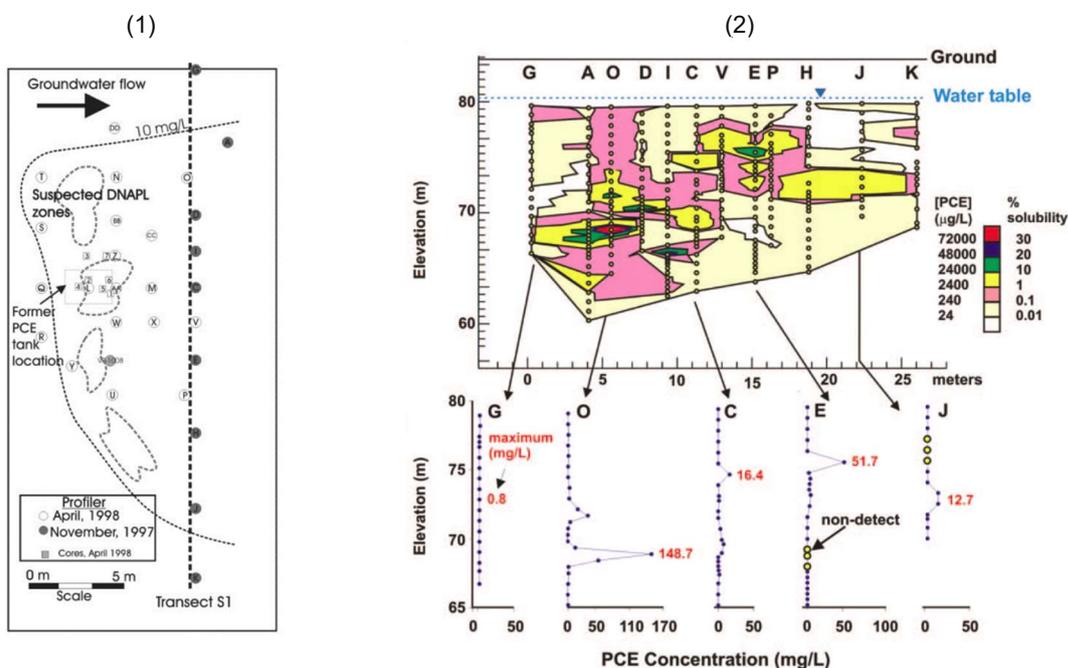


Figure 2 Variations spatiales des concentrations en PCE dans un transect vertical situé en aval d'un ancien site industriel du New Hampshire, équipé de piézomètres multiniveaux à haute résolution : (1) localisation du transect sur le plan du site, (2) variations des concentrations en PCE dans le transect. D'après (Guilbeault et al., 2005).

Les flux massiques varient également au cours du temps en fonction de la dynamique de relargage des substances par la source de pollution et de l'hydrodynamique de la nappe.

Les estimations de flux et de charges massiques sont de ce fait d'autant plus proches de la réalité qu'elles permettent d'intégrer et de capter ces variations.

La capacité de localiser ces variations est un avantage pour identifier les secteurs contribuant majoritairement à la contamination des eaux souterraines, et orienter ainsi le dimensionnement des procédés d'assainissement. Dans le cas présenté par (Guilbeault et al., 2005), les mesures dans le transect montrent par exemple que près de 75% du relargage de polluants intervient sur 5 à 10% de la surface du panache. Dans le cas présenté par (Einarson and Mackay, 2001) (Figure 3), la contamination se concentre majoritairement entre les piézomètres PZ-12 et PZ-10 entre 1.5 et 4 m de profondeur, secteur dont le traitement permettra de réduire drastiquement les concentrations en aval.

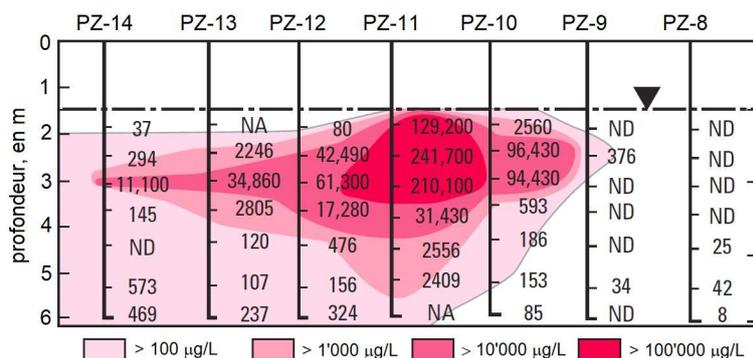


Figure 3 Variations spatiales des concentrations en cis-1,2-DCE² dans un transect situé en aval d'un site contaminé. Modifié d'après (Einarson and Mackay, 2001).

Enfin, la direction d'écoulement des eaux peut évoluer au cours du temps (saisons, précipitations intenses), de sorte que le transect n'est plus perpendiculaire à la direction principale d'écoulement et recoupe une surface plus grande (ou plus petite) du panache. Ces changements peuvent induire des sur- ou sous-estimations des flux et des charges. A défaut de pouvoir modifier la position du plan de contrôle et des forages d'observation, il est donc important de contrôler l'évolution de la piézométrie et de la direction des flux pour tenir compte de ces phénomènes dans l'interprétation des résultats.

² Cis-1,2-dichoroéthène.

4.3. Méthodes de mesure et estimation

Les flux et les charges massiques peuvent être approchés à partir de mesures prises sur le terrain et/ou de procédures de calcul et modélisation. On distingue 4 types de méthodes :

- Estimation à partir des données disponibles,
- Méthode des transects,
- Essai de pompage,
- Modèle d'écoulement et de transport.

Chacune des méthodes est présentée ci-dessous, l'accent étant porté sur la méthode des transects qui peut faire intervenir des PFM.

4.3.1. Estimation à partir des données disponibles

Les données disponibles collectées sur le site dans le cadre des premières investigations - ou bien tirées de la littérature - sont souvent utilisées dans un premier temps pour estimer les charges et les flux dans une section de contrôle, plan vertical perpendiculaire à la direction principale d'écoulement des eaux souterraines situé en aval hydraulique du foyer de pollution (Rossier, 2014).

L'estimation la plus simple consiste à calculer le flux de Darcy à partir d'une valeur de conductivité hydraulique moyenne attribuée aux terrains de la section de contrôle et d'un gradient hydraulique, et de la multiplier par une concentration moyenne en polluants sur la surface, pour obtenir :

$$\text{Le flux massique de polluants} \quad \bar{J} = \bar{q}_0 \cdot \bar{C} = -\bar{K} \cdot i \cdot \bar{C} \quad (\text{Eq. 3.})$$

$$\text{La charge massique en polluants} \quad M_d = \bar{J} \cdot A \quad (\text{Eq. 4.})$$

où :

\bar{K}	Flux massique moyen de substance sur la surface (M/L ² /T) (p.ex. g/m ² /j)
M_d	Charge en substance (M/T) (p.ex. m/j)
\bar{q}_0	Flux de Darcy moyen (L ³ /L ² /T) (p.ex. m/j)
\bar{C}	Concentration moyenne en substance (M/L ³) (p.ex. g/m ³)
\bar{K}	Conductivité hydraulique moyenne sur la section (L/T) (p.ex. m/j)
i	Gradient hydraulique (L/L)
A	Surface totale de la section (L ²) (p.ex. m ²)

Lorsque les données le permettent, des valeurs de conductivité hydraulique et de concentration différentes peuvent être attribuées à des sous-domaines constitutifs du plan de référence, afin de tenir compte de la variation spatiale des concentrations et des paramètres hydrodynamiques de la nappe. Des cartes interpolées des teneurs en polluants peuvent par exemple être établies à partir des forages et des prélèvements réalisés dans le cadre des investigations préalables et des premières phases d'investigation de détail, de sorte que les variations XY de concentrations dans le plan de contrôle peuvent être approchées (Figure 4).

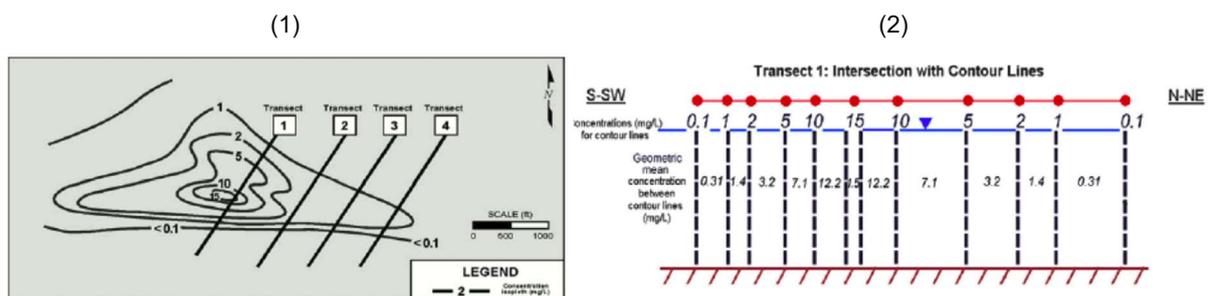


Figure 4 Approximation des variations XY des flux massiques à partir d'une carte interpolée des concentrations : (1) localisation de transects sur une carte des isocontours de concentrations, (2) variations des concentrations dans un transect déduite de la carte des isocontours. D'après (ITRC, 2010)

Ces estimations fournissent un premier ordre de grandeur des flux et charges attendus en aval hydraulique, mais sont le plus souvent entachées de fortes incertitudes, car elles ne sont basées sur aucune mesure spécifique prise dans la section de contrôle. Elles ne prennent pas en compte – ou de manière très approximative – les variations de flux liées à l'hétérogénéité des terrains aquifères et des sources de contamination. Les modèles sous-jacents à ces estimations sont par ailleurs très grossiers.

4.3.2. Méthode des transects

La méthode des transects consiste à estimer les flux massiques dans une section de contrôle à partir de mesures effectuées dans des forages positionnés dans la section. Les flux massiques de substances n'étant connus qu'au niveau des forages, une méthode d'interpolation est appliquée pour estimer les flux sur la totalité de la surface du transect, puis les sommer pour en déduire la charge (Figure 5).

Les mesures prises dans les forages sont destinées à caractériser les relargages de polluants et/ou les paramètres hydrodynamiques de la nappe. Le cas échéant, des données prélevées ailleurs dans le site ou bien des données bibliographiques sont utilisées pour compléter les informations de terrain manquant à l'estimation des flux et débits massiques.

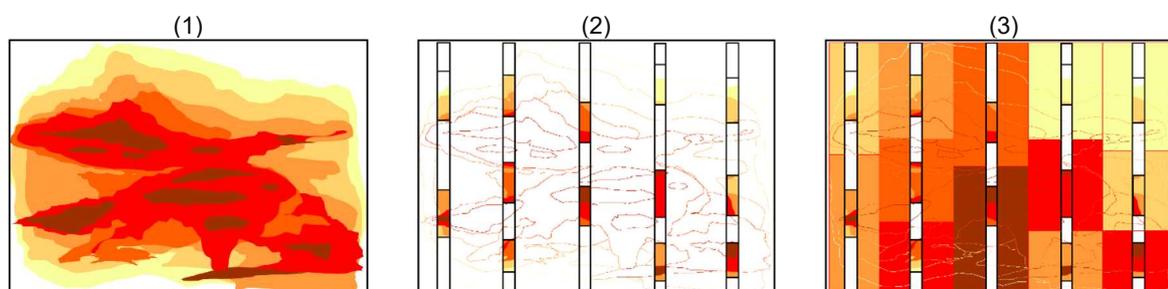


Figure 5 Représentation schématique de la méthode des transects : (1) flux massiques réels dans un transect, (2) prélèvements et mesures dans des forages localisés dans le transect, (3) estimation des flux massiques sur la totalité du transect à partir des mesures (interpolation par attribution des mesures à des polygones). Modifié d'après (ITRC, 2010).

4.3.2.1. Dispositifs de mesure

Les résultats obtenus par la méthode des transects sont différents suivant les dispositifs de mesure installés dans les forages (Tableau 1).

Tableau 1 Informations apportées par les différents dispositifs de mesure des flux dans des forages.

Equipement des forages	Mode de prélèvement des échantillons d'eau	
	Prélèvement par pompage	Capteur passif intégratif
Piézomètre classique (crépine + massif filtrant dans terrains aquifères)	<ul style="list-style-type: none"> - Flux massique instantané - Concentration instantanée - Mesure de K et i par un autre dispositif - Flux massique et concentration moyens sur la hauteur de prélèvement 	<ul style="list-style-type: none"> - Flux massique intégré sur la période d'exposition - Concentration moyenne sur la période - Mesure de K et i par un autre dispositif - Flux massique moyen sur la hauteur de prélèvement
Préleveur multiniveau dans un piézomètre	<ul style="list-style-type: none"> - Flux massique instantané - Concentration instantanée - Mesure de K et i par un autre dispositif - Variation des concentrations sur la verticale 	<ul style="list-style-type: none"> - Flux massique intégré sur la période d'exposition - Concentration moyenne sur la période - Mesure de K et i par un autre dispositif - Variation des concentrations sur la verticale

Equipement des forages	Mode de prélèvement des échantillons d'eau	
	Prélèvement par pompage	Capteur passif intégratif
Echantillonneur passif de flux dans un piézomètre		<ul style="list-style-type: none"> - Flux massique intégré sur la période d'exposition - Concentration moyenne sur la période - Vitesse d'écoulement des eaux moyenne sur la période - Variation des concentrations sur la verticale

Piézomètres classiques avec prélèvements par pompage ou capteurs passifs (ligne 1 du tableau)

Les flux peuvent être mesurés dans des forages piézométriques en effectuant des prélèvements d'eau classiques, par pompage. Les flux sont obtenus par multiplication selon l'Eq. 1, des concentrations en polluants analysées dans les échantillons, avec des valeurs de conductivité et de gradient hydraulique mesurées par des dispositifs séparés³ ou estimées à partir de données existantes. Les flux obtenus sont des flux instantanés, représentatifs de la hauteur de prélèvement. Les variations verticales des flux ne sont pas mesurées.

Les prélèvements dans les piézomètres peuvent également être réalisés à l'aide de capteurs passifs intégratifs, en remplacement des prélèvements d'eau par pompage. Les capteurs intégratifs (p.ex. dosimètres céramiques, cartouches SORBICELL) permettent de mesurer la concentration moyenne en une substance, intégrée sur leur période d'exposition. Les flux obtenus sont alors des flux moyens intégrés sur la période d'exposition (cf. flux instantanés vs flux moyens représentés à la [Figure 6](#)).

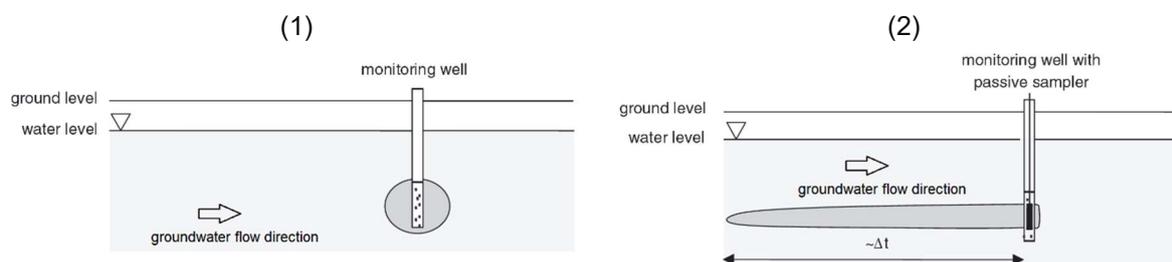


Figure 6 Représentation schématique des flux massiques mesurés suivant le dispositif de mesure choisi : (1) flux massiques instantanés avec des prélèvements classiques par pompage, (2) flux massiques intégrés sur le temps avec des capteurs passifs intégratifs ou des PFM. Modifié d'après (Verreydt et al., 2010).

Préleveurs multiniveaux avec prélèvements par pompage ou capteurs passifs (ligne 2 du tableau)

Les forages peuvent être équipés de préleveurs multiniveaux ([Figure 7](#)), dispositifs permettant de collecter plusieurs échantillons d'eau dans les forages, à différentes profondeurs. Ces équipements permettent de mesurer les concentrations en substances à différentes profondeurs, et d'estimer ainsi les variations de flux massiques sur la verticale. Les paramètres hydrodynamiques (K, i) doivent néanmoins être mesurés ou estimés séparément. Les flux massiques obtenus sont instantanés lorsque les échantillons sont prélevés par pompage, intégrés sur le temps lorsque des capteurs passifs sont exposés dans les différents intervalles des piézomètres multiniveaux. L'adsorption directe des polluants

³ Les valeurs de conductivité hydraulique peuvent être estimées par des essais hydrogéologiques classiques : essais de pompage, slug tests, etc. Les gradients hydrauliques s'obtiennent par des mesures de niveau statique dans les forages et établissement de cartes piézométriques. On se référera par exemple à (Fetter, 2001) pour plus de détail à ce sujet.

dans les capteurs évite les pertes de polluants par volatilisation observées lors d'un prélèvement classique par pompage.

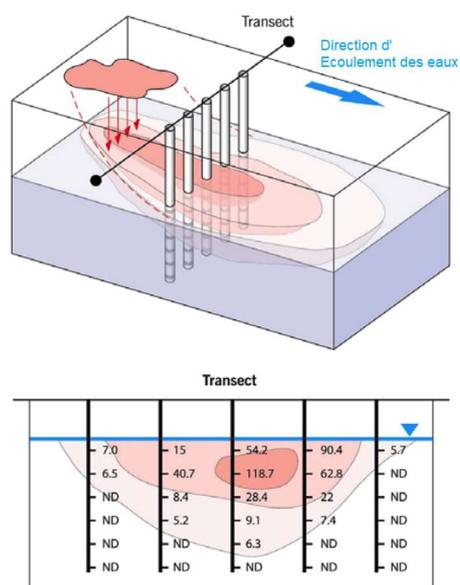


Figure 7 Mesure des concentrations en substances dans des piézomètres multiniveaux dans une section verticale positionnée en aval hydraulique du foyer de pollution. Les concentrations mesurées permettent d'estimer les flux massiques unitaires et la charge massique (par interpolation et intégration sur la section). D'après (Einarson and Mackay, 2001; ITRC, 2010).

Echantillonneurs passifs de flux (ligne 3 du tableau)

Les échantillonneurs passifs de flux (passive flux meters, PFM) sont des dispositifs permettant de mesurer conjointement la concentration en substance et la vitesse d'écoulement des eaux souterraines dans les forages. A la différence des équipements précédents, aucun dispositif supplémentaire n'est requis pour déterminer les paramètres hydrodynamiques de la nappe aux points de prélèvement. De plus, les concentrations et vitesses mesurées sont des valeurs moyennées sur la période d'exposition, de sorte que leur multiplication selon l'Eq. 1 fournit une mesure du flux massique intégré sur la période. Suivant les fabricants, les PFM peuvent être constitués de différents modules permettant de mesurer les flux massiques à différentes profondeurs dans les forages, et d'estimer ainsi les variations verticales des flux. Les pertes de polluants par volatilisation sont évitées, comme avec les capteurs passifs mentionnés précédemment.

4.3.2.2. Interpolation des flux sur le transect

Les dispositifs décrits au paragraphe 4.3.2.1 fournissent un nombre limité de mesures dans la section de contrôle, représentatives des flux massiques aux différentes hauteurs où les modules ont été positionnés dans les forages. Les débits massiques (ou charge en Suisse) sont estimés sur la totalité de la surface du transect en appliquant une méthode d'interpolation, de façon à estimer les valeurs de flux en dehors des points de données.

La méthode d'interpolation la plus simple consiste à attribuer la valeur de flux mesurée à une portion de la section (p.ex. polygone) située autour du point de mesure. Cette méthode simple induit de fortes discontinuités dans le transect (Figure 5), et n'est basée sur aucune représentation réaliste de la continuité spatiale des flux dans la section. D'autres méthodes déterministes, telles que la méthode d'inverse des distances ou du carré des distances, permettent de représenter des variations progressives du flux, mais sans possibilité de discerner celle dont le résultat se rapproche le plus de la réalité. Les méthodes géostatistiques permettent de fournir une estimation de la continuité spatiale des flux, basée uniquement sur les données, et d'assortir les cartographies obtenues de flux d'une cartographie des erreurs d'estimation. Ces méthodes requièrent davantage de temps et d'expertise que les méthodes déterministes (Figure 8).

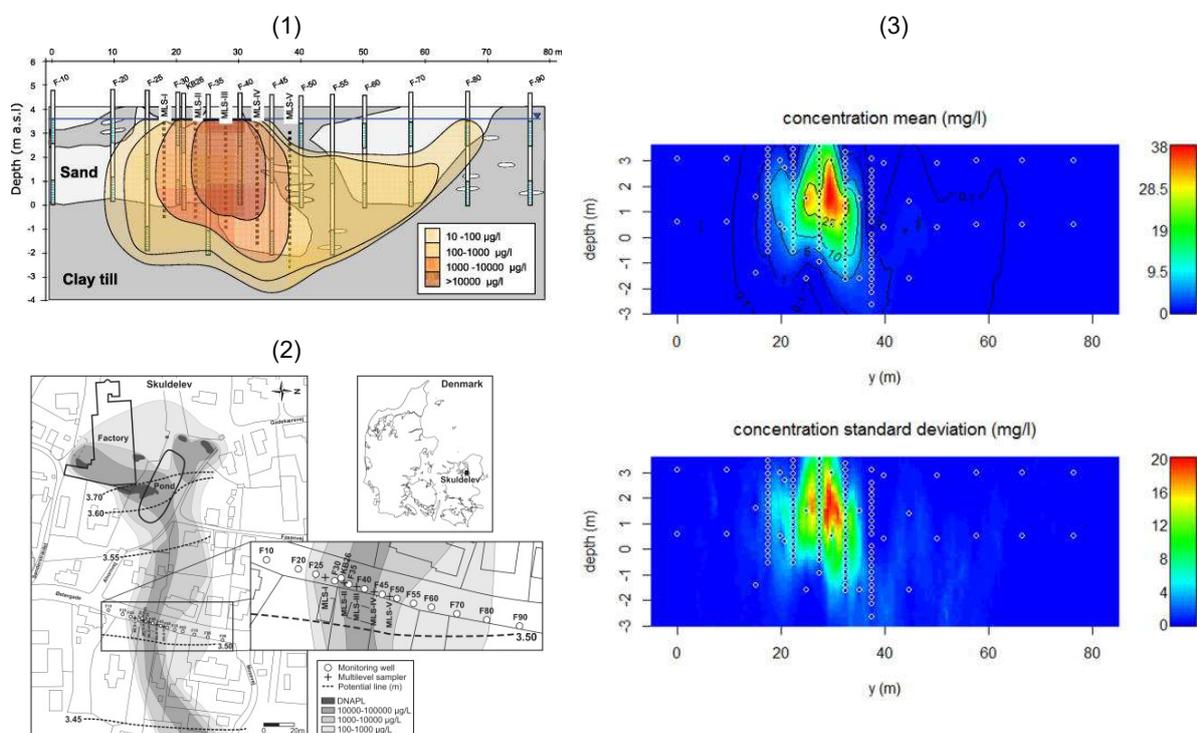


Figure 8 Concentrations totales en chloroéthènes dans une section de contrôle d'un site contaminé équipée de préleveurs multiniveaux : (1) concentrations délimitées manuellement, (2) localisation de la section sur le plan du site d'étude, (3) concentrations estimées par une approche géostatistique (concentration mean) et carte des incertitudes associées (concentration standard deviation). La simulation conjointe des concentrations en chloroéthènes et des vitesses d'écoulement permet d'estimer les flux massiques et la charge en composés chlorés. D'après (Trolborg et al., 2010).

Les méthodes d'interpolation peuvent être appliquées directement aux valeurs de flux, ou bien séparément aux valeurs de concentrations et aux paramètres hydrodynamiques (p.ex. vitesse de Darcy, conductivité hydraulique).

4.3.2.3. Estimation de la charge

La charge massique peut être approchée à partir de la somme des flux massiques des différentes surfaces élémentaires constitutives de la section de contrôle :

$$M_d = \sum_i J_i \cdot A_i \quad (\text{Eq. 5.})$$

où :

M_d	Charge (M/T) (p.ex. m/j)
J_i	Flux massique de substance dans la surface élémentaire i (M/L ² /T) (p.ex. g/m ² /j)
A_i	Surface unité de la section (L ²) (p.ex. m ²)
A	Surface totale de la section (L ²) (p.ex. m ²), avec : $A = \sum_i A_i$

Les surfaces élémentaires sont les polygones en cas d'interpolation des flux massiques par la méthode des polygones, ou bien les mailles de la grille d'interpolation lorsque des méthodes déterministes ou géostatistiques permettant de cartographier la continuité spatiale des flux sont utilisées (Figure 9).

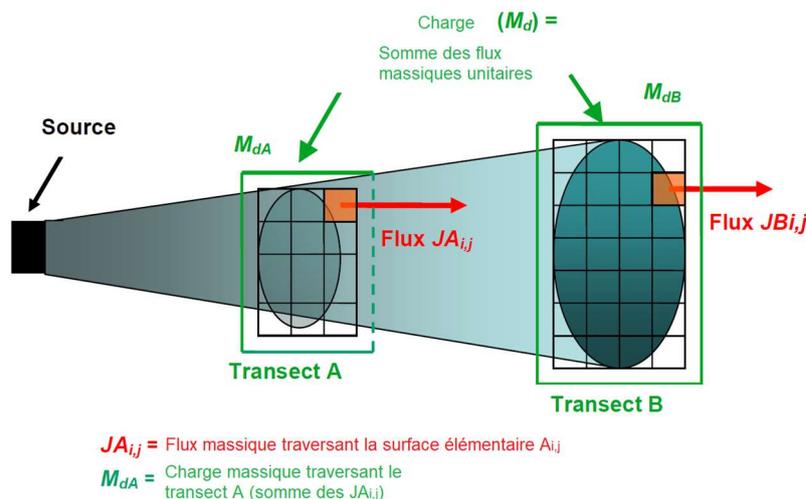


Figure 9 Représentation schématique de flux et de charges massiques de substances dans 2 sections d'un panache de polluants (A et B). La charge est approchée à partir de la somme des flux massiques unitaires des éléments constitutifs de chacune des surfaces. Modifié d'après (ITRC, 2010).

L'estimation de la charge peut être assortie d'une incertitude lorsque des méthodes géostatistiques sont utilisées pour estimer les flux dans la section. La Figure 10 représente les distributions de charges obtenues par une approche géostatistique sur deux sites dont les transects sont équipés de piézomètres multiniveaux. Dans le premier site (transect 1), la charge la plus probable (médiane de la distribution : 0.9 moles/jour) est plus élevée que la charge estimée par la méthode des polygones (0.8 moles/jour, point rouge). Dans le second site, la médiane de la distribution géostatistique des charges est égale à la charge approchée par la méthode des polygones (0.3 moles/jour) : les 2 estimations sont donc cohérentes. La dispersion des valeurs de charge fournies par l'approche géostatistique traduit l'incertitude associée à l'estimation de charge la plus probable (médiane ou moyenne).

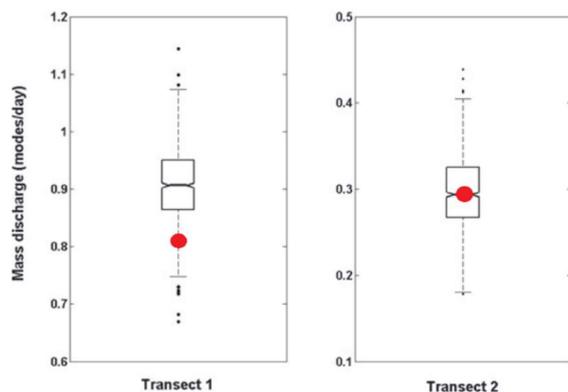


Figure 10 Distributions équiprobables de charges massiques en hydrocarbures chlorés générées par des méthodes de simulation géostatistique, représentées sous forme de boîtes à moustache : (1) transect en aval hydraulique d'un site contaminé au trichloréthène, (2) transect en aval hydraulique d'un site contaminé au cis-1,2-dichloréthène. Le point rouge représente la charge estimée par la méthode des polygones. Modifié d'après (Cai et al., 2011).

4.3.2.4. Sources d'incertitude

Les estimations de flux et les charges massiques en polluants sont affectées d'incertitudes ayant différentes origines. Citons parmi celles-ci :

- L'hétérogénéité spatio-temporelle des flux dépendant à la fois de la nature des terrains, de l'hydrodynamique de la nappe et du type et de la complexité de la pollution,
- La densité et la répartition spatiale des points de prélèvements et mesures dans la section,
- Les erreurs liées aux prélèvements, aux mesures de terrain et aux analyses de laboratoire,
- Les écarts à la réalité dépendant de la méthode d'interpolation utilisée pour estimer les flux sur toute la section de contrôle,
- La méthode d'approximation adoptée pour calculer la charge.

4.3.3. Essai de pompage

La charge massique en polluants peut être également estimée à partir d'essais de pompage dans des forages. Deux types d'essais sont recensés.

La méthode la plus simple consiste à **pomper dans un puits** supposé capter la totalité du panache de polluants, et à mesurer la concentration en substances et le débit après avoir atteint un régime permanent. Le forage doit se situer suffisamment loin de la source de pollution, pour que le pompage ne génère pas de relargage plus important de substances par augmentation de leur dissolution. Cette méthode fournit une estimation globale de la charge, sans information sur la variabilité spatiale des flux. De plus, elle ne permet pas de mesurer le relargage naturel observé lorsque l'écoulement des eaux est gouverné par le gradient hydraulique hors effet du pompage.

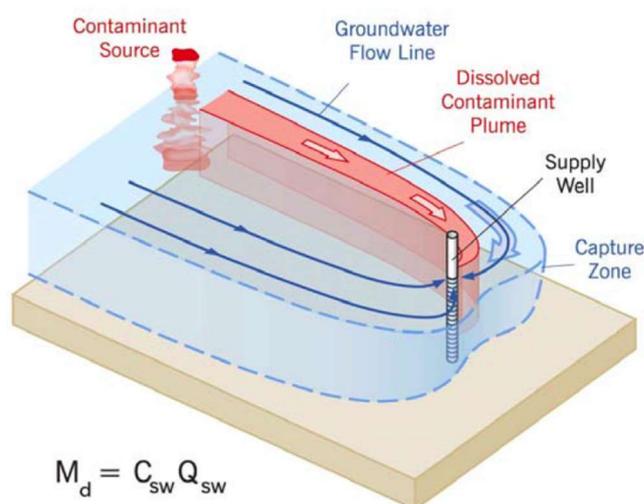


Figure 11 Représentation schématique d'un essai de pompage dans un forage en aval de la source de contamination pour estimer la charge (M_d : charge, C_{sw} : concentration en polluant dans le forage, Q_{sw} : débit (pompe) mesuré au forage. D'après (ITRC, 2010).

La seconde méthode recensée est l'**essai de pompage intégral** qui consiste à extraire un débit d'eau constant dans un puits de pompage, en suivant l'abaissement de la nappe au puits ainsi que l'évolution de la concentration en substances dans l'eau pompée (cf. p.ex. (Demougeot-Renard et al., sous presse)). Les variations temporelles du signal chimique ainsi obtenu sont traitées par une solution analytique ou numérique pour en déduire la charge et obtenir des informations sur les caractéristiques du panache de pollution dans la zone située autour du puits (Figure 12).

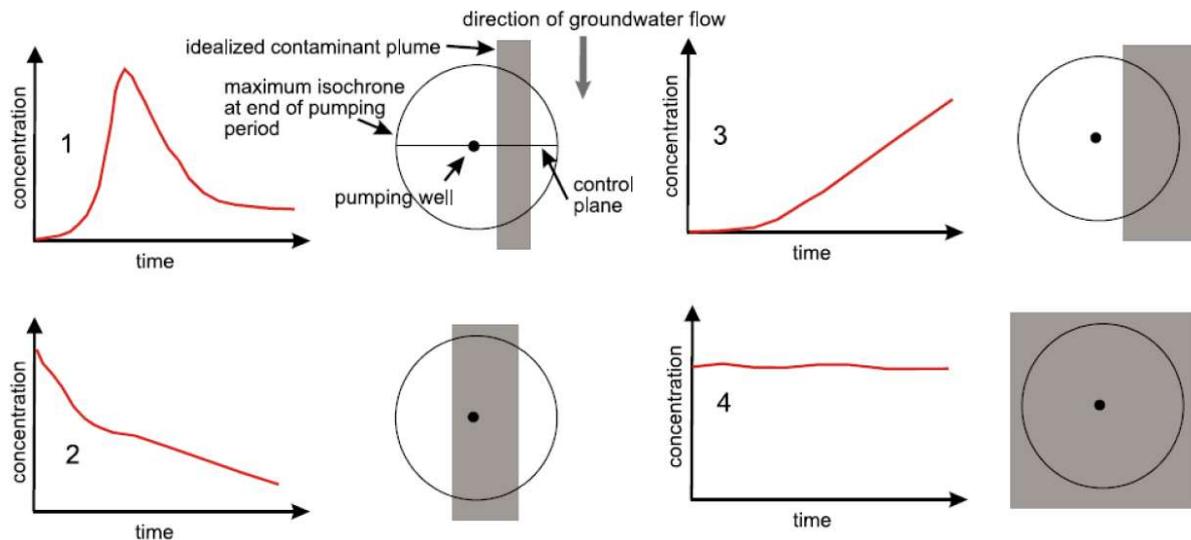


Figure 12 Illustration du principe des tests de pompage intégratif (d'après (Bauer et al., 2004)). Les 4 courbes en rouge représentent l'évolution de la concentration en fonction du temps au puits de pompage. Suivant l'évolution de cette courbe, il est possible d'obtenir des informations indirectes sur la position du panache de polluant ou de la source de pollution. Le cas 4 est le plus évident : la concentration n'évolue pas avec le temps ; cela signifie que le puits est situé dans le panache et la valeur de concentration obtenue est représentative de la concentration dans le panache. Le cas 1 est aussi intéressant : le panache a une taille limitée, le puits est situé dans une zone non contaminée, la concentration dans le puits est initialement nulle puis elle augmente et atteint un maximum puis diminue. Le panache est donc situé latéralement et a une faible extension. Les cas 2 et 3 montrent d'autres exemples, mais le nombre de comportements possibles ne se limite pas aux 4 situations illustrées sur cette figure.

Cette méthode est basée sur des hypothèses simplificatrices sur les conditions d'écoulement des eaux - régime permanent, milieu homogène et isotrope - qui sont rarement remplies. Or les résultats obtenus peuvent s'écarter fortement de la réalité en dehors de ces conditions. Il faut également garder à l'esprit que le résultat de l'interprétation peut être ambigu : certains tests fourniront exactement le même résultat si le panache est situé à droite du puits, ou de manière symétrique à gauche. L'essai de pompage intégral fournit davantage d'informations sur la localisation et l'extension du panache que l'essai de pompage simple. Ces informations sont néanmoins limitées à une zone autour du puits, qui peut être étendue par la réalisation d'essais dans plusieurs puits, positionnés dans un transect par exemple (Figure 13). On relève pourtant que, comme les essais de pompage simples, les essais intégraux ne fournissent qu'une estimation globale de la charge, sans information sur la variabilité spatiale des flux. Les deux types de essais posent par ailleurs des problèmes pratiques d'évacuation des eaux polluées pompées.

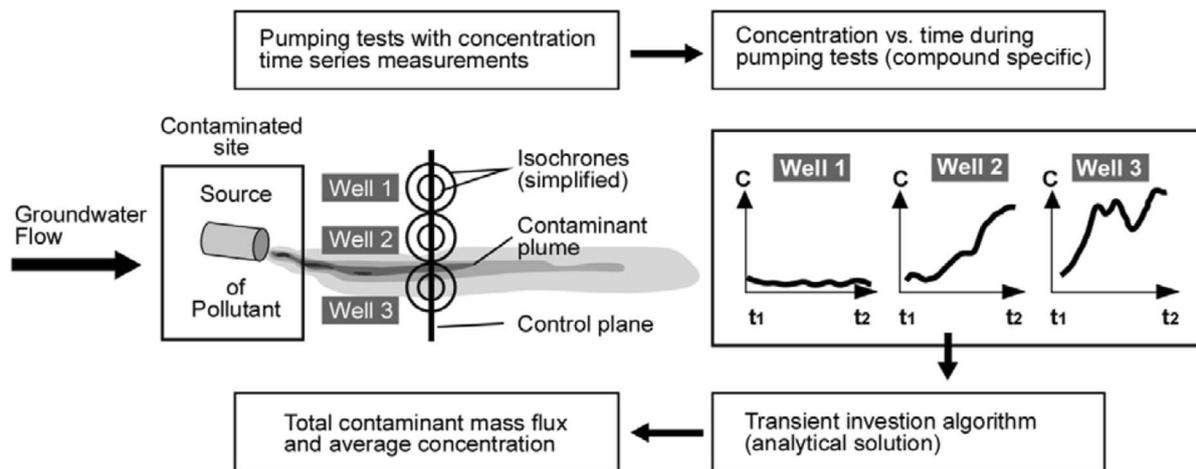


Figure 13 Estimation de la charge dans un transect à partir de plusieurs puits. Des essais de pompage sont menés dans les différents puits en relevant l'évolution des concentrations au cours du temps. Les résultats sont interprétés par des méthodes d'inversion pour en déduire la charge en polluants dans le transect. D'après (Bockelmann et al., 2003).

4.3.4. Modèle d'écoulement et de transport

Les flux massiques et la charge peuvent être estimés à partir de modèles analytiques ou numériques du transfert de masse en solution dans un aquifère (Rossier, 2014).

Ces modèles sont obtenus par application de l'équation d'advection-diffusion décrivant le transfert de masses en solution des polluants par les trois phénomènes intervenant dans leur transport : la diffusion moléculaire, la dispersion cinématique et l'advection. L'équation tient compte également des phénomènes d'adsorption et de dégradation des polluants.

Des données doivent être disponibles pour caractériser la charge hydraulique, la conductivité hydraulique, l'épaisseur de la zone saturée et la concentration en substances dissoutes dans plusieurs forages sur l'ensemble du domaine d'étude.

Ces modèles permettent d'estimer la variabilité spatio-temporelle des flux massiques et de calculer la charge pour autant de plans de contrôle que souhaité. La cohérence des informations hydrodynamiques et de contamination est de plus assurée par leur intégration dans un même modèle reproduisant l'ensemble des phénomènes à l'origine du transport de la pollution. De toutes les méthodes présentées dans ce chapitre, les méthodes de modélisation fournissent donc les résultats les plus complets sur les relargages de polluants à l'échelle du domaine d'investigation.

De telles modélisations nécessitent néanmoins une expertise poussée et des durées de réalisation significatives (quelques jours à quelques semaines suivant la complexité du site). De plus, elles se basent sur une connaissance détaillée de la contamination et des paramètres hydrodynamiques de la nappe. Les conditions ne sont donc pas toujours réunies pour mettre en œuvre de tels modèles pour estimer les flux et débits massiques.

5. Echantillonneurs passifs de flux

5.1. Présentation

Les échantillonneurs passifs de flux (PFM) sont des dispositifs permettant de mesurer simultanément le flux massique de polluant et le flux de Darcy - intégrés durant leur période d'exposition - dans des forages. Les PFM sont placés dans des forages piézométriques interceptant le panache de polluants. Ils sont constitués d'un ou de plusieurs modules permettant de mesurer les flux à différentes profondeurs. Les fluctuations temporelles des apports en polluants et des vitesses d'écoulement des eaux n'influencent pas la justesse de la mesure, à la différence des autres méthodes de mesure des flux. Les pertes de polluants par volatilisation comme observé avec des prélèvements classiques des eaux par pompage sont de plus évitées.

Chacun des modules est formé d'une membrane perméable, souple ou rigide, remplie d'un matériau adsorbant poreux, ainsi que d'une quantité déterminée d'un traceur soluble. Le matériau adsorbant permet d'accumuler les polluants durant la période d'exposition. Le traceur se dissout à une vitesse proportionnelle à la vitesse d'écoulement des eaux.

Le diamètre des PFM est égal au diamètre interne du tube équipant le forage. Les modules comportent à leurs extrémités des éléments imperméables (p.ex. rondelles de caoutchouc) pour éviter les fuites ou intercontaminations verticales. Ils peuvent être contigus ou séparés de quelques dm. La rigidité de l'ensemble est assurée par un tube central placé entre chaque module.

5.1. Dispositifs existants

Il existe actuellement trois dispositifs sur le marché pour échantillonner les flux en milieu poreux : les PFM proposés par la société ENVIROFLUX, les Fluxsamplers commercialisés par la société SORBISENSE et les IFLUX de la société éponyme.

D'autres dispositifs ont été développés pour des applications spécifiques, par exemple pour les aquifères fracturés, mais ne sont pas commercialisés à l'heure actuelle.

Les informations techniques et financières sur les 3 types de PFM sont résumées au [Tableau 2](#). Les documentations de présentation des PFM fournies par les fabricants sont rassemblées dans les **Annexes 2 à 4** du rapport. Les dispositifs sont décrits brièvement dans les lignes suivantes.

Des essais sur sites réels ont été réalisés à l'étranger : ils sont présentés en **Annexe 5** du rapport.

5.1.1. PFM ENVIROFLUX

Description

Les échantillonneurs d'ENVIROFLUX (Figure 14 et Tableau 2) sont les premiers dispositifs à avoir été développés. Ils se basent sur les travaux de recherche de l'Université de Floride (Hatfield et al., 2004, 2002) et la technologie a été brevetée en 2002 (Hatfield et al., 2003). ENVIROFLUX possède une licence exclusive depuis 2005.

Leurs principes de fonctionnement et leur constitution sont décrits dans le détail dans de nombreux articles de recherche. Les autres PFM sont basés sur les mêmes principes, de sorte que les explications fournies ci-dessous pour les dispositifs ENVIROFLUX sont également valables pour les échantillonneurs SORBISENSE et iFLUX.

Les modules PFM les plus récents d'ENVIROFLUX pour mesurer des composés organiques sont constitués de charbon actif imprégné d'argent granulaire et de 5 alcools traceurs, enveloppés dans une membrane perméable souple protégée par un filet en nylon. Les modules peuvent être isolés par des disques en caoutchouc ou néoprène (Verreydt et al., 2013).

Les échantillonneurs commercialisés par ENVIROFLUX sont construits au cas par cas, et peuvent donc être adaptés aux spécificités de chaque projet. Plusieurs diamètres sont proposés pour les préleveurs, de 2 pouces (5.08 cm) à 6 pouces (15.24 cm). Un module a une longueur de 5 pieds (152.4 cm) et peut être segmenté en isolant les segments par des disques en caoutchouc. La segmentation la plus courante consiste à diviser le module en 5 parties de 1 pied chacune (30.24 cm). Plusieurs modules peuvent être descendus dans un forage, en les séparant par des câbles ou des tiges d'une longueur de 5 pieds (152.4 cm). La matrice adsorbante - constituée de charbon actif granulaire imprégné d'argent pour la mesure des flux de composés organiques - est mélangée à 5 alcools dont les facteurs de retard sont contrastés, afin de pouvoir mesurer différents ordres de grandeur des flux de Darcy. Des dispositifs permettant de mesurer les flux dans différentes directions ont été testés par le fabricant, mais demandent encore un phase de recherche et développement. Au retrait des préleveurs, le matériau adsorbant doit être extrait et mis en flacon, pour envoi au laboratoire d'analyses. Les analyses sont réalisées par ENVIROFLUX. Les résultats de flux de Darcy et de flux massiques sont fournis sous forme de tableaux et de profils verticaux.

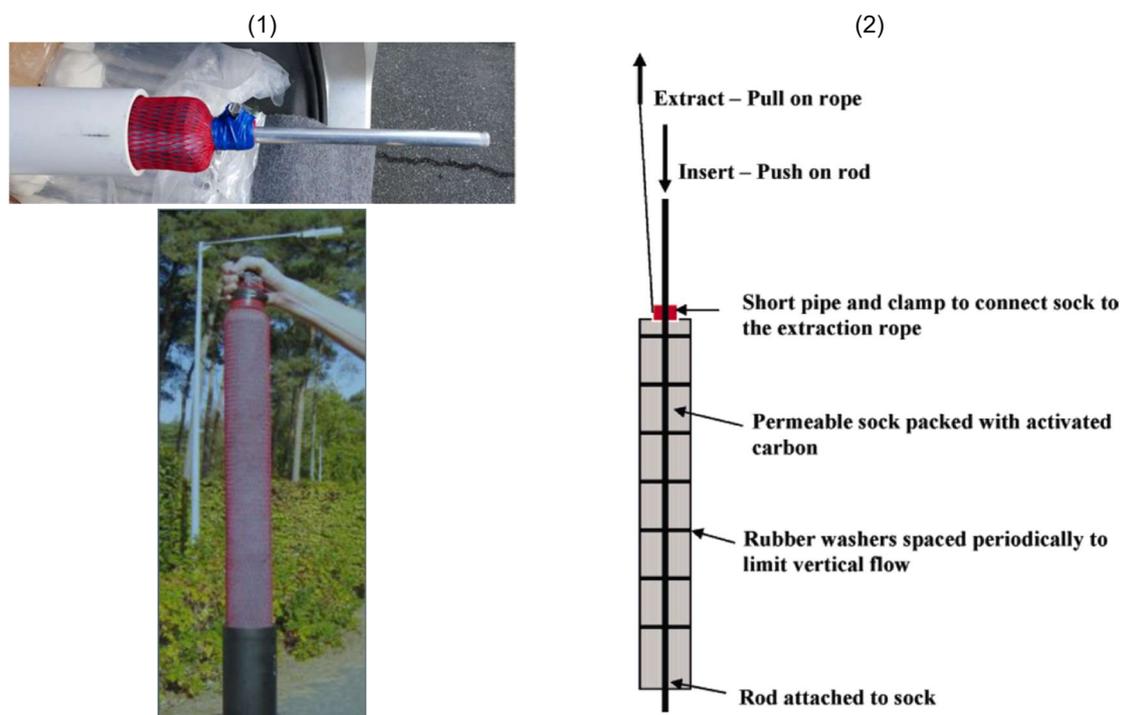


Figure 14 Echantillonneur passif de flux ENVIROFLUX : 1) Photographies ©ENVIROFLUX ; 2) Représentation schématique. D'après (Annable, 2005).

Les PFM peuvent être utilisés pour une large gamme de composés organiques et inorganiques en sélectionnant un matériau adsorbant adapté aux propriétés des substances.

Les PFM peuvent être exposés durant quelques jours à plusieurs semaines.

Calcul du flux de Darcy

Le flux de Darcy est estimé à partir de la dissolution du traceur selon l'équation (Basu et al., 2009):

$$q_{oc} = \frac{q_{osc}}{\alpha} = \frac{1.67(1 - \Omega_R)r\theta R_d}{\alpha t} \quad (\text{Eq. 6.})$$

où :

q_{oc}	Flux de Darcy corrigé (M/T)
q_{osc}	Flux de Darcy sans correction de l'effet de convergence/divergence des flux (M/T)
$\Omega_R = \frac{m_R}{m_I}$	Masse relative de traceur restant dans le capteur à la fin de la période d'exposition (-) m _R : masse restante, m _I : masse initiale
α	Facteur de correction de l'effet de convergence/divergence des flux (-)
R_d	Facteur de retard d'élution du traceur du matériau sorbant (-)
r	Rayon du cylindre constitutif du PFM (L)
θ	Teneur en eau dans le PFM (-)
t	Durée d'exposition du capteur (T)

Le flux de Darcy apparaît directement proportionnel à la **perte de traceur (1 - Ω_R)**.

Un **facteur de correction α** est appliqué pour tenir compte de l'**effet de divergence ou convergence** des lignes de courant généré par la différence de perméabilité entre le milieu situé au voisinage immédiat du PFM et le matériau adsorbant du PFM. La **Figure 15** illustre cet effet avec des lignes de courant convergeant en amont hydraulique du PFM, puis parallèles à l'intérieur du préleveur, et enfin divergeant lorsque l'eau sort du PFM. Cette situation se rencontre lorsque le milieu à proximité immédiate du PFM (aquifère ou massif filtrant) a une perméabilité plus faible que celle du matériau adsorbant constituant le préleveur. Les effets de convergence et divergence sont inversés avec une perméabilité plus forte du milieu environnant le capteur. Dans un forage nu, le facteur α peut être estimé à partir de la relation $\alpha = \frac{2k_d}{k_d + k_0}$, k_d désignant la perméabilité du PFM et k₀ la perméabilité de l'environnement immédiat du capteur (Strack and Haitjema, 1981). Dans un forage crépiné avec ou sans massif filtrant, la relation fait intervenir la perméabilité de la crépine, du massif et du terrain environnant immédiat (cf. p.ex. (Hatfield et al., 2004)).

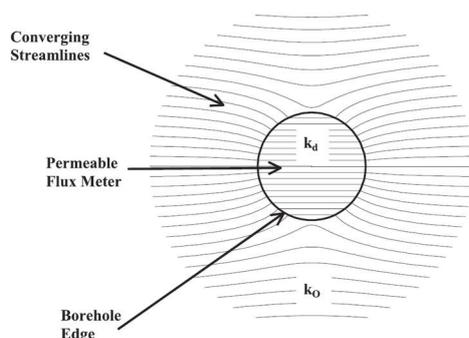


Figure 15 Convergence et divergence des lignes de courant lorsque la perméabilité k₀ du milieu environnant est plus faible que celle (k_d) du PFM. D'après (Hatfield et al., 2004).

De plus, un facteur spécifique à chaque traceur apparaît dans l'Eq. 6 (**facteur R_d**) pour tenir compte de sa plus ou moins grande **affinité avec le sorbant**, et par suite du délai plus ou moins grand de désorption et de réduction de sa masse. Le facteur retard du traceur est une fonction de son coefficient d'adsorption K_d et peut être mesuré au laboratoire.

L'utilisation de plusieurs traceurs ayant des vitesses d'élution contrastées permet de mesurer des flux de polluants dans des aquifères ayant des vitesses d'écoulement des eaux lentes ou au contraire rapides. La disparition totale du traceur avant la fin de la durée d'exposition, ou au contraire l'élution d'une quantité minimale de sa masse initiale, doivent être évitées car ces situations ne permettent pas de fournir une estimation précise des flux. Des expériences de laboratoire ont permis de déterminer les facteurs de retard de 5 alcools et de définir les masses résiduelles minimales de traceurs assurant une relation linéaire avec les flux de Darcy, et pour lesquelles l'Eq. 6 est valide. La relation est linéaire pour les traceurs les plus petits (méthanol, éthanol) tant que le taux d'élution n'a pas dépassé 70% de leur masse (Figure 16). Les traceurs de plus petits poids moléculaires sont peu retenus par le sorbant, donc adaptés aux nappes à faible débit. Les traceurs les plus lourds sont plus adaptés aux nappes à forts débits. L'intégration de plusieurs traceurs dans le PFM permet de mesurer les flux de Darcy même si l'importance des débits en nappe n'est pas connue initialement.

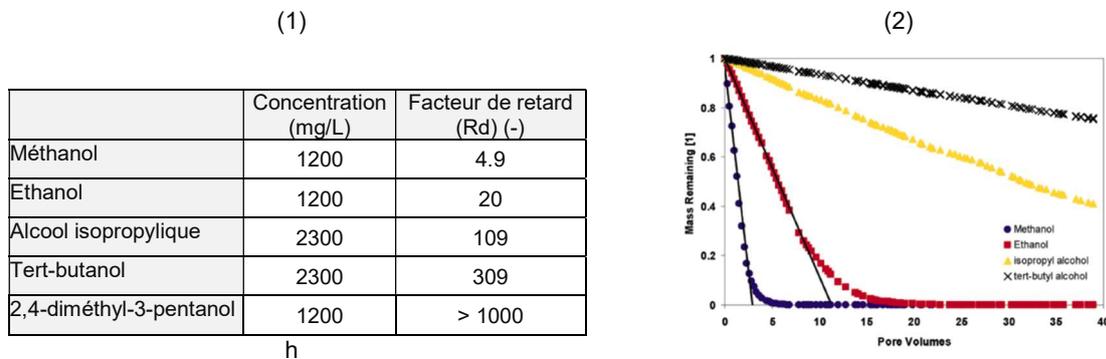


Figure 16 Tests d'élution des 5 alcools traceurs utilisés pour estimer les flux de Darcy par les PFM ENVIROFLUX : (1) facteurs de retard et 2) courbes d'élution des traceurs du charbon actif obtenues à partir d'expériences de laboratoire en colonne. Modifié d'après (Annable, 2005).

Calcul des flux de polluants

Le flux massique de polluant est estimé à partir de la concentration moyenne en polluant (ITRC, 2010) :

$$C_p = \frac{m_p}{\pi r^2 L (1 - \Omega_R) \theta R_{dp}} \quad (\text{Eq. 7.})$$

où :

C_p	Concentration moyenne en substance (M/L^3)
m_p	Masse de substance adsorbée par le PFM (M)
r	Rayon du cylindre constitutif du PFM (L)
L	Longueur du module du PFM (L)
$\Omega_R = \frac{m_R}{m_I}$	Masse relative de traceur restant dans le capteur à la fin de la période d'exposition (-) m_R : masse restante, m_I : masse initiale
θ	Teneur volumique en eau de la matrice adsorbante (-)
R_{dp}	Facteur de retard d'adsorption (-) de la substance sur le matériau sorbant (-)

Cette concentration en substance est donc directement proportionnelle à la masse de polluant accumulée dans le préleveur, en tenant compte de la capacité d'adsorption spécifique à chaque substance, qui détermine une plus ou moins grande vitesse d'adsorption sur le sorbant (**facteur retard**

R_{dp}), ainsi que de la **vitesse d'écoulement des eaux** (de manière indirecte, à partir de la masse éluée de traceur durant la période d'exposition ($1 - \Omega_R$)).

Cette concentration est multipliée par le flux de Darcy selon la relation : $J_c = q_0 \cdot C_p$ pour obtenir une estimation du flux massique de polluant à hauteur du PFM.

Des formules simplifiées du flux massique peuvent être obtenues avec certaines hypothèses simplificatrices, telles qu'une répartition des polluants entre l'adsorbant et l'eau souterraine instantanée, linéaire et réversible, ou bien une adsorption totale sur la matrice des polluants dissouts entrant dans le PFM (cf. p.ex. p.69, (ITRC, 2010)).

Hypothèses sous-jacentes

Ces calculs sont effectués en supposant que **les écoulements sont horizontaux** ou proches de l'horizontale au travers du PFM. Or il y a presque toujours des écoulements verticaux dans l'équipement du forage et dans l'aquifère en présence de couches de terrain de perméabilités contrastées. Les écoulements sont généralement faibles par-rapport aux écoulements horizontaux. Mais ils peuvent être prédominants dans certains cas, les mesures de flux par les PFM n'étant alors pas représentatives.

Les calculs de flux à partir de la dissolution du sel et de l'adsorption des polluants sont menés sous l'hypothèse que **les lignes de courant sont parallèles à l'intérieur du PFM**. Cette hypothèse est valide pour un élément de perméabilité homogène et de géométrie circulaire situé dans un aquifère localement homogène de perméabilité contrastée par-rapport au PFM. L'observation de l'intérieur d'un PFM placé dans un forage tend à confirmer cette hypothèse (Figure 17) : le traceur se répartit uniformément dans la matrice adsorbante au début de l'exposition (section A) ; le traceur a été déplacé vers la droite et du polluant s'est adsorbé sur la gauche sous l'effet de l'écoulement des eaux après une période d'exposition (section B)

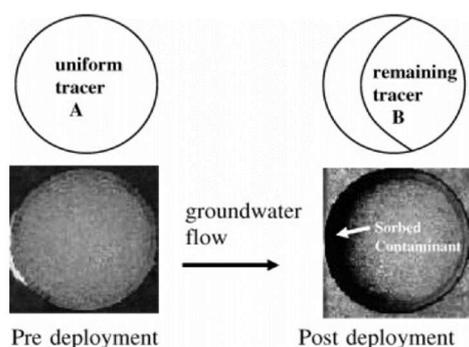


Figure 17 Perte de traceur et adsorption de polluants dans une section de PFM: (1) Traceur uniformément réparti au début de l'exposition ; 2) Traceur déplacé vers la droite et polluants (en noir sur la photo) adsorbés sur la droite sous l'effet de l'écoulement des eaux souterraines. Modifié d'après (Annable, 2005).

Les calculs sont effectués en supposant qu'une **situation d'équilibre** est atteinte entre la quantité de polluant (ou traceur) présente sous forme dissoute dans la nappe dans l'environnement immédiat du PFM et celle adsorbée sur le matériau sorbant. Une petite partie de la sorption des substances est toujours réalisée en régime transitoire, mais celle-ci est intégrée dans les courbes d'éluion. Les conditions peuvent néanmoins s'écarter significativement d'une situation d'équilibre lorsque par exemple, les vitesses d'écoulement des eaux sont grandes et/ou les diamètres des PFM sont petits. La rétention des substances (traceurs ou polluants) est alors limitée, conduisant à une sous-estimation des flux. Les expériences de (Hatfield et al., 2004) montrent que les calculs de flux présentés ci-dessus restent valides tant que la masse résiduelle de traceur en fin d'exposition est supérieure à 0.3 ($\Omega_R > 0.3$).

La présence de plusieurs traceurs dans le PFM peut conduire à des **phénomènes de compétition** dans leur sorption/désorption du matériau adsorbant. De même, il peut exister une compétition entre polluants et entre polluants et traceurs dans les processus de rétention et de relargage. Ces phénomènes peuvent être pris en compte dans les calculs de flux, en se basant par exemple sur des

courbes d'élution obtenues à partir d'un mélange de traceurs reproduisant les proportions présentes dans les PFM.

Autres types de PFM

Des variantes du PFM initial construit pour estimer les flux de composés organiques en milieu poreux ont été développées :

- Des dispositifs permettent d'évaluer la direction et l'amplitude des flux horizontaux de l'eau souterraine et des contaminants (Klammler et al., 2007),
- Des échantillonneurs permettent de mesurer les flux de polluants inorganiques (p.ex. métaux, nutriments), en utilisant différents types de matériaux sorbants (Campbell et al., 2006; Cho et al., 2007; Clark et al., 2005; Lee et al., 2007),
- Les préleveurs FrPFM sont adaptés aux aquifères fracturés (Klammler et al., 2008) (brevet déposé). Les préleveurs sont constitués d'un packer gonflable ou d'un tube flexible imperméable qui est descendu à l'intérieur des tubes de forage. La paroi extérieure du packer est revêtue d'un adsorbant sur lequel est fixé un traceur. Les contaminants sont adsorbés sur la paroi et le traceur se dissout progressivement lors de l'immersion du dispositif. Les zones de fractures sont localisées par la plus grande dissolution du traceur à leur hauteur.

5.1.2. FLUXSAMPLER SORBICELL

Les échantillonneurs passifs de flux commercialisés par la société Sorbisense se basent sur les mêmes principes que les capteurs passifs intégratifs SORBICELL, qui sont des dispositifs permettant de mesurer des concentrations moyennes en substances dans les eaux, intégrées sur la durée d'exposition. Le concept a été développé et breveté à l'Université d'Aarhus (De Jonge and Rothenberg, 2003). Depuis 2004, Sorbisense dispose d'une licence exclusive d'utilisation de la méthode.

Les préleveurs SORBICELL sont des produits standardisés construits de manière semi-industrielle. Ils sont constitués de cartouches de 25 cm de longueur et d'un diamètre de 5 cm prévu pour des forages allant jusqu'à 6.3 cm de diamètre. Ils comportent 3 compartiments séparés remplis de matériau adsorbant et d'une quantité fixe de traceur. Le matériau adsorbant est un polymère ou une résine échangeuse d'ions selon que des composés organiques ou inorganiques sont recherchés. Le traceur est un sel (citrate de calcium). Les dispositifs sont prévus pour mesurer les flux à différents niveaux sur la verticale : plusieurs cartouches sont descendues dans le forage au bout de tubes métalliques qui s'emboîtent jusqu'à la profondeur désirée. Au retrait, les cartouches sont envoyées au laboratoire dans le sachet d'envoi fourni par le fabricant. Les analyses sont réalisées par le laboratoire Wessling au Danemark. Les résultats, fournis sous forme de tableaux, sont le flux de Darcy, le flux massique de polluants, la concentration moyenne en polluants intégrée sur la période d'exposition et la masse de polluants adsorbée dans chacune des 3 directions (0° , 120° et 240°) (Figure 18 et Tableau 2).

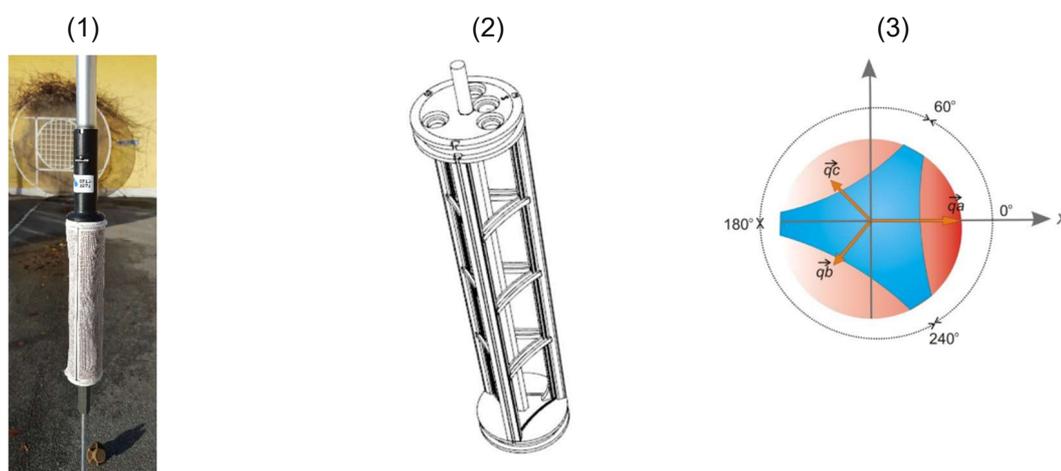


Figure 18 Echantillonneur Fluxsampler SORBICELL : 1) Photographie, 2) Représentation schématique, 3) Coupe schématique d'une cartouche. Documentation © SORBICELL.

5.1.3. IFLUX

Les échantillonneurs iFLUX ont été développés à l'Université d'Anvers et par l'Institut de recherche VITO, sur base des travaux de recherche de G.Verreydt (Verreydt et al., 2013, 2010). Les dispositifs ont été brevetés (Verreydt et al., 2016) et la société iFLUX, spin-off de l'Université, a été créée en 2017. La société détient une licence exclusive d'exploitation des dispositifs.

Les préleveurs iFLUX sont des produits standardisés construits de manière semi-industrielle. Ils se présentent sous forme de cartouches d'un diamètre de 4.9 cm, adaptés à des forages de 6.3 cm de diamètre, d'une longueur de 15 cm. Des dispositifs avec des diamètres plus grands peuvent également être construits à la demande. Les flux de Darcy sont mesurés séparément des flux de polluants à l'aide d'une cartouche spécifique renfermant les traceurs. Les traceurs sont les mêmes que ceux utilisés dans les préleveurs ENVIROFLUX : 5 alcools dont les facteurs de retard sont contrastés pour être en mesure de mesurer des vitesses d'écoulement des eaux très variées. Différents types de cartouches sont proposés pour adsorber différents types de polluants (matériau adsorbant constitué de charbon actif ou de résines suivant le type de substances). Les cartouches peuvent être emboîtées pour mesurer le flux de Darcy et celui d'un ou deux types de polluants. Plusieurs groupes de cartouches, d'une longueur allant de 15 à 45 cm, peuvent être descendus dans le forage, en les séparant par des barres métalliques pour obtenir un système de mesure multiniveau. Au retrait, les cartouches sont envoyées au laboratoire dans un sachet fourni par la société. Les analyses sont réalisées au laboratoire SGS partenaire de la société iFLUX (Figure 19 et Tableau 2). Une cartouche spécifique est proposée pour mesurer les flux de Darcy directionnels.

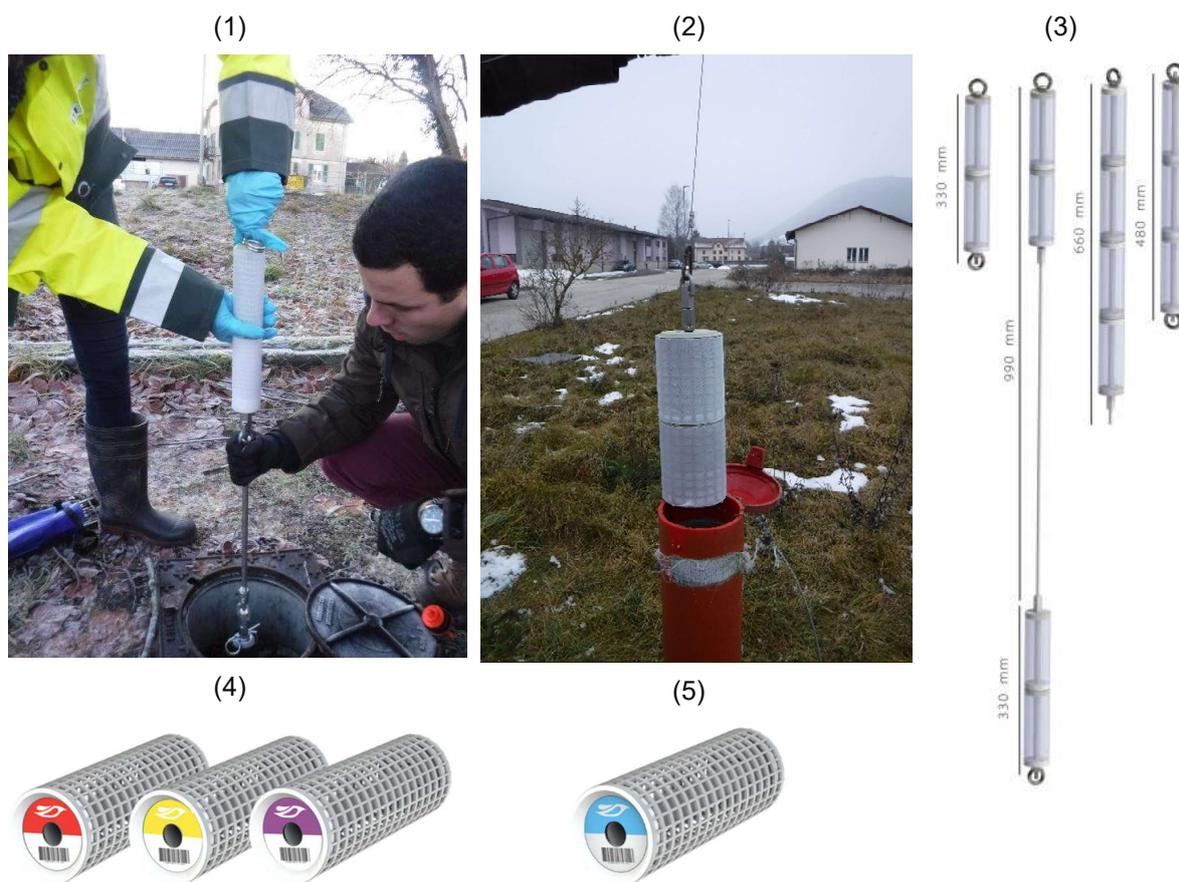


Figure 19 Echantillonneur iFLUX : 1) et 2) Photographies, 3) Représentation schématique de montages possibles des cartouches dans un forage, 4) Cartouches pour différents polluants, et 5) Cartouche pour mesure du flux de Darcy. Documentation © iFLUX.

Tableau 2 Comparaison des caractéristiques principales des 3 PFM actuellement commercialisés.

	ENVIROFLUX	SORBICELL	IFLUX
Production	au cas par cas, adaptable à chaque projet	semi-industrielle	semi-industrielle
Diamètre	2 – 3 – 4 – 5 – 6 pouces = 5.08 – 7.62 – 10.16 – 12.7 - 15.24 cm	5 cm – prévu pour forages de 6.3 cm de diamètre	4.9 cm – prévu pour forages de 6.3 cm de diamètre L'espace annulaire entre le PFM et le tube intérieur du forage doit être compris entre 0.5 et 2 mm Possibilité de concevoir des PFM pour des diamètres supérieurs (mais pas inférieurs)
Constitution et Longueurs	Module de 5 pieds = 152.4 cm Segmentable en 5 parties de 1 pied = 30.24 cm Séparation par des disques en caoutchouc	Cartouches de 25 cm Une seule cartouche pour mesurer le flux de Darcy et le flux de polluants Cartouches différentes suivant le type de polluants	Cartouches de 15 cm. Cartouches différentes selon le type de polluants et pour la mesure du flux de Darcy
Multilevel	Plusieurs modules par forage Sections de câbles de 152.4 cm pour lier les modules entre eux Nombre maximal testé : 9 modules dans un forage, avec 3 modules par ligne	Oui – Plusieurs cartouches par forage	Plusieurs cartouches par forage. 1 à 2 cartouches juxtaposées peuvent être séparées par des barres métalliques de 33.3 ou 66.6 cm de longueur
Matériel annexe fourni			Barres d'espacement des cartouches Capot de fermeture du forage Câbles métalliques, anneau à visser, charnière Plan d'installation des PFM
Matériel supplémentaire requis	Barres type « Geoprobe » pour « pousser » les PFM dans le forage		Barres type « Geoprobe » pour « pousser » les PFM dans le forage Glacière pour stocker les cartouches Sonde piézométrique Clés, mètre (30 m), gants
Matrice adsorbante	Charbon actif granulaire imprégné d'argent	Organiques : polymère polyvalent Inorganiques : résine échangeuse d'ions	Charbon actif activé à résines polymères suivant le type de substances
Traceurs	Méthanol, Ethanol, Iso-Propanol, Tert.Butanol, 2,4-Diméthyl-3- Pentanol	Citrate de calcium	Méthanol, Ethanol, Iso-Propanol, Tert.Butanol, 2,4-Diméthyl-3- Pentanol
Directionnel	Oui, mais encore au stade recherche et développement	Oui, mais encore au stade recherche et développement Les cartouches sont formées de 3 chambres permettant de mesurer le flux dans 3 directions	Oui, mais encore au stade recherche et développement Un module spécifique ajouté, renfermant un traceur

	ENVIROFLUX	SORBICELL	IFLUX
Cartouches	Au retrait, le matériau adsorbant/traceur doit être extrait du PFM et placé dans un flacon pour envoi au laboratoire	Au retrait, les cartouches sont envoyées au laboratoire, dans le sachet d'envoi fourni par le fabricant 2 types de cartouches pour organiques et inorganiques	Au retrait, les cartouches sont envoyées au laboratoire, dans le sachet d'envoi fourni par le fabricant 5 types de cartouches pour : nutriments, VOCs, métaux lourds, flux de Darcy, direction des flux
Durée d'exposition	En général 2 à 4 semaines	En général 4 à 8 semaines	
Seuils de quantification et/ou gammes de valeurs mesurables	<p>≤ 30 ppb pour le flux de composés organiques (VOC) après ~2 semaines d'exposition – plus bas avec une durée d'exposition plus longue</p> <p>≤ 0.5 cm/j (±0.2) pour le flux de Darcy</p> <p>De 0.1 cm/j à 3 m/j pour le flux de Darcy (valeurs mesurées par ENVIROFLUX)</p>	<p>Pas de réponse précise.</p> <p>De µg/m²/j à centaines de g/m²/j pour les flux de substances (µg/L à g/L de concentrations en substances). Variable suivant le type de substances</p> <p>De 2 cm/j à 20 m/j pour le flux de Darcy (valeurs typiques). L'eau doit avoir parcouru plus de 0.5 m et moins de 5 m durant la période d'exposition.</p>	<p>Pas de réponse précise. L'extraction du polluant de la phase adsorbante est la phase la plus critique, sur laquelle travaillent iFLUX et le laboratoire partenaire SGS.</p> <p>De µg/m²/j à centaines de g/m²/j pour les flux de substances (µg/L à g/L de concentrations en substances). Variable suivant le type de substances</p> <p>De 0.5 cm/j à 10 m/j pour le flux de Darcy</p>
Coûts 2018 Taux de change : 1 € = 1.168 Fr. 1 \$ = 1.060 Fr.	<p>Prix unitaires : 490 Fr. (2 pouces) à 837 Fr. (6 pouces) pour 1 module, 1 sorbant et 1 type de polluants (p.ex. VOC avec 1 seule extraction)</p> <p>Commande de 5 PFM minimum : 2'598 \$ (2 pouces) à 4'435 \$ (6 pouces) 2'452 Fr. (2 pouces) à 4'186 Fr. (6 pouces)</p> <p>Inclut : Construction et envoi des PFM (tubes de transport, envoi par FEDEX), analyses au laboratoire, rapport sur les flux de Darcy et de contaminants</p>	<p>Prix unitaires : 1'005 Fr. pour 1 module, 1 sorbant et 1 des packs analytiques : VOC-BTEX, HAP, HC, PCB, Nutriments, Phénols, Pesticides, etc. 60 Fr. à rajouter pour l'équipement du sommet du PFM (réutilisable) 21 Fr./mètre à rajouter pour l'équipement du PFM dans le puits (réutilisable)</p> <p>Inclut : PFM, analyses au laboratoire, rapport sur les flux de Darcy et de contaminants</p>	<p>Prix unitaires : 584 Fr. pour une cartouche et un des packs analytiques : VOC-BTEX, HAP, HC, PCB, Nutriments, Ammonium, Sels, Métaux, Cyanures, Chlorobenzènes volatiles, 1,4-Dioxane, Triméthylbenzène 584 Fr. pour une cartouche mesurant le flux de Darcy 351 Fr. pour une cartouche mesurant la direction du flux.</p> <p>Inclut : PFM, analyses au laboratoire, interprétation des résultats et rapport (bulletins d'analyse, tableaux des flux, graphes des flux par forage). Frais de transport exclus.</p>

6. Essais sur sites réels réalisés en Suisse

6.1. Contexte de réalisation des essais

Des essais de PFM ont été menés en Suisse dans le cadre d'un projet de recherche visant à étudier les capacités de ces outils sur sites réels.

D'une durée de 3 ans (2015 – 2018), le projet PASSIFLUX a été réalisé et coordonné par l'Institut national de l'environnement industriel et des risques (INERIS) et cofinancé par l'Agence française de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie (ADEME). Le bureau eOde a fait les démarches de recherche et de mise à disposition des sites d'essai, et a contribué aux interprétations des résultats fournies dans le présent chapitre, en complément de celles déjà menées par l'INERIS.

L'objectif est de tester les dispositifs sur site afin d'en évaluer la praticabilité, de valider les mesures fournies, et enfin d'évaluer la capacité des outils à mesurer les variations verticales des apports en polluants. Il s'agit donc de tester les PFM à l'échelle des forages, sans rechercher pour le moment à évaluer les possibilités de mesure de la charge dans un plan de référence.

Des forages de 2 terrains d'essai ont été équipés en PFM. Les sites ont été sélectionnés pour leurs caractéristiques contrastées tant du point de vue hydrogéologique que de la pollution :

- Le site 1 est localisé dans une plaine alluviale du canton de Neuchâtel. La nappe circule à grande vitesse dans des alluvions grossières d'une épaisseur allant de 4 à 7 m, au-dessus de limons lacustres formant l'aquiclude. Des hydrocarbures chlorés sont présents dans les eaux souterraines à des teneurs allant de 10 à 100 microg/L.
- Le site 2 est implanté sur des lehms, recouvrant des marnes silteuses et argileuses, puis des graviers grossiers, dans le canton du Jura. Les terrains marneux peu perméables sont aquifères, ainsi que les graviers sous-jacents. Des teneurs en hydrocarbures chlorés de quelques dizaines de mg/L sont mesurées dans les eaux souterraines.

Deux types de dispositifs ont été testés : les PFM de type ENVIROFLUX dans 4 piézomètres du site 1, et les dispositifs iFLUX dans 2 piézomètres du site 2.

6.2. Test de PFM ENVIROFLUX sur le site 1

6.2.1. Equipements et mesures

Des PFM ont été installés dans des forages déjà réalisés sur le site, pour les besoins des investigations préalables et de détail. Les forages sont équipés de tubes piézométriques à hauteur des alluvions aquifères, d'un diamètre de 4''1/2, d'une longueur allant de 5.8 m à 9 m. Dans chaque forage, 1 à 3 unités de type ENVIROFLUX ont été descendues à des profondeurs variables en zone saturée, à hauteur de la crépine, chacune des unités de 100 cm étant formée de 2 sous-sections de 50 cm (une sous-section renferme des composés de résine ou de charbon actif destinés à l'adsorption des polluants, ainsi que 5 traceurs utilisés pour mesurer la vitesse moyenne d'écoulement des eaux durant la période d'exposition).

Les PFM ont été exposés pendant 2 à 3 mois durant 3 campagnes : juil.-oct.15, nov.16-janv.17, déc.17-févr.18. Les unités exposées ont été analysées au laboratoire⁴ pour mesurer la masse de substances adsorbée et la masse de traceurs dissoute durant la période d'exposition.

Afin de disposer d'éléments d'interprétation et de validation des résultats, l'exposition des PFM s'est accompagnée de mesures et prélèvements complémentaires :

⁴ Laboratoire Université d'Anvers/VITO, puis laboratoire commercial SGS.

- Des échantillons d'eau ont été prélevés dans les forages par pompage après purge, selon un protocole conventionnel (cf. **Annexe 6**), avant la pose et au retrait des PFM, puis analysés au laboratoire.
- Les débits d'eau ont été mesurés sur la verticale dans les forages à l'aide d'un débitmètre⁵ adapté à la mesure de faibles débits en forage (de 0.1 à 4 L/mn). Le débitmètre a permis de déterminer les horizons les plus productifs des terrains aquifères lors des pompages effectués pour prélever des échantillons d'eau. L'appareil permet aussi de mesurer les flux verticaux – ascendants ou descendants – pouvant exister à l'intérieur des forages.

Les terrains alluvionnaires aquifères sont formés essentiellement de graviers sableux et limoneux. Dans certains forages (SC9, SC10 et SC11), des passages argileux / limoneux de hauteur décimétrique sont également observés.

6.2.1. Comparaison des concentrations mesurées dans les PFM et les échantillons ponctuels

Calculs réalisés

Les calculs réalisés sont destinés à tester la validité des mesures fournies par les PFM. Ils consistent à comparer dans chaque forage les concentrations en polluants mesurées dans les échantillons d'eau prélevés de manière conventionnelle, aux concentrations fournies par les PFM.

La comparaison tient compte des caractéristiques spécifiques des 2 types de mesures :

- La concentration d'un échantillon d'eau prélevé par pompage est représentative de la qualité des eaux sur toute la hauteur de crépine, formées d'un mélange des contributions des différents niveaux productifs. C'est également une valeur instantanée, représentative de la concentration au moment du pompage. La moyenne des 2 concentrations mesurées dans les échantillons d'eau prélevés à la pose et au retrait des PFM est calculée, afin d'obtenir une estimation de la concentration moyenne en polluant durant la période d'exposition.
- La concentration mesurée dans une unité de PFM est représentative de la qualité des eaux du niveau lithologique où l'unité a été positionnée, durant la période d'exposition. La somme des concentrations mesurées dans les différentes unités placées dans le forage, pondérées par la contribution au débit des niveaux où les unités ont été placées, est calculée, pour pouvoir être comparée à la concentration moyenne mesurée dans les prélèvements par pompage sur toute la hauteur de crépine.

Ces calculs comparatifs de validation sont menés sous certaines hypothèses : 1) la moyenne des 2 concentrations ponctuelles est supposée représentative de la concentration moyenne en polluants durant la période d'exposition des PFM. La robustesse de cette estimation est discutable, notamment si les apports en polluants ont fluctué durant la période d'exposition, car le nombre de valeurs (x2) pour calculer la moyenne est faible ; 2) le nombre et le positionnement des unités de PFM dans le forage permettent d'estimer correctement la concentration moyenne en polluants sur toute la hauteur de crépine. Le débitmètre a été utilisé pour localiser (en général) les unités à hauteur des horizons les plus productifs de l'aquifère, mais des erreurs d'appréciation peuvent néanmoins subsister ; 3) les unités de PFM sont isolées les unes des autres, et les flux verticaux d'eau à l'intérieur de l'ouvrage sont de ce fait négligeables, de sorte que la concentration mesurée par une unité est représentative uniquement de la contribution de l'horizon où elle se trouve (flux horizontaux majoritaires). Le débitmètre a effectivement permis de vérifier l'absence de flux verticaux significatifs dans les forages.

Résultats

Les résultats présentés sont ceux de la troisième campagne d'exposition déc.17-févr.18, qui bénéficie des retours d'expérience des 2 premières campagnes menées sur le site en 2015 et 2016. Ils

⁵ HFP-2293 heat pulse flowmeter® Mount Sopris instruments.

concernent le perchloréthylène (PER). L'ensemble des résultats produits par le projet PASSIFLUX se trouve dans le rapport (Michel, sous presse).

La Figure 20 présente la comparaison des concentrations en PER mesurées et calculées dans les 4 forages SC9 à SC12 dans les échantillons prélevés classiquement par pompage et dans les PFM :

- Dans les sondages SC9 et SC11, les concentrations moyennes sur la verticale des PFM pondérées par les débits par horizon (barres oranges sur le graphe) apparaissent du même ordre de grandeur que les concentrations moyennes sur la période d'exposition des échantillons prélevés par pompage (barres vertes sur le graphe, moyenne des concentrations représentées par les barres bleues et rouges),
- Dans les sondages SC10 et SC12, les concentrations moyennes calculées à partir des PFM sont nettement inférieures à celles calculées à partir des prélèvements d'eau classiques.

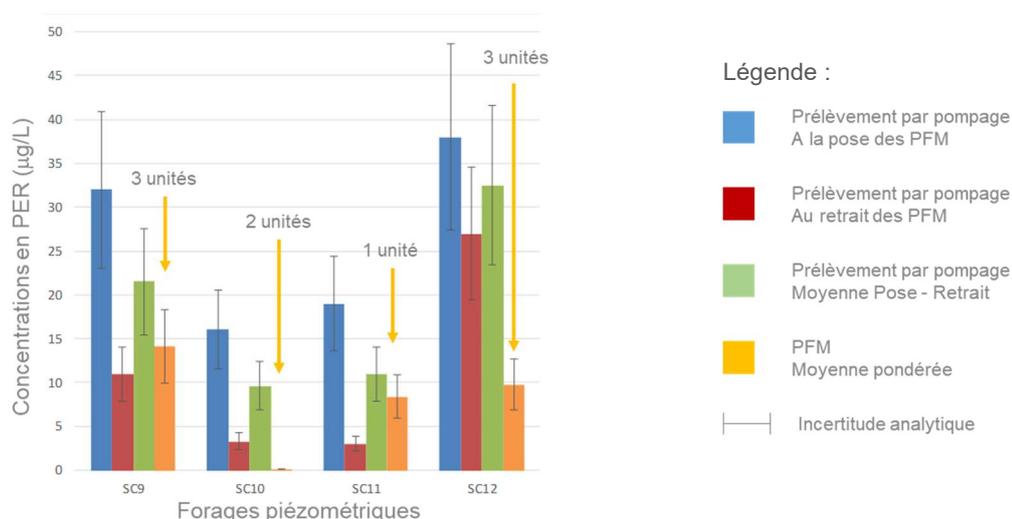


Figure 20 Tests de PFM de type ENVIROFLUX en Suisse dans le site 1 (campagne déc. 17 – févr. 18) : comparaison des concentrations en PER fournies par les PFM et par les échantillons collectés par pompage classique dans 4 forages. D'après (Michel, sous presse). Flèche orange : le nombre d'unités de PFM placées dans les forages est précisé.

Les graphes de la Figure 21 permettent d'analyser la situation dans chaque forage. Les concentrations mesurées à partir des PFM sur la verticale sont représentées en fonction de la profondeur⁶, ainsi que la contribution des horizons des terrains aquifères au débit d'eau mesuré par pompage (contribution fournie en : débit de l'horizon / débit total de pompage) :

- **Dans le forage SC9**, 3 unités PFM (soit 6 sous-sections de mesure) ont été positionnées entre 5 et 8.5 m, à hauteur d'alluvions aquifères apparaissant relativement homogènes sur la coupe de forage. Les 6 concentrations mesurées par les PFM se révèlent néanmoins très variables sur la verticale, avec des valeurs allant de 0.4 à 34.2 µg/L, les plus fortes valeurs (27.4 et 34.2 µg/L) étant trouvées à 7 m et 8.5 m de profondeur.
- **Dans le forage SC10**, 2 unités PFM (soit 4 sous-sections) ont été placées entre 5.5 et 7.5 m de profondeur, sous le niveau statique de la nappe. Les dépôts alluvionnaires sont assez hétérogènes à ces profondeurs, avec des passages de sables limoneux et de limons argileux alternant avec des graviers limoneux. Dans ce forage, les unités ont été placées volontairement à des profondeurs où le débitmètre ne faisait pas apparaître de contribution au débit à la pose des PFM (flux d'eau mesuré à 8 m, unités placées au-dessus). Les concentrations mesurées dans les 4 sous-sections sont très faibles (0.2 µg/L), alors que la concentration moyenne des

⁶ Profondeur mesurée à partir du sommet du tube de forage.

échantillons ponctuels est de l'ordre de 10 µg/L, ce qui laisse supposer que les apports de polluants proviendraient plutôt du niveau productif à 8 m.

- **Dans le forage SC11**, 1 unique unité PFM, soit 2 sous-sections, a été positionnée entre 7 et 7.5 m, dans des dépôts alluvionnaires visuellement homogènes (graviers limoneux avec sables). Les sous-sections se trouvent positionnées à hauteur des niveaux productifs en pompage, ce qui explique probablement la bonne cohérence entre les concentrations déduites des PFM et des prélèvements conventionnels. Les PFM apportent une information complémentaire en mettant en évidence une concentration plus élevée à 7 m (12.6 µg/L) qu'à 7.5 m de profondeur (2.9 µg/L).
- **Dans le forage SC12**, 3 unités PFM – soit 6 sous-sections - ont été placées entre 3.5 m et 8 m de profondeur. Des alternances de passages limoneux et de sables sont observées à ces profondeurs. Les concentrations mesurées par les PFM sont contrastées sur la verticale, avec une valeur nettement plus forte à ~3.6 m (66.2 µg/L de PER) qu'aux plus grandes profondeurs (1.3 à 18.3 µg/L). Les fortes teneurs ne correspondent pas aux horizons les plus productifs en pompage de la hauteur de terrain aquifère crépinée (pas le cas à la pose des PFM). Cette situation pourrait expliquer pourquoi la somme pondérée des concentrations déduites des PFM est inférieure à la moyenne temporelle des concentrations mesurées dans les prélèvements d'eau classiques.

Conclusion

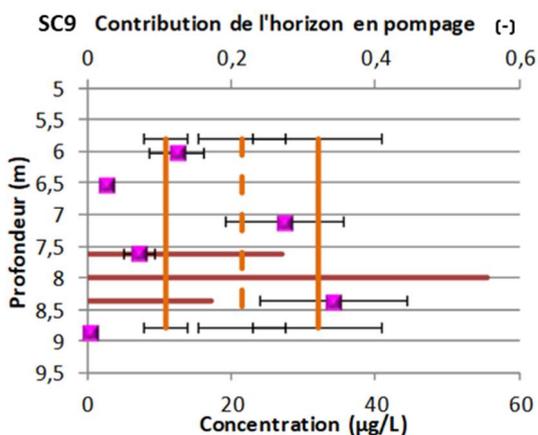
Les concentrations moyennes mesurées sur échantillon ponctuel sur la période d'exposition et sur la hauteur de terrain aquifère crépiné, sont comparables à la somme des concentrations obtenues dans les différentes unités de PFM dans 2 des 4 forages équipés, ce qui valide les mesures fournies par les PFM.

Dans les 2 autres forages, les différences de concentrations trouvent une explication : unités de PFM placées au-dessus des niveaux d'eau les plus productifs en pompage dans SC10, unités de PFM placées dans des niveaux de fortes concentrations mais au débit peu productif en pompage dans SC12.

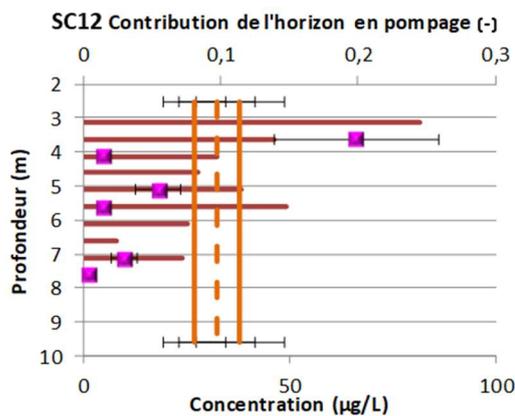
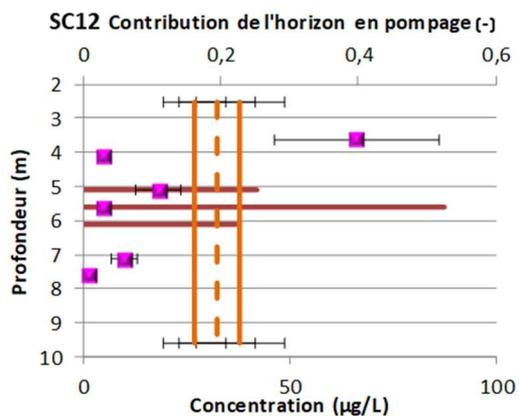
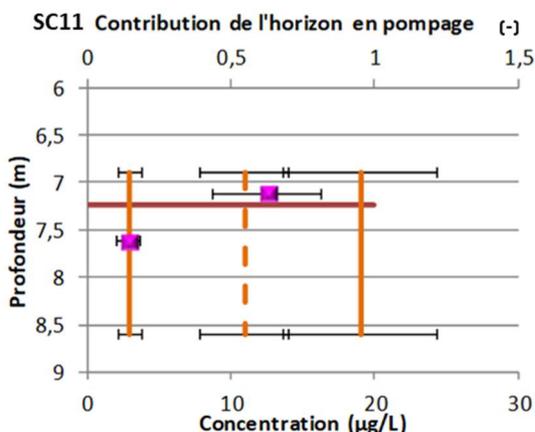
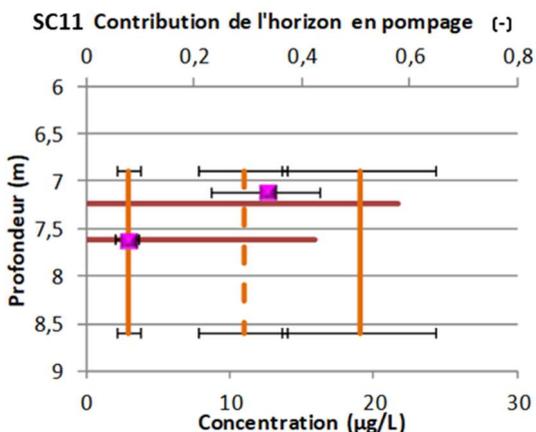
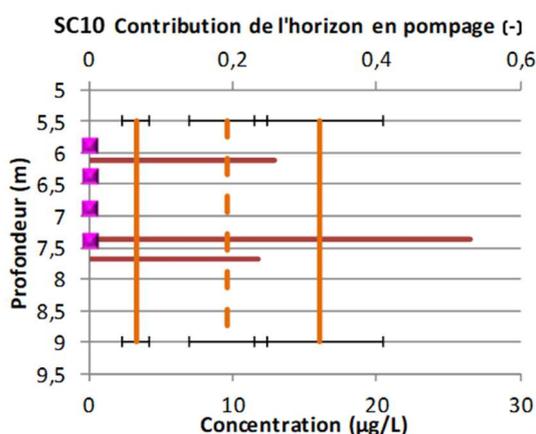
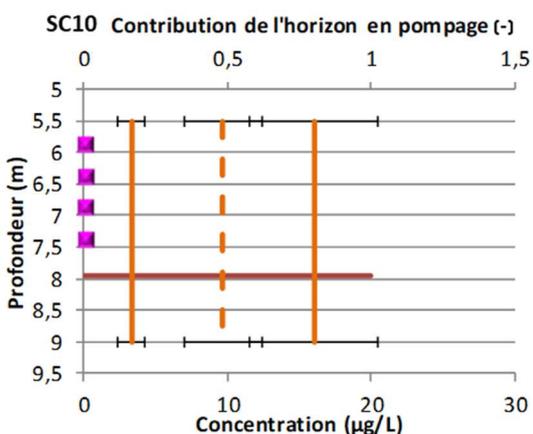
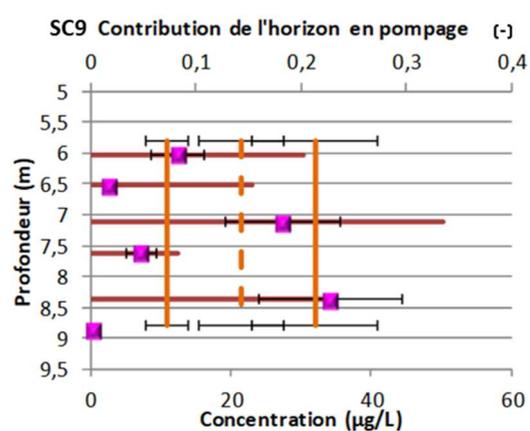
Les essais réalisés montrent que la cohérence entre la somme des concentrations des PFM et la concentration moyenne issue des prélèvements classiques dépend fortement du nombre d'unités et de leur positionnement par-rapport aux venues d'eau sur la verticale, insistant sur l'importance d'un bon dimensionnement des essais sur base d'une connaissance fine du contexte géologique et hydrogéologique local.

La capacité des PFM à mesurer les variations des apports en polluants sur la verticale est par ailleurs clairement démontrée. De forts contrastes de concentrations en PER ont par exemple été mesurés à quelques dm de distance dans les forages SC9 et SC12. Ces contrastes sont plutôt observés dans les terrains aquifères les plus hétérogènes. Les mesures au débitmètre révèlent que les niveaux aquifères les plus productifs en pompage peuvent être associés à des concentrations faibles, ou au contraire fortes en polluants sur ce site, ce qui devrait se traduire en variations des flux de polluants sur la verticale. Elles font également apparaître pour ce site que les contributions des niveaux varient fortement sur de courtes périodes (grande différences entre les mesures prises à 2 mois d'intervalle, à la pose et au retrait des PFM). Cette situation peut rendre délicate la planification de l'équipement des forages par des unités PFM (nombre et position des unités pour « capter » l'essentiel des contributions au flux de polluants sur toute la hauteur de l'aquifère).

Débits d'eau mesurés à la pose (déc. 17)



Débits d'eau mesurés au retrait (févr. 18)



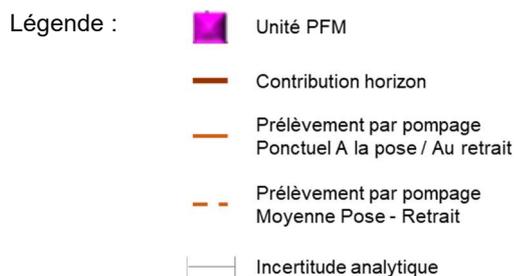


Figure 21 Tests de PFM de type ENVIROFLUX en Suisse dans le site 1 (campagne déc. 17 – févr. 18) : variations avec la profondeur des concentrations en PER et des contributions au débit des horizons en cours de pompage, dans les forages SC9 à SC12. Gauche : contributions au débit en pompage mesurées à la pose des PFM (déc. 17), droite : contributions au débit en pompage mesurées au retrait des PFM (févr. 18).

6.2.1. Flux massiques de PER mesurés sur la verticale

Les flux de Darcy et les flux massiques de PER mesurés dans les 4 forages sont représentés à la Figure 30. Les mêmes échelles de flux sont utilisées dans les 4 graphiques pour pouvoir les comparer.

Les flux de Darcy varient de **16 à 967 cm/j** suivant le niveau et le forage considérés. Les écoulements d'eau sont très faibles dans le forage SC10 (<1.2 cm/j). Les écoulements sont très importants (967 et 645 cm/j entre 7 et 8 m de profondeur) dans le forage SC11. Les écoulements d'eau varient avec la profondeur dans SC9 et SC12, les plus fortes vitesses étant mesurées en surface en SC12 (309 cm/j entre 3 et 5 m), entre 6 et 7.5 m en SC9 (645 et 322 cm/j). Les écoulements les plus forts sont systématiquement trouvés dans les dépôts alluvionnaires formés de graviers.

Les flux massiques de PER varient de **0 à 54 mg/m²/j**. Les flux sont très faibles dans SC10 (<1.2 mg/m²/j) à toutes les profondeurs équipées (5.5 à 7.5 m). Les flux sont modérés dans SC11 (10 à 20 mg/m²/j) entre 7 et 8 m de profondeur. Les flux sont importants dans SC12 en surface (53.7 8 mg/m²/j), mais diminuent rapidement avec la profondeur, pour atteindre 8 mg/m²/j vers 8 m de profondeur. Les flux augmentent puis diminuent avec la profondeur dans SC9, pour atteindre 47.2 8 mg/m²/j vers 8 m de profondeur.

Les flux apparaissent donc très contrastés d'un forage à l'autre, ainsi que sur la verticale, au sein du même site.

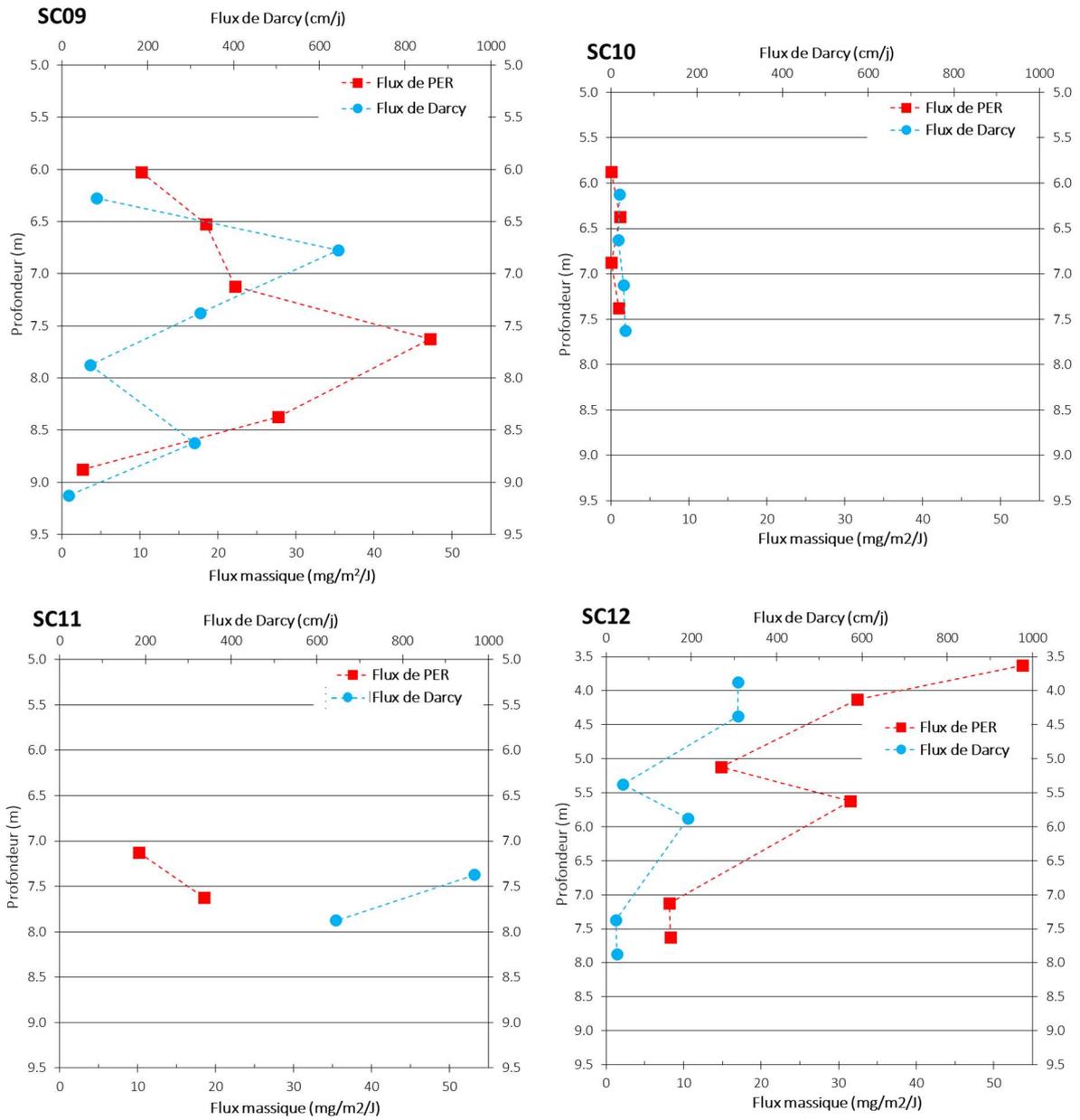


Figure 22 Tests de PFM de type ENVIROFLUX en Suisse dans le site 1 (campagne déc. 17 – févr. 18) : variations avec la profondeur des flux de Darcy et des flux massiques en PER mesurés dans les forages SC9 à SC12.

6.1. Test d'iFLUX sur le site 2

6.1.1. Equipements et mesures

Des iFLUX ont été installés dans deux forages existant, utilisés pour les besoins de l'investigation de détail et de la surveillance du site après assainissement. Les forages SP14 et SP15 sont équipés de tubes piézométriques de 4"1/2 de diamètre à hauteur de graviers grossiers formant des conglomérats, entre 9 et 12.5 m de profondeur. Dans chaque forage, 4 unités iFLUX ont été posées, chacune étant constituée d'une sous-section de 16.5 cm dédiée à la mesure du Flux de Darcy, puis d'une sous-section de même taille utilisée pour adsorber les composés chlorés. On dispose ainsi dans chacun des forages de 4 mesures : des flux de Darcy, des concentrations moyennes en substances et des flux massiques de substances durant la période d'exposition.

Les iFLUX ont été exposés pendant 1 mois entre le 13 décembre 2017 et le 15 janvier 2018. Les unités exposées ont été analysées dans le même laboratoire commercial⁷ que les unités PFM ENVIROFLUX placées dans le site 1. Des campagnes de mesure des débits d'eau et des prélèvements avant/après exposition des capteurs ont été menées selon le même protocole que celui appliqué sur le site 1.

Les capteurs et les prélèvements ont donné lieu à l'analyse de 14 composés organiques (12 composés chlorés et 2 BTEX). Les résultats obtenus pour 5 composés de la série des chloroéthènes sont présentés ici à titre d'illustration.

6.1.2. Comparaison des concentrations mesurées dans les PFM et les échantillons ponctuels

Les concentrations mesurées par les échantillonneurs iFLUX ont été comparées à la moyenne des 2 concentrations obtenues sur des prélèvements ponctuels, selon le même protocole que celui appliqué au site 1. Les concentrations fournies par les iFLUX n'ont cependant pas pu être pondérées par les contributions au débit d'eau en pompage dans SP14 (forage très peu réalimenté après pompage).

Les concentrations sont représentées en fonction de la profondeur à la [Figure 24](#) pour le forage SP14 et à la [Figure 25](#) pour le forage SP15.

Les concentrations fournies par les échantillonneurs passifs apparaissent du même ordre de grandeur que celles mesurées dans les échantillons prélevés de manière conventionnelle, à l'exception du TRI et du CV dans le forage SP15.

Les concentrations varient peu sur la verticale dans les 2 forages. On relève néanmoins que les plus faibles valeurs en composés sont mesurées à ~11.5 m de profondeur dans SP14.

Les concentrations sont particulièrement élevées dans le forage SP15, notamment en PER, TRI et cis-1,2-DCE.

⁷ Laboratoire SGS.

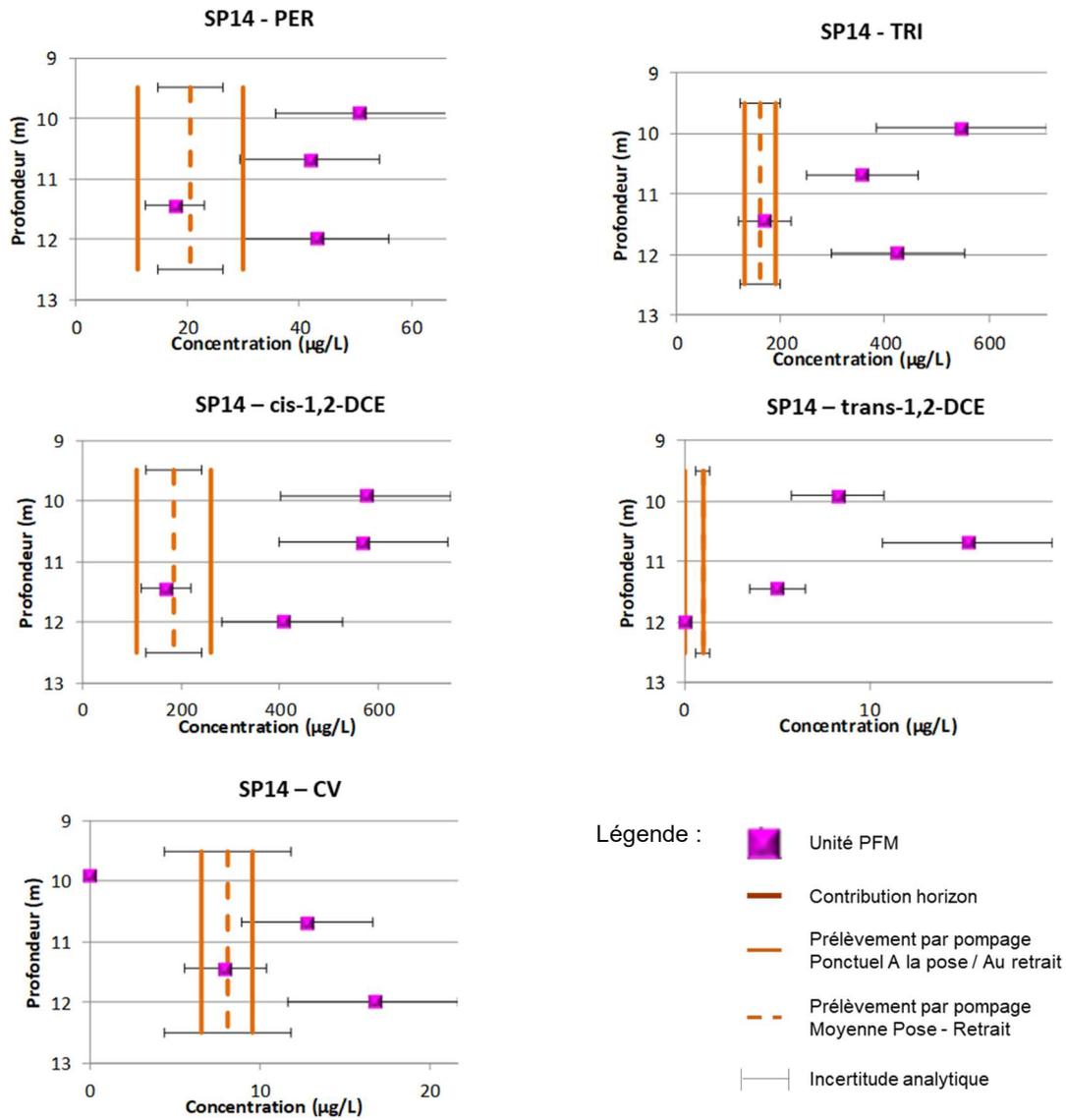


Figure 23 Tests d'iFLUX en Suisse dans le site 2 (campagne 13 déc. 17 – 15 janv. 18) : variations avec la profondeur des concentrations de 5 composés de la série des chloroéthènes dans le forage SP14.

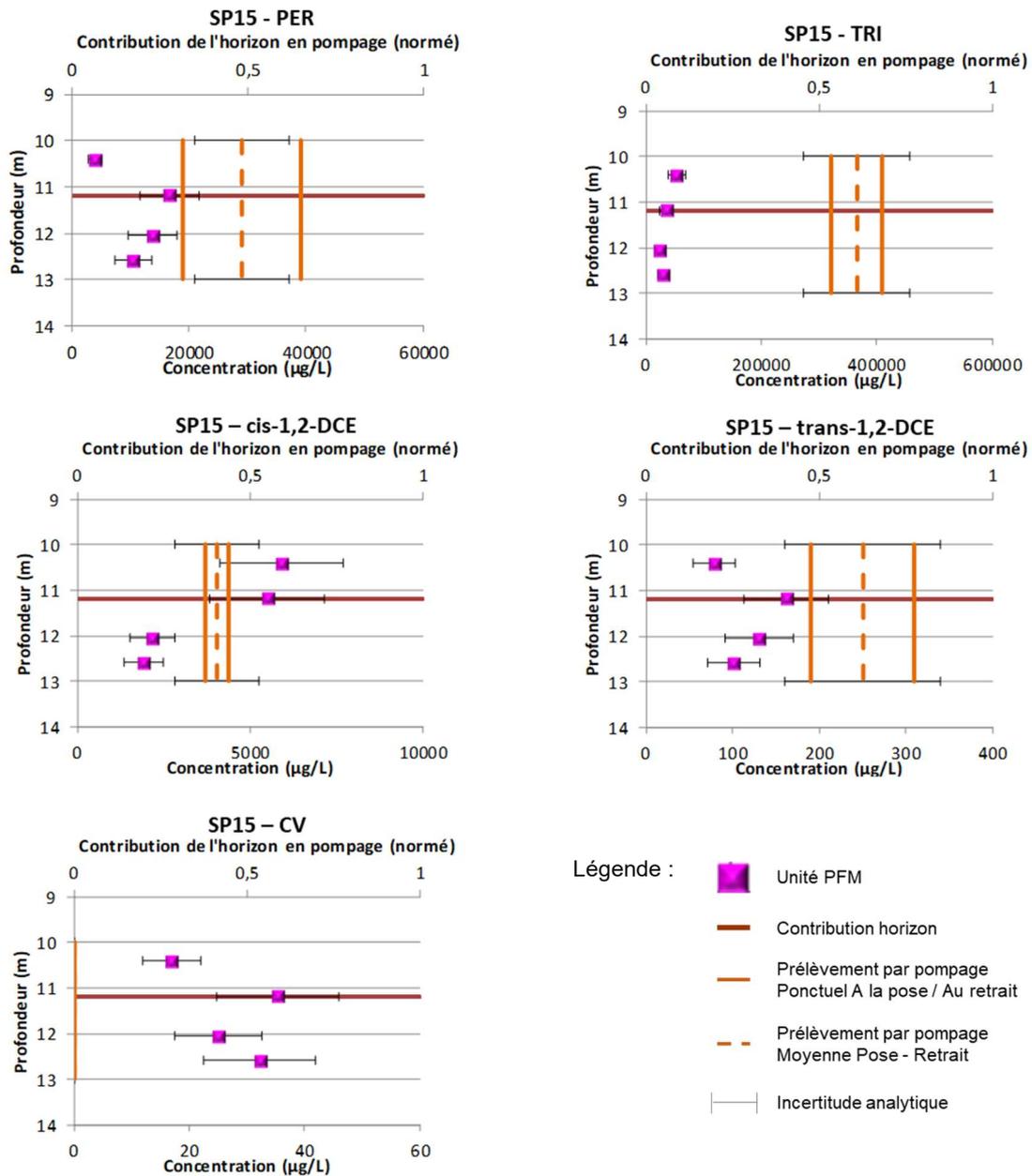


Figure 24 Tests d'iFLUX en Suisse dans le site 2 (campagne 13 déc. 17 – 15 janv. 18) : variations avec la profondeur des concentrations de 5 composés de la série des chloroéthènes dans le forage SP15.

6.1.3. Flux massiques d'hydrocarbures chlorés mesurés sur la verticale

Les flux mesurés dans les 2 forages sont représentés à la [Figure 25](#) et la [Figure 26](#). Les mêmes échelles sont utilisées pour pouvoir comparer les graphiques, et les flux des 5 composés chlorés sont représentés avec une échelle logarithmique, car les gammes de valeurs mesurées sont très larges.

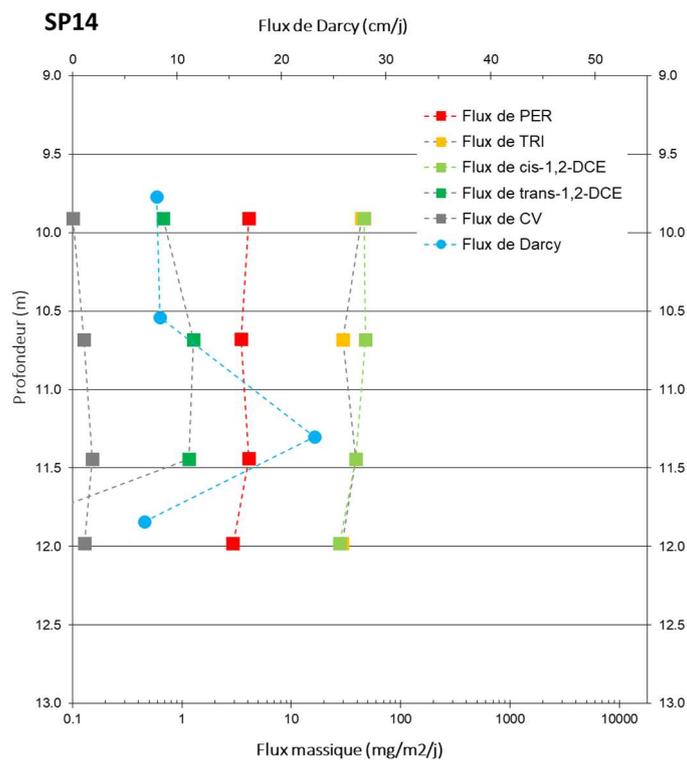
Les flux de Darcy varient de **7 à 51 cm/j** suivant le niveau et le forage considérés. Les écoulements d'eau sont faibles dans le forage SP14 (7 à 23 cm/j), un peu plus élevés dans le forage SP15 tout en restant dans le même ordre de grandeur (30 à 51 cm/j). Les flux d'eau varient peu avec la profondeur (flux un peu plus faibles à 11.5 m de profondeur dans SP14, là où les plus faibles concentrations en composés chlorés ont été mesurées).

Les flux massiques de PER mesurées varient de **3 à 7100 mg/m²/j**. Ils sont faibles et peu variables avec la profondeur dans SP14 (3 à 4 mg/m²/j). Ils sont très élevés à toutes les profondeurs dans SP15 (1310 à 7100 mg/m²/j).

Les flux massiques des 4 autres composés de la série des chloroéthènes (trichloroéthène (TRI), 1,2-cis-dichloroéthène (cis-1,2-DCE), 1,2-trans-dichloroéthène (trans-1,2-DCE) et chlorure de vinyle (CV)) présentent également de faibles variations sur la verticale dans les 2 forages.

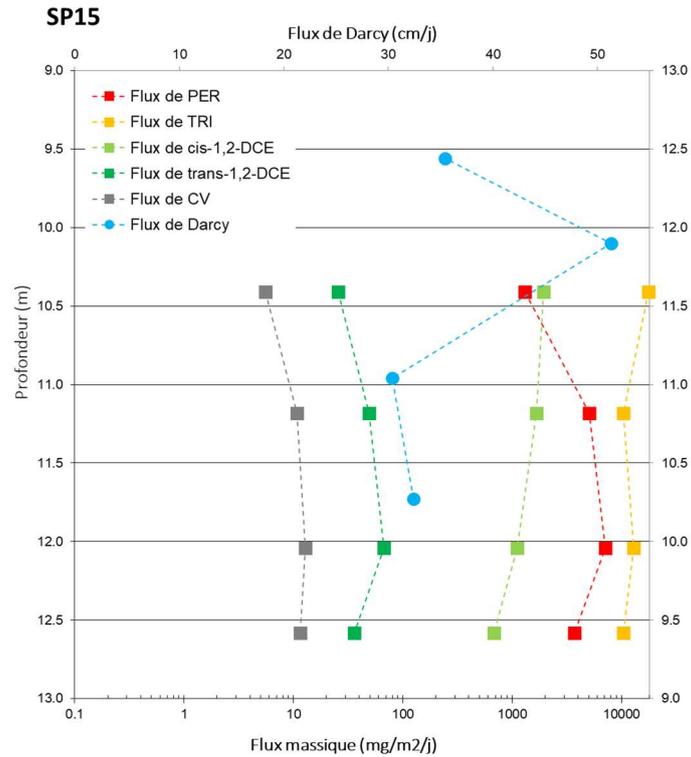
Les flux diffèrent d'un ou de deux ordres de grandeur suivant les composés. Dans le sondage SP14, les flux sont tels que : TRI / cis-1,2-DCE > PER > trans-1,2-DCE > CV. Dans le sondages SP15 : TRI > PER > cis-1,2-DCE > trans-1,2-DCE > CV.

Les flux de **TRI** dans le forage SP15 sont extrêmement élevés, avec des valeurs allant de **10370 à 17500 mg/m²/j**.



iFLUX	Prof. m	Darcy cm/j	PER mg/m ² /j	TRI mg/m ² /j	cis-1,2-DCE mg/m ² /j	trans-1,2-DCE mg/m ² /j	CV mg/m ² /j
W0061	9.77	8.06					
O0041	9.91		4.10	44.08	46.47	0.67	0.01
W0051	10.54	8.36					
O0042	10.68		3.50	29.82	47.71	1.28	1.07
W0056	11.30	23.15					
O0037	11.44		4.10	38.90	39.04	1.16	1.86
W0053	11.84	6.86					
O0044	11.98		2.95	29.17	27.88	0.01	1.14

Figure 25 Tests d'iFLUX en Suisse dans le site 2 (campagne 13 déc. 17 – 15 janv. 18) : variations avec la profondeur des flux de Darcy et des flux massiques de 5 composés de la série des chloroéthènes mesurés dans le forage SP14.



iFLUX	Prof. m	Darcy cm/j	PER mg/m ² /j	TRI mg/m ² /j	cis-1,2-DCE mg/m ² /j	trans-1,2-DCE mg/m ² /j	CV mg/m ² /j
W0057	10.27	32.43					
O0045	10.41		1311.65	17504.19	1920.87	25.59	5.51
W0054	11.04	30.41					
O0039	11.18		5082.63	10372.85	1673.02	49.35	10.73
W0058	11.90	51.33					
O0036	12.04		7104.75	12966.06	1115.35	67.02	12.88
W0062	12.44	35.41					
O0046	12.58		3716.33	10372.85	681.60	35.95	11.45

Figure 26 Tests d'FLUX en Suisse dans le site 2 (campagne 13 déc. 17 – 15 janv. 18) : variations avec la profondeur des flux de Darcy et des flux massiques de 5 composés de la série des chloroéthènes mesurés dans le forage SP15.

6.2. Conclusion

Les essais menés dans le cadre du projet PASSIFLUX ont montré que les 2 types de PFM étaient faciles à mettre en place et à retirer. Les iFLUX sont particulièrement pratiques, permettant de réduire le temps de pose et retrait à une quinzaine de minutes.

Les tests de validation des PFM montrent que les concentrations en substances déduites des PFM sont généralement comparables (au moins du même ordre de grandeur) que les concentrations obtenues à partir d'échantillons d'eau prélevés classiquement. La réussite de la comparaison dépend néanmoins fortement du dimensionnement de l'essai, avec un nombre et un positionnement adéquats des unités PFM sur la verticale, à hauteur des niveaux d'eau les plus productifs en pompage et des niveaux de relargage important en polluants. Le débitmètre apparaît dans ce contexte un outil très utile à la préparation des essais.

Sur la verticale, les dispositifs font apparaître les variations de flux de Darcy et de flux massiques de composés chlorés dans les forages. Les outils fournissent des réponses dans des situations très contrastées, avec des flux relativement modérés et des variations significatives sur la verticale dans le site 1, et des flux très importants avec des variations relativement faibles sur la verticale dans le site 2.

Ces dispositifs demandent désormais à être testés pour mesurer la charge massique traversant un plan de référence sur site réel, au moyen de forages positionnés dans le plan.

7. Appréciation et recommandations

7.1. Avantages et inconvénients des PFM

Les PFM sont des outils intéressants pour **mesurer directement les flux de polluants**. Les flux constituent en effet un élément important de l'évaluation des situations de contamination, et de la surveillance des sites dans le cadre d'opérations de dépollution ou de contrôle d'atténuations naturelles. La mesure des **variations verticales des flux** permet de plus de mener une interprétation fine du phénomène de pollution (localisation précise des zones de relargage, détermination des processus d'atténuation en jeu, etc...) et de préciser les conditions de mise en œuvre des assainissements (dimensionnement des barrières réactives, traitement des zones de pollution concentrée, etc.).

Ils constituent une **alternative simple** à l'estimation de la charge à partir d'essais de pompage ou de modèles d'écoulement et de transport (cf. § 4.3.3 et 4.3.4), tout en étant plus précis qu'avec les seules données de concentrations et de gradient hydraulique pour mener l'estimation (cf. § 4.3.1).

Ils fournissent des estimations des flux et des charges intégrées sur le temps, qui prennent donc en compte les **fluctuations temporelles** des relargages de polluants, à la différence des dispositifs multilevels simples qui fournissent une mesure des flux à l'instant t du prélèvement. La volatilisation des composés les plus volatils est évitée pendant le processus d'échantillonnage, ce qui ne peut être le cas lorsque le prélèvement est mené par pompage et conditionnement de l'eau dans des flacons.

Enfin, ces dispositifs fournissent plusieurs mesures en un seul équipement : le flux massique de polluants, mais aussi le flux de Darcy, la concentration moyenne en polluants et éventuellement les flux dans différentes directions de l'espace.

Mais comme tout appareil de mesure, les calculs de flux à partir des PFM sont menés en émettant certaines hypothèses, qu'il est nécessaire de connaître pour détecter les éventuelles situations s'écartant du domaine de validité des mesures, anticiper les risques de sur- ou sous-estimation des flux et ajuster les conditions expérimentales pour les éviter ou les corriger. Les mesures de flux étant basées sur des hypothèses de flux d'eau horizontaux majoritaires, il est par exemple utile de détecter les flux d'eau verticaux pouvant se produire dans l'aquifère et/ou l'équipement du forage à l'aide d'un vélocimètre (velocity meter) et/ou d'un débitmètre (flowmeter) pendant la période d'exposition, comme cela a été fait sur les sites d'essai suisses dans le contexte du projet PASSIFLUX (cf. chapitre 6). De même, la masse résiduelle de traceur à la fin de la période d'exposition est un bon indicateur des conditions dans lesquelles se sont produites l'adsorption des polluants et la dissolution du traceur, des pertes trop importantes pouvant indiquer des conditions de non équilibre et des risques de sous-estimation des flux.

La pose de PFM dans des forages existants impose de connaître parfaitement leur équipement. Un équipement en bon état est requis pour que les mesures reflètent les conditions de relargage des polluants. Une inspection caméra est de ce fait conseillée dans les forages anciens avant de décider de les équiper.

L'élaboration d'un programme d'investigation ou de surveillance à l'aide de PFM nécessite également de disposer d'informations préalables sur l'état de contamination du sous-sol et les conditions d'écoulement des eaux souterraines. Sur cette base et en fonction de l'équipement des forages, il est alors possible de proposer un équipement adapté, précisant le nombre et l'espacement des modules de prélèvement dans chaque forage, ainsi que leur durée d'exposition.

Le suivi à long terme des flux peut être problématique lorsque **les directions d'écoulement des eaux changent au cours du temps**. Un transect positionné perpendiculairement à la direction d'écoulement des eaux à un moment donné – recoupant entièrement le panache de polluants - peut en effet se retrouver orienté différemment par-rapport à l'écoulement des eaux et ne plus recouper totalement le panache à un autre moment. Une solution pour détecter cette situation consiste à suivre l'hydrodynamique de la nappe à différents pas de temps (p.ex. piézométries saisonnières) ou en continu

(p.ex. sondes de pression dans les forages). Cette difficulté ne concerne pas seulement les PFM, mais également les autres méthodes d'estimation des flux.

Les PFM sont des dispositifs relativement récents (> 2002), et seules 3 sociétés en commercialisent. Les premiers retours d'expérience montrent que les dispositifs proposés sont pratiques d'utilisation, notamment les Fluxsamplers et les iFLUX. Mais les exemples d'utilisation sur le terrain sont encore peu nombreux, et ne sont généralement **pas menés dans le cadre d'une étude réglementaire réelle** de site pollué.

On constate également qu'il existe **peu d'exemples de mesure de flux et de charges dans des transects** perpendiculaires à la direction principale d'écoulement des eaux, bien que cette méthode soit recommandée dans de nombreux pays. Les sites décrits dans les articles ne sont en effet généralement pas équipés de forages alignés dans un transect (à l'exception des sites Hill AFB et Fort Lewis présentés en **Annexe 5**). Les cas relatés présentent des installations de PFM dans des forages situés à des distances croissantes en aval de la source de pollution, ou bien dans des forages isolés.

L'estimation des flux et des charges pose par ailleurs un **problème majeur de référentiel**. Sur le terrain, toutes les méthodes utilisées à l'heure actuelle (méthode des transects, essais de pompage, modèles d'écoulement et de transport) se basent sur des hypothèses et des approximations pour fournir des valeurs de flux et de débit massique. Les modèles numériques de transfert de masse fournissent probablement les valeurs les plus proches des flux et charges réels, mais ils requièrent de très nombreuses données, qui sont rarement disponibles sur un site. Les travaux expérimentaux qui ont pu être recensés consistent le plus souvent en des comparaisons des valeurs mesurées par les PFM aux valeurs estimées à partir des données disponibles (cas de (Bennedsen, 2017) relaté au § 1) ou bien aux valeurs mesurées à l'aide de piézomètres multiniveaux (cas de (Verreydt et al., 2013) relaté au § 2), ou bien encore aux valeurs de charge estimées à partir d'essais de pompage intégraux (cas de (Brooks et al., 2008) relaté en **Annexe 5**). Des travaux de comparaison des résultats fournis par différents types de PFM ont également été menés (comparaison des Fluxsamplers et des PFM ENVIROFLUX par (Bennedsen, 2017)), mais sans pouvoir déterminer quels dispositifs ou méthodes fournissaient les résultats les plus proches de la réalité.

La mesure ponctuelle de flux telle que fournie par les PFM nécessite le recours à des **méthodes d'interpolation** pour estimer les flux en dehors des points de données dans le plan de référence, puis estimer le débit massique. L'interpolation est souvent réalisée à l'aide de la méthode des polygones de Thiessen, qui fournit une représentation discontinue des flux sans quantification l'incertitude. Il nous semble important d'attirer l'attention des professionnels de l'imperfection de cette méthode et d'en suggérer d'autres (p.ex. méthodes géostatistiques) permettant de fournir une représentation de la variabilité spatiale des flux plus proche de la réalité, tout en quantifiant l'incertitude.

Enfin, certains aspects de la mesure des flux nécessitent probablement encore un effort de recherche et développement. Aucun des dispositifs actuels ne permet par exemple de mesurer correctement la direction des flux sur le terrain. Par ailleurs peu d'informations sont disponibles sur la précision et l'exactitude des mesures, alors que des questions se posent par exemple sur l'efficacité de l'extraction des polluants du matériau adsorbant, suivant le type et les quantités de substances et de matériaux en jeu.

7.2. Applicabilité en Suisse

L'utilisation des PFM en Suisse présente un intérêt particulier dans la mesure où la notion de charge apparaît explicitement dans les critères d'appréciation des besoins et de l'urgence de l'assainissement des sites contaminés (cf. chapitre 3). Les dispositifs doivent néanmoins répondre à certaines exigences pour être utilisables dans le contexte réglementaire.

L'assainissement des sites pollués est requis lorsque les valeurs de concentration pour les eaux, l'air interstitiel et les sols indiquées dans les annexes 1 à 3 de l'OSites sont dépassées (valeurs appliquées différemment suivant le secteur de protection des eaux souterraines). Pour les eaux souterraines, les

valeurs des hydrocarbures chlorés sont particulièrement faibles, et les seuils de quantification recommandés pour l'analyse des eaux sont en conséquence notablement bas (OFEV, 2017). A titre d'illustration, pour le perchloréthylène, la valeur de concentration de 0.04 mg/L est indiquée et le seuil de quantification doit être de 0.0001 mg/L ; un assainissement peut donc être exigé dès lors que les concentrations en aval à proximité du site dépassent 0.02 ou 0.08 mg/L selon le secteur de protection des eaux souterraines. Il est donc important que les PFM puissent mesurer des **concentrations en polluants faibles** pour être utilisables dans le contexte de l'OSites. Les informations fournies par les fabricants de PFM à ce sujet demandent à être complétées (cf. [Tableau 2](#)).

Les flux massiques dépendent également des **vitesse d'écoulement des eaux souterraines**. Or ces vitesses peuvent être très contrastées en Suisse en raison d'un contexte géologique très diversifié. Les PFM doivent donc pouvoir être capables de mesurer des flux de Darcy très faibles, ou au contraire, très élevés. Les essais menés par l'INERIS dans le cadre du projet PASSIFLUX montrent par exemple que les durées d'exposition des préleveurs doivent être raccourcies lorsque les flux de Darcy sont forts, comme sur le site 1 (dissolution complète des traceurs si l'exposition est trop longue). Les fabricants indiquent des gammes mesurables de flux de Darcy variables ([Tableau 2](#)) :

- Les valeurs déjà mesurées avec les PFM ENVIROFLUX vont de 0.1 cm/j à 3 m/j, mais le fabricant conseille de les utiliser pour des flux ≥ 0.5 cm/j,
- Les valeurs typiques mesurables par les Fluxsamplers vont de 2 cm/j à 20 m/j, et 0.5 à 5 m d'eau doivent traverser le PFM pendant la période d'exposition,
- Les valeurs indiquées par iFLUX couvrent la gamme 0.5 cm/j - 10 m/j.

Les flux massiques de polluants mesurables affichés par les fabricants varient quant à eux de quelques $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{j}$ à plusieurs centaines de $\text{g}/\text{m}^2/\text{j}$. Leur adéquation avec le contexte suisse doit encore être vérifiée.

Enfin, de manière très pratique, il est important que les dispositifs puissent être installés dans les **forages piézométriques classiquement utilisés** pour investiguer les sites pollués en Suisse. Les PFM doivent notamment s'adapter aux diamètres internes des équipements de forages. Les ouvrages classiquement utilisés ont des diamètres de 3" et 4.5", plus rarement de 2". La pose de PFM ENVIROFLUX ne pose pas de problème, car ils peuvent prendre toutes sortes de diamètres puisqu'ils sont produits au cas par cas. La pose d'échantillonneurs Fluxsamplers est moins favorable, car ils sont conçus pour des forages de 2" uniquement. Les dispositifs iFLUX sont quant à eux produits de manière standardisée pour des forages de 2", mais le fabricant peut facilement en construire pour des diamètres supérieurs (comme ce fut le cas pour le site 2, cf. § 6.1). Les essais menés par l'INERIS sur les sites d'essai du projet PASSIFLUX ont néanmoins révélé que certains capots de fermeture (capots carrossables métalliques) pouvaient empêcher la pose des iFLUX ([Figure 27](#)).



Figure 27 Exemple de capot ne permettant pas de pose correcte d'un échantillonneur de type iFLUX : 1) photo du capot carrossable, 2) photo de la vis empêchant la descente de l'outil dans le forage.

7.3. Proposition de programme de travail

L'état des connaissances mené dans cette étude met en évidence le potentiel des PFM pour mesurer de manière simple et directe les flux de polluants, tout en soulignant le besoin de travaux complémentaires pour préciser le domaine de validité de ces outils, notamment dans le contexte suisse.

Nous pensons qu'il serait utile de tester les PFM sur un ou plusieurs sites pollués suisses présentant des conditions d'écoulement et de contamination en nappe contrastées, et ayant déjà fait l'objet de plusieurs phases d'investigation. Les objectifs visés par les expérimentations seraient multiples.

1. Préciser le domaine de validité des PFM

Les PFM pourraient être utilisés dans **différents contextes** hydrogéologiques (différents types de terrain, vitesses d'écoulement des eaux, etc...) et de contamination (nature et niveaux de contamination), dans différents types de forages, pour évaluer les gammes de valeurs de flux mesurables par les dispositifs et leur adaptabilité aux situations rencontrées en Suisse.

Les valeurs de flux et de charge déduites des mesures de PFM pourraient être comparées à un **référentiel**, qui serait constitué à partir de mesures fines de l'hydrodynamique (p.ex. sondes de pression, slug tests) et de la contamination de la nappe (p.ex. dispositifs multilevels, capteurs passifs), éventuellement complété par un modèle numérique d'écoulement et de transport. La constitution de ce référentiel donnerait également la possibilité de comparer les mesures fournies par différents types de PFM et par les méthodes d'estimation classiquement utilisées par les bureaux d'étude. Les travaux recensés dans le présent rapport tendent néanmoins à mettre en avant les iFLUX par-rapport aux PFM ENVIROFLUX et aux Fluxsamplers, pour leur caractère pratique et leur adaptabilité au contexte suisse (p.ex. diamètre des forages, gammes de flux mesurables).

2. Evaluer la contribution des PFM à l'investigation de détail

Les conditions dans laquelle la charge pourrait être estimée à partir de mesures de PFM doivent être précisées. Les sites d'essai permettraient d'installer des PFM dans des forages situés en aval à proximité du site – si possible dans un transect – tel que recommandé dans les aides à l'exécution de l'OSites.

Les questions posées par la pose des PFM (p.ex. localisation des forages équipés ; localisation, nombre et espacement des modules dans les forages ; durée d'exposition ; mesures de suivi et de contrôle) pourraient être étudiées.

Les résultats obtenus pourraient être évalués (p.ex. seuils de quantification, gammes de valeurs) et interprétés dans le détail. Les méthodes de calcul de la charge à partir des flux seraient notamment étudiées. Leur intérêt pour compléter les investigations de détail et les programmes de surveillance pourrait être apprécié.

3. Etablir des recommandations d'utilisation dans le contexte de l'OSites

Ces travaux pourraient être utilisés pour établir un guide d'utilisation des PFM dans le contexte de l'OSites. Le document émettrait des recommandations sur la préparation des campagnes d'exposition des PFM, les pré-requis à leur utilisation, la pose et le suivi des campagnes, ainsi que l'analyse et l'interprétation des résultats. Les recommandations seraient illustrées par les tests réalisés sur les sites d'essai.

Annexe 1 Bibliographie

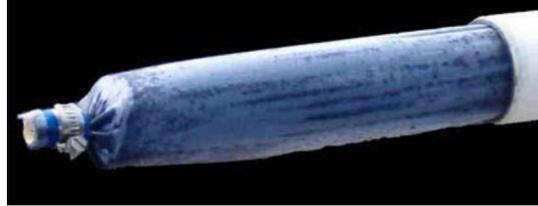
- Adler, H., Büring, G., Dubath, M.-A., Eisenlohr, T., Flury, B., Bernhold, H., Polack, P., Rossier, Y., 2014. Application de considérations sur la charge aux sites pollués par des hydrocarbures chlorés - Rapport d'experts du groupe de travail « Charge » de ChloroNet (rapport d'experts). OFEV.
- Annable, M.D., H., K...Cho, J...Parker, B.L...Cherry, J.A...Rao, P.S.C., 2005. Field-Scale Evaluation of the Passive Flux Meter for Simultaneous Measurement of Groundwater and Contaminant Fluxes. *Environ. Sci. Technol.* 39(18):7194-201., 7194–7201.
- Basu, N.B., Suresh, P., Rao, C., Poyer, I.C., Nandy, S., Mallavarapu, M., Naidu, R., Davis, G.B., Patterson, B.M., Annable, M.D., Hatfield, K., 2009. Integration of traditional and innovative characterization techniques for flux-based assessment of Dense Non-aqueous Phase Liquid (DNAPL) sites. *J. Contam. Hydrol.* 105, 161–172. <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2008.12.005>
- Bauer, S., Bayer-Raich, M., Holder, T., Kolesar, C., Müller, D., Ptak, T., 2004. Quantification of groundwater contamination in an urban area using integral pumping tests. *J. Contam. Hydrol.* 75, 183–213. <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2004.06.002>
- Bennedsen, L., 2017. Passive fluxmålere - Gennemgang af metoder og afprøvning i felten (Miljøprojekt No. 1949). Danish Ministry of the Environment.
- Bockelmann, A., Zamfirescu, D., Ptak, T., Grathwohl, P., Teutsch, G., 2003. Quantification of mass fluxes and natural attenuation rates at an industrial site with a limited monitoring network: a case study. *J. Contam. Hydrol.* 60, 97–121. [https://doi.org/10.1016/s0169-7722\(02\)00060-8](https://doi.org/10.1016/s0169-7722(02)00060-8)
- Brooks, M.C., Wood, A.L., Annable, M.D., Hatfield, K., Cho, J., Holbert, C., Rao, P.S.C., Enfield, C.G., Lynch, K., Smith, R.E., 2008. Changes in contaminant mass discharge from DNAPL source mass depletion: Evaluation at two field sites. *J. Contam. Hydrol.* 102, 140–153. <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2008.05.008>
- Cai, Z.S., Wilson, R.D., Cardiff, M.A., Kitanidis, P.K., 2011. Increasing Confidence in Mass Discharge Estimates Using Geostatistical Methods. *Ground Water* 49, 197–208. <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.2010.00709.x>
- Campbell, T.J., Hatfield, K., Klammler, H., Annable, M.D., Rao, P.S.C., 2006. Magnitude and Directional Measures of Water and Cr(VI) Fluxes by Passive Flux Meter. *Environ. Sci. Technol.* 40, 6392–6397. <https://doi.org/10.1021/es060268b>
- Cho, J., Annable, M.D., Jawitz, J.W., Hatfield, K., 2007. Passive Flux Meter Measurement of Water and Nutrient Flux in Saturated Porous Media: Bench-Scale Laboratory Tests. *J. Environ. Qual.* 36, 1266. <https://doi.org/10.2134/jeq2006.0370>
- Clark, C.J., Hatfield, K., Annable, M.D., Gupta, P., Chirenje, T., 2005. Estimation of Arsenic Contamination in Groundwater by the Passive Flux Meter. *Environ. Forensics* 6, 77–82. <https://doi.org/10.1080/15275920590913930>
- De Jonge, H., Rothenberg, G., 2003. Sampling device and method for measuring fluid flow and solute mass transport. US20050235757A1.
- Demougeot-Renard, H., Bapst, A., Renard, P., sous presse. Moyens d'investigation des sites pollués situés en milieu karstique (projet Chlorokarst) Inventaire et analyse critique (rapport d'experts). OFEV.
- Einarson, M.D., Mackay, D.M., 2001. Peer Reviewed: Predicting Impacts of Groundwater Contamination. *Environ. Sci. Technol.* 35, 66A-73A. <https://doi.org/10.1021/es0122647>
- Fetter, C.W., 2001. Applied hydrogeology, 4th ed. ed. Prentice Hall, Upper Saddle River, N.J.
- Guilbeault, M.A., Parker, B.L., Cherry, J.A., 2005. Mass and Flux Distributions from DNAPL Zones in Sandy Aquifers. *Ground Water* 43, 70–86. <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.2005.tb02287.x>
- Hatfield, K., Annable, D., Kuhn, S., Rao, P.S.C., Campbell, T., 2002. A new method for quantifying contaminant flux at hazardous waste sites, in: *Groundwater Quality: Natural and Enhanced Restoration of Groundwater Pollution*, IAHS Publication. Wallingford (UK).
- Hatfield, K., Annable, M., Cho, J., Rao, P.S.C., Klammler, H., 2004. A direct passive method for measuring water and contaminant fluxes in porous media. *J. Contam. Hydrol.* 75, 155–181. <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2004.06.005>
- Hatfield, K., Rao, P.S.C., Annable, M.D., Campbell, T., 2003. Device and method for measuring fluid and solute fluxes in flow systems. US 6,402,547 B1.
- ITRC, 2010. Use and Measurement of Mass Flux and Mass Discharge. Technology overview. Washington DC.
- Klammler, H., Hatfield, K., Annable, M., Cherry, J.A., Parker, B.L., 2008. Device and method for measuring fluid fluxes, solute fluxes and fractured parameters in fractured flow systems. US 7,334,486 B1.
- Klammler, H., Hatfield, K., Annable, M.D., 2007. Concepts for measuring horizontal groundwater flow directions using the passive flux meter. *Adv. Water Resour.* 30, 984–997. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2006.08.007>

- Lee, J., Rao, P.S.C., Poyer, I.C., Toole, R.M., Annable, M.D., Hatfield, K., 2007. Oxyanion flux characterization using passive flux meters: Development and field testing of surfactant-modified granular activated carbon. *J. Contam. Hydrol.* 92, 208–229. <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2006.12.002>
- Michel, J., sous presse. Les échantillonneurs passifs de flux pour la mesure de la qualité des eaux souterraines - Projet Passiflux. INERIS.
- OFEV, 2017. Méthodes d'analyse dans le domaine des déchets et des sites pollués. Etat 2017. (Aide à l'exécution). OFEV, Berne (CH).
- Overheu, N.D., Tuxen, N., Pedersen, O.F., Jensen, C.B., Rokkjær, A., Andersen, J.A., Aabling, J., Trolborg, M., Binning, P.J., Bjerg, P.L., 2011. Værktøjer til brug for risikovurdering og prioritering af grundvandstruende forureninger. Miljøprojekt.
- Rossier, Y., 2014. Charge – Transfert de masse en solution –Modélisation du transfert de masse en solution (rapport d'experts No. 20140331- Chloronet- Charge- Modélisation). HydroGeAp, Vevey.
- Strack, O.D.L., Haitjema, H.M., 1981. Modeling double aquifer flow using a comprehensive potential and distributed singularities: 1. Solution for homogeneous permeability. *Water Resour. Res.* 17, 1535–1549. <https://doi.org/10.1029/WR017i005p01535>
- Trolborg, M., Nowak, W., Tuxen, N., Bjerg, P.L., Helmig, R., Binning, P.J., 2010. Uncertainty evaluation of mass discharge estimates from a contaminated site using a fully Bayesian framework. *Water Resour. Res.* 46. <https://doi.org/10.1029/2010wr009227>
- Verreydt, G., Annable, M.D., Kaskasian, S., Van Keer, I., Bronders, J., Diels, L., Vanderauwera, P., 2013. Field demonstration and evaluation of the Passive Flux Meter on a CAH groundwater plume. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 20, 4621–4634. <https://doi.org/10.1007/s11356-012-1417-8>
- Verreydt, G., Bronders, J., Van Keer, I., Diels, L., Vanderauwera, P., 2010. Passive Samplers for Monitoring VOCs in Groundwater and the Prospects Related to Mass Flux Measurements. *Ground Water Monit. Remediat.* 30, 114–126. <https://doi.org/10.1111/j.1745-6592.2010.01281.x>
- Verreydt, G., Meesters, F., De Meulenaer, S., 2016. Device for determining mass transport of a fluid and a substance dissolved in the fluid. WO2016/207769 A1.

Annexe 2 Documentation ENVIROFLUX



Passive Flux Meter Installation and sampling Manual



The following documents are current methods for installation, retrieval, sampling and analysis of passive flux meters for site assessment.

INSTALLATION PROCEDURES

PFM Deployment: At the field site the PFM in the packing tube or storage tube is prepared for PFM insertion into the well casing. A rope (or in some cases a steel cable) is attached to the top of the PFM using a safety carabineer. The tube is lined up with the top of the well casing and a section of push rod is used to push the PFM from the tube into the top section of well casing. Additional push rods are attached to continue pushing the PFM to the screen interval. If multiple PFMs are deployed on a single line, short sections of cable (about 5.5ft long) are thread through the upper PFM to link the PFMs together well. When inserting the PFM some back pressure may build since the water in the well casing must flow through the center tube as the PFM is inserted. Proceed slowly as pressure builds. The PFM rope (or steel cable) attached to the sock assembly is then secured to the well lid or others to ensure that it will not be lost to the well head.

- 1) PFMs are shipped to the site via FedEx Overnight.



- 2) Lay the PFMs for the first well onto saw horse legs.





- 3) Remove end caps from PVC transport tubes.



- 4) Remove well lid and cap.



- 5) Attach retrieval rope (or wires) to the top of each PFM using a carabineer connector.



- 6) Install PFMs by setting transport tube over monitoring well and using Geoprobe rods to push PFM out of the transport tube and into the well.



- 7) Push PFM into position in the well using Geoprobe rods while holding retrieval wire tight.



- 8) Repeat steps 5 through 7 for each PFM that is to be installed in the well.
- 9) The PFM rope (or steel cable) is then secured to the well lid or others and replace well lid and cap.
- 10) Repeat steps 2 through 9 for each well.
- 11) Watch the Youtube video linked below, "How to install Passive Flux Meter".
<https://www.youtube.com/watch?v=CChkmMRYxcl>



RETRIEVAL AND SAMPLING PROCEDURES

Preparation of Sampling Vials: 120 ml jars are used for AC sampling. Jars are filled with activated carbon making sure to seal tightly with no carbon grains on the lip of the jar.

PFM Retrieval: PFMs are retrieved using the rope. The top PFM in the well is extracted first by gently pulling up on the rope (heavy work gloves should be worn when pull on rope or stainless wire cable). The PFM should be pulled to the top of the well casing. When the PFM is at the top of the well casing untangle any rope (or wires) that are twisted at the well head. Thread the retrieval cable through a 5ft storage (or transport) PVC pipe and place the pipe over the well to guide and contain the extruded PFM. Move the PFM to the sampling work station.

PFM Sampling: A tarpaulin acts as a 'protective flooring' for the work zone. A portable table is used as a work zone for sampling the PFMs. Nitrile protective gloves and necessary other protective clothing will be worn by all samplers. A lined bucket (5gal) is placed under the work area to capture un-sampled residual activated carbon from the retrieved PFM. The sock is extruded from the PVC pipe to the sampling interval extent. The flexible mesh packing material is cut and the sorbent (activated carbon) captured in plastic or stainless steel mixing bowls for homogenization using a stainless steel spatula. A sub-sample is then transferred into 120 mL jars. The jars are stored in a cooler for transport back to the laboratory for analysis. The center tube and viton washers are measured to obtain the sample interval lengths in the PFM. Sampling materials, spatula, scissors, mixing bowls are wiped clean to remove carbon particles prior to retrieving the next PFM.

Transportation and Storage: Sorbent (GAC) samples are stored on-site in coolers then shipped via overnight air express (e.g., FedEx) to the EnviroFlux laboratory. Samples are stored in a cold storage room or refrigerator at 4^oC until extraction and analysis.

- 1) Retrieve PFM from well by pulling up on the attached rope (or wire). The PFM is pulled from the well pipe directly into a PVC tube of the same diameter.



- 2) Place tube on table and expose the first segment by pulling on the bottom end of the PFM.





- 3) Using scissors, cut open the nylon socks and flexible red mesh covering the first segment and pour the exposed sorbent(GAC) mixture into a mixing bowl.



- 4) Stir the mixture vigorously in the bowl to homogenize
- 5) Sub-sample the mixture and place into 120mL jar and seal tightly (make sure no carbon particles are on the lip of the jar).



- 6) Measure the interval length of the PFM segment
- 7) Repeat for steps 3-8 for remaining segments of PFM
- 8) After all PFMs are sampled, place 120 mL jars into cooler(s) and ship back for analysis
- 9) Excess sorbent is collected in a plastic-lined container for proper hazardous waste disposal.

10) Watch the Youtube video linked below, "Sampling Passive Flux Meter"

<https://www.youtube.com/watch?v=RqL4WTVtIdI>

Which types of chemical compounds can be analyzed with the PFM?

We have analyzed organic compounds (most VOCs such as TCE, PCE, BTEX, etc), inorganic compounds (nitrate, phosphate, ammonium, etc), and metals (arsenic, chromium, etc). We have provided a more extensive list of VOCs below.

List of VOCs we have analyzed so far

vinyl chloride
1,1-dichloroethene(1,1-DCE)
methyl tert-butyl ether(MTBE)
1,1-dichloroethane(1,1-DCA)
ethyl tert-butyl ether
cis-1,2-dichloroethene(1,2-DCE)
Chloroform
1,1,1-trichloroethane
carbon tetrachloride
1,1-dichloropropene
Benzene
1,2-Dichloroethane
tert-amyl methyl ether(TAME)
trichloroethene
1,2-dichloropropane
1,4-dioxane
Toluene
1,1,2-Trichloroethane
tetrachloroethene
chlorobenzene
Ethylbenzene
1,1,1,2 tetrachloroethane(1,1,1,2-PCA)
m,p-xylene
O-xylene
styrene
1,1,2,2 tetrachloroethane(1,1,2,2-PCA)
2-chlorotoluene
1,3,5-trimethylbenzene
4-chlorotoluene
1,2,4-trimethylbenzene
1,3-dichlorobenzene
1,4-dichlorobenzene
1,2-dichlorobenzene
nitrobenzene
1,2,4-trichlorobenzene
Naphthalene
1,2,3-trichlorobenzene

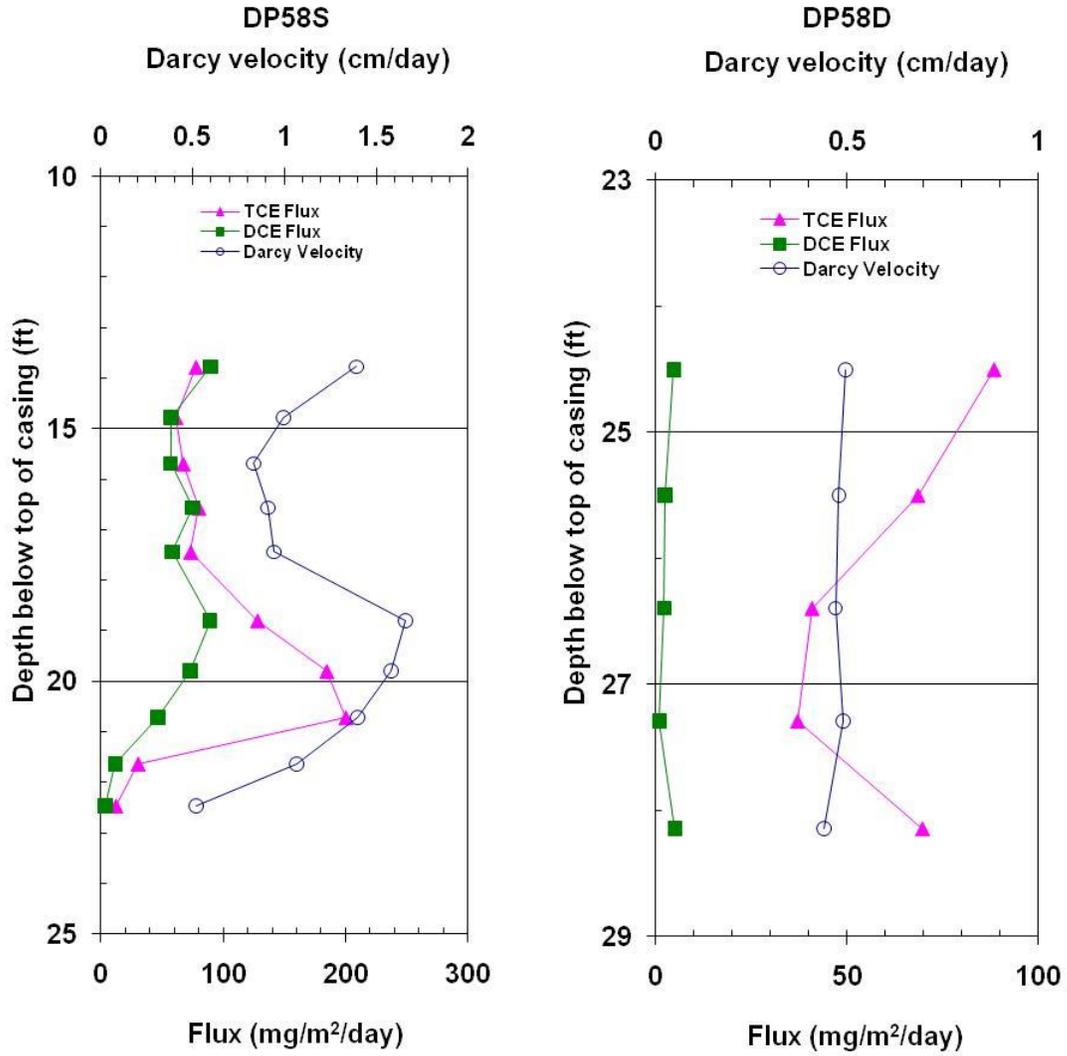


Figure 1. Contaminant and Darcy flux profiles.

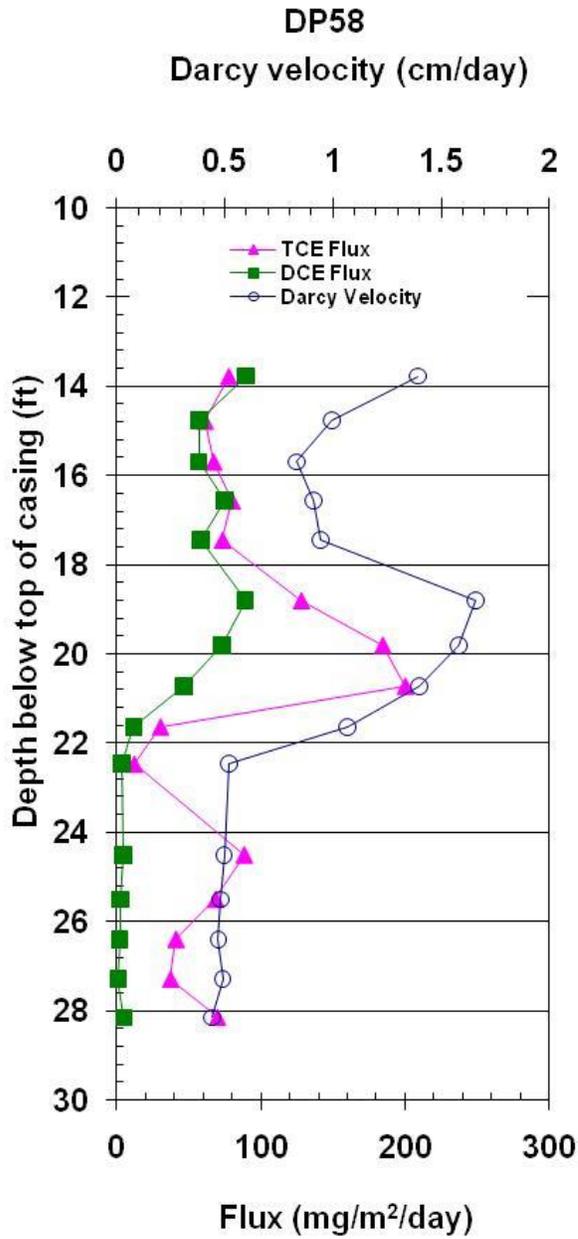


Figure 2. Contaminant and Darcy flux profile for DP58S&D.

Appendix A: Data from Flux Wells

Table 1. Summary of flux values.

Well_ID	Distance from bottom of well screen (ft)	Approximate Depth below top of well casing (ft)	Darcy Velocity (cm/day)	DCE flux (mg/m ² /day)	TCE flux (mg/m ² /day)
DP58S	9.23	13.77	1.39	90	78
DP58S	8.23	14.77	1.00	57	61
DP58S	7.31	15.69	0.83	57	67
DP58S	6.44	16.56	0.91	75	80
DP58S	5.56	17.44	0.94	59	73
DP58S	4.20	18.80	1.66	89.23	128
DP58S	3.20	19.80	1.58	72.74	185
DP58S	2.28	20.72	1.40	46.97	200
DP58S	1.36	21.64	1.06	11.97	30
DP58S	0.53	22.47	0.52	3.43	12
DP58D	4.20	24.50	0.50	5	88
DP58D	3.20	25.50	0.48	2.55	69
DP58D	2.30	26.40	0.47	2	41
DP58D	1.41	27.29	0.49	1	37
DP58D	0.55	28.15	0.44	5.12	70

Table 2. Summary of flux average concentration values.

Well_ID	Distance from bottom of well screen (ft)	Approximate Depth below top of well casing (ft)	Darcy Velocity (cm/day)	DCE flux (mg/L)	TCE flux (mg/L)
DP58S	9.23	13.77	1.39	6.43	5.57
DP58S	8.23	14.77	1.00	5.74	6.14
DP58S	7.31	15.69	0.83	6.84	8.06
DP58S	6.44	16.56	0.91	8.24	8.80
DP58S	5.56	17.44	0.94	6.22	7.79
DP58S	4.20	18.80	1.66	5.38	7.72
DP58S	3.20	19.80	1.58	4.60	11.68
DP58S	2.28	20.72	1.40	3.35	14.29
DP58S	1.36	21.64	1.06	1.12	2.84
DP58S	0.53	22.47	0.52	0.66	2.32
DP58D	4.20	24.50	0.50	0.97	17.77
DP58D	3.20	25.50	0.48	0.53	14.32
DP58D	2.30	26.40	0.47	0.49	8.73
DP58D	1.41	27.29	0.49	0.22	7.60
DP58D	0.55	28.15	0.44	1.16	15.82



Passive Flux Meter (PFM) Pricing Summary - USA Projects

Prices shown are price per PFM. Order Minimum = 5 PFMs

** Pricing includes construction and delivery of PFMs, lab analysis of samples for contaminant flux, and electronic (PDF) data report. CLIENT is responsible for installation, retrieval, and sampling of PFMs and shipment of samples to EnviroFlux for analysis.

PFM Size	Samples per PFM				
	1	2	3	4	5
2-inch	\$1,358	\$1,638	\$1,918	\$2,198	\$2,478
3-inch	\$1,739	\$2,019	\$2,299	\$2,579	\$2,859
4-inch	\$2,100	\$2,380	\$2,660	\$2,940	\$3,220
5-inch	\$2,520	\$2,800	\$3,080	\$3,360	\$3,640
6-inch	\$2,954	\$3,234	\$3,514	\$3,794	\$4,074

Passive Flux Meter (PFM) Pricing Summary - International Projects

Prices shown are price per PFM. Order Minimum = 5 PFMs

PFM Size	Samples per PFM				
	1	2	3	4	5
2-inch	\$1,478	\$1,758	\$2,038	\$2,318	\$2,598
3-inch	\$1,931	\$2,211	\$2,491	\$2,771	\$3,051
4-inch	\$2,341	\$2,621	\$2,901	\$3,181	\$3,461
5-inch	\$2,821	\$3,101	\$3,381	\$3,661	\$3,941
6-inch	\$3,315	\$3,595	\$3,875	\$4,155	\$4,435

Annexe 3 Documentation SORBICELL

TECHNICAL PRODUCT SHEET, Sorbisense Fluxsampler

Passive Flux sampling method for organic compounds in groundwater

Sorbisense 2017, Hubert de Jonge (hubert@sorbisense.com)

SAMPLING PRINCIPLE

The Fluxsampler VOC is a passive sampler for environmental sampling of organic compounds in groundwater. The patent protected¹ sampler is a porous, cylinder-shaped unit containing:

- Three peripheral sorbent sections (a, b, c) of cross-linked polystyrene polymer sorbent, designed to adsorb organic substances from groundwater passing the sampler.
- Centre core of environmentally friendly tracer salt that dissolves proportionally with the volume of groundwater water passing the sampler.
- Specially constructed housing and mesh fabrics for construction and fitting in 2 inch groundwater wells.



Left: schematic of Fluxsampler with three peripheral sorbent sections and centre core of tracer salt; right: picture of Fluxsampler in groundwater filter casing.

Upon installation of the sampler in a vertical groundwater filter casing, the sorbent sections intercept the horizontal component of the mass flux, J_c . Water passes the centre-compartment and tracer salt dissolves proportionally to the Darcy water flux J_w passing the sampler. The sampler is after end installation brought to the laboratory, analysed for content of solutes in the sorbent sections, and analysed for loss of tracer salt. The Darcy and solute flux are then derived from loss of tracer salt and accumulated mass of solutes.

¹ WO03098167, US7325443.

The horizontal flow direction is further derived from a triangular vector calculation on the content of solutes in the sorbent sections.

STORAGE AND TRANSPORT

Fluxsamplers are shipped to the customer in special HDPE transportations tubes. They are provided with a unique serial number that should be noted down in the sampling protocol together with dates of deployment and removal, location code, and mounting system used. Fluxsamplers should be stored refrigerated (+4 degrees C and out of light). After deployment, the transportations tubes are used for shipment to the laboratory.

INSTALLATION IN GROUNDWATER

The sampler is constructed for direct mounting in Ø50 mm inner diameter groundwater wells. The sampler is placed on a stainless steel foot for positioning the sampler at the correct depth in the filter screen. Aluminum pushing rods with click-coupling are used to place bring the sampler to the desired depth and to control the compass orientation of the sampler in the filter. In case of longer filter settings, several samplers may be stacked and placed in the same groundwater well. After end of the sampling period, typically 2 months, the sampler is retrieved from the well, and send to the laboratory for chemical analysis.

LABORATORY EXTRACTION AND CALCULATION OF DARCY- AND SOLUTE MASS DISCHARGE

Upon arrival in the laboratory, the sampler mesh fabric is for each section is cut, and the sorbent from sections a, b, and c are collected separately. Then, representative subsamples are taken for chemical analysis in the laboratory. In case that only a total solute flux should be derived, there is no need to distinguish between section a, b, and c. Hence, these subsections are pooled, homogenized, and analysed for solute content as one single sample. The remainder of tracer salt is determined by gravimetric weighing and chemical analysis, and through its solubility product related to the volume V passing the sampler.

In the Eurofins™ laboratory, the adsorbed organics are eluted from the sorbent with organic solvents. Then the solute mass, M , is determined and quantified with e.g. GC-MS, or LC-MS. The volume of groundwater passing the sampler during exposure to groundwater, is calculated from the loss of tracer salt $M_{tracersalt}$ (g) according to:

$$V = \frac{M_{start,tracersalt} - M_{lab,tracersalt}}{K}$$

With K = solubility of the salt (g m^{-3}). This volume equals the groundwater discharge through the sampler during the length of the sampling period:

$$Q = \frac{V}{t}$$

With Q is discharge ($\text{m}^3 \text{t}^{-1}$); t = length of sampling period. The horizontal water flux J_w is calculated by dividing the sample volume by the vertical cross section area A of the sampler (m^2):

$$J_w = \frac{V}{A \cdot t}$$

With J_w = groundwater flux (m t^{-1}). Assuming that groundwater flow divergence or convergence around the sampler, and the effect of diffusion is negligible, the solute mass flux, J_c ($\text{g m}^{-2} \text{t}^{-1}$) is derived from:

$$J_c = \frac{M_s}{A \cdot t}$$

The solute concentration, C_s (g m^{-3}) is calculated from dividing the total mass of solute by the volume of water exposed to the sampler:

$$C_s = M_s / V$$

Finally, the horizontal flux direction is derived from a triangular vector calculation from mass content of the three sorbent sections, m_a , m_b , and m_c . The analysis report gives the accumulated/average groundwater discharge, and for each compound the mass flux-, flux-concentration, and flux direction during the installation period.

GROUNDWATER DISCHARGE: MEASURING RANGE AND RECOMMENDED SAMPLING TIME

The optimal water volume sampling range of the Fluxsampler is 7 - 65 L, corresponding to 5-50% of the initial tracer salt amount leached. This volume range is divided by the cross sectional area of the sampler ($0,013 \text{ m}^2$), to obtain the corresponding measuring range of 0,5 - 5 m for groundwater discharge. The recommended sampling time is 60 days in case no specific site information is available. This corresponds to a Darcy flux measuring range of $0,01- 0,1 \text{ m day}^{-1}$. If the Darcy flux in the groundwater is lower, a longer the sampling period is required for measuring the flux accurately.

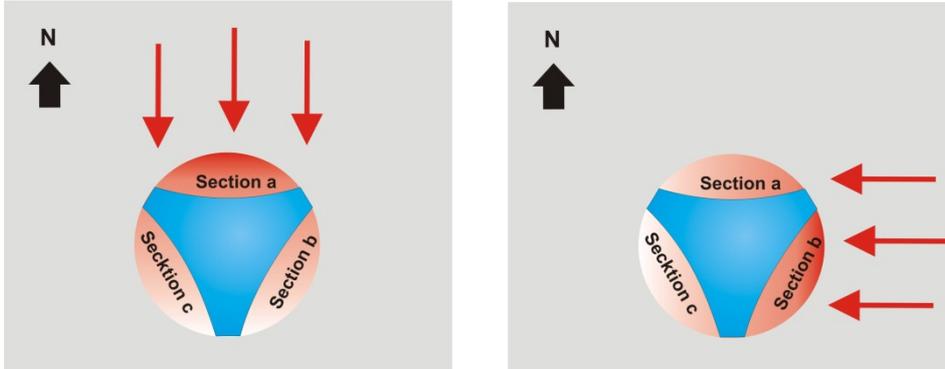
ORGANIC SUBSTANCES: SOLUTE- AND MEASURING RANGE

The polystyrene sorbent in Fluxsampler VOC has a unique pore- and hydrophobic surface structure, and has proven to be a very effective sorbent for a wide range of organic solutes, hereunder volatiles, semi-volatiles, and non-volatile organic compounds. The range of validated applications includes a.o. aromatic hydrocarbons (e.g. BTEX, MTBE), aliphatic hydrocarbons / oil, poly-aromatic hydrocarbons (e.g. 16 EPA-PAH), volatile organics (e.g. chlorinated solvents and degradation products), polychlorinated biphenyls (PCB), phenols, pesticides, and pharmaceuticals.

The lower end of measuring range, the detection limit, is determined by the smallest detectable mass of solute that can be extracted on the resin in μg . See the table below for typical mass flux detection limits expressed as mass flux ($\mu\text{g m}^{-2}$, and $\mu\text{g L}^{-1}$), assuming that the solute is detected in a single resin compartment of the sampler, and a sample volume of 25L. The higher end of the measuring range is determined by the sorption capacity. Although solute specific, a guideline for total VOC load capacity is 2,5 mg VOC per gram of resin, or 300.000 μg of total VOC load for the sampler (sum of section a, b, c). Hence, the highest VOC flux that can be measured is $2,3\text{E}7 \mu\text{g m}^{-2}$.

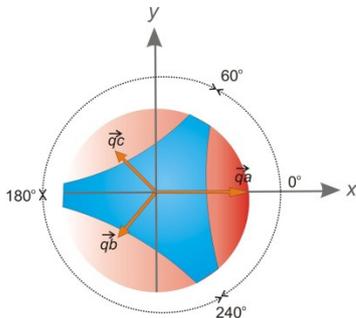
DETERMINATION OF FLUX DIRECTION

The horizontal flux direction is derived from a triangular vector calculation from mass content of the three sorbent sections, m_a , m_b , and m_c .



Schematic topview of sampler. Solute mass accumulation, left: flow from north to south, section $m_a > m_b \approx m_c$; right: flow from East to West, $m_b > m_a > m_c$.

Section a, b and c each represent a 120 degrees angle of the circumference of the sampler. When the section A is oriented towards the north (angle $\alpha=0$), section a intercepts the segment from angle $\alpha= 240^\circ-60^\circ$; section b intercepts the angle $180^\circ-240^\circ$; and section c intercepts the angle $60^\circ-180^\circ$. The vectors \vec{q}_a , \vec{q}_b , and \vec{q}_c have the direction $\alpha=0, 240$, and 120 degrees respectively, in the x, y coordinates (counterclockwise rotation, see figure below):



Schematic topview of sampler in x,y coordinates. The vectors \vec{a} , \vec{b} , and \vec{c} each intercept a 120 degrees segment of the circumference of the sampler.

The x, y components for the vectors \vec{q}_a , \vec{q}_b , and \vec{q}_c are added to obtain the x, y vector components of \vec{q} :

$$\vec{q}_y = \sum_{i=a,b,c} m_i \cdot \sin(\alpha_i)$$

$$\vec{q}_x = \sum_{i=a,b,c} m_i \cdot \cos(\alpha_i)$$

Then groundwater flux direction $\vec{\alpha}_q$ is calculated from the inverse tangent:

$$\vec{\alpha}_q = \arctan(q_y / q_x)$$

Using the atan2 function accounts for the signs of both vector components, and places the angle in the correct quadrant. Finally, the angle should be corrected for if the section a is not pointing north, and the degrees should be finally corrected as to follow the regular clockwise compass angles.

The flow direction can be calculated for each component individually, and this allows an assessment of the precision of the flow direction calculations. Generally, the lower the variation in the derived compass angles, the higher the statistical precision of the results. As a guideline, a variation of ± 30 degrees is to be expected, however the precision of the flow direction calculations is influenced by a number of factors, here among:

- The physical state of the groundwater filter, e.g. precipitations/clogging of filter slots may influence the results
- Vertical flow in the filter will reduce the accuracy of the flow directions calculations
- Absolute levels: when values are detected close to detection limits, uncertainty will increase
- Hotspot: in the close vicinity to contaminant hotspots, diffusion effects may significantly affect in the overall spreading patterns of the contaminant

FLOW PATTERNS ADJACENT TO THE GROUNDWATER WELL

Preferential flow and/or disturbance of flow patterns is an important issue as should be addressed by evaluating the issues mentioned below.

Vertical delimitation and vertical flux component. The flux sampler covers a 30 cm height interval in the filter screen. As concentrations and fluxes can vary considerably with depth, multi-level sampling should be considered in the case of longer well-screens. Flux calculations assume horizontal transport, but in some occasions vertical transport in the wells can be significant.

Flow divergence and or convergence around the well. Flow divergence (widening of flow lines) and flow convergence (narrowing of flowlines around the well) will occur if the hydraulic conductivity of the sampler is different from the surrounding sediment.

A theoretical treatment of this case², shows that the flow divergence/convergence can be described by the following equations:

$$J_w = V / (\alpha A t);$$

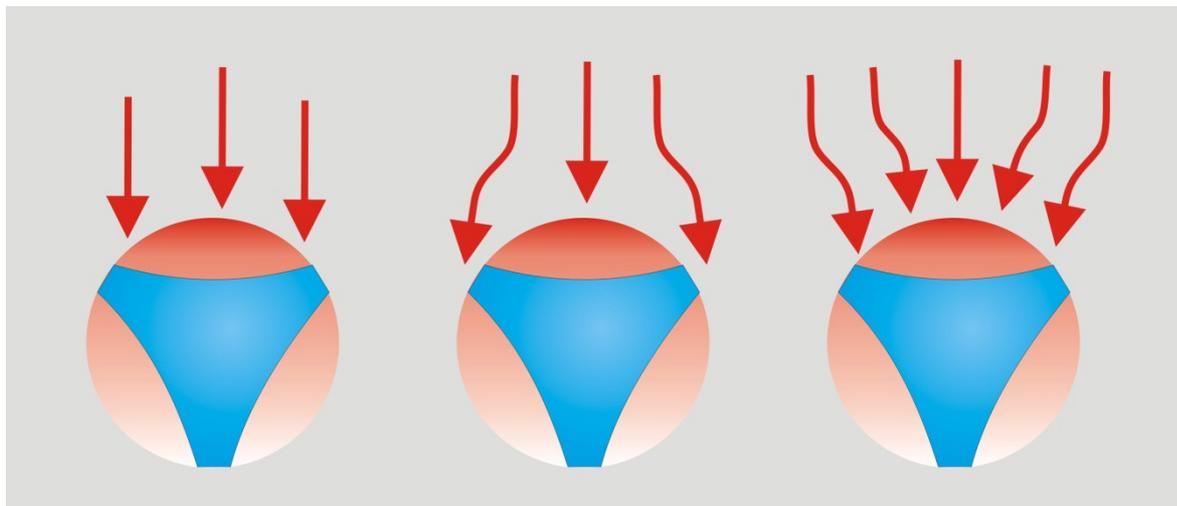
$$J_c = M_{\text{sampler}} / (\alpha A t)$$

With α is the flow divergence/convergence parameter which can be derived from:

$$\alpha = 2k_{\text{sampler}} / (k_{\text{sampler}} + k_{o, \text{sediment}})$$

with k_{sampler} = saturated conductivity of the sampler (1,5e-4 m/s) and k_{sediment} is saturated conductivity of the sediment.

² Hatfield et al. J Cont. Hydr. 75 , 2004, 155-181



Schematic of the situation where flowlines are parallel (left), diverging flow (middle) or converging flow (right).

Flow divergence occurs if the saturated conductivity of the sampler is lower than the surrounding sediment ($k_{\text{sampler}} < k_{\text{sediment}}$, $\alpha < 1$). Parallel flow lines occur when $k_{\text{sampler}} = k_{\text{sediment}}$. Flow convergence occurs if the saturated conductivity of the sampler is higher than the surrounding sediment ($k_{\text{sampler}} > k_{\text{sediment}}$, $\alpha > 1$). The last situation, flow convergence, is the ideal situation because for $k_{\text{sampler}} \gg k_{\text{sediment}}$, $\alpha = 2$. In other words, as long as the hydraulic conductivity of the sampler is higher than the surrounding sediment, the flux determination will be accurately enough for most risk assessment purposes. If the hydraulic conductivity of the surrounding sediment is very high, e.g. coarse sand or gravel, the recommendation is to perform a slug test and make a reverse calculation of k_{sediment} and α .

Diffusion. Flux calculations assume negligible effect of accumulative diffusion of solute and depletions loss of tracer salt via diffusion. This assumption has been shown to be valid during various test applications³, however when groundwater fluxes are close to the detectable level, some influence of diffusion must be expected. A control for this effect of diffusion may be performed under field conditions by installing a Fluxsampler in a non-screened part of the well for the same period of time as the samplers installed at the depth of well screens.

PLEASE OBSERVE THE FOLLOWING:

Flusampler VOC is a dedicated sampler for groundwater monitoring applications only. Pre-pumping or purge of the well is normally not necessary as opposed to traditional active sampling techniques by pumping. However, if substantial sediments has deposited at the bottom of the well, actively purging the well may be necessary. The flux sampler covers a 30 cm height interval in the filter screen, with a 20 cm height window of sampling. As concentrations and fluxes can vary considerably with depth, multi-level sampling should be considered in the case of longer well-screens. Flux calculations assume horizontal transport, but in some occasions vertical transport in the wells can be significant.

³ Grontmij, SorbisenSense, partnership with Region Hovedstaden, Denmark

Flow divergence (widening of flow lines) and flow convergence (narrowing of flowlines around the well) will occur if the hydraulic conductivity of the sampler is different from the surrounding sediment. While flow convergence is regarded as non-critical, flow divergence occurs if the filter slots are clogged and/or the hydraulic conductivity of the sediment is higher than the sampler, e.g. in very coarse sand or gravel; this can lead to substantial underestimation of the local flux. Measure the hydraulic conductivity of the sediment by a slug-test and ask Sorbisense for advice.

If the reported sampling volume is out of the optimal range, e.g. <7 L or >65 L, the measurement of Darcy flux, discharge and subsequent flux calculations will be less accurate. Repeat the installation and either increase (low discharge) or decrease (high discharge) the sampling period.

The standard solubility of the tracer salt (K, 184 mg Ca/L) is well buffered for most groundwater applications. However, deviations may occur due to the local ionic composition and change of pH. The standard solubility is not suited for brackish or salt-water environments (close to marine, estuaries). Further, the solubility is slightly influenced by temperature; this effect is approximately minus 0,4% per degree rise in temperature (Celsius).

The Fluxsamplers are batch-lot produced by Sorbisense, and the serial numbers refer to unique combination of lots and weighing numbers of sorbents and salts. Organic impurities are present on the sorbent. We therefore strongly recommend that the samplers are handled and dissected at the Sorbisense laboratory in Denmark. In cooperation with the Sorbisense preferred laboratory, Eurofins Environment, accredited analysis procedures are used, and false positive results are avoided and accurate results are obtained. We recommend limiting the number of compounds analysed to only relevant compounds and in accordance with standard accredited analysis “packages” offered by the laboratory.

Annexe 4 Documentation IFLUX

iFLUX



Explanatory notes with quotation

In the text below you will find more information that helps to interpret the quotation correctly. On the following pages you will receive more information about the iFLUX technology, our way of working during an iFLUX project and the general terms and conditions. Do not hesitate to contact us if you have any questions.

iFLUX technology

Trustworthy groundwater monitoring to assess soil contamination is a challenge. The mass that effectively reaches a downgradient receptor, determines the actual situation and risks, and should therefore be monitored. Current methods for the determination of spreading of pollution in groundwater use no direct measurements but only simulations. This entails large uncertainties which cause remediation failures and higher costs for contaminated site owners. It is essential to determine mass fluxes directly instead of estimating mass flux based on concentration data and estimates of groundwater velocity.

iFLUX introduces a flux sampler that provides direct and accurate measurements of groundwater velocity and pollution spreading. Our customers receive a clear analytical report containing detailed and reliable flux data, with comprehensible graphs and maps of the designated field. This leads to a novel approach of dynamic soil contamination management in a more costeffective and faster manner.

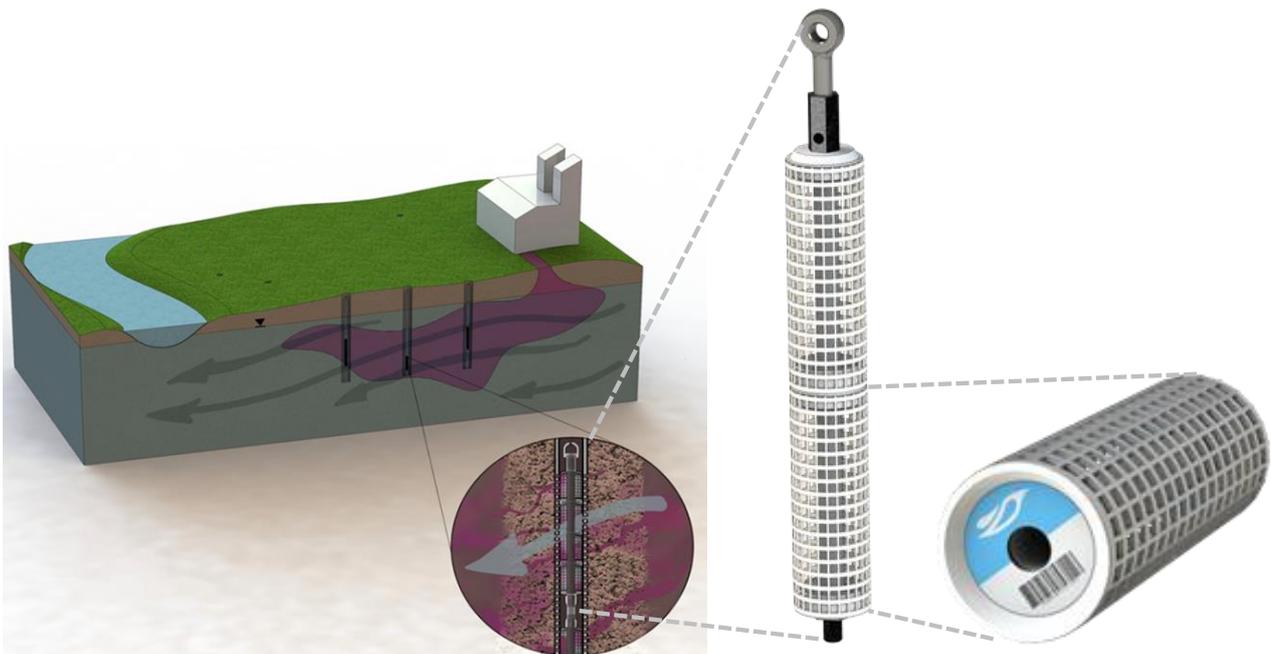
A **contaminant mass flux** is the mass of contaminants passing per unit time per unit area through a monitoring point or control plane, or flow rate of these parameters through the monitoring point or control plane per unit area. Contaminant mass fluxes are locally measured with our iFLUX samplers.

A **contaminant mass discharge** is the spatial integration of the contaminant mass fluxes (i.e., the sum of all mass flux measures across an entire plume) and thus represents the total mass of any contaminant transported by groundwater through a defined plane.

iFLUX sampler characteristics

The iFLUX sampler is a passive sampler that provides simultaneous in situ point determinations of a time-averaged target compound mass flux, J_c , and water flux, q_0 . The sampler can be installed in a monitoring well or directly driven into the aquifer where it intercepts the groundwater flow and captures the compounds of interest.

The sampler consists of permeable cartridges which are each packed with a specific sorbent matrix. The sorbent matrix of the waterflux cartridge is impregnated with known amounts of water soluble resident tracers. These tracers are leached from the matrix at rates proportional to the groundwater flux. The measurements of the contaminants and the remaining resident tracer are used to estimate groundwater and target compound fluxes.



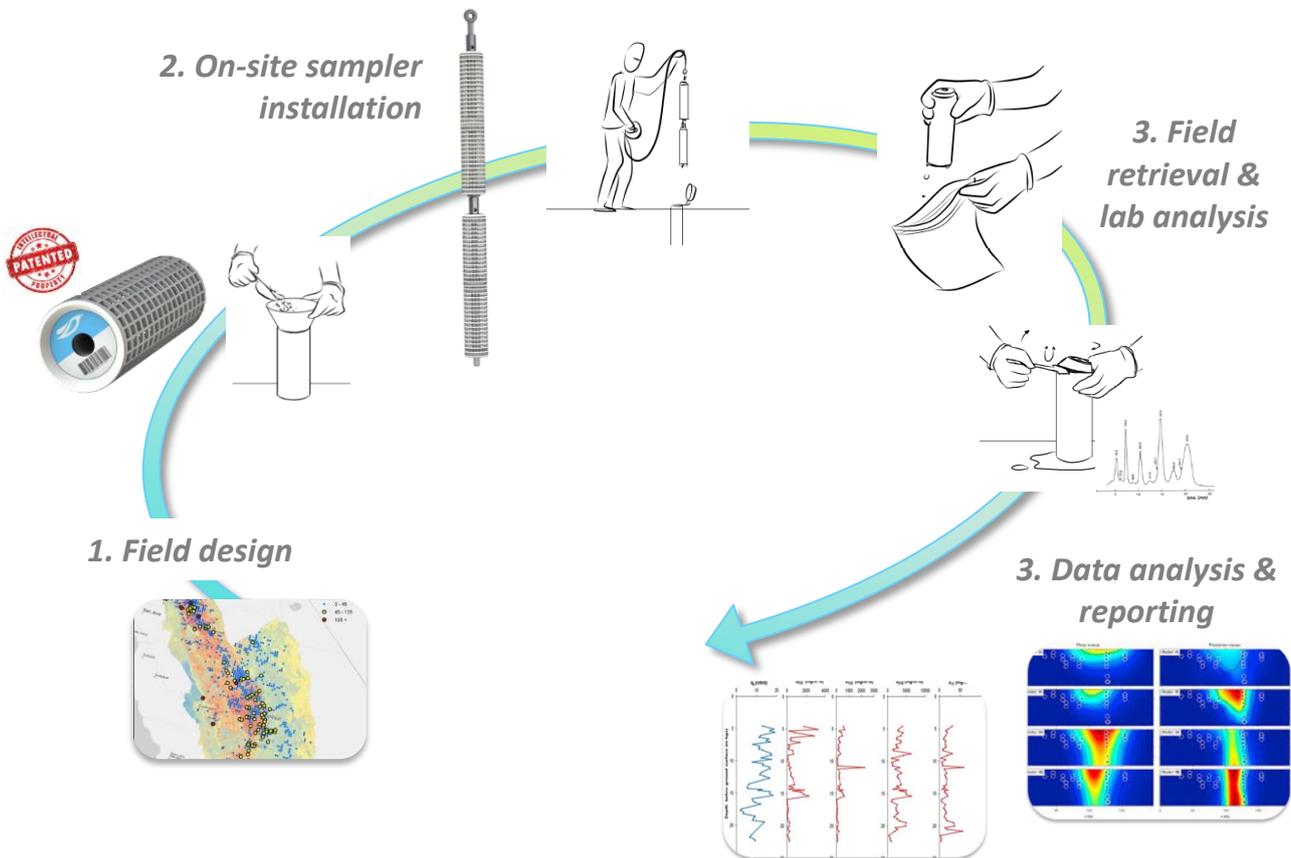
Four types of cartridges are currently available: volatile organic compounds, metals & heavy metals, nutrients and waterflux.



Each iFLUX cartridge is 15 cm long and has a outer diameter of 4.9 cm. Different cartridges can be combined modularly as an iFLUX sampler, depending on the different types of pollutants and the different desired depths. The material used has been extensively tested and meets all the requirements for correct soil remediation. The used tracers are methanol, ethanol, 2-propanol, tert. butanol and 2,4-dimethyl-3-pentanol and do not involve any environmental risk.

iFLUX Project

Each iFLUX project contains 4 important phases. To ensure the quality of the measuring results supplied, we guarantee the complete iFLUX measurement and analysis process in close cooperation with the customer.



1 – Field design

Based on preliminary site investigation and customer input, a detailed monitoring campaign is developed.

2 – On-site sampler installation

Our quality management system ensures robust and trustworthy production of our iFLUX cartridges. An authorized field team will guarantee a precise installation of the selected iFLUX samplers on site.

3 – Retrieval and lab analysis

After retrieval, dedicated transport from site to our partner laboratory is taken care of. A certified lab analysis provides the raw flux data measured.

4 – Data analysis and reporting

Validated flow field distortion calculations deliver detailed and reliable flux data in the aquifer. Our end report contains comprehensible graphs and maps of the designated field.

iFLUX



Install & Retrieval Manual

This booklet provides all the information you need to install and retrieve iFLUX Samplers.



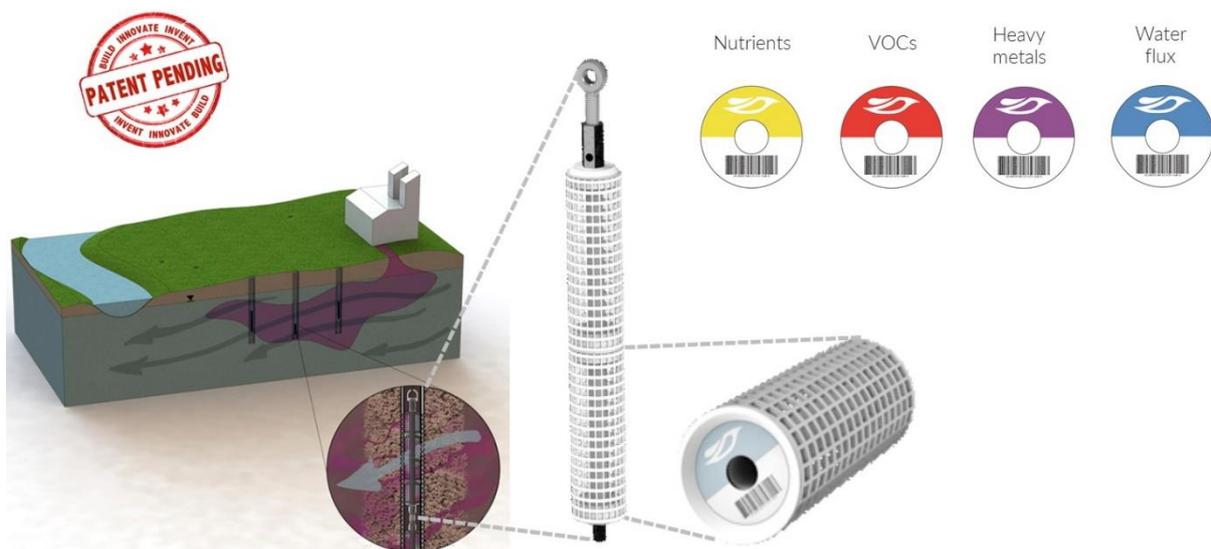
ENVISION WATER IN MOTION

Summary – What is iFLUX?

iFLUX is a new player on the market of measuring techniques, more specifically measurements regarding groundwater and pollution fluxes. Our technology is based and validated through years of research at the university of Antwerp and VITO.

Our product, the iFLUX Sampler, can be composed modularly with different types of cartridges, which makes it possible to measure different pollution groups (nutrients, VOCL's and heavy metals) over a long period of time. The iFLUX Samplers will be typically installed in 63mm wells by attaching them on a stainless steel structure. During a few weeks up till a few months the iFLUX Samplers will stay in the wells to be subsequently analysed in a certificated lab.

Measuring groundwater- and pollution fluxes results in mapping the pollution plume more accurate and reliable, to minimize and optimise remediation procedures.



Workflow – What's the process like?

The first step to conduct a iFLUX measuring campaign is the **monitoring plan**. This is where we will combine our expertise in measuring fluxes and the site characteristics to come up with a plan to accurately map the underground situation on site. The monitoring plan results in a total amount of cartridges, where and at which depths to install them, an installation and retrieval date when the iFLUX Samplers will be installed.

The **on-site installation** of the iFLUX Samplers is the implementation of the monitoring plan; placing the iFLUX Cartridges at the right depth in the well and report following the 'On Site Sheet'. Depending on the size of the project, this takes half a day up to one day.

The **retrieval** of the iFLUX Samplers, where the cartridges are being retrieved, is a double check for the data on the 'On Site Sheet'. Checking the data twice ensures the quality of our iFLUX Report. After the retrieved iFLUX Cartridges are packaged they are sent to SGS, our partnering laboratory, for **analysis**.

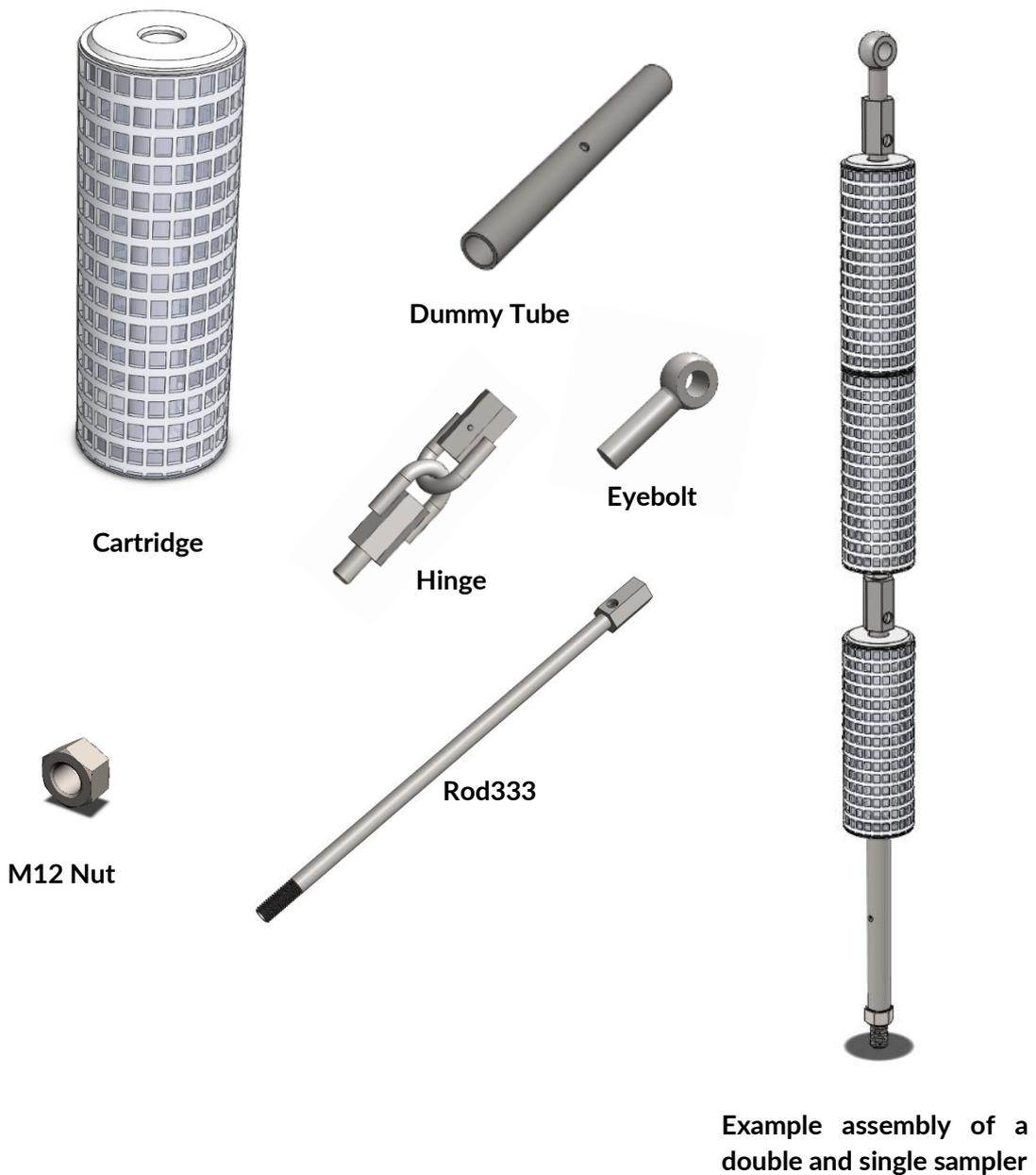
Generating the iFLUX **Report** is the last step of the process. By combining the data of the 'On Site Sheet', the raw analysis data of SGS and our in-house expertise, we generate a final document with the findings. This report will also be deliberated with the client to ensure clear communication.

iFLUX Parts & Tools

The iFLUX Samplers consists the Cartridges that are mounted on stainless steel rods. Each rod can contain two Cartridges, a single Cartridge is possible by using a dummy tube.

When measuring in a multilevel set-up, the rods will also act as spacers between the different Samplers. Hinges every two meters will provide some flexibility to the whole string of rods. The upper Sampler (or rod) will be attached to the well cap via a cable attached to a mounted eyebolt.

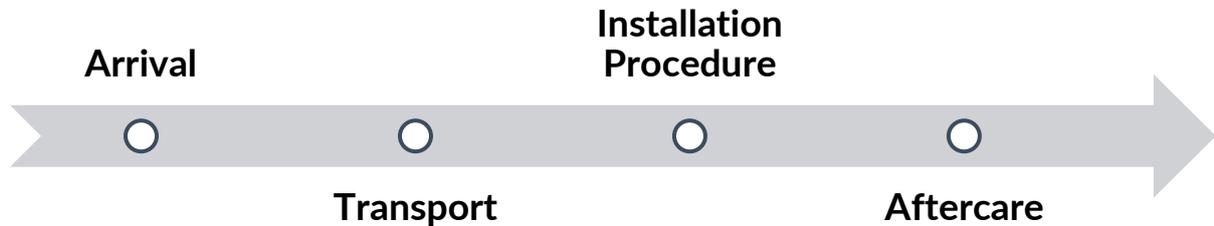
To assemble a Sampler two Cartridges (or one Cartridge and a dummy tube) can be slid onto a Rod and secured by a M12 nut by using a SW19 wrench. More specific information about the install can be found in the next chapter.



Installation

In this part of the booklet the installation of iFLUX Samplers will be thoroughly explained. It is important to install the iFLUX Cartridges correctly, to avoid malfunctions or inadequate measurements.

The installation consists of four main steps. First the arrival on site where safety precautions must be taken and the equipment must be gathered. Next is the transportation to the well, followed by the installation procedure. The last step is the aftercare where the equipment and waste must be managed.



Equipment

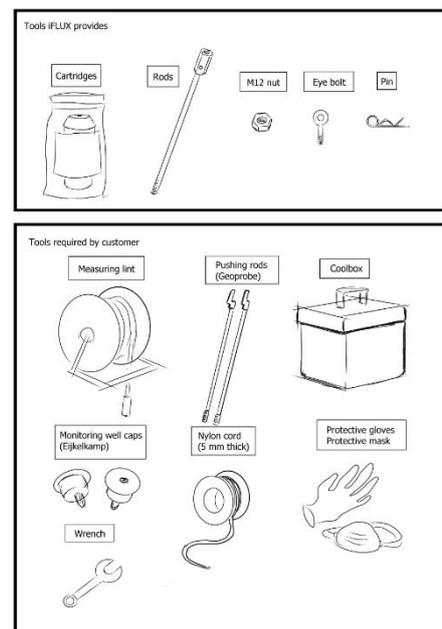
The tools and equipment needed for the installation of iFLUX Cartridge is listed underneath. These tools ease the installation on the one hand, but some of them are indispensable and are must-haves during installation. The equipment list does not take the iFLUX Cartridges in account, as they are project specific.

iFLUX Tools (provided by iFLUX)

- iFLUX Rods333
- iFLUX Rods666
- iFLUX Hinges
- iFLUX Eyebolt
- iFLUX Well Cap
- iFLUX 'on site sheet' + 'installation plan'
- Stainless steel locking pins
- Stainless steel cable + clamps
- Stainless steel M12 nuts

Equipment

- Insulated transport crate (storing the cartridges at a stable temperature)
- Klauke Micro with fully charged battery (or substitute)
- Water level meter
- Push tool (Katimex or substitute)
- Field cart (for transport)
- Measuring tape (min 30m)
- Wrench SW19 (at least 2)
- Toolbox with general tooling as backup tooling
- Waste bin/bag



Waste management is also critical during fieldwork and must be managed carefully; you are working with (potentially) contaminated components. Cross contamination must be avoided at all cause!

Personal protection gear (PBM)

Each person on site has to wear his/hers PBM's, safety is always a priority!



Depending on the site, more severe precautions can be imposed. These site-specific regulations must be followed otherwise the site manager can abort the installation.

1 - Arrival

When arrived on site notify the client, in some cases a safety instruction movie or presentation must be attended in order to get permission to proceed. Additional protective equipment like e.g. an explosion gauge can be provided by the client, depending on the characteristics of the site.

2 - Transport

Off course it is desirable to park your vehicle as near as possible, but keep in mind legal restrictions and terrain characteristics when parking a van or other vehicle.

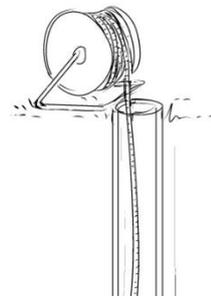
The last part of transporting all the equipment will be done manually, a field cart can ease this job. Keep in mind the restricted areas that are prohibited to access in case of possible danger or health risks.

3 - Installation Procedure

Before starting the installation, check the monitoring plan provided by the iFLUX Monitoring Expert. This document shows how many iFLUX Cartridges must be installed at what depths in which well.

After opening the well (keys must be provided by the client in case of a lock) the first thing to do is measuring the water level and the total depth of the well. Afterwards it is required to clean the apparatus (as dictated in the CMA) to avoid cross contamination. It is important that there are no sharp edges on the well tube, this implies a possible risk of ripping the cartridges and a malfunctioning measurement. To avoid this, deburring is advised!

In case the upper cartridge will not be submerged when installed according to the monitoring plan, contact (call Goedele Verreydt +32 473 83 64 62) the iFLUX Expert; an advisable solution will be provided. Changing the monitoring plan without proper communication towards iFLUX will diminish the quality of the iFLUX Report.

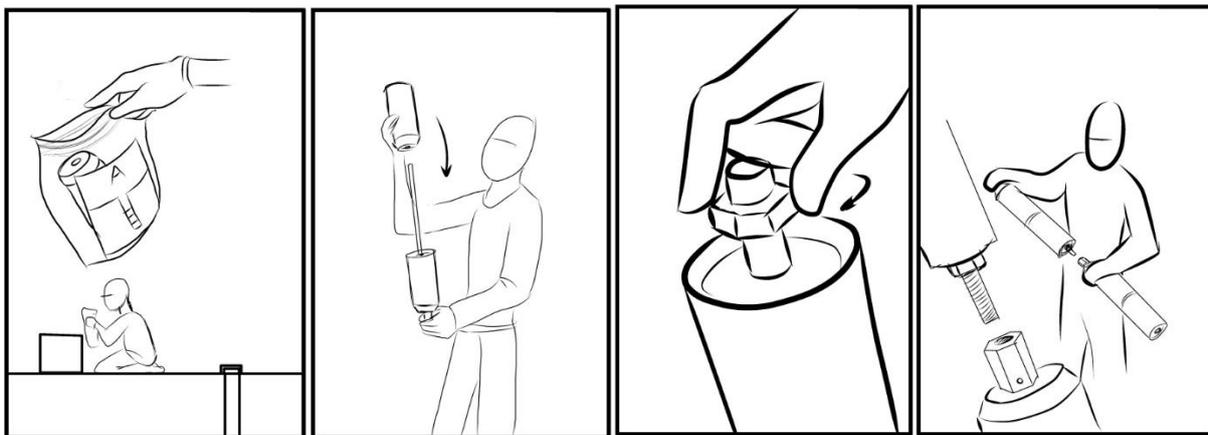


The (stainless steel) cable that suspends the iFLUX Rods and consequently the iFLUX Cartridges must be prepared according to the length mentioned in the monitoring plan. To secure the cable to the eyebolt and Well Cap, it is advisable to use the Klauke Micro crimping tool and its clamps or a comparable apparatus.

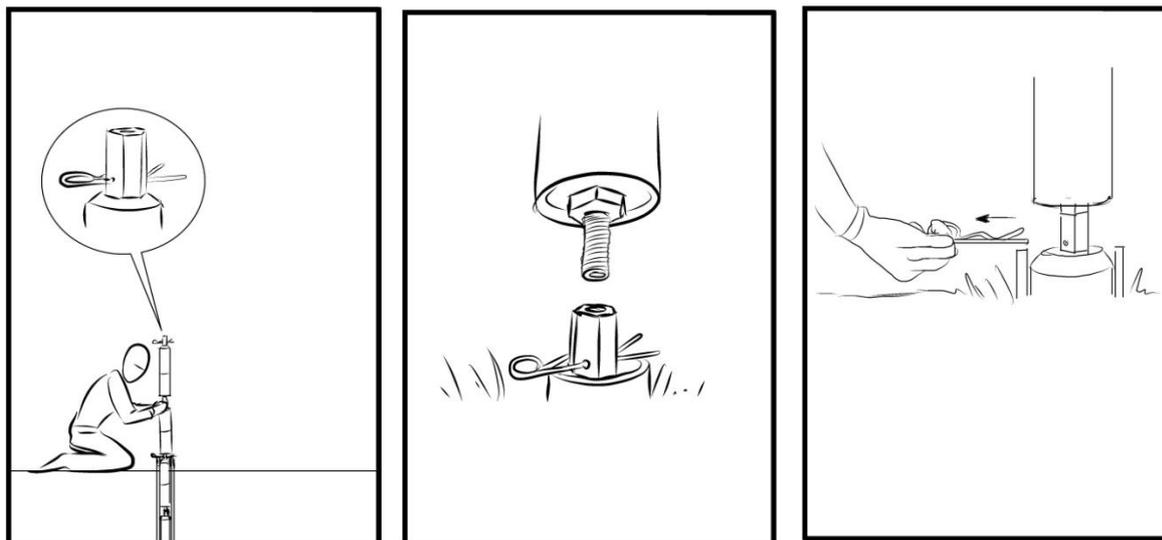


The next step is to put the cartridges onto the iFLUX Rods, starting with the lowest ones. Register the cartridge ID's that were used on the 'On Site Sheet'.

Unpack the iFLUX Cartridges and slide them over the iFLUX Rod333. Secure them by tightening the nut at the lower end of the rod. Attach the next Sampler or Rod following the same procedure, it is not advised to use more than three segments at once to avoid large structures and possible product (structural) failures. The iFLUX Rod666 is only used as an extension rod between Samplers and not for attaching Cartridges.

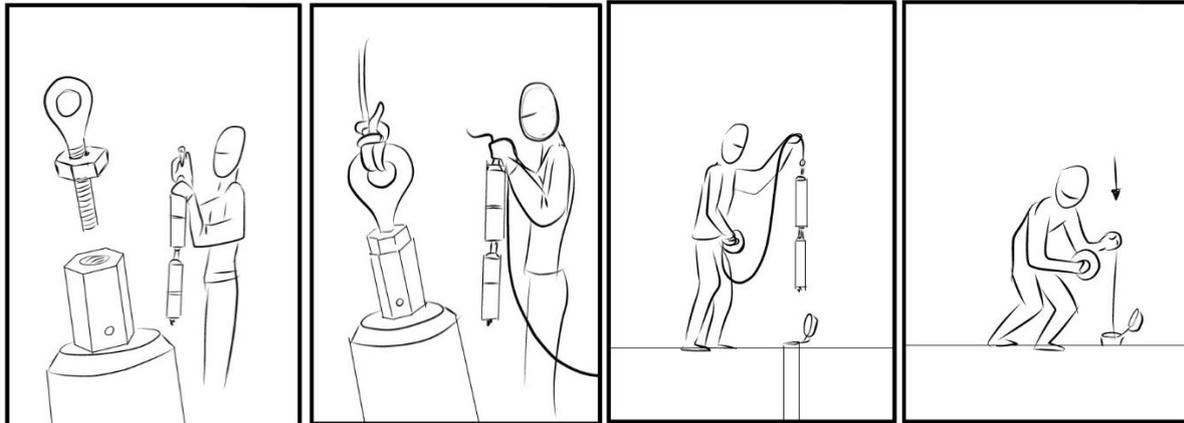


Before lowering the Samplers into the well put the Safety Pin through the drainage hole of the rod, this avoids the Samplers sliding down into the well and potentially losing them. Again watch out for sharp edges on the top of the well, it is favourable to remove them first.

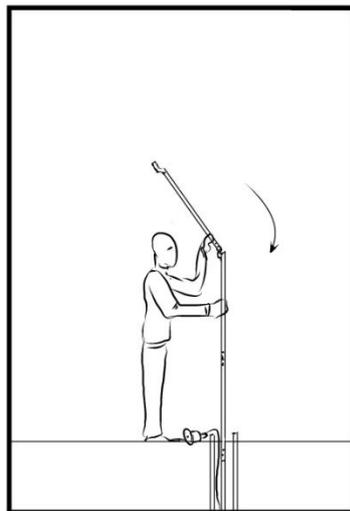


Attach the next iFLUX Sampler or Rods following the previous procedure. Put the safety pin in the upper rod and pull out the safety pin out of the lowest rod and lower the whole structure. It is not advised to use more than three iFLUX Segments to avoid large structures and possible product failures. The monitoring plan will also state where to install the Hinges to allow a more flexible structure in the well.

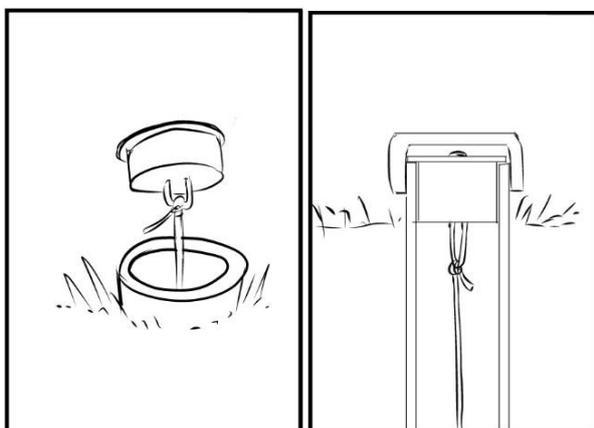
Iterate this process, according to the monitoring plan, until the upper Sampler and eventually the eyebolt with the cable attached is reached.



When having troubles with lowering the iFLUX Samplers, use the push tool or a similar apparatus. This allows you to push down the whole structure in an easy way. When reaching an obstacle, instead of a obstruction, it is wise to pull the string of Samplers back up and lower it again. If other more severe problems occur, contact the iFLUX Expert to find a suitable solution.



The installation is done when the Well Cap reaches the edge of the well and the weight of the iFLUX Samplers is transferred to the Well Cap. Finally the well is sealed by a cap to avoid above ground influences in case the well is exposed.

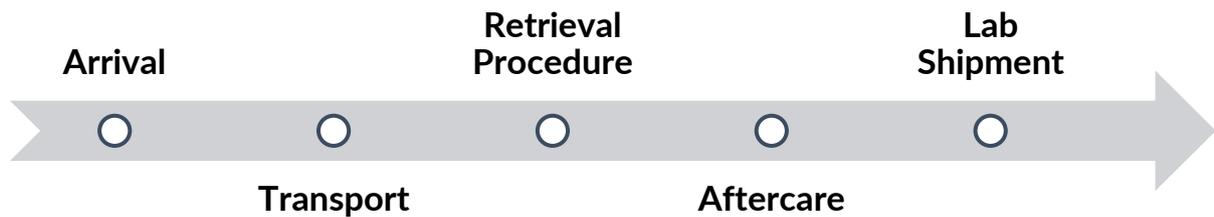


4 - After Care

When the installation of the whole monitoring plan is completed, check whether all data of the 'On Site Sheet' is registered. It is important to gather all the remaining tools and equipment, gather all waste (e.g. packaging) used during the installation and leave the site as it was before.

Retrieval

The sequence of different steps during retrieval is similar to the installation. First the arrival on site, where the monitoring plan has to be checked to verify which cartridges have to be retrieved. Next is the transport and the retrieval procedure itself. Finally the shipment to SGS, our partnering lab, to analyse the cartridges.



Equipment

The tools to retrieve the iFLUX Samplers are a less in amount in comparison to the installation retrieval.

- iFLUX On Site Sheet
- Water level meter
- SW 19 Wrench (at least two)
- Locking pins (at least two)
- Post-measurement Packaging
- Insulated transport crate
- Field cart (for transport)
- Waste Bin

Personal Protection Gear

Analogue to Install procedure you have to wear the appropriate safety gear.



1 - Arrival

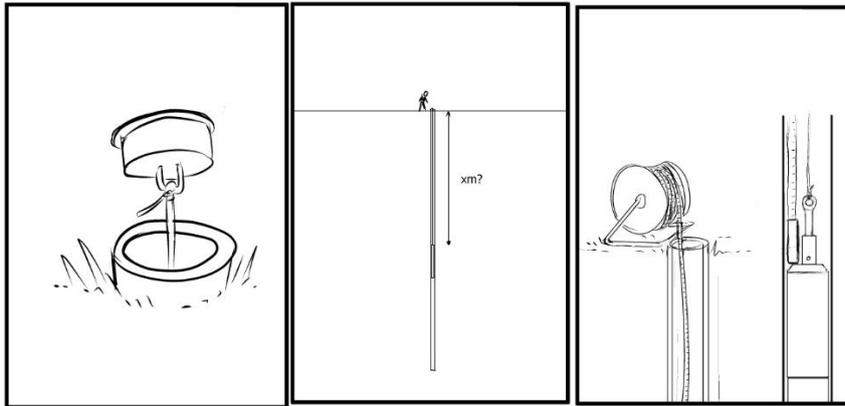
The First thing to do is to verify which iFLUX Cartridges must be retrieved. In accordance with the site manager, the site can be entered. When unfamiliar with the site at retrieval, a safety instruction movie or presentation must be attended in order to get permission to proceed. As of this moment protective gear is indispensable.

2 - Transport

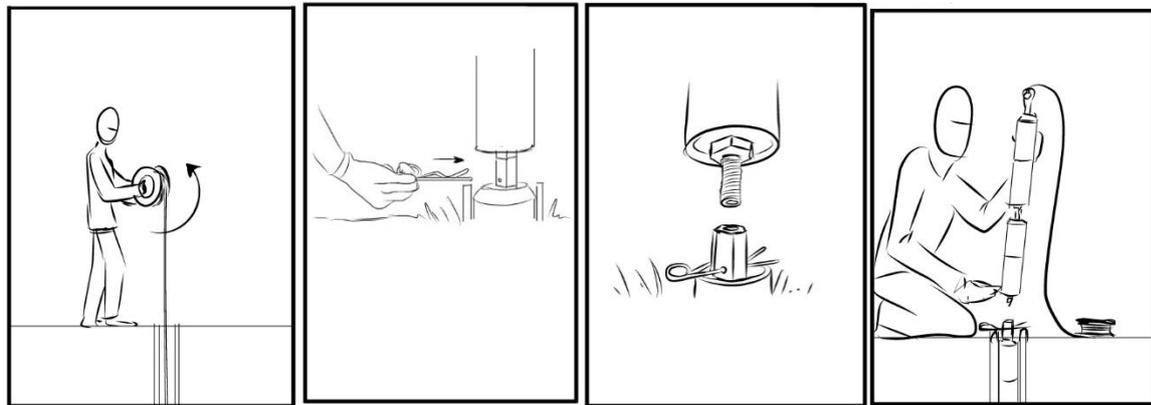
Similar to the installation, transportation must be within the safe or free to access areas on site. A field cart can ease the job.

3 - Retrieval Procedure

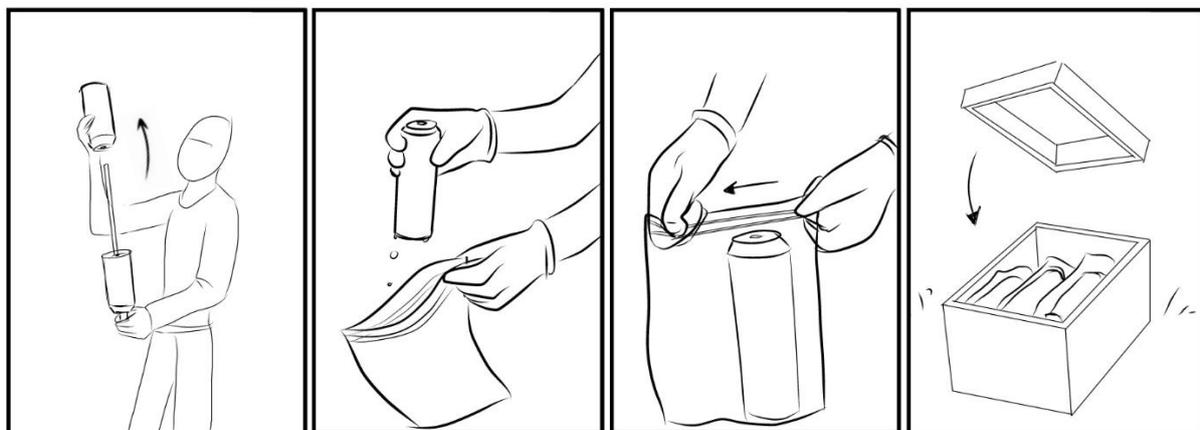
When arrived at the well, check the well name/code and verify the water level.



Afterwards take the Well Cap and pull up **GENTLY** the iFLUX Samplers. As the centre tube is limited in diameter this cannot be rushed, hurrying this job can cause product failures and has to be avoided at all cause. Slow and steady does the job.



When the first three segments are retrieved, block the string of sampler with the locking pin before unbolting the rods above. Separate the rods and unfasten the nut, during these tasks verify the sequence of the cartridge ID's and check with the previous filled in 'On Site Sheet'. Store the cartridges (individually) in post-measurement bags as prescribed (to ensure the shipping quality). Eventually collect the packaged cartridges in an insulated crate to store them at a stable temperature.



The remaining iFLUX Parts must be collected to ship back to iFLUX, they will take care of proper cleaning and maintenance for reuse purposes.

4 - Aftercare

When the retrieval of the whole monitoring plan is completed, check whether all data of the 'On Site Sheet' is registered. It is important to gather all the remaining tools and equipment, gather all waste (e.g. packaging) used during the installation and leave the site as it was before.

5 - Shipment

After retrieval the cartridges must be stored in a cool environment, shipment must be done as soon as possible. The cartridges must be packaged in an insulated box, preferably with ice packs, and sent to following address. iFLUX must be notified of these actions.

SGS Nederland BV

Spoorstraat 12 - 4431 NK - 's-Gravenpolder - Holland

The remaining iFLUX tools must be send back in the same box as you received to following address:

iFLUX, Science Park Antwerp University

Galileilaan 15, 2845 Niel, Belgium

Building Darwin C0.05

Appendix I - Images



Appendix II – Tool list Installation

Listing all the tools in detail needed for the installation of iFLUX Samplers (+ images)

Pending...

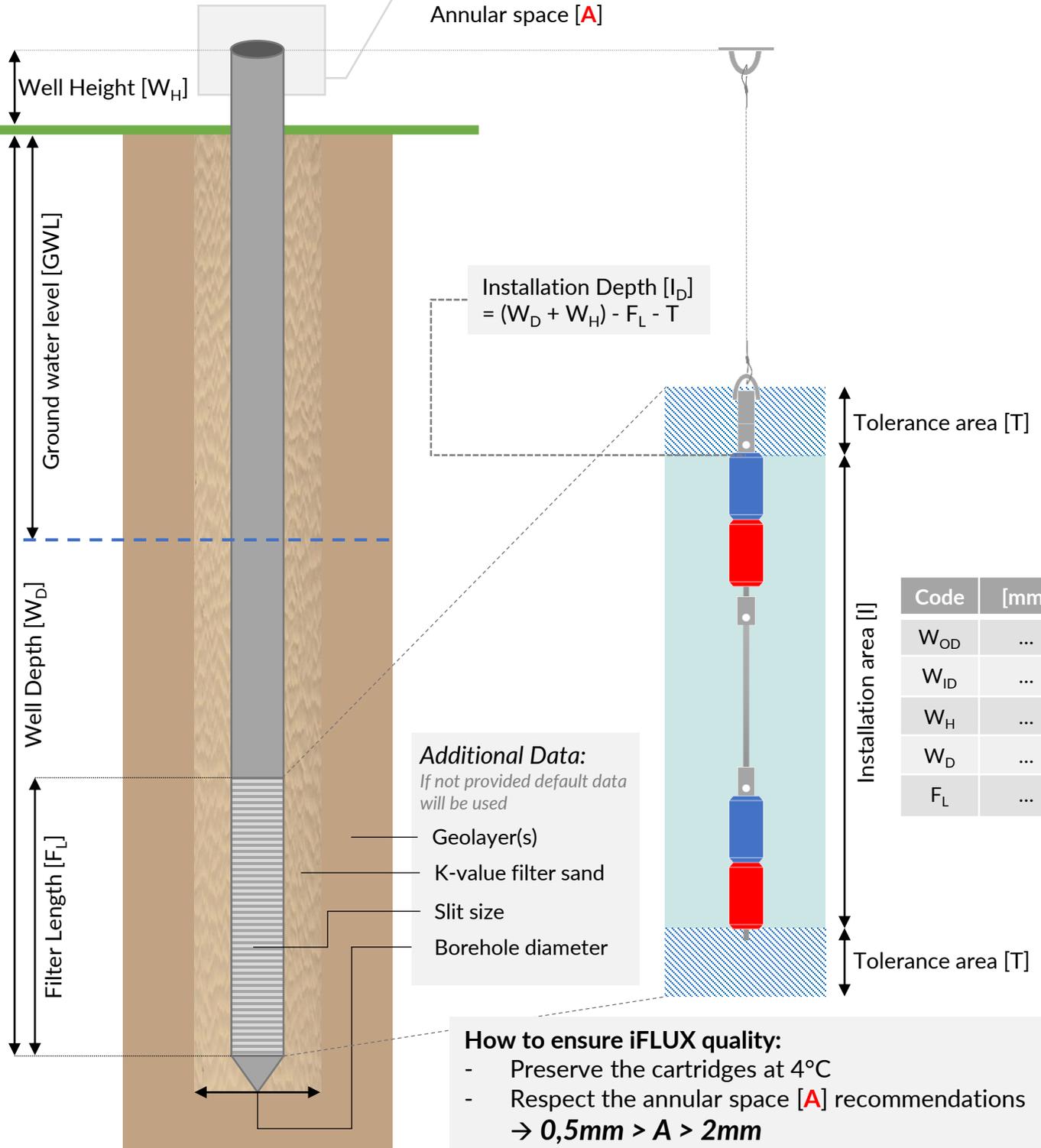
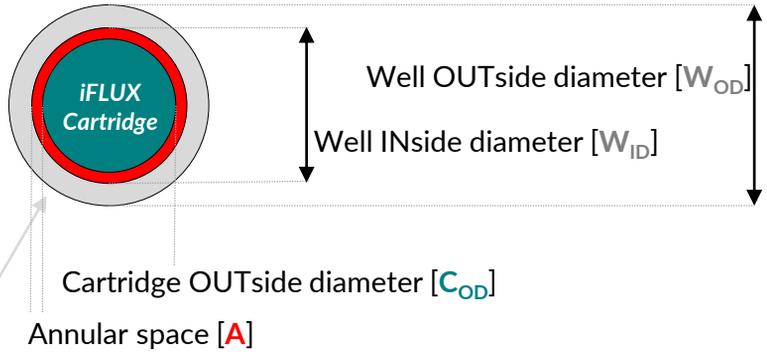
Appendix III – Tool list Retrieval

Listing all the tools in detail needed for the retrieval of iFLUX Samplers (+images)

Pending...

CRITICAL WELL INFORMATION

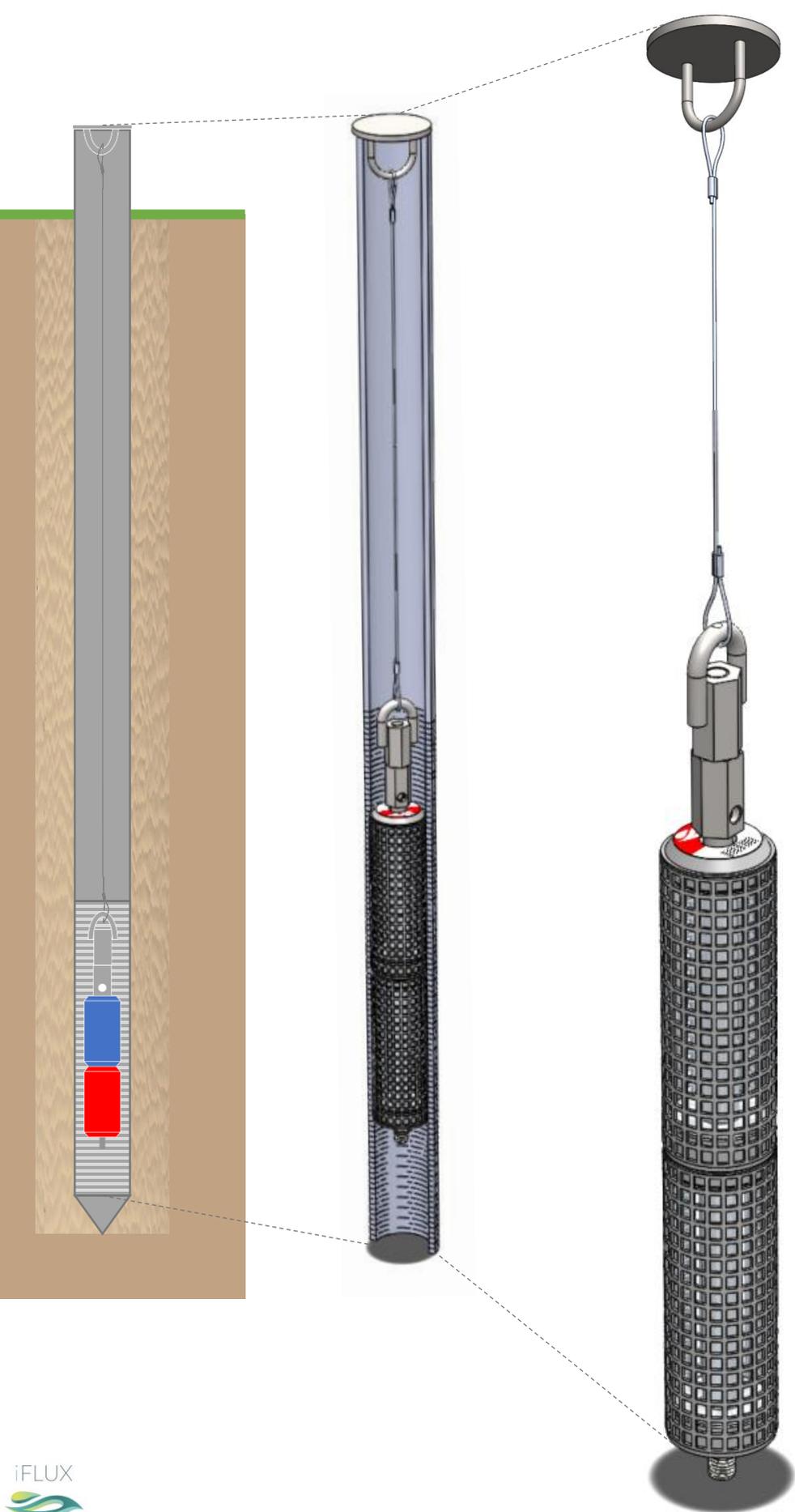
Name: ...
Location: ...



How to ensure iFLUX quality:

- Preserve the cartridges at 4°C
- Respect the annular space [A] recommendations
→ $0,5mm > A > 2mm$
- Don't revise the cartridges
- Provide all needed information (this sheet)

EXAMPLE INSTALLATION



The cable, in combination with the well cap and eyebolt, is preassembled at the right length



Example of the cartridge assembly on the rod with a securing nut.



*Locking pin is used to avoid sudden drop in the well

Overview iFlux cartridges

Item	Description analysis packages	Cartridge code	Color	Cartridge price, €
1	VOC-BTEX/VOC1	O	red	€ 500,00
2	PAK	O	red	€ 500,00
3	Mineral oil	O	red	€ 500,00
5	PCB	O	red	€ 500,00
6	NO2, NO3, o-PO4, SO4	N	yellow	€ 500,00
7	NH4	M	grey	€ 500,00
8	Na, K, Ca, mg	M	grey	€ 500,00
9	As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Ni en Zn	M	grey	€ 500,00
10	Trimethylbenzenes	O	red	€ 500,00
11	1,4 Dioxane	D	black	€ 550,00
12	Volatile Chlorobenzens	O	red	€ 500,00
13	Cyanide	C	orange	€ 500,00
14	Water flux	W	blue	€ 500,00
15	Water flow direction	WF	blue	€ 300,00

Overview packages

<p>BTEX: Benzene Toluene Ethylbenzene p,m-Xylene o-Xylene Styrene</p>
<p>VOC1 Vinylchloride 1,1-Dichloroethene Dichloromethane trans-1,2-Dichloroethene 1,1-Dichloroethane cis-1,2-Dichloroethene Trichloromethane Tetrachloromethane 1,1,1-Trichloroethane 1,2-Dichloroethane Trichloroethene Tetrachloroethene 1,1,2-Trichloroethane</p>
<p>PAH: Naftalene Acenaftylene Acenaftene Fluorene Fenantrene Antracene Fluorantene Pyrene Benz(a)antracene Chrysene Benzo(b)fluorantene Benzo(k)fluorantene Benzo(a)pyrene Dibenz(ah)antracene Indeno(123cd)pyrene Benzo(ghi)perylene</p>

PCB:

PCB 28

PCB 52

PCB 101

PCB 118

PCB 138

PCB 153

PCB 180

Volatile Chlorobenzenes:

Monochlorobenzene

1,3-Dichlorobenzene

1,4-Dichlorobenzene

1,2-Dichlorobenzene

1,3,5-Trichlorobenzene

1,2,4-Trichlorobenzene

1,2,3-Trichlorobenzene

Annexe 5 Essais sur sites réels à l'étranger

Les premiers PFM ont fait l'objet de tests au laboratoire, d'essais dans un bac et sur le site réel de Borden (CA), pour valider la méthode (Annable, 2005; Hatfield et al., 2004, 2002). Les PFM ont ensuite été testés sur sites réels, pour comparer les mesures obtenues avec celles fournies par les méthodes classiques d'estimation des flux (estimation classique à partir des données disponibles, méthode des transects avec prélèvement classiques ou multilevels, essais de pompage). Selon les auteurs, les flux mesurés par les PFM sont comparés à des flux estimés aux points d'échantillonnage uniquement, ou bien donnent lieu à des estimations de charge faisant appel à des méthodes d'interpolation entre points de prélèvements. Les résultats des tests sur sites réels trouvés dans la littérature sont présentés ci-dessous.

1. Comparaison des PFM ENVIROFLUX aux Fluxsamplers SORBICELL (DK)

Les PFM commercialisés par ENVIROFLUX et par SORBICELL ont été testés au Danemark par (Bennedsen, 2017) sur 4 sites contaminés aux éthènes chlorés. Le contexte hydrogéologique et de pollution de chacun des sites était bien renseigné du fait de nombreuses investigations réglementaires ou académiques réalisées préalablement. Sur chacun des sites, une sélection de forages a été opérée, et les 2 types de PFM ont été exposés en 2 périodes contiguës. Des prélèvements ponctuels ont été réalisés à 3 reprises à l'aide d'une pompe selon un protocole standard : 1) avant la pose du premier PFM (SORBICELL), 2) au retrait de celui-ci et avant la pose du second PFM (ENVIROFLUX), et 3) au retrait de ce dernier. En chacun des sites et des forages, seul un module a été installé sur la verticale, à une profondeur où un flux important de polluants était attendu. Les résultats fournis par les PFM sont comparés entre eux et aux valeurs obtenues selon une procédure classique, consistant à estimer les flux à partir de valeurs de conductivités hydrauliques, de gradients hydrauliques et de concentrations en polluants mesurées par pompage dans les forages piézométriques (cf. § 4.3.1). Les résultats obtenus sur le premier et le quatrième site sont présentés ci-dessous pour leur caractère illustratif.

Remarques préalables

Il est à noter que les flux estimés par la procédure standard sont entachés d'incertitude au même titre que les valeurs mesurées par les PFM, et ne constituent donc pas une référence des flux réels d'eau et de polluants. Les comparaisons menées permettent d'évaluer si les différentes méthodes d'estimation fournissent des valeurs proches les unes des autres sans pouvoir apprécier si elles s'approchent des valeurs de flux réels.

Les conditions d'exposition des 2 types de PFM étaient légèrement différentes : de par leur taille (80 cm de hauteur pour les ENVIROFLUX, 25 cm pour les SORBICELL), les dispositifs échantillonnent des volumes légèrement différents de l'aquifère (effet de support), et les SORBICELL ont été immergés pendant 25 à 30 jours durant la première période, alors que les PFM ENVIROFLUX ont été exposés pendant 10 à 14 jours durant la seconde période. Les valeurs de flux mesurées par les deux dispositifs sont donc différentes.

Les seuils de quantification des méthodes analytiques pour doser les composés chlorés sont plus élevés pour les PFM ENVIROFLUX que pour les Fluxsamplers.

Enfin, seuls des flux de Darcy supérieurs à 0.5 cm/j peuvent être mesurés par les PFM ENVIROFLUX. La gamme de valeurs de flux mesurées par ces dispositifs est en revanche très large, en raison de la présence de cinq traceurs dont les facteurs de retard sont contrastés (cf § 5.1.1). Les PFM SORBICELL – qui ne contiennent qu'un seul traceur - ne peuvent quant à eux mesurer qu'une certaine gamme de flux de Darcy : l'eau doit avoir parcouru au moins 0.5 m et au plus 5 m durant leur période d'exposition.

Les Fluxsamplers sont conçus pour pouvoir mesurer la direction des flux. Les expériences menées par (Bennedsen, 2017) n'ont néanmoins pas permis de déterminer correctement la direction des flux avec ces dispositifs.

Site Middelfartvej 126 à Odense

Le site d'Odense est un ancien nettoyage à sec à l'origine d'une contamination aux éthènes chlorés. Le sous-sol est formé de terrains argileux renfermant des lentilles sableuses servant de zones préférentielles de stockage des composés chlorés.

Les PFM ont été installés dans 3 forages situés en aval hydraulique à ~30 m de distance du foyer de pollution (Figure 28, schéma (1)), séparés entre eux de ~15 m (forages B501, B502 et FB4). Les PFM ont été descendus à hauteur d'une zone sableuse, dans la partie des forages équipée en piézomètre (crépine et massif filtrant), à 11 m de profondeur environ. La conductivité hydraulique a été estimée à 2 ou $5 \cdot 10^{-5}$ m/s par des essais de pompage. Le gradient hydraulique est de l'ordre de 11/1000 et la somme des concentrations en éthènes chlorés varie de 70 à 800 $\mu\text{g/L}$ selon les forages (Tableau 3).

Tableau 3 Informations préalables sur le site Middelfartvej 126 à Odense. Modifié d'après (Bennedsen, 2017).

	Crépine m / n.sol	K m/s	i -	Flux Darcy m/an	Σ HCC $\mu\text{g/L}$
B501	11.0 – 12.5	$5 \cdot 10^{-5}$	0.011	17	800
B502	8.5 – 11.0	$5 \cdot 10^{-5}$	0.011	17	70
FB4	11.25 – 12.25	$2 \cdot 10^{-5}$	0.011	69	400

Parmi les 3 forages B501, B502 et FB4 du transect, les flux de Darcy évalués selon la procédure standard varient de **4.8 à 19.0 cm/j**, les flux les plus élevés étant observés en FB4. Les flux mesurés par les PFM ENVIROFLUX et SORBICELL sont du même ordre de grandeur, bien que légèrement inférieurs (Figure 28, tableau (3)). Les flux de cis-1,2-DCE varient de **1.5 à 15.5 mg/m²/j**, les plus forts étant observés en FB4, soit dans le même forage que là où les vitesses d'écoulement des eaux sont les plus élevées. Les flux massiques de cis-1,2-DCE mesurés avec les PFM ENVIROFLUX sont plus faibles, tandis que ceux mesurés par les Fluxsamplers sont plutôt plus forts que les estimations standards (Figure 28, tableau (4)). Les concentrations moyennes intégrées sur la période d'exposition varient de **31 à 81 $\mu\text{g/L}$** selon le forage avec la méthode classique, et sont un peu plus faibles avec les PFM ENVIROFLUX et un peu plus fortes avec les PFM SORBICELL (Figure 28, tableau (2)).

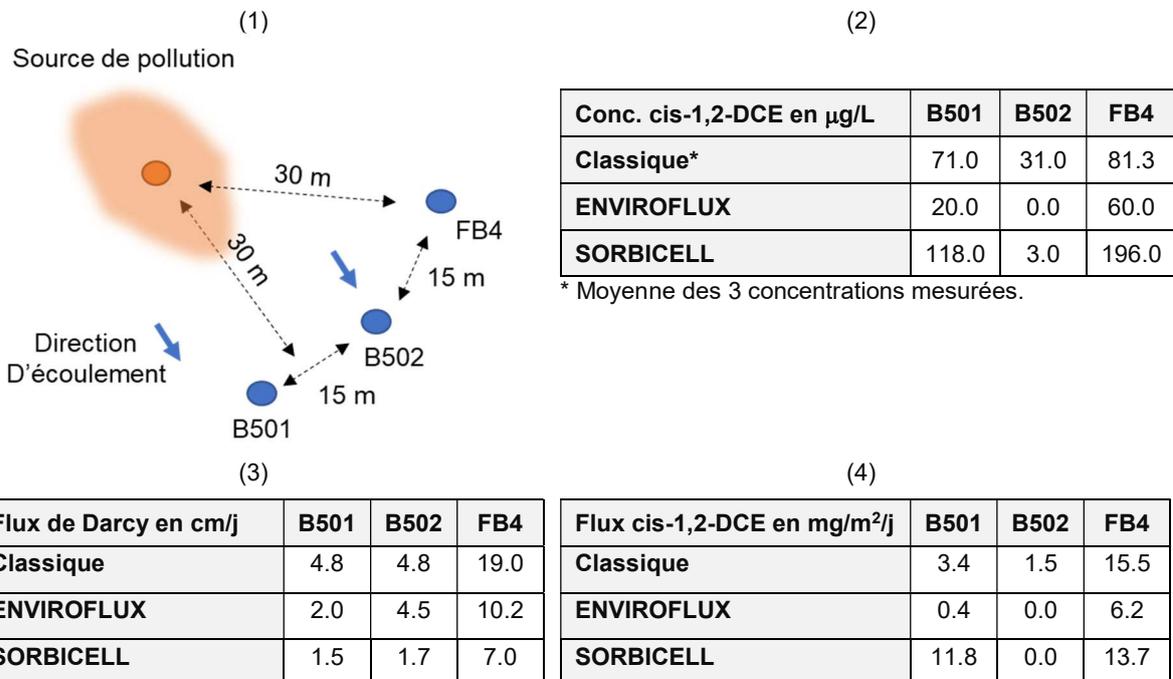


Figure 28 Tests comparatifs des PFM ENVIROFLUX et Fluxsamplers SORBICELL sur le site Middelfartvej 126 à Odense : 1) Représentation schématique du site, 2) Concentrations moyennes en cis-1,2-DCE sur la période d'exposition, 3) Flux de Darcy et 4) Flux massiques de cis-1,2-DCE mesurés par les 2 types de préleveurs ou estimés à partir des données disponibles selon une procédure classique. Modifié d'après (Bennedsen, 2017).

Site Sanderumvej à Odense

Le site Sanderumvej à Odense est à l'origine de deux panaches de composés chlorés qui s'étendent à ~500 m de distance en aval de deux foyers de pollution. Bien que le site ait été assaini, une pollution résiduelle persiste depuis 25 ans dans le sous-sol formé de sables moyens.

Les PFM ont été installés dans 3 forages situés dans un des deux panaches selon un profil longitudinal. Les forages sont situés à des distances croissantes du foyer de pollution dans la direction d'écoulement des eaux : à hauteur du foyer pour V164, à ~250 m pour V155 et à ~380 m du foyer pour V168 (Figure 29, schéma (1)). Les PFM ont été positionnés entre 6.5 et 10.5 m de profondeur. Aucun essai n'a été réalisé sur le site pour mesurer la conductivité hydraulique. La valeur de ce paramètre est estimée à 10^{-4} m/s sur base de données tirées de la littérature pour un sable moyen. Le gradient hydraulique est de l'ordre de 3.3/1000 et la somme des concentrations en éthènes chlorés varie de 120 à 330 $\mu\text{g/L}$ selon les forages (Tableau 4).

Tableau 4 Informations préalables sur le site Sanderumvej à Odense. Modifié d'après (Bennedsen, 2017).

	Crépine m / n.sol	K m/s	i -	Flux Darcy m/an	Σ HCC $\mu\text{g/L}$
V164	8.4 – 10.4	$\sim 10^{-4}$	0.0033	5 - 10	330
V155	6.6 – 8.6	$\sim 10^{-4}$	0.0033	10 - 20	120
V168	6.5 – 8.5	$\sim 10^{-4}$	0.0033	10 - 20	130

On constate alors que le flux de Darcy est estimé à **2.6 cm/j** selon la procédure standard, les flux estimés par les PFM étant du même ordre de grandeur (Figure 29, tableau (3)). Les flux de TCE varient de **5.9 à 0.5 $\text{mg/m}^2/\text{j}$** , en diminuant à mesure que la distance du forage au foyer de pollution augmente (Figure 29, tableau (4)). Les flux massiques de TCE mesurés par les Fluxsamplers sont plus forts que les estimations standards et les flux mesurés avec les PFM ENVIROFLUX. De la même façon, les concentrations moyennes diminuent à mesure que la distance avec le foyer de pollution augmente, passant de **227 à 19 $\mu\text{g/L}$** avec la méthode classique. Les concentrations estimées avec les PFM sont plus fortes (ENVIROFLUX) à nettement plus fortes avec les SORBICELL (Figure 29, tableau (2)).

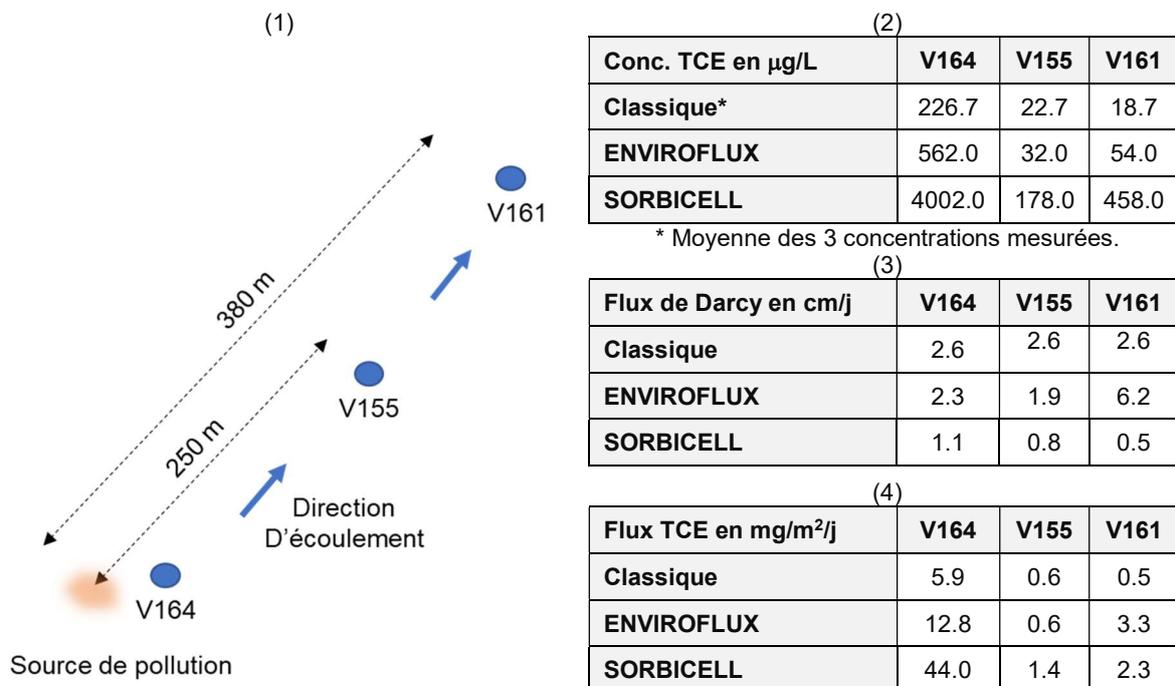


Figure 29 Tests comparatifs des PFM ENVIROFLUX et SORBICELL sur le site Sanderumvej à Odense: 1) Représentation schématique du site, 2) Concentrations moyennes en TCE sur la période d'exposition, 3) Flux de Darcy et 4) Flux massiques de TCE mesurés par les 2 types de préleveurs ou estimés à partir des données disponibles selon une procédure classique. Modifié d'après (Bennedsen, 2017).

2. Distribution verticale des flux avec des ENVIROFLUX (F)

Des PFM identiques à ceux développés par (Hatfield et al., 2003) et commercialisés par ENVIROFLUX ont été installés dans des forages d'un ancien site industriel français présentant une contamination aux hydrocarbures, aux solvants chlorés et aux sulfates (Verreydt et al., 2013). Le foyer de pollution était estimé à 2000 m³ de sol renfermant 28 tonnes de composés chlorés à la date de réalisation des investigations. Un panache de 350 m de long et de 250 m de large avait été localisé dans l'aquifère alluvial formé de sables mélangés à des graviers, dont la conductivité hydraulique moyenne est estimée à $2.3 \cdot 10^{-3}$ m/s. La nappe se caractérise par de très grandes fluctuations de son niveau statistique, en raison de la proximité d'une rivière soumise à l'influence des marées. Des fluctuations journalières d'une amplitude de 25 cm sont ainsi observées à hauteur du foyer de pollution, et peuvent atteindre 1.5 m dans le panache à proximité de la rivière. On estime que le flux de Darcy varie entre **3.5 et 17 cm/j** sur la base des informations préalables à disposition sur le site. Les concentrations totales en chloroéthènes atteignent **10'000 µg/L** dans le foyer et dans le panache de polluants.

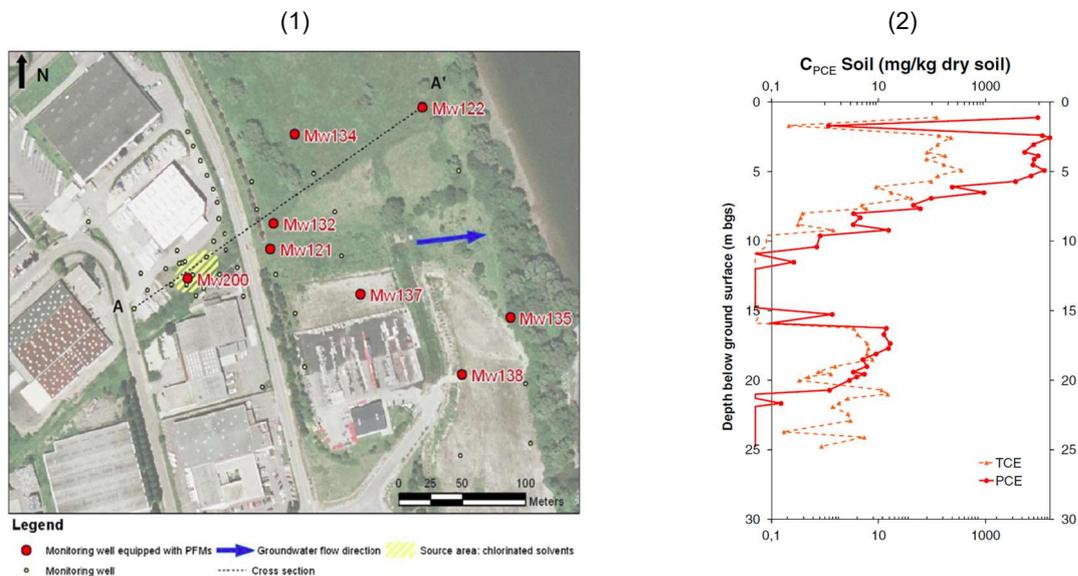


Figure 30 Tests de PFM de type ENVIROFLUX dans un ancien site industriel français : 1) Plan de localisation des sondages, 2) Profil vertical des concentrations en PCE et TCE dans les sols du foyer de pollution. D'après (Verreydt et al., 2013)

Des PFM d'une longueur de 1.40 m divisés en 4 à 5 segments de 25 à 30 cm de longueur ont été installés dans 3 forages localisés à des distances croissantes de la source de pollution dans la direction principale d'écoulement des eaux : Mw200 à hauteur du foyer de pollution, Mw121 à 67 m et Mw135 à 267 m du foyer. Plusieurs PFM ont été descendus dans les forages à hauteur de leur équipement en piézomètres, à des profondeurs allant de 4 à 25.5 m (n.b. l'équipement piézométrique des forages Mw121 et Mw135 débute à des profondeurs de plus de 10 m) (Figure 30).

Les flux de Darcy mesurés avec les dispositifs varient de **2 à 41 cm/j**. Les flux massiques de polluants varient respectivement de : 0 à 13'000 mg/m²/j pour le PCE, 12'000 mg/m²/j pour le TCE, 6'200 mg/m²/j pour le DCE et 58 mg/m²/j pour le CV. Les flux massiques de polluants les plus élevés sont associés aux flux de Darcy les plus forts, à l'exception du pic de TCE à 12 m de profondeur qui est peut-être dû à la présence d'un spot de phase pure à cette hauteur dans le foyer. La présence de flux importants de produits de dégradation (DCE, CV) en aval du foyer semble témoigner de l'atténuation naturelle de la pollution sous l'effet de dégradations biologiques ou chimiques (Figure 31).

La validité des mesures fournies par les PFM a été évaluée en comparant les concentrations moyennes déduites des flux de Darcy et des flux massiques de polluants, à des concentrations mesurées par pompage à différentes profondeurs à l'aide d'un dispositif multiniveau. La comparaison est grossière

dans la mesure où les modes de prélèvements sont très différents d'un dispositif à l'autre, mais elle a néanmoins permis de vérifier que les concentrations étaient du même ordre de grandeur.

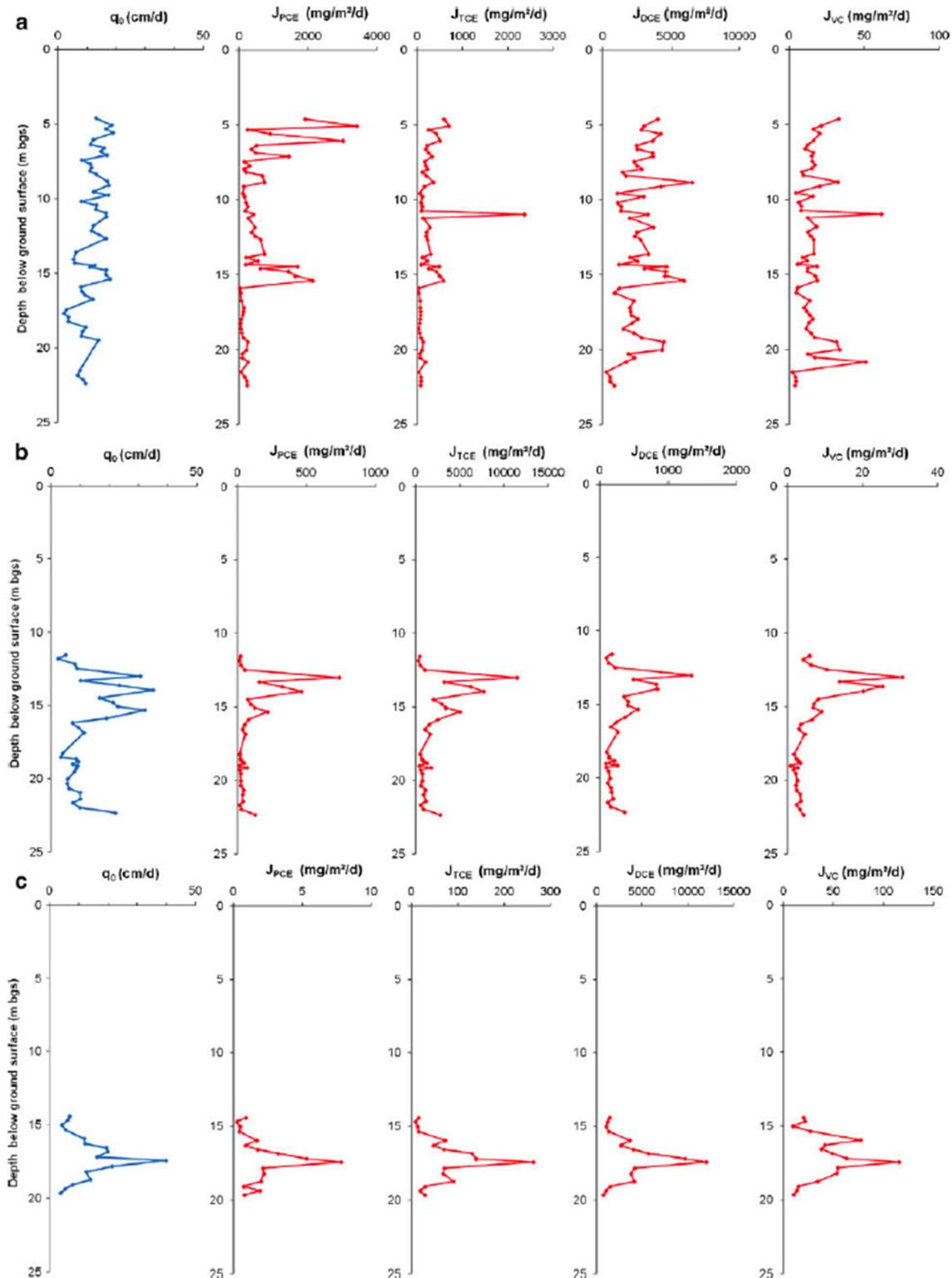


Figure 31 Variations verticales des flux de Darcy et des flux massiques de chloroéthènes mesurés avec les PFM ENVIROFLUX sur un ancien site industriel français. Résultats obtenus de haut en bas : a) dans le forage Mw200 dans le foyer de pollution, b) dans le forage Mw121 à 67 m en aval du foyer et c) dans le forage Mw135 à 267 m en aval du foyer. D'après (Verreydt et al., 2013).

3. Effet d'un assainissement sur la charge étudié avec des ENVIROFLUX (USA)

Les PFM développés par (Hatfield et al., 2003) ont été implantés dans 2 sites afin d'évaluer l'évolution de la charge en polluants après une dépollution (Brooks et al., 2008). Les 2 sites présentent initialement de la phase organique pure (DNAPL) dans leur sous-sol (Figure 32).

Le site Hill AFB comporte une importante source de pollution dans des terrains alluviaux hétérogènes. Une dizaine de PFM séparés de 3 à 4 m ont été positionnés en aval hydraulique à ~30 m de distance du foyer. Le foyer de pollution a été confiné, et les flux et charges en polluants sont mesurés au bout d'un an de traitement.

Le site Fort Lewis a également été équipé de 10 PFM séparés d'un dizaine de mètres sur une longueur de 90 m, à 50 m en aval hydraulique du foyer de pollution. Le foyer subit un traitement thermique, et les flux et charges sont mesurés au bout de 2 ans de traitement.

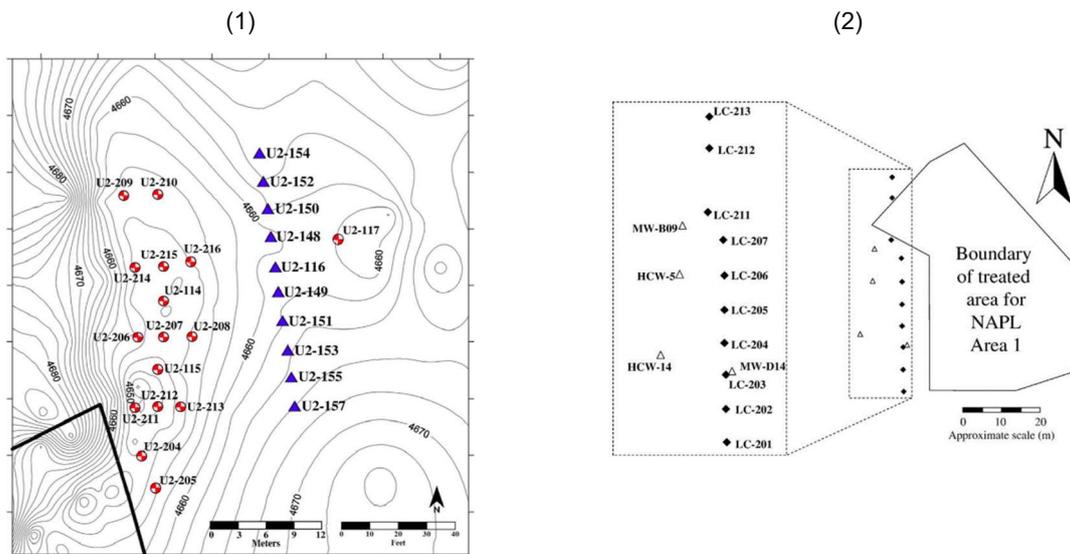


Figure 32 Utilisation de PFM de type ENVIROFLUX pour étudier l'évolution de la charge sous l'effet d'un traitement du foyer de pollution de 2 sites militaires américains, Hill AFB (1) et Fort Lewis (2). D'après (Brooks et al., 2008).

Les flux mesurés avec les PFM dans les différents forages sont intégrés pour en déduire une estimation de la charge sur la surface du transect. Les valeurs de charges ont été comparées aux valeurs obtenues à partir d'essais de pompages intégraux et de calculs classiques basés sur des mesures de concentrations dans les piézomètres, de gradients hydrauliques et de conductivités hydrauliques (cf. § 4.3). Les valeurs de charges fournies par les 3 méthodes sont très comparables (Tableau 5). Il est à noter qu'aucune des méthodes ne produit de référence pour les valeurs de charges réelles des flux.

Les charges mesurées diminuent fortement au bout d'un ou deux ans de traitement dans les 2 sites. Elles sont 10 fois plus faibles dans le site Hill AFB au bout d'un an, passant par exemple de **76 à 6 g/j** de TCE. Elles sont 250 fois plus faibles dans le site Fort Lewis au bout de 2 ans, passant de **743 à 3.4 g/j** de TCE.

Tableau 5 Charges en chloroéthènes estimées dans un transect en aval hydraulique à ~30 m de distance du foyer de pollution dans le site Hill AFB et à 90 m de distance du foyer dans le site Fort Lewis. Les valeurs estimées à partir des PFM sont comparables à celles fournies par les essais de pompage intégraux (IPT) et par la méthode des transects (MT). D'après (Brooks et al., 2008).

Contaminant	Method	Hill AFB		Ft. Lewis	
		Phase I (pre-remediation) May 2002	Phase II (post-remediation) June 2003	Phase I (pre-remediation) Oct 2003 ^a	Phase II (post-remediation) June 2006 ^b
TCE (g/day)	PFM	76	6.0	743 (646)	3.4 (2.3)
	IPT	76	3.9	536 (466)	2.2 (1.5)
	TM	78	7.2	688 (599)	2.8 (1.9)
DCE (g/day)	PFM	– ^c	3.0	155 (135)	5.7 (3.9)
	IPT	– ^d	2.0	257 (224)	0
	TM	– ^d	3.8	288 (251)	0
TCE+DCE (moles/day)	PFM	0.58	0.077	7.3 (6.4)	0.085 (0.059)
	IPT	0.58	0.051	6.7 (5.8)	0.017 (0.012)
	TM	0.59	0.094	8.2 (7.1)	0.021 (0.015)

^a Shown in parenthesis are flow-angle corrected values (13% less than uncorrected values).

^b Shown in parenthesis are flow-angle corrected values (31% less than uncorrected values).

^c DCE concentrations in SI-GAC extracts were below the level of quantification.

^d DCE was not included in the analysis of all samples.

4. Evaluation détaillée des flux et de la charge avec des ENVIROFLUX (AUS)

Une évaluation détaillée des flux et de la charge a été menée par (Basu et al., 2009) sur un site australien de grande taille, ayant subi plusieurs opérations de dépollution, et présentant une pollution résiduelle sous forme d'un panache de grande taille (~1.2 km de longueur, ~0.3 km de large, ~17 m de profondeur).

Le sous-sol renferme différents niveaux aquifères dans des terrains quaternaires. Le niveau statique de l'aquifère le plus contaminé fluctue entre 11 et 16 m sous la surface du sol. Le gradient hydraulique est de l'ordre de **2/1000**. Les conductivités hydrauliques mesurées dans les forages par des slug tests varient de **1.2.10⁻⁷ à 9.10⁻⁵ m/s** (soit 0.01 à 8 m/j).

Différents dispositifs de mesure ont été utilisés pour estimer la masse de polluants résiduelle et les flux de polluants relargués du foyer de pollution. Des PFM ENVIROFLUX ont été positionnés dans deux transects, l'un en aval immédiat de la source de pollution, l'autre à ~175 m de distance.

L'intégration des différents types de mesure indique que la masse résiduelle de TCE dans la nappe est petite, de l'ordre de **10 kg**, ce qui est cohérent avec la charge en TCE au niveau de la source, estimée à **~3 g/j** (Tableau 6). Les données de flux suggèrent que cette pollution résiduelle est localisée dans des terrains faiblement perméables (Figure 33, graphe (1)), ce qui rend son assainissement difficile. Le panache apparaît discontinu, avec peu de biodégradation, et des apports épisodiques de TCE en fonction des phénomènes d'infiltration et de recharge de l'aquifère (Figure 33, graphe (2)). La charge en TCE dans le transect éloigné de ~175 m de la source est estimée à **5.7 g/j** (Tableau 6). Cette valeur est plus élevée que celle évaluée au niveau de la source (~3 g/j), ce que les auteurs attribuent d'une part à la disparition progressive de la source (décroissance exponentielle par dissolution progressive de DNAPL), d'autre part à une très faible atténuation naturelle de la pollution dans le panache, les flux qui y sont observés étant représentatifs des relargages de polluants opérés par la source il y a environ 6 ans, compte-tenu des flux de Darcy et de la porosité des terrains aquifères.

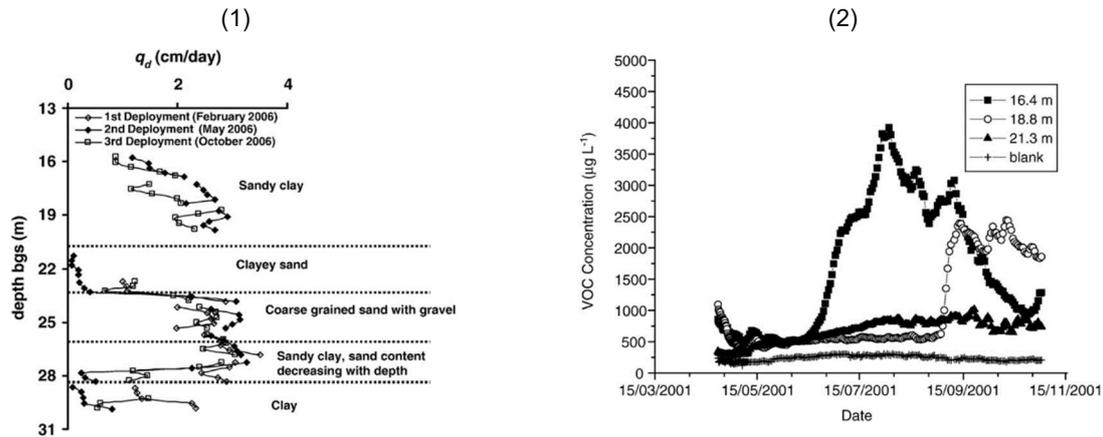


Figure 33 Données mesurées dans un site contaminé australien : 1) Variations verticales des flux de Darcy et flux massiques de TCE dans un forage équipé en PFM du transect situé à 175 m en aval du foyer de pollution, 2) Fluctuations des concentrations en VOC au cours du temps, mesurées à l'aide d'un dispositif de mesure en continu dans un forage localisé dans le foyer de pollution. D'après (Basu et al., 2009).

Tableau 6 Flux de Darcy (q_d), flux de TCE (J_d), concentrations moyennes en TCE (C_f) et charges en TCD (M_D) estimées dans 2 transects en aval immédiat (source transect) et à 175 m du foyer de pollution (plume transect) dans un site contaminé australien. D'après (Basu et al., 2009).

Monitoring well I.D.	q_d (cm/day)	J_d (mg/m ² /day)	C_f ($\mu\text{g/L}$)	M_D (mg/day)
MW1A	1.2	11.5	931	2655
MW1B	0.5	3.3	659	
MW1C	1.2	15.1	1301	
MW2A	1.0	5.3	1763	274
MW2B	1.0	6.2	647	
MW3A	1.4	0.7	72	26
MW3B	0.7	0.1	16	
MW4A	1.4	0.4	28	36
MW4B	0.7	0.1	17	
MD total across source transect				2991
MW241	1.9	10,2	524	2082
MW218	1.7	6.5	379	
MW5A	1.4	2.9	214	1194
MW5B	0.6	4.2	672	
MW6	0.8	1.5	194	2446
MW219	2.1	9.0	425	
MD total across plume transect				5722

Annexe 6 Protocole de prélèvement des échantillons d'eau souterraine

Protocole de prélèvement des échantillons d'eau souterraine appliqué aux sites d'essai des PFM en Suisse

Les échantillons d'eau souterraine sont prélevés par pompage à l'aide d'une pompe immergée (MP1 Grundfos ou équivalent). Afin de garantir la représentativité chimique de l'échantillon, préalablement au prélèvement, une purge de l'ouvrage est réalisée (purge de 1 à 3 fois le volume d'eau contenue dans le piézomètre et le massif filtrant) à un débit adapté en fonction des caractéristiques de la nappe pour éviter tout risque d'assèchement de l'ouvrage. Les paramètres physico-chimiques (pH, conductivité, potentiel rédox, oxygène dissous et température) sont suivis et la purge est arrêtée dès leur stabilisation (dès lors qu'au moins 1 fois le volume d'eau contenue dans le piézomètre et le massif filtrant a été purgé). Afin de ne pas altérer la qualité chimique des échantillons prélevés, les paramètres physico-chimiques (pH, conductivité, potentiel rédox, oxygène dissous et température) ne sont pas mesurés directement dans les échantillons mais en sortie de pompe juste avant le prélèvement. Les paramètres organoleptiques (aspect de l'eau, teinte, odeur) sont également relevés au cours de ces opérations. A la fin de l'intervention, une nouvelle mesure du niveau piézométrique est réalisée.

Les échantillons d'eaux souterraines sont conditionnés dans les flacons fournis par le laboratoire d'analyse (ALcontrol), en fonction des substances recherchées ; ils sont précisément identifiés, fermés hermétiquement afin d'éviter leur contamination par une source de pollution après leur prélèvement et stockés dans un endroit réfrigéré à l'abri de la lumière. Les flacons sont adaptés aux contaminants recherchés et un conservateur est ajouté afin de limiter les évolutions biologiques et physico-chimiques des échantillons. L'INERIS vérifie que les flacons fournis par le laboratoire respectent les méthodes officielles en vigueur, spécifiques aux paramètres à analyser et/ou à la norme NF EN ISO 5667-3. Les échantillons sont envoyés au laboratoire d'analyse au plus tard le lendemain des opérations de prélèvement, en contenant réfrigéré (glacières) et à l'abri de la lumière. La traçabilité des envois des échantillons est assurée. Un blanc de terrain est réalisé à chaque campagne. De l'eau minérale est apportée sur le site et les flacons d'analyse sont remplis par cette eau. Ce blanc permet également de mettre en évidence une éventuelle contamination lors du transport des échantillons au laboratoire d'analyse.