

# MESURE DE LA QUALITE DES EAUX SOUTERRAINES A L'AIDE D'ECHANTILLONNEURS PASSIFS DANS LE CONTEXTE DES SITES POLLUES

PASSCITYCHLOR

Mars 2014

Étude réalisée pour le compte de l'ADEME par J. Michel (INERIS) avec la participation de M. Lemoine (INERIS) et le soutien financier du MEDDE et du programme Interreg IVB

**Coordination technique** : Yves Duclos – Service Friches Urbaines et Sites Pollués (SFUSP) - Direction Villes et Territoires Durables (DVTD) – ADEME (Angers)



---

**GUIDE DE BONNES PRATIQUES**

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

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

## SOMMAIRE

<b>LISTE DES FIGURES .....</b>	<b>4</b>
<b>LISTE DES TABLEAUX.....</b>	<b>4</b>
<b>LISTE DES ABREVIATIONS .....</b>	<b>5</b>
<b>RESUME .....</b>	<b>7</b>
<b>1 Introduction .....</b>	<b>9</b>
1.1 Les échantillonneurs passifs pour la mesure de la qualité des eaux souterraines en Europe.....	9
1.2 Object du présent guide.....	9
<b>2 Les stratégies de prélèvement des eaux souterraines .....</b>	<b>11</b>
2.1 Technique conventionnelle .....	11
2.2 Echantillonnage passif.....	12
2.3 Retour d'expérience des bureaux d'études européens sur l'utilisation des échantillonneurs passifs .....	13
2.4 Conclusion sur les techniques de prélèvement des eaux souterraines .....	14
<b>3 Techniques de prélèvement passives .....</b>	<b>17</b>
3.1 Définitions.....	17
3.1.1 Echantillonneurs passifs instantanés .....	17
3.1.2 Echantillonneurs passifs à l'équilibre.....	17
3.1.3 Echantillonneurs passifs intégratifs .....	18
<b>4 Recommandations générales pour une utilisation appropriée des échantillonneurs passifs pour la mesure de la qualité des eaux souterraines.....</b>	<b>21</b>
4.1 Sélection de l'échantillonneur passif .....	21
4.1.1 Sélection en fonction des objectifs de l'étude dans le temps .....	21
4.1.2 Sélection en fonction des objectifs de l'étude dans l'espace .....	22
4.1.3 Sélection en fonction des composés à suivre .....	24
4.2 Mise en œuvre des échantillonneurs passifs .....	27
4.2.1 Installation et retrait des échantillonneurs passifs : connaissance du réseau de surveillance .....	27
4.2.2 Sélection du type d'échantillons à prélever : connaissance de l'hydrogéologie locale nécessaire.....	27
4.2.3 Détermination du temps d'exposition en fonction du type d'échantillonneur passif et de la gamme de concentration .....	28
4.2.4 Détermination du nombre et de la position des échantillonneurs passifs .....	28
4.3 Interprétation des données .....	28
<b>5 Retour d'expérience sur les échantillonneurs passifs testés .....</b>	<b>31</b>
5.1 Echantillonnage passif des eaux souterraines .....	31
5.1.1 Avantages généraux.....	31
5.1.2 Limites générales.....	31
5.2 Echantillonneurs passifs à l'équilibre .....	32
5.2.1 Polyethylene diffusion bags (PDBs) .....	32
5.2.2 Membranes de dialyse en cellulose régénérée .....	34
5.3 Echantillonneurs passifs intégratifs.....	37
5.3.1 Dosimètres en céramique.....	37
5.3.2 Les modules Gore® Sorber .....	39
<b>6 Conclusions et perspectives .....</b>	<b>41</b>
<b>7 Références .....</b>	<b>43</b>
<b>Annexe 1 : Mode opératoire du Heat-Pulse Flowmeter .....</b>	<b>47</b>

<b>Annexe 2 : Principe de fonctionnement des échantillonneurs passifs .....</b>	<b>51</b>
<b>Annexe 3 : Fiches techniques opérationnelles pour l'utilisation d'échantillonneurs passifs sur le terrain .....</b>	<b>57</b>

### LISTE DES FIGURES

<i>Figure 1: Vue schématique d'un piézomètre.....</i>	<i>11</i>
<i>Figure 2 : Gradient de concentration avant et après équilibre pour un échantillonneur passif à l'équilibre (d'après ITRC, 2007).....</i>	<i>18</i>
<i>Figure 3 : Etapes à suivre pour l'utilisation d'échantillonneurs passifs pour la mesure de la qualité des eaux souterraines.....</i>	<i>30</i>
<i>Figure 4 : Polyethylene Diffusion Bag (PDB).....</i>	<i>32</i>
<i>Figure 5 : Membrane de dialyse en cellulose régénérée.....</i>	<i>34</i>
<i>Figure 6 : Dosimètre en céramique.....</i>	<i>37</i>
<i>Figure 7 : Module Gore® Sorber.....</i>	<i>39</i>

### LISTE DES TABLEAUX

<i>Tableau 1 : Principales différences entre les techniques conventionnelle et passive pour le prélèvement des eaux souterraines (INERIS, 2011a).....</i>	<i>13</i>
<i>Tableau 2 : Exemples d'objectifs dans le temps.....</i>	<i>22</i>
<i>Tableau 3 : Exemples d'objectifs dans l'espace.....</i>	<i>23</i>
<i>Tableau 4 : Principales familles de contaminants et échantillonneurs passifs correspondants.....</i>	<i>24</i>
<i>Tableau 5 : Principaux échantillonneurs passifs pour la mesure de la qualité des eaux souterraines (d'après INERIS, 2011d).....</i>	<i>25</i>
<i>Tableau 6 : Temps d'exposition minimum pour les dosimètres en céramique permettant l'atteinte des limites de quantification.....</i>	<i>38</i>

## LISTE DES ABREVIATIONS

ADEME	Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie
ATTENA	Atténuation naturelle (projet)
BTEX	Benzène, toluène, éthylbenzène, xylène
cis-DCE	cis-1,2-dichloroéthylène
COHV	Composé organique halogéné volatil
COV	Composé organique volatil
CV	Chlorure de vinyle
DCP	cis-1,3-dichloropropylène
EP	Echantillonneur passifs
ETM	Eléments traces métalliques
GCMS	Chromatographie en phase gazeuse couplée à un détecteur de masse
HAP	Hydrocarbure aromatique polycyclique
INERIS	Institut national de l'environnement industriel et des risques
ITRC	Interstate Technology and Regulatory Council
LQ	Limite de quantification
METROCAP	Métrie et capteurs passifs (projet)
PCE	Perchloroéthylène
PCB	Polychlorobiphényles
PDB	Polyethylene diffusion bag
PFM	Passive flux meter
TCE	Trichloroéthylène
trans-DCE	trans-1,2-dichloroéthylène
USA	United States of America



## RESUME

En Europe, les échantillonneurs passifs sont une méthode émergente pour la mesure de la qualité des eaux souterraines et de ce fait de caractérisation et de suivi de sites contaminés. Aux USA, la littérature scientifique est abondante sur le sujet et de nombreuses études ont été conduites pour évaluer leur efficacité pour la mesure de la qualité des eaux souterraines. Dans le cadre d'un précédent projet (projet METROCAP), une enquête avait été menée parmi les bureaux d'étude français et avait montré que les échantillonneurs passifs n'étaient pas très utilisés en France à cause d'un manque de retour d'expérience et de l'absence de guides de bonnes pratiques pour promouvoir leur utilisation dans un contexte réglementaire. La situation semble relativement similaire au sein des autres pays d'Europe.

Dans ce contexte, après une présentation des différentes techniques de prélèvement des eaux souterraines et particulièrement les échantillonneurs passifs, ce guide fournit un retour d'expérience sur l'utilisation de 4 échantillonneurs passifs : les PDBs (polyéthylène diffusion bags), les membranes de dialyse en cellulose régénérée, les dosimètres en céramique et les modules Gore® sorber. En général, les échantillonneurs passifs se sont montrés intéressants techniquement et économiquement pour la mesure de la qualité des eaux souterraines sur des sites contaminés parce qu'ils comportent de nombreux avantages par rapport à la technique de prélèvement conventionnelle : ils sont très faciles à installer et à retirer, aucune source d'énergie extérieure ni aucun équipement supplémentaire n'est requis, aucune eau de purge n'est produite, la filtration n'est pas nécessaire sur site et les contaminations croisées sont évitées. Ils permettent de suivre toutes les familles de contaminants rencontrées classiquement dans le domaine des sites et sols pollués. De plus, ils sont en général moins onéreux que la technique de prélèvement conventionnelle. Ils peuvent par ailleurs être considérés comme des outils complémentaires à la technique de prélèvement conventionnelle, puisqu'ils permettent d'avoir accès à des informations qui ne sont pas ou difficilement accessibles via la méthode conventionnelle, comme le prélèvement d'échantillons d'eau souterraine à une profondeur donnée ou encore la mesure de la distribution verticale des contaminants lorsqu'ils sont déployés en série dans un même piézomètre. Néanmoins, l'utilisation d'échantillonneurs passifs nécessite d'avoir une bonne connaissance de l'hydrogéologie locale et particulièrement des flux verticaux naturels dans les piézomètres à long intervalle crépiné. De plus, les échantillonneurs passifs sont généralement spécifiques à une famille de contaminants donnée. C'est pourquoi différents types d'échantillonneurs passifs devront être déployés sur des sites multi-contaminés.

Dans le présent document, des recommandations générales sont données pour une utilisation appropriée des échantillonneurs passifs pour la mesure de la qualité des eaux souterraines. Elles concernent :

- le choix de l'échantillonneur passif à utiliser en fonction de l'objectif de l'étude dans le temps et dans l'espace et des contaminants à surveiller. Le besoin de concentrations moyennes au cours du temps ou d'une représentation ponctuelle des conditions régnant au moment du prélèvement ainsi que le type de contaminant conditionneront le choix de l'échantillonneur passif à mettre en œuvre,
- l'installation des échantillonneurs passifs. Certaines informations comme la connaissance du réseau de surveillance et l'hydrogéologie locale (en particulier les flux verticaux naturels dans des piézomètres à intervalle crépiné long) doivent être disponibles avant de déployer les échantillonneurs passifs. Le succès de l'installation sera conditionné par un temps d'exposition adapté à l'échantillonneur passif et par un nombre et une position de l'échantillonneur dans le piézomètre adaptés,
- l'interprétation des résultats. En général, il est conseillé de discuter les premiers résultats d'une campagne réalisée au moyen d'échantillonneurs passifs vis-à-vis de ceux obtenus avec la technique conventionnelle. Les différences éventuelles doivent alors être expliquées en considérant les principes de fonctionnement différents des deux méthodes ainsi que l'hydrogéologie locale.



# 1 Introduction

## 1.1 Les échantillonneurs passifs pour la mesure de la qualité des eaux souterraines en Europe

En Europe, les échantillonneurs passifs<sup>1</sup> sont une méthode émergente pour la mesure de la qualité des eaux souterraines et de ce fait de caractérisation et de suivi de sites contaminés. Les échantillonneurs passifs permettent le prélèvement de contaminants dans les piézomètres sans transport actif d'eau et sans source d'énergie extérieure. L'identification et la quantification des contaminants se fait par analyse chimique après retrait de l'échantillonneur.

Les échantillonneurs passifs sont capables de prélever de nombreux contaminants comme par exemple les contaminants organiques volatils dans les eaux souterraines. Ceci est réalisé en général d'une manière moins onéreuse et moins gênante pour les riverains que la technique de prélèvement conventionnelle (INERIS, 2011a). La littérature scientifique sur le sujet est abondante, montrant qu'un nombre important de travaux relatifs à leur utilisation et leur efficacité pour la mesure de la qualité des eaux souterraines a été mené, principalement aux USA. De nombreux échantillonneurs passifs sont disponibles sur le marché et certains d'entre eux sont encore en cours de développement. Néanmoins, le retour d'expérience sur cette technique est limité en Europe, bien que certains échantillonneurs passifs soient utilisés de manière routinière par certains bureaux d'études. De plus, il est très probable que cette technique soit utilisée très largement dans un futur proche. Même si l'échantillonnage passif est très utilisé pour la surveillance de la qualité de l'air dans différentes industries et accepté par les autorités pour cette pratique depuis de nombreuses années, il semble que ce niveau d'acceptation ne soit pas atteint pour les eaux souterraines, principalement en raison d'un manque d'information et de publicité pour ces outils et du fait de la réticence des acteurs des sites et sols pollués à l'utilisation de nouvelles méthodes. De ce fait, un guide de bonnes pratiques est nécessaire à l'échelle européenne pour créer un cadre pour l'utilisation des échantillonneurs passifs pour la mesure de la qualité des eaux souterraines. C'est l'objet du présent guide.

## 1.2 Object du présent guide

Concernant les aspects pratiques de mise en œuvre des échantillonneurs passifs pour la mesure de la qualité des eaux souterraines, **le présent guide capitalise les retours d'expérience acquis au cours des projets METROCAP, ATTENA et CityChlor/PassCityChlor.**

Sur ces aspects, ce document constitue donc une **mise à jour** du rapport de recommandations pour l'utilisation des échantillonneurs passifs pour la surveillance des eaux souterraines publié dans le cadre du projet METROCAP (INERIS, 2011d), du mode opératoire rédigé dans le cadre du projet ATTENA (ADEME, 2013) et du guide de bonnes pratiques produit dans le cadre du projet CityChlor (INERIS, 2013a).

Pour d'autres points spécifiques concernant les échantillonneurs passifs utilisés pour la mesure de la qualité des eaux souterraines, le lecteur pourra se référer aux rapports suivants :

- Projet Metrocap - Synthèse bibliographique relative aux capteurs passifs utilisés pour la mesure de la qualité des eaux souterraines (INERIS, 2011a). Ce rapport présente une synthèse bibliographique, avec un rappel sur les échantillonneurs passifs et leurs applications,

---

<sup>1</sup> Il convient de préciser que dans le cadre d'un précédent projet (projet METROCAP), le terme « passive sampler » avait été traduit par « capteur passif ». Depuis, le terme « échantillonneur passif » lui a été préféré afin notamment de se conformer à la traduction définie dans le cadre des travaux Aquaref basés sur ces dispositifs passifs (pour définir le bon état chimique d'une masse d'eau, Directive Cadre sur l'Eau). Par ailleurs, dans ce document, les termes « prélèvement » et « échantillonnage » ont été utilisés en tant que synonymes. Le terme « prélèvement » a néanmoins été préféré pour se rapporter à l'action de prélever quelque chose d'un milieu (contaminant ou eau par exemple).

- Projet Metrocap - Synthèse de l'enquête réalisée auprès des bureaux d'études quant à leur utilisation de capteurs passifs pour le prélèvement d'eaux souterraines (INERIS, 2011b). Ce rapport présente un retour d'expérience réalisé auprès des bureaux d'études français afin d'évaluer la manière dont sont perçus et utilisés les échantillonneurs passifs dans le contexte national des sites et sols pollués,

Pour la présentation des tests réalisés sur sites ateliers et des résultats, le lecteur pourra consulter les rapports suivants :

- Projet Metrocap - Synthèse de tests exploratoires sur sites de mesures de COHV dans les eaux souterraines par capteurs passifs (INERIS, 2011c). Il s'agit d'un rapport présentant les résultats de tests exploratoires réalisés par l'INERIS sur 3 échantillonneurs passifs, dans le cas d'une pollution aux COHV : les PDBs (Polyethylene Diffusion Bags), les dosimètres en céramique et les Sorbicells. Les concentrations obtenues dans les eaux souterraines de 2 sites ateliers par ces outils ont été comparées à celles obtenues dans les échantillons prélevés grâce à la méthode conventionnelle, à savoir un prélèvement à la pompe après purge de l'ouvrage,
- Projet ATTENA (Atténuation naturelle) - Mode Opérateur pour l'utilisation d'échantillonneurs passifs (ADEME 2013). L'objectif de ce projet était de développer une procédure pour l'utilisation de l'atténuation naturelle comme mesure de gestion d'une pollution des eaux souterraines. Dans ce contexte, les échantillonneurs passifs ont été testés en tant qu'outils innovants pouvant être utiles pour mettre en évidence des processus d'atténuation naturelle sur un site contaminé. Des tests de même nature que ceux réalisés dans le cadre du projet METROCAP ont été menés dans le cas de contaminations aux solvants chlorés, aux HAP et aux BTEX sur 3 échantillonneurs passifs : les PDBs, les dosimètres en céramique et les SPMD (membranes semi-perméables),
- Projet CityChlor - Exemple d'utilisation d'outils de caractérisation des eaux souterraines, des sols, des gaz du sol et de l'air intérieur de sites contaminés par des solvants chlorés, en milieu urbain (INERIS 2013a). Ce rapport présente les résultats des tests réalisés par l'INERIS sur un site atelier sur lequel les échantillonneurs passifs ont été mis en œuvre dans des piézomètres à intervalles crépinés courts et un nombre plus important de prélèvements ponctuels à la pompe a été réalisé lors de l'exposition des échantillonneurs passifs intégratifs. Les échantillonneurs passifs (PDBs, membranes de dialyse, dosimètres en céramique et modules Gore® Sorber) ont été testés pour une contamination des eaux souterraines aux COHV.

Dans le chapitre 2 de ce guide, les techniques de prélèvement conventionnelle et passive des eaux souterraines sont présentées. Ce chapitre décrit les avantages et les limites de chaque technique et présente le retour d'expérience de bureaux d'études européens sur l'utilisation de ces techniques pour la mesure de la qualité des eaux souterraines. Le chapitre 3 concerne plus particulièrement l'échantillonnage passif : il présente les définitions ainsi que les principes de fonctionnement des différents types d'échantillonneurs passifs. Le chapitre 4 présente des recommandations pour l'utilisation d'échantillonneurs passifs pour la mesure de la qualité des eaux souterraines. Enfin, le chapitre 5 propose un retour d'expérience sur les échantillonneurs passifs en général, ainsi que des détails sur la conception, le principe de fonctionnement et les procédures d'installation et de retrait de 4 échantillonneurs passifs (PDBs, membranes de dialyse, dosimètres en céramique et modules Gore® Sorber). Les avantages et les limites des échantillonneurs passifs testés sont également présentés. En annexe, des fiches techniques opérationnelles sont proposées pour l'utilisation des échantillonneurs passifs sur le terrain.

## 2 Les stratégies de prélèvement des eaux souterraines

### 2.1 Technique conventionnelle

En général, l'objectif d'une campagne de prélèvement des eaux souterraines dans le contexte de la caractérisation et du suivi des sites pollués correspond à l'obtention d'un échantillon représentatif de la qualité des eaux souterraines présentes dans la formation géologique à proximité du point de prélèvement. Pour ce faire, des piézomètres sont installés sur site afin de prélever les eaux souterraines. Ils sont constitués d'un intervalle crépiné qui correspond à un tube avec des fentes, placé en zone saturée. La longueur de l'intervalle crépiné dépend des propriétés de l'aquifère et du but de l'étude. Dans la zone non saturée, un tube plein est placé. Une vue schématique d'un piézomètre est présentée Figure 1.

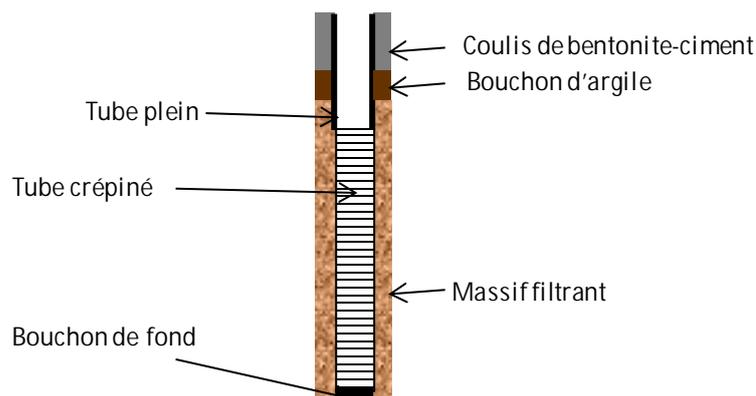


Figure 1: Vue schématique d'un piézomètre

Différentes techniques de prélèvement des eaux souterraines sont utilisées, en particulier la méthode qui sera appelée "technique conventionnelle" dans la suite de ce rapport. Elle consiste en une purge (totale ou partielle) de l'ouvrage, avant le prélèvement, pouvant être réalisée de différentes manières :

- purge de 3 à 5 fois le volume de puits avec une pompe avant le prélèvement,
- purge du piézomètre jusqu'à une stabilisation des paramètres physico-chimiques (pH, Eh, conductivité, température, oxygène dissous et turbidité),
- purge « low-flow » (de 0,1 à 0,5 L/min) jusqu'à une stabilisation des paramètres physico-chimiques.

Les avantages de cette méthode résident principalement dans sa facilité de mise en œuvre. De plus, elle permet le prélèvement d'un volume d'eau important pour analyse de plusieurs familles de contaminants en même temps. Elle est par ailleurs très bien connue et maîtrisée par les acteurs du domaine. Elle fait en outre l'objet d'une norme (AFNOR FD X 31-615), ce qui contraint les acteurs du domaine des sites et sols pollués à l'utiliser dans certains cas. Cependant, cette technique peut avoir des limites qu'il est nécessaire de connaître lors du prélèvement mais également pour l'interprétation des résultats.

En effet, la purge d'un grand volume d'eau peut poser problème lors du prélèvement d'eaux souterraines : cela peut altérer la qualité de l'échantillon (par aération par exemple, Barcelona et al., 2005), cela peut dénoyer l'intervalle crépiné, induire une turbidité ou mélanger les eaux souterraines avec des zones inférieures ou supérieures à l'intervalle crépiné. De plus, il en résulte un large volume d'eau potentiellement contaminée à éliminer de façon appropriée, ce qui est relativement onéreux (Barcelona et al., 2005). La turbidité peut conduire à une sur-estimation des concentrations en éléments traces métalliques à cause d'une mobilisation de colloïdes (Kaminski, 2006). De plus, la principale difficulté de cette technique est de maintenir un rabattement minimal durant la purge. Ceci peut être réalisé relativement simplement dans les sols à forte transmissivité. Le débit réel et le rabattement qu'un puits peut supporter dépend du contexte hydrogéologique et des caractéristiques de construction du puits (Barcelona et al., 2005).

La purge "low-flow" peut résoudre ces problèmes parce qu'elle va induire une perturbation hydraulique minimum. Cette technique réduira également le rabattement, le volume d'eau à traiter ainsi que le mélange avec l'eau stagnante au-dessus de l'intervalle crépiné.

Néanmoins, quelle que soit la technique de prélèvement choisie, la mise en évidence de la distribution verticale des contaminants avec la méthode conventionnelle ne peut être réalisée qu'en prélevant des échantillons à partir de piézomètres à intervalles crépinés courts à différentes profondeurs ou à partir de systèmes à différents niveaux dans le même puits, isolés par des packers. Ces systèmes (piézomètres à intervalles crépinés courts à différentes profondeurs et mise en place de packers) sont plus onéreux que les piézomètres classiques à intervalles crépinés longs. Les échantillons d'eau souterraine provenant de piézomètres à long intervalle crépiné ne donnent pas d'informations sur la distribution verticale des contaminants dans la nappe. Dans la littérature, des expériences à l'échelle du terrain et du laboratoire, ainsi que des modélisations numériques ont montré que lorsqu'une purge « low-flow » est appliquée à un piézomètre, les échantillons proviennent de tout l'intervalle crépiné, quelle que soit la position de la pompe. Ceci signifie qu'avec la technique conventionnelle, l'échantillon sera un mélange, pondéré par le flux entrant dans le piézomètre durant le pompage, de tous les niveaux de la zone saturée de l'intervalle crépiné, excepté si des packers sont utilisés (ce qui n'est pas très aisé). De ce fait, les fortes concentrations stratifiées en panaches sont diluées (McDonald et Smith, 2009).

De plus, ces méthodes conventionnelles donnent une concentration au moment du prélèvement.

Enfin, une sorption sur les tuyaux utilisés pour le prélèvement, pouvant engendrer de ce fait des contaminations croisées, doit être prise en compte lors du prélèvement d'eaux souterraines à l'aide de la méthode conventionnelle.

## 2.2 Echantillonnage passif

Depuis une dizaine d'années environ, la possibilité de prélever des échantillons d'eau souterraine qui soient représentatifs du milieu, sans purger, a été largement étudiée. Des investigations ont en effet montré qu'il n'était pas nécessaire de purger un piézomètre pour obtenir un échantillon représentatif de la qualité de l'eau souterraine environnante. L'eau peut migrer à travers la zone crépinée d'un piézomètre et avoir peu d'interaction et de mélange avec la partie supérieure (Robin and Gillham, 1987; Kearl *et al.* 1992; Powells and Puls 1993; Vroblesky and Hyde, 1997). Ces études montrent que les flux dans l'intervalle crépinés des puits testés étaient généralement horizontaux et laminaires et représentatifs de l'eau souterraine locale.

Dans certains cas, des flux verticaux naturels peuvent exister, en particulier dans les piézomètres à long intervalle crépiné (> 3 m). Les flux verticaux ne sont pas atypiques dans les piézomètres. Ainsi, Elci *et al.* (2001) ont montré que, au sein des 142 piézomètres investigués, 73 % d'entre eux ont montré des flux verticaux (ascendants ou descendants). De ce fait, des zones de charges hydrauliques différentes ou de concentrations différentes peuvent être connectées. Ces flux ont alors tendance à homogénéiser les concentrations en contaminants au sein de l'ouvrage, ce qui signifie que les concentrations seront les mêmes quelle que soit la position de l'échantillonneur passif dans le piézomètre. Ces flux verticaux naturels peuvent être quantifiés à l'aide d'un flowmètre (Heat-Pulse Flowmeter) permettant de mesurer des débits allant de 0,13 à 4,5 L/min environ<sup>2</sup> (voir Annexe 1). Son usage n'est encore pas courant en France, mais certaines sociétés proposent ce matériel à la location ou encore la réalisation de mesures de ces flux

---

<sup>2</sup> Un flowmètre (Heat-Pulse Flowmeter) permet la mesure de flux verticaux dans les puits de forage et piézomètres. Il est particulièrement adapté pour mesurer les bas débits (de 0,1 à 4 L/min) mais peut être utilisé également de manière qualitative pour des débits plus élevés, pour identifier les venues d'eau par exemple (jusqu'à 500 L/min). La sonde comporte une grille métallique horizontale chauffante et deux thermistors situés en-dessous et au-dessus de cette grille. Des impulsions de courant électrique (charge) sont appliquées à la grille métallique, chauffant ainsi le fluide autour de celle-ci. Selon la direction du flux, ce fluide plus chaud est détecté par l'un ou l'autre des thermistors. Le temps mis pour atteindre le thermistor donne la valeur du débit.

verticaux naturels. Le lecteur pourra se reporter à Boman et al. (1997), Paillet (2000), Paillet et al. (2000) ou encore Paillet (2004) pour plus d'informations sur la mesure de flux verticaux par Heat-Pulse Flowmeter.

Par conséquent, lorsqu'il n'y a pas de flux verticaux naturels dans les piézomètres, les échantillonneurs passifs peuvent être utilisés pour obtenir des données quantitatives à une profondeur donnée d'un aquifère ou à différentes profondeurs afin d'obtenir un profil vertical de concentrations. Selon l'objectif recherché, cet accès à une information discrétisée verticalement peut présenter un réel avantage comparé à la technique conventionnelle qui fournit des échantillons moyens sur tout l'intervalle crépiné. Néanmoins, il semble que les échantillonneurs passifs ne se substitueront pas totalement à la méthode conventionnelle : par exemple, le prélèvement des eaux souterraines à la pompe est approprié dans le cas d'une analyse de conformité d'eau potable. Les principales différences entre les techniques conventionnelle et passive sont présentées Tableau 1.

*Tableau 1 : Principales différences entre les techniques conventionnelle et passive pour le prélèvement des eaux souterraines (INERIS, 2011a)*

Technique conventionnelle	Prélèvement passif
<ul style="list-style-type: none"> <li>- Transport actif d'eau par pompage ou purge manuelle</li> <li>- Draine souvent de l'eau d'horizons supérieurs, inférieurs ou adjacents à l'intervalle crépiné</li> <li>- Moyenne pondérée par le flux</li> <li>- Basée sur la stabilisation de paramètres indicateurs ou sur un volume de purge</li> <li>- Peut causer une turbidité élevée</li> <li>- Mobilisation de colloïdes</li> <li>- Mobilisation de micro-gouttes de phase NAPL normalement immobiles</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Pas de transport actif d'eau induit par pompage ou purge</li> <li>- Ne draine pas de l'eau d'horizons inférieurs ou supérieurs</li> <li>- Échantillons collectés à une profondeur spécifique</li> <li>- Réduction des perturbations dans le puits</li> <li>- Réduction de la turbidité</li> <li>- Concentrations moyennes sur la période d'exposition possibles</li> <li>- Flux de polluants sur la période d'exposition possibles</li> </ul>

De nombreux échantillonneurs passifs ont été développés et améliorés en laboratoire. Certains ont fait l'objet d'études in situ sur quelques composés mais beaucoup d'entre eux ont été uniquement testés en laboratoire ou n'ont pas fait l'objet de monitoring à grande échelle (Gal et Roy, 2007; Vrana et al., 2005). La première technique de prélèvement passif est apparue il y a plus de vingt ans. Cependant, les systèmes de prélèvement passif sont encore en développement et, au cours des dernières années, des progrès considérables ont été réalisés dans la conception des échantillonneurs passifs, dans les méthodes de calibration et dans l'assurance de la qualité.

### 2.3 Retour d'expérience des bureaux d'études européens sur l'utilisation des échantillonneurs passifs

En France, une enquête a été réalisée parmi les bureaux d'études du domaine des sites et sols pollués en 2011 dans le cadre du projet METROCAP (INERIS, 2011c) afin d'évaluer leur connaissance des échantillonneurs passifs et d'obtenir un retour d'expérience sur leur utilisation de ces dispositifs pour la mesure de la qualité des eaux souterraines dans le contexte des sites pollués. Un questionnaire a été envoyé à 180 personnes au sein de 145 bureaux d'études (ce questionnaire a été envoyé au maximum à 2 personnes au sein du même bureau d'étude) et 55 réponses ont été collectées. Dans le cadre du projet CityChlor, la même procédure a été suivie en Allemagne en 2012 et 29 réponses ont été reçues.

Les résultats ont montré que les échantillonneurs passifs n'étaient pas très connus en France : seulement 42% des personnes ayant répondu en ont eu connaissance, par retour d'expérience de collègues ou grâce à la littérature scientifique et les principes de fonctionnement sont souvent méconnus. Il semble que les

échantillonneurs passifs sont plus connus en Allemagne puisque 79% des personnes ayant répondu connaissaient cette technique, par les mêmes sources que leurs collègues français. Les échantillonneurs passifs sont très peu utilisés en France (15% des sondés). Ceci correspond à des personnes provenant de bureaux d'études comportant un département de R&D et/ou membre d'un groupe international. En France, les techniques traditionnelles sont souvent conservées par souci de continuité du mode de prélèvement ainsi que par réticence et crainte de non acceptation par les administrations d'une technique perçue comme non éprouvée. Cette tendance n'a pas été observée en Allemagne puisque 70% des personnes ayant répondu avait déjà utilisé des échantillonneurs passifs. En Allemagne, les raisons de la non utilisation d'échantillonneurs passifs sont cependant les mêmes qu'en France. Par ailleurs, d'après le retour d'expérience des différents partenaires du projet CityChlor (Allemagne, Flandres, France et Pays-Bas), les échantillonneurs passifs ne sont pas largement utilisés en Europe en général à cause d'un manque de guides de bonnes pratiques. De ce fait, certains bureaux d'études ne sont probablement pas informés de l'existence de cette technique de prélèvement.

Néanmoins, les personnes ayant déjà utilisé des échantillonneurs passifs ont émis un retour d'expérience positif sur cette technique (en France et en Allemagne). Ils ont appliqué les échantillonneurs passifs à une large gamme de contaminants et ont précisé que la possibilité de prélever à des profondeurs données, la bonne reproductibilité du prélèvement, une utilisation très simple et un coût inférieur aux techniques conventionnelles constituaient leurs principaux avantages. En revanche, d'après les personnes interrogées, ils présentent certaines limites, notamment une interprétation des résultats plus délicate ainsi qu'une calibration difficile.

Par ailleurs, l'intérêt des bureaux d'études pour cette technique émergente est relativement fort, puisque 81 % des personnes ne connaissant pas les échantillonneurs passifs avant l'enquête seraient prêtes à les utiliser dans le cadre de la caractérisation et du suivi des sites pollués en France (resp. 85% des personnes en Allemagne). Dans ces deux pays, les bureaux d'études ont mis en évidence qu'un guide de bonnes pratiques leur était nécessaire pour une utilisation appropriée des échantillonneurs passifs de leur part. D'après eux, le manque d'un tel document est une réelle limite à leur utilisation. Par ailleurs, une reconnaissance par les administrations paraît indispensable pour de nombreux bureaux d'études pour leur permettre d'utiliser cette technique dans un cadre réglementaire. Dans ce sens, des études comparatives entre cette méthode et les techniques conventionnelles de prélèvement d'eaux souterraines pourraient montrer aux administrations l'intérêt et la pertinence des prélèvements effectués de cette manière.

## 2.4 Conclusion sur les techniques de prélèvement des eaux souterraines

Les techniques conventionnelle et passive peuvent être utilisées pour la caractérisation et le suivi de la qualité des eaux souterraines dans le contexte des sites pollués. Quelle que soit la méthode utilisée, une connaissance préalable de l'hydrogéologie locale ainsi que des avantages et des limites de chaque technique est indispensable pour une bonne interprétation des résultats.

En réponse à l'enquête réalisée auprès des bureaux d'études français et allemands, le travail présenté dans ce rapport a été mené dans le but de contribuer à mettre en place des pratiques harmonisées à l'échelle européenne pour l'utilisation d'échantillonneurs passifs pour la mesure de la qualité des eaux souterraines et à en permettre une large diffusion et utilisation. Il est tout à fait compréhensible que les bureaux d'études aient besoins de tests comparatifs entre les méthodes conventionnelles et les méthodes passives afin d'évaluer l'efficacité et la représentativité de ces techniques émergentes. Néanmoins, il est indispensable de garder à l'esprit que les principes de fonctionnement de ces deux méthodes sont différents et doivent être parfaitement compris afin de bien interpréter les résultats. La technique de prélèvement conventionnelle permet d'avoir accès à un échantillon moyen en terme de concentration le long de l'intervalle crépiné du piézomètre investigué après une purge, alors que les échantillonneurs passifs peuvent fournir des échantillons d'eau souterraine représentatifs d'une profondeur donnée, sans purge de l'ouvrage. C'est pourquoi chaque étude est un cas particulier et doit être examinée à la lumière des

principes de fonctionnement ainsi que des avantages et des limites des deux stratégies de prélèvement. Dans certains cas, les techniques de prélèvement conventionnelle et passive donneront des résultats comparables (par exemple, lorsque le prélèvement a lieu dans un piézomètre à intervalle crépiné court ou lorsque des packers sont utilisés avec la technique conventionnelle). Néanmoins, dans d'autres cas, ces deux méthodes de prélèvement sont représentatives de différentes conditions hydrogéologiques, par exemple lorsqu'il n'y a pas de flux verticaux naturels dans un ouvrage à crépine longue. Les concentrations obtenues par les deux méthodes doivent alors être discutées prudemment puisque ces deux techniques prélèvent des eaux « différentes ». Il est donc très important de comprendre les différences conceptuelles de ces deux techniques avant d'interpréter les résultats.



## 3 Techniques de prélèvement passives

### 3.1 Définitions

La définition générale de l'échantillonnage passif, appliquée aux eaux souterraines par l'ITRC (Interstate Technology and Regulatory Council), définit les échantillonneurs passifs pour les eaux souterraines comme des dispositifs permettant le prélèvement d'un échantillon d'eau souterraine à une profondeur ou intervalle donné, sans transport actif d'eau. Ainsi, il ne nécessite aucune source d'énergie extérieure mais dépend de différentes forces et paramètres tels que la température, la pression, ainsi que le gradient des concentrations dans le milieu échantillonné et entre le milieu échantillonné et le milieu récepteur.

D'après cette définition, les échantillonneurs passifs pour les eaux souterraines peuvent être classés en trois catégories :

- les échantillonneurs passifs instantanés : ils permettent un prélèvement ponctuel et instantané d'un échantillon d'eau, sans purge de l'ouvrage,
- les échantillonneurs passifs à l'équilibre : ils permettent l'obtention d'une concentration dans le milieu suite à la diffusion des contaminants recherchés à travers une membrane et jusqu'à l'équilibre entre l'échantillonneur et le milieu,
- les échantillonneurs passifs intégratifs : ils permettent la diffusion et la sorption des contaminants d'intérêt qui s'accumulent sur ou dans l'échantillonneur passif jusqu'à son retrait. Ils donnent des résultats intégratifs, c'est-à-dire une valeur moyenne de la concentration durant la période d'exposition, à la différence de la technique conventionnelle et des échantillonneurs passifs instantanés et à l'équilibre qui donnent des concentrations ponctuelles, au moment de la prise d'échantillon ou du retrait.

Pour plus d'information sur les principes de fonctionnement des échantillonneurs passifs, le lecteur est invité à se reporter à l'annexe 2 du présent rapport et à consulter la revue bibliographique METROCAP (INERIS, 2011a).

#### 3.1.1 Echantillonneurs passifs instantanés

Ces échantillonneurs passifs sont conçus pour prélever directement des échantillons d'eau souterraine dans des piézomètres, sans purge. Les échantillons sont alors représentatifs des conditions régnant au moment du prélèvement et à l'endroit du prélèvement. En pratique, ces échantillonneurs sont simplement descendus dans les piézomètres puis remontés afin de récupérer l'échantillon d'eau souterraine prélevé. Notons que les constructeurs conseillent de les laisser en place pendant un certain temps permettant l'équilibre des conditions hydrodynamiques au sein de l'ouvrage. Le fait de laisser l'échantillonneur passif dans le piézomètre pendant un certain temps avant de le retirer permettra le rétablissement du régime hydrodynamique de l'ouvrage et évitera une forte turbidité dans l'échantillon. De plus, même si les contaminants s'adsorbent sur le matériau de l'échantillonneur, ce temps d'équilibre assurera une bonne estimation de sa concentration dans les eaux souterraines.

Il existe deux types principaux d'échantillonneurs passifs instantanés commercialisés à ce jour : les Hydrasleeves<sup>®</sup> et les « snap samplers » (voir Tableau 5). Pour plus d'informations sur ces échantillonneurs passifs, le lecteur est invité à se reporter à la synthèse bibliographique sur les échantillonneurs passifs réalisée dans le cadre du projet METROCAP (INERIS, 2011a).

#### 3.1.2 Echantillonneurs passifs à l'équilibre

Les échantillonneurs passifs à l'équilibre sont remplis avec une phase liquide, de l'eau déionisée en général. Lorsque l'échantillonneur est exposé aux eaux souterraines contaminées, les polluants vont diffuser à travers la membrane et jusqu'à l'intérieur de l'échantillonneur, afin que les concentrations à l'intérieur de l'échantillonneur s'équilibrent avec celles de l'eau du puits. C'est pourquoi ces dispositifs sont récupérés en

régime d'équilibre (voir annexe 2). Ces dispositifs sont caractérisés par le temps nécessaire pour atteindre l'équilibre entre les concentrations en contaminants dans l'eau à échantillonner et dans le dispositif. La période requise pour obtenir l'équilibre est évaluée en laboratoire. Ce type de dispositif doit éviter les pertes de composés durant son exposition et répondre rapidement aux variations du milieu. Différents types de dispositifs peuvent être rencontrés sur le marché. Certains sont équipés d'une membrane en polyéthylène basse densité, ce qui les rend spécifiques aux composés volatils, alors que d'autres types de membranes existent, permettant l'application des échantillonneurs à une large gamme de contaminants. Les composés d'intérêt vont migrer des zones les plus concentrées vers les zones les moins concentrées jusqu'à l'obtention d'un équilibre (Figure 2).

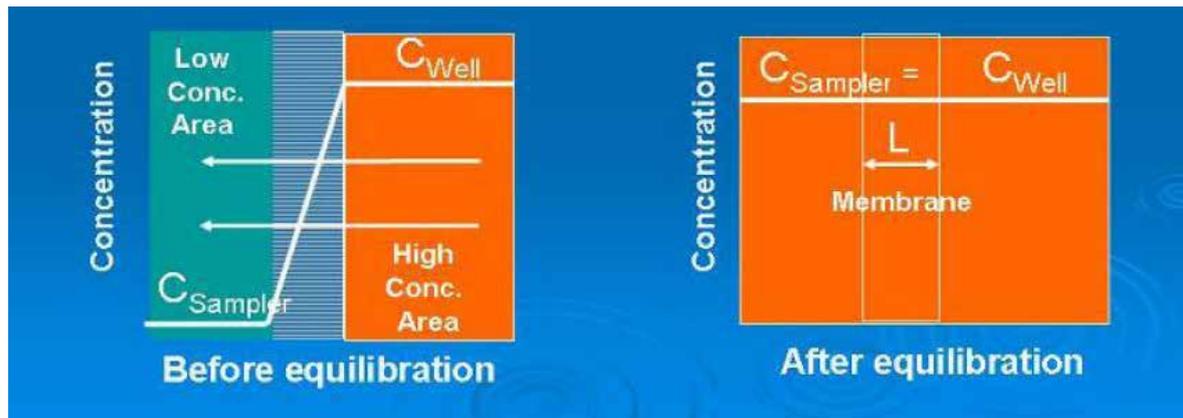


Figure 2 : Gradient de concentration avant et après équilibre pour un échantillonneur passif à l'équilibre (d'après ITRC, 2007)

Le gradient de concentration de chaque côté de la membrane est la force motrice du processus de diffusion. La vitesse de diffusion diminue lorsque l'équilibre approche et elle est très affectée par la température. Le temps d'équilibre sera par ailleurs affecté par le type de membrane (en particulier son épaisseur).

Ce processus est réversible : lorsque les concentrations dans l'eau diminuent, les contaminants vont diffuser de l'échantillonneur vers les eaux souterraines jusqu'à ce qu'un nouvel équilibre soit atteint. Les échantillons obtenus sont des échantillons moyens représentatifs des conditions au point de prélèvement durant la dernière période d'exposition de l'échantillonneur. La durée de cette période dépend des composés recherchés et de l'échantillonneur utilisé. De manière générale, les conditions durant les derniers jours d'exposition sont représentées. En faisant l'hypothèse que les concentrations dans les eaux souterraines ne changent pas de manière brutale sur les derniers jours d'exposition, les concentrations obtenues avec ce type d'échantillonneur passif sont généralement réputées être représentatives de la concentration dans les eaux souterraines le jour du prélèvement.

Les principaux échantillonneurs passifs à l'équilibre sont présentés dans le Tableau 5. Parmi eux, citons les PDBs (Polyethylene diffusion bags) qui sont les plus couramment utilisés. Pour plus d'informations sur cet échantillonneur passif, le lecteur est invité à se reporter à la synthèse bibliographique sur les échantillonneurs passifs réalisée dans le cadre du projet METROCAP (INERIS, 2011a).

### 3.1.3 Echantillonneurs passifs intégratifs

Les échantillonneurs passifs intégratifs n'atteignent pas l'équilibre avec le milieu environnant au cours de la période d'exposition. C'est pourquoi ils sont récupérés en régime cinétique (voir annexe 2). Ces échantillonneurs sont caractérisés par une forte capacité à collecter les contaminants ciblés. Cette forte capacité permet une accumulation continue en contaminants au cours de la période d'exposition. On peut donc obtenir les concentrations moyennes en contaminants présents dans l'eau sur la période d'exposition,

C'est-à-dire la concentration moyenne, pondérée dans le temps, lorsque le taux d'échantillonnage est connu. En général, la phase permettant le prélèvement et le milieu à échantillonner sont séparés par une « barrière » qui définit également la sélectivité de l'échantillonneur pour limiter le prélèvement à certaines familles de contaminants. Le taux d'échantillonnage, défini par la « barrière » dépendra également de l'échantillonneur, des propriétés physico-chimiques des contaminants et des conditions régnant dans le milieu à échantillonner. Ce type d'échantillonneur passif est particulièrement intéressant lorsque les concentrations des contaminants dans les eaux souterraines sont très variables d'une campagne de prélèvement à une autre. Il permet ainsi une appréciation plus représentative des flux de polluants.

Avec ce type d'échantillonneur, il est indispensable que la quantité de composé prélevée soit proportionnelle à la quantité de composé présente dans le milieu investigué afin de permettre le calcul d'une concentration moyenne au cours du temps. Le taux d'échantillonnage doit donc être constant pendant toute la période d'exposition de l'échantillonneur. De plus, le temps d'exposition de l'échantillonneur doit être adapté en fonction des concentrations attendues afin de ne pas saturer l'adsorbant. Une connaissance *a priori* des niveaux de concentrations est donc requise pour connaître le temps d'exposition à appliquer afin de ne pas saturer l'adsorbant. Des tests préalables peuvent ainsi être nécessaires sur le terrain.

Les principaux échantillonneurs passifs intégratifs sont présentés dans le Tableau 5.

Pour plus d'informations sur les échantillonneurs passifs, le lecteur pourra se référer à certaines publications qui présentent en détail les échantillonneurs passifs dans les eaux (par exemple Vrana et al., 2005 ; Huckins et al., 2006 ; Greenwood et al., 2007 ; Zabiegala et al., 2010).



## 4 Recommandations générales pour une utilisation appropriée des échantillonneurs passifs pour la mesure de la qualité des eaux souterraines

### 4.1 Sélection de l'échantillonneur passif

De nombreux échantillonneurs passifs sont disponibles sur le marché. En général, ils sont spécifiques à une famille de contaminants et fournissent différentes informations selon leur principe de fonctionnement. De ce fait, le choix de l'échantillonneur passif doit être fait en fonction :

- de l'objectif de l'étude. Ceci est très important pour la sélection de la famille d'échantillonneurs passifs (instantané, à l'équilibre ou intégratif) ainsi que pour le choix de leur nombre et de leur profondeur d'installation,
- des composés à suivre. Lorsque le type d'échantillonneur passif à utiliser est défini, les composés à suivre vont conditionner le choix final de l'échantillonneur parmi un nombre réduit d'entre eux.

D'après les avantages et les limites des échantillonneurs passifs et au vu des tests mis en œuvre, les échantillonneurs passifs intégratifs et à l'équilibre semblent particulièrement adaptés pour une utilisation sur un site ayant déjà fait l'objet d'une caractérisation ; ils peuvent par exemple être utilisés pour la surveillance de la qualité des eaux souterraines. Pour la caractérisation d'un site (lorsqu'il s'agit de la première fois que les concentrations en contaminants sont mesurées dans les eaux souterraines), il est plus important d'identifier tous les contaminants que de mesurer leur concentration exacte. Les échantillonneurs passifs pourraient ne pas satisfaire à cette exigence car la plupart sont conçus pour un type de contaminant spécifique et de nombreux échantillonneurs passifs seraient alors nécessaires pour couvrir une large gamme de contaminants, ce qui pourrait s'avérer plus onéreux que la technique conventionnelle. Par ailleurs, les échantillonneurs passifs ne peuvent pas être utilisés pour détecter des phases de flottant ou de plongeant. En revanche, les échantillonneurs passifs instantanés pourraient être utilisés lors de la caractérisation d'un site. Cependant, à l'heure actuelle, le retour d'expérience sur ces derniers est très limité et mériterait d'être étayé.

#### 4.1.1 Sélection en fonction des objectifs de l'étude dans le temps

Tout comme pour la surveillance des eaux souterraines à l'aide de la technique conventionnelle, l'utilisation des échantillonneurs passifs demande au préalable de définir les objectifs de l'étude, puisque le réseau de surveillance (nombre et types de piézomètres à investiguer, période de surveillance, nombre d'échantillons nécessaires) sera conçu pour atteindre ces objectifs. De ce fait, le nombre et le type d'échantillonneurs passifs (instantané, à l'équilibre ou intégratif) ainsi que leurs profondeurs d'installation dépendront de ce but.

Dans le cadre d'un suivi de la qualité des eaux souterraines, la connaissance de l'évolution des concentrations des contaminants dans l'espace et dans le temps est nécessaire.

Afin de choisir l'échantillonneur passif le plus adapté (instantané, à l'équilibre ou intégratif), les objectifs de la surveillance dans le temps doivent être définis. Plusieurs informations peuvent être recherchées (Tableau 2) :

- concentration moyenne des contaminants au cours du temps : dans ce cas, des échantillonneurs passifs intégratifs doivent être utilisés. Ils peuvent être particulièrement intéressants dans le cas d'une surveillance à long terme, lorsque de fortes variations de concentration sont observées entre les campagnes de prélèvement, menant à des difficultés d'interprétation des résultats (c'est souvent le cas pour les solvants chlorés par exemple). L'obtention de concentrations moyennes au cours du temps peut mener à une meilleure image de l'évolution de la contamination au cours de la période de surveillance,

- concentrations ponctuelles au moment de la prise d'échantillon : dans ce cas, des échantillonneurs passifs instantanés ou à l'équilibre doivent être utilisés,
- le flux massique de contaminant passant à travers un piézomètre au cours du temps pourra être obtenu grâce à des échantillonneurs passifs intégratifs. Par exemple, la portion d'aquifère la plus contaminée pourrait être surveillée dans le cas où aucun flux vertical naturel n'est présent dans l'ouvrage et après une première campagne en multi-niveaux (voir paragraphe 4.1.2). Dans le cadre du projet CityChlor, des PFM (passive flux meter) ont été utilisés afin de déterminer le flux massique de contaminant passant à travers des piézomètres. Cependant, le retour d'expérience sur ces types d'échantillonneurs passifs est limité et mériterait d'être complété afin de fournir des éléments permettant de statuer sur cette spécificité des échantillonneurs passifs (voir Lieten, 2013). Ce guide n'aborde pas en détail cet objectif.

La possibilité d'obtenir différentes informations sur les concentrations (concentration moyenne ou instantanée) est l'une des spécificités des échantillonneurs passifs par rapport à la technique de prélèvement conventionnelle. Avec une pompe, seules des concentrations instantanées peuvent être obtenues.

*Tableau 2 : Exemples d'objectifs dans le temps*

<b>Objectif de l'étude dans le temps</b>	<b>Vérifications avant l'installation des échantillonneurs passifs et type d'échantillonneur nécessaire</b>
<b>Détermination de la concentration moyenne temporelle (surveillance à long terme)</b>	Dans le cas où les concentrations dans les eaux souterraines varient au cours du temps (cas courant avec les COHV), des teneurs moyennées dans le temps peuvent permettre de s'affranchir des variations et de comparer les niveaux de concentrations moyennés entre périodes. ➡ Echantillonneurs passifs intégratifs
<b>Détermination de la concentration ponctuelle au moment de la prise d'échantillon</b>	➡ Echantillonneurs passifs instantanés ou à l'équilibre
<b>Détermination du flux massique de contaminant</b>	Pas de flux verticaux naturels dans l'ouvrage (mesures au flowmètre) et après une campagne en multi-niveaux. ➡ Echantillonneurs passifs intégratifs

#### 4.1.2 Sélection en fonction des objectifs de l'étude dans l'espace

Lors de la sélection de la famille d'échantillonneurs passifs à utiliser (instantané, à l'équilibre ou intégratif), les objectifs de la surveillance dans l'espace doivent également être définis. Dans ce cas, plusieurs informations peuvent être recherchées (Tableau 3) :

- distribution verticale des contaminants : dans ce cas, des échantillonneurs passifs intégratifs, à l'équilibre ou instantanés pourront être utilisés indifféremment. La famille d'échantillonneurs passifs sera donc sélectionnée à la lumière des objectifs de la surveillance dans le temps. Si cet objectif est recherché, il ne devra pas y avoir de flux verticaux dans les ouvrages. En effet, ceux-ci vont avoir tendance à homogénéiser les concentrations sur la hauteur crépiné ; les résultats ne seront de ce fait pas représentatifs des concentrations régnant dans les eaux souterraines aux profondeurs investiguées,
- surveillance de l'évolution d'un panache : pour des piézomètres placés dans le périmètre d'un panache, les horizons lithologiques de plus forte perméabilité représentent les voies préférentielles de migration. Il peut par exemple être intéressant de placer l'échantillonneur passif en face de ces horizons, après évaluation des flux horizontaux. L'absence de flux verticaux naturels devra être

prouvée dans cette configuration, pour les mêmes raisons que pour l'objectif précédent. Si des flux verticaux sont présents dans les ouvrages, les échantillonneurs passifs peuvent être utilisés et donneront une concentration moyenne le long de l'intervalle crépiné soumis à ces flux verticaux. Les échantillonneurs passifs intégratifs sont recommandés,

- **point sentinelle ou d'alerte** : le front de contaminant se situe souvent dans un horizon lithologique de conductivité hydraulique plus élevée, qui contribue donc de manière substantielle aux venues d'eau lors de pompage. Cet horizon doit être mis en évidence par la mesure de flux horizontaux et il ne doit pas y avoir de flux verticaux naturels dans l'ouvrage (pour les mêmes raisons que précédemment). Les échantillonneurs passifs sont intéressants car ils peuvent potentiellement détecter une contamination qui serait sinon diluée à des niveaux inférieurs aux seuils de détection lors d'un prélèvement conventionnel à la pompe. Pour ce faire, des échantillonneurs passifs intégratifs sont en général utilisés. Dans le cas de crépines longues (> 3 m), le déploiement de plusieurs échantillonneurs peut offrir une surveillance efficace à des coûts modérés en absence de flux verticaux naturels (combinaison avec le premier objectif de la surveillance dans l'espace). Si des flux verticaux sont présents dans les ouvrages, les échantillonneurs passifs peuvent être utilisés et donneront une concentration moyenne le long de l'intervalle crépiné soumis à ces flux verticaux. Les échantillonneurs passifs intégratifs sont recommandés.

*Tableau 3 : Exemples d'objectifs dans l'espace*

<b>Objectif de l'étude dans l'espace</b>	<b>Vérfications avant l'installation des échantillonneurs passifs et type d'échantillonneur nécessaire</b>
<b>Détermination de la distribution verticale des contaminants</b>	<p>Pas de flux verticaux naturels dans l'ouvrage (mesures au flowmètre). Déploiement de plusieurs échantillonneurs passifs sur la verticale de l'intervalle crépiné.</p> <p>➔ Echantillonneurs passifs instantané, à l'équilibre ou intégratif en fonction de l'objectif de l'étude dans le temps, déployés en série sur la verticale de l'intervalle crépiné</p>
<b>Surveillance de l'évolution d'un panache</b>	<p>Pas de flux verticaux naturels dans l'ouvrage (mesures au flowmètre).</p> <p>➔ Echantillonneurs passifs intégratifs</p>
<b>Point sentinelle ou d'alerte (hors panache)</b>	<p>Mise en évidence de l'horizon lithologique de conductivité hydraulique plus élevée par la mesure de flux horizontaux et absence de flux verticaux naturels dans l'ouvrage.</p> <p>➔ Echantillonneurs passifs intégratifs en général</p>

Dans tous les cas, les échantillonneurs passifs sont sélectionnés selon l'information nécessaire (concentrations moyenne ou instantanée). La possibilité de mesurer la distribution verticale des contaminants correspond à une autre spécificité des échantillonneurs passifs, par rapport à la technique de prélèvement conventionnelle. Cette mesure s'effectue en absence de flux verticaux naturels. En effet, plusieurs auteurs comme Einiarson (2006) ou ITRC (2007) précisent qu'en présence de flux verticaux, les concentrations données par les échantillonneurs passifs ne seront pas représentatives de la profondeur à laquelle ils sont placés.

La mesure des flux verticaux naturels peut se faire à l'aide d'un flowmètre (voir Annexe 1), qui permet de les quantifier et de les localiser avec précision le long de l'intervalle crépiné. En effet, comme souligné par Elci et al. (2001), les flux verticaux peuvent varier d'un ouvrage à un autre et d'un site à un autre. De ce fait, il n'est pas possible de déterminer leur direction (ascendante ou descendante) ou de les quantifier sans une mesure directe. Il n'y a donc en outre pas de possibilité de généraliser la présence ou l'absence de flux verticaux par rapport à des typologies d'aquifère, puisque ce milieu peut être très hétérogène. L'ITRC

précise que lorsque des flux verticaux sont suspectés et que des informations doivent être obtenues en multi-niveau, des mesures de flux verticaux naturels doivent être réalisées.

#### 4.1.3 Sélection en fonction des composés à suivre

Lorsque le type d'échantillonneur passif a été sélectionné (à l'équilibre, intégratif ou instantané), la famille de contaminants à suivre doit être définie puisque la plupart des échantillonneurs passifs sont spécifiques à une famille de contaminants. Parmi les différents types d'échantillonneurs passifs (instantané, à l'équilibre et intégratifs), différents échantillonneurs passifs sont conçus pour différentes familles de contaminants. Pour un site multi-contaminé, un large choix d'échantillonneurs passifs sera possible. Il pourrait être nécessaire d'installer plusieurs échantillonneurs passifs en même temps, correspondant aux différentes familles de contaminants présentes sur le site. Le Tableau 4 reprend, pour les familles de contaminants rencontrées le plus fréquemment dans le contexte des sites et sols pollués, les principaux échantillonneurs passifs adaptés.

*Tableau 4 : Principales familles de contaminants et échantillonneurs passifs correspondants*

Echantillonneur passif	Famille de composés						
	COV	BTEX	COHV	HAP	PCB	ETM	Cations/anions
Hydrasleeve®	x	x	x	x	x	x	x
PDB		x	x	Naphtalène			
Membrane de dialyse	x		x		x <sup>3</sup>	x	x
Dosimètre en céramique		x	x	x			
Module Gore®				x			
Sorber	x	x	x	(Naphtalène – Pyrène)			
Sorbicell (dépend de l'adsorbant)	x	x	x	Naphtalène		x	Nitrates/phosphates
SPMD (membrane semi-perméable)				x	x		

Ce tableau n'est pas exhaustif mais permet d'avoir un premier aperçu synthétique des principaux échantillonneurs passifs associés aux familles de contaminants rencontrées le plus fréquemment dans le contexte des sites et sols pollués. Il est à noter que les échantillonneurs passifs sont continuellement en développement. Il se peut donc que certains échantillonneurs passifs mentionnés dans le Tableau 4 soient adaptés à d'autres familles de contaminants dans le futur (par exemple, suite au développement d'un nouvel adsorbant). Parmi les échantillonneurs passifs présentés, certains sont capables de suivre d'autres composés comme les pesticides par exemple.

Pour un aperçu plus complet, le Tableau 5 présente une vue d'ensemble des principaux échantillonneurs passifs qui ont été identifiés pour la mesure de la qualité des eaux souterraines et leurs principales propriétés (notamment composition, durée d'exposition, composés suivis, avantages, limites, références et fournisseurs).

<sup>3</sup> La littérature précise qu'il est probable que les échantillonneurs passifs à membrane de dialyse soient adaptés au suivi des PCB, mais cela n'a pas été vérifié.

Tableau 5 : Principaux échantillonneurs passifs pour la mesure de la qualité des eaux souterraines (d'après INERIS, 2011d)

Type	Technologie	Construction	Milieu	Durée d'exposition	Volume du prélèvement	Considérations de mise en place	Adsorbant / phase réceptrice	Composés	LD	Avantages	Limites	Application	Références	Fournisseur/Vendeur	Prix
Intégratif	<b>Capteurs à membrane semi-perméable (SPMD)</b>	Bande de polyéthylène (91,4 cm x 2,5 cm x 50 µm) remplie de trioléine, fermée par des extrémités hydrophobes	GW (sauf faible perméabilité), SW, air, (sol pour les HAP et les PCB)	air : 24 h / eau : 10-30 j	Fonction du taux de prélèvement (pour 30 j avec 5L/j : 150 L)	A l'obscurité, submergé, dans un lieu peu fréquenté pour éviter le vandalisme et transport dans un récipient hermétique	Trioléine	Contaminants organiques hydrophobes : HAP, PCB, pesticides, dioxines, la plupart des COSV hydrophobes, certains COV	-	Précis / Reproductible / Bon marché / Simple à utiliser / Applicable à l'air et l'eau	Ne prélève que des composés organiques / Nettoyage de l'échantillon difficile / Sujet à la formation de biofilm / Conditions de transport difficiles	Détermination des sources de pollution / Estimation de l'exposition des organismes	IRTC (2006), Esteve Turillas, F.A. (2008), Vrana B. et al. (2005), Verreydt B. et al. (2010)	Disponible commercialement auprès d'EST (Environmental Sampling Technology) Inc. (St Joseph, MO)	Dispositif SPMD membrane-trioléine (\$50) / Suspension SPMD (\$250) / Liquide d'extraction préliminaire pour les analyses d'éléments en ultra-trace (\$5)
	<b>Capteurs intégratifs pour composés polaires (POCIS)</b>	Matériau solide (adsorbant) contenu entre 2 membranes poreuses de polyéthersulfone	SW, GW	14-30 j	Un jeu de 4 disques POCIS (diamètre 4,7 cm) extrait entre 1,5 et 10 L d'eau en 30 j d'exposition	Limiter l'exposition à la lumière. Risques de vandalisme. Un jeu de 4 POCIS peut être installé dans un conteneur de 3,85 L	Une gamme de matériaux adsorbants	µconcentrations de COV, certains COSV (polaires), herbicides, produits pharmaceutiques et vétérinaires, produits de soins corporels avec log Kow < 3	-	Facile à mettre en place et à récupérer / Adsorbant choisi en fonction des produits recherchés / Données de concentration qualitatives	Formation de biofilm sur la membrane / Prélèvements de terrain requièrent un processus spécifique préalable aux analyses de laboratoire	Surveillance des niveaux de contaminants / Estimation de la toxicité	ITRC (2006), Vrana et al. (2005), Alvarez et al. (2005).	A été breveté en novembre 2002 (U.S. Patent 6,478,961). Disponible auprès d'EST (Environmental Sampling Technology) Inc. (St Joseph, MO), également fabriqué par ses créateurs (USGS Columbia Environmental Research Center)	Un disque POCIS (\$65) / Suspension pour POCIS (\$300) / Traitement et extraction du POCIS (\$75)
	<b>Dosimètre en céramique</b>	Tube de céramique (5 cm x 1 cm) rempli avec un matériau adsorbant solide, fermé par des capsules en PTFE	GW, SW	14 j à 1 a	-	Respecter le temps minimum d'exposition permettant d'atteindre la limite de détection	Diverses résines échangeuses d'ions (Amberlite® IRA-743), Dowex® Optipore-493, Tenax®	HAP, BTEX, COHV, alkylnaphtalènes	µg/L	Stabilité et épaisseur de la membrane de céramique / Pas besoin de calibrations supplémentaires / Applicable aux surveillances de longue durée	Faible précision	Surveillance des GW pour MNA ou autres techniques de remédiation / Contrôle des rejets en contaminants	Martin et al. (2001, 2003), Vrana et al. (2005), Bopp et al. (2005), Weiss et al. (2007), Kot-Wasik et al. (2007), Verreydt et al. (2010), Seethapathy et al. (2008)	Le dispositif a été breveté en 1999 (German Patent DE 198 30 413 A1) par Grathwohl	Ceramic Dosimeter (160€)
	<b>Chemcatcher® (Universal passive sampler using Empore disk)</b>	Boîtier en plastique inerte (ex: PTFE), contenant un disque de phase réceptrice solide attachée à un polymère poreux, et un disque en membrane régulatrice de diffusion	SW	14 j à 1 m	-	-	La version non-polaire possède un adsorbant chromatographique pour phase réceptrice. La version polaire possède un mélange de matériaux adsorbants pour phase réceptrice	Organiques polaires et non polaires et Cd, Cu, Ni, Pb et Zn	ng/l	Fort taux de prélèvement / Mise à l'équilibre rapide	Faible capacité de prélèvement / Affecté par la turbulence / Taux de prélèvement influencé par la présence de biofilm	Intégratif pour les composés organiques <i>in situ</i> / Intégratif et spéciation pour les composés inorganiques	Vrana et al. (2005), Vrana et al. (2006b), Gunold et al. (2008), Shawn et al. (2009), Shaw and Mueller (2009), Greenwood et al. (2007).		
	<b>MESCO (Membrane Enclosed Sorptive Coating)</b>	Tube ou sac membranaire en cellulose régénérée ou en LDPE. Tube ou sac rempli d'eau distillée et contenant un barreau agitateur, enrobé de polydiméthylsiloxane (PDMS, silicone) comme phase réceptrice	SW, GW	plusieurs h à 1 s	-	Les capteurs sont miniatures et n'ont pas besoin d'importants dispositifs de mise en place sur le terrain	Polydiméthylsiloxane (PDMS) enrobant un barreau	HAP, PCB, pesticides organochlorés	ng/l à pg/l	Capteur miniature / Pas de purge / Processus d'échantillonnage avec peu de solvant / Composés polaires et non-polaires accumulés dans le capteur ayant une membrane en cellulose	Faible stabilité de la membrane de cellulose / Mesures quantitatives uniquement accessibles avec les PRC	Surveillance des GW pour MNA ou autres techniques de remédiation / Contrôle des rejets en contaminants	Vrana et al. (2001, 2006a, 2006b)	MESCO non breveté et donc pas réellement disponible sur le marché. Mais grâce à sa simplicité, peut facilement être construit (Paschke 2005)	
	<b>GORE® Sorber Module</b>	Différents matériaux adsorbants remplissant un tube plat en Gore-Tex	air, SW, GW	48 h à 14 j	Fonction du taux de prélèvement de chaque composé et de la période d'exposition	Module peut être placé dans quasiment toutes les formations géologiques (des argiles peu perméables aux sables très perméables) avec tous les degrés d'humidité (sols secs à sols saturés)	Résines carbonées et polymériques	BTEX, MTBE, HAP, COV et COSV.	µg/L	Perturbations minimales du flux / Pas de volume d'échantillon minimum / Utilisable pour dupliquer les échantillons / Détecte les faibles concentrations / Peut prélever dans le cas de colonnes d'eau courtes	N'est pas utilisable pour des surveillances de longue durée / Limité par la pression de vapeur des composés prélevés / Ne mesure pas les paramètres du terrain et les composés inorganiques	Campagne de surveillance de la qualité de l'eau	Einfeld and Koglin, (2000), Vrana et al. (2005), ITRC (2005) Verreydt et al. (2010)	Disponible sur le marché auprès de W. L. Gore & Associates, Inc., et breveté (USA et autres pays étranger)	GORE™ Sampler comprend un capteur, un témoin de transport, les équipements de mise en place, les analyses de laboratoire (de \$185 à \$285 en fonction des composés testés)
	<b>Sorbicells</b>	Cartouches de polypropylène, remplies d'un adsorbant et d'un traceur, placées sur un support contenant un tuyau d'alimentation en air, un réservoir en HDPE et un fil de suspension	GW, SW	1-2 s à 6 m	0,1 à 0,5 L	Perpendiculaire à la direction du flux. Limite de détection dépendante du volume d'eau. Durée d'exposition est fonction de la capacité de sorption et des propriétés de dissolution du traceur	Gel de silice, résines carbonées, zéolites, et charbon actif	Une large gamme dépendant des adsorbants : nitrates, phosphates, pesticides, COV, métaux lourds, etc.	µg/L	N'est pas influencé par la plupart des paramètres environnementaux / Robustesse du capteur / Applicable à la surveillance de longue durée / Intégration du débit hydraulique et des concentrations dynamiques / Pas de biodégradation ou de diffusion du soluté hors du capteur	Limite de détection dépend du volume d'eau / Variations du niveau d'eau peuvent influencer le flux	Systèmes de première alerte / Evaluation des émissions pour les opérations de remédiation <i>in situ</i> / Etudes environnementales / Réalisation d'analyses de risques	De Jonge & Rothenberg (2005), Grøn, C. (2009), Rozemeijer, J. (2010), Verreydt et al. (2010)	Disponible dans le commerce auprès de Sorbisense	Cartouche Sorbicell (50€) / Support réutilisable Sorbisense Ground Water (218€)
	<b>PFM (passive flux meter)</b>	Tube en nylon rempli avec un mélange de traceur et d'adsorbant	GW	1 à 4 semaines	-	Module de diamètre égal à celui du piézomètre	Dépend des composés à suivre	Flux, composés organiques hydrophobes, ions		Evaluation simultanée des flux et des concentrations	Peu de retour d'expérience	Détermination des flux de contaminants	Lieten (2013)	Disponible auprès de EnviroFlux	

GW : eaux souterraines

SW : eaux de surface

Type	Technologie	Construction	Milieu	Durée d'exposition	Volume du prélèvement	Considérations de mise en place	Adsorbant / phase réceptrice	Composés	LD	Avantages	Limites	Application	Références	Fournisseur/Vendeur	Prix
A l'équilibre	<b>PDB (Polyéthylène Diffusion Bag Samplers)</b>	Membrane de dialyse ou sac LDPE rempli d'eau déionisée	GW	2 s à 1 a	250 - 300 mL (d'autres volumes peuvent être prélevés)	Facile à utiliser / Installation et retrait rapide	-	COV non polaires inférieurs à 10 Angströms	-	Facile à mettre en place et à récupérer / Jetable / Prélèvements sur des intervalles distincts ou intégration sur un intervalle vertical plus long / Profil vertical de contamination / Élimine la turbidité	N'est pas applicable au prélèvement de tous les composés / Sujet à la formation de biofilm à long terme	Surveillance de longue durée des COV dans les piézomètres / Caractérisation de la stratification des COV couplée aux données de débit	Vroblecky, D.A. (2001), Vroblecky & Campbell (2001), ITRC (2004), Vrana et al. (2005), ITRC (2006), Verreydt et al. (2010)	Disponible sur le marché auprès de Columbia Analytical Services Inc. (Rochester, NY.) et d'EON Products, Inc. (Snellville GA)	Capteur PDB (\$25) / Equipement de mise en place personnalisé (\$60, comprenant : le poids, le matériau en polyester, les attaches au capteur, l'étiquetage, un bouchon pour le piézomètre)
	<b>Préleveurs à membrane de dialyse</b>	Membrane hydrophile en cellulose régénérée, remplie d'eau déionisée. Existe en 2 tailles (6,4 cm x 61 cm de long et 3,2 cm x 61 cm de long)	GW	1-2 s	6,4 cm x 61 cm de long = 969 mL et 3,2 cm x 61 cm de long = 155 mL	Évite les problèmes dus à la turbidité de l'eau lors du prélèvement (filtration non nécessaire). Certaines formations techniques sont nécessaires pour préparer les capteurs. Les capteurs sont faciles à mettre en place et à récupérer	Cellulose régénérée	COV, Cations et anions, la plupart des métaux en traces, composés explosifs, silice, éthène, CO <sub>2</sub> , CH <sub>4</sub> , TDS, SC, DOC	ng/l	Réduit les coûts de surveillance des eaux souterraines / Pas de problème de turbidité des échantillons / Dispositif jetable : pas de nettoyage requis et pas de contaminations croisées / Mise à l'équilibre rapide pour la plupart des constituants	Capteur doit être maintenu sous l'eau entre sa construction et sa mise en place / Membrane peut être biodégradable en 4-6 semaines / Capteurs perdent un petit volume d'eau (< 3% par semaine)	Surveillance des GW pour l'évaluation de l'atténuation naturelle des sites contaminés / Évaluation des sources potentielles de contamination des GW	ITRC (2006), ITRC (2007), Vroblecky et al. (2002), Vroblecky and Pravecek (2002), Imbrigiotta (2002)	Les capteurs à membrane de dialyse ne sont pas disponibles entièrement construits sur le marché. La membrane de dialyse en cellulose régénérée est disponible auprès de Filtration Products, Inc. (Sequin, TX) et de Spectrum Laboratories Inc. (Laguna Hills, CA)	Membranes de cellulose régénérée pré-nettoyées de diamètre 50 mm et 100 mm (\$187 / 10 m)
	<b>Préleveurs en polyéthylène rigide poreux (RPP)</b>	Cylindre rigide de polyéthylène (pore 6-15 µm) avec une épaisseur de 2 mm, (3,8Dx12,7cm) rempli d'eau déionisée	GW	14 j pour la plupart des composés. Dépend de la solubilité de du composé	90-100mL	Les pores du capteur ne doivent pas contenir d'air avant la mise en place	Eau déionisée	Inorganiques & organiques, composés volatils ou semi-volatils, anions, métaux, perchlorate et chrome hexavalent	-	Facile à utiliser / Réduit les coûts de prélèvement / Disponible sur le marché / Jetable / Adapté aux composés inorganiques et à certains composés organiques	Faible volume / Affecté par le contact avec l'air / Moins fiable pour les COV / N'a pas été testé pour tous les composés / DI du puits > 5,1cm	Surveillance à long terme / Profil vertical dans les puits très profonds	IRTC (2006), IRTC (2007)	Columbia Analytical Services (Kelso, WA)	RPP (\$40 à \$50)
	<b>Préleveurs passifs à filet de diffusion en nylon (NSPDS)</b>	Bouteille en polypropylène à larges ouvertures de 175 mL (diamètre de 62 mm au dessus, 58 mm en dessous et une hauteur de 58 mm) remplie d'eau déionisée, avec une grille de nylon ayant une maille de 125 µm placée sur l'ouverture et recouverte d'une couronne d'ouverture 58 mm de DI	GW	Quelques s	Jusqu'à 1L en cumulant un jeu de capteurs de 200 mL	Orientation de la membrane est critique	-	La plupart des COV, des métaux et des anions	-	Prélève la plupart des composés / Pas de purge / Jetable	Diamètre minimum du piézomètre : 10 cm / Rapport de l'aire de la membrane sur le volume ou la hauteur de la bouteille de prélèvement	Surveillance des eaux souterraines en métaux oxydo-réductibles	ITRC (2006), Verreydt et al., (2010), Vroblecky et al. (2002)	Capteurs non complètement commercialisés, sont disponibles en quantités limitées auprès de Columbia Analytical Services, Inc. (www.caslab.com). Une application brevetée est actuellement considérée par l'USGS	\$40 à \$50
	<b>Préleveurs de type PVD (passive vapor diffusion samplers)</b>	Bouteille en verre à l'extrémité filetée, vide et non fermée de 20 ou 40 mL ou une fiole VOA, fermée dans une enveloppe de deux couches de LDPE ou dans deux sacs zippés	GW	1 à 3 s	20 ou 40 mL d'air	Attention, dans le cas de lits de ruisseaux à érosion rapide : le capteur peut être emporté lors de sa mise en place	Air	COV	6 à 100 ppb par volume	Détermine les hétérogénéités des concentrations de rejets / Protégé des sédiments et de la contamination / Facile à mettre en place et à récupérer	Si le but du travail est de déterminer la concentration exacte en COV dans l'eau, des études préliminaires au moyen d'autres méthodes de prélèvement sont nécessaires	Généralement utilisés pour localiser les zones de sorties des GW contaminés en COV sous les ruisseaux et les lacs	Vroblecky and Campbell, 2001; Church et al., 2002; ITRC, 2005; Vroblecky et al., 1992; 1996; Verreydt et al., 2010	Capteur non breveté, facile à construire à l'aide de fioles VOA, de sac de polyéthylène, ou d'un tuyau plat de polyéthylène et d'une machine à thermo sceller. Church et al. (2002) ont fourni des instructions sur la construction et la mise en place des capteurs PVD. Les capteurs Vapor Diffusion peuvent aussi être acquis auprès d'Eon Products, Inc.	Capteurs PVD (\$10)
	<b>Préleveurs de type « Peeper »</b>	Structures rigides pouvant contenir des volumes d'eau séparés de leur milieu par des membranes poreuses	SW, GW	1 s à 14 j	Généralement de 1 à 20 mL	Orientation de la membrane perpendiculairement au flux de GW. Facile et rapide à installer	-	La plupart des COV, des métaux et des anions	-	Mesure la concentration de l'eau interstitielle / Pas de purge / Surveillance <i>in situ</i> des éléments en traces	Diamètre minimum du piézomètre : 10 cm / Petits volumes de prélèvements avec une très grande précision verticale	Mesure de la concentration exacte de l'eau interstitielle, qui peut être comparée aux "Risk-Based standards" (soit RBCA) ou au "Federal/State Cleanup Criteria"	ITRC, 2005; Parsons, 2005; Verreydt et al., 2010.	Disponible sur le marché et également fabriqué par les chercheurs. Les dispositifs PsMS sont fabriqués par des cabinets spécialisés	Capteur Peeper plat (\$312)
Instantané	<b>Hydrasleeve®</b>	Poche de polyéthylène fermée au sommet par une soupape flexible de chargement. Poids en acier inoxydable avec attache. Tube de vidange	GW, SW	24 h minimum	650 mL à 1250 mL	Volume d'échantillon nécessaire à l'analyse. Diamètre du piézomètre. Longueur de la zone crépinée	-	Tous	-	Prélève tous les composés / Bon marché / Jetable /	Volume d'échantillon nécessaire / Ne prélève pas le fond du puits	Surveillance de courte et longue durée / Prélèvements sur différents intervalles	IRTC (2006), IRTC (2007)	Geolnsight (Las Cruces, NM), EON products (Snellville, GA), EnviroEquip (Australie)	Hydrasleeve 3,8 cm (\$20) / Poids réutilisable (\$25)
	<b>Préleveurs instantanés de type « snap samplers »</b>	Bouteilles en verre ou en polyéthylène fermées par des capsules « Snaps » à chaque extrémité. Le corps du préleveur est suspendu avec un dispositif constitué par un tube de polyéthylène dans lequel se trouve un câble	GW, SW	2 s	40 mL / 125 mL / 350 mL	Volume d'échantillon nécessaire à l'analyse. Profondeur du prélèvement	-	Quasiment tous mais surtout les COV, les explosifs, les anions, les métaux, et le 1,4-dioxane	-	Prélève tous les composés / Bon marché / Pas d'exposition à l'air / Pas de transfert de l'échantillon / Prélèvement à une profondeur définie / N'est pas influencé par la technique de l'utilisateur et les conditions météorologiques / Facile à mettre en place / Pas de nettoyage important / Échantillon scellé <i>in situ</i>	Petit volume prélevé / Mise en place dans les puits > 5 cm / Ligne de suspension utilisable dans un seul puits / Utilisation d'un enrouleur mécanique recommandée	Puits à faible rendement et à courte colonne d'eau / Piézomètres à faible longueur crépinée	ITRC (2006), ITRC (2007), ProHydro SOP (2008)	ProHydro (Fairport, NY)	Snap Sampler (\$165)

## 4.2 Mise en œuvre des échantillonneurs passifs

### 4.2.1 Installation et retrait des échantillonneurs passifs : connaissance du réseau de surveillance

Les caractéristiques des piézomètres dans lesquels les échantillonneurs passifs sont installés doivent être connues précisément :

- **diamètre du piézomètre** : les échantillonneurs passifs doivent être sélectionnés en prenant en compte ce paramètre. Notons que la plupart des échantillonneurs passifs s'insèrent dans les piézomètres classiquement installés de diamètres 2 pouces ou plus,
- **position et longueur de l'intervalle crépiné** : les échantillonneurs passifs doivent être placés en face de l'intervalle crépiné,
- **variation du niveau statique de la nappe** : les échantillonneurs passifs doivent rester constamment immergés pendant leur période d'exposition.

Comme avec la méthode conventionnelle de prélèvement des eaux souterraines, les procédures d'installation et de retrait doivent être les mêmes d'une campagne de prélèvement à une autre. Les opérateurs doivent porter des gants lorsqu'ils manipulent les échantillonneurs passifs. Par ailleurs, les temps d'installation et de retrait doivent être renseignés sur la fiche de prélèvement ainsi que toute autre information pertinente sur les conditions de prélèvement.

### 4.2.2 Sélection du type d'échantillons à prélever : connaissance de l'hydrogéologie locale nécessaire

L'utilisation d'échantillonneurs passifs repose sur l'hypothèse de flux horizontaux au sein de la partie crépinée du piézomètre. C'est pourquoi, comparé à la méthode conventionnelle de prélèvement des eaux souterraines, des paramètres supplémentaires doivent être mesurés en fonction de l'objectif de l'étude :

- **flux verticaux naturels** dans l'ouvrage (pour des intervalles crépinés supérieurs à 3 m). Ces flux verticaux peuvent être dus à une différence de lithologie le long de l'intervalle crépiné du piézomètre. Les flux verticaux sont particulièrement fréquents dans les piézomètres à long intervalle crépiné et en milieu fracturé. La mesure de ce paramètre est indispensable lorsque des échantillons à une profondeur donnée ou encore à différentes profondeurs sont nécessaires. Ce type d'information peut être fourni par les échantillonneurs passifs lorsqu'aucun flux vertical naturel n'est présent dans l'ouvrage. En présence de ces derniers, les échantillonneurs passifs peuvent néanmoins être utilisés ; l'information obtenue sera une concentration moyenne sur la hauteur crépinée soumise à ces flux verticaux puisque les flux verticaux naturels vont avoir tendance à homogénéiser les concentrations dans la colonne d'eau ; dans ce dernier cas, la mise en place d'un seul échantillonneur passif suffit. Lorsqu'un profil de concentration le long de l'intervalle crépiné de l'ouvrage est souhaité, le prestataire devra donc prouver qu'aucun flux vertical naturel n'est présent dans le piézomètre. Les flux verticaux peuvent être mesurés grâce à un flowmètre. La mesure des flux verticaux naturels peut se faire à l'aide d'un flowmètre. Elle permettra de les quantifier et renseignera sur leur localisation exacte. La détermination des flux verticaux naturels est nécessaire pour connaître la représentativité des résultats (concentration moyenne dans l'eau le long de l'intervalle crépiné ou concentration à une profondeur donnée),
- **horizons plus ou moins productifs** au sein de l'intervalle crépiné de l'ouvrage. Des premières indications peuvent être apportées par l'identification des horizons plus ou moins productifs par diagraphie des paramètres physico-chimiques, par diagraphie de micro-moulinet ou encore par des mesures de débit de puits sur horizons séparés. Ceci renseigne avant tout sur la provenance de l'eau en cas de pompage. C'est une mesure importante à réaliser dans le cas où les échantillonneurs passifs sont installés pour le suivi de l'avancée d'un panache par exemple. Ce paramètre peut également être mesuré à l'aide d'un flowmètre.

#### **4.2.3 Détermination du temps d'exposition en fonction du type d'échantillonneur passif et de la gamme de concentration**

Le temps d'exposition dépend du type d'échantillonneur sélectionné. Il est généralement donné par le fabricant ou peut être trouvé dans la littérature. Il peut varier de quelques dizaines de minutes à quelques mois.

Pour les échantillonneurs passifs à l'équilibre, le temps d'exposition doit être suffisamment long pour que l'équilibre avec le milieu échantillonné soit atteint après la diffusion des contaminants à travers la membrane et pour que le système soit de retour à des conditions « normales » après les perturbations liées à l'installation de l'échantillonneur.

Pour les échantillonneurs passifs intégratifs, le temps d'exposition dépend de la concentration des composés suivis dans les eaux souterraines. L'échantillonneur doit être laissé en place suffisamment longtemps pour atteindre la limite de quantification de la méthode utilisée pour l'extraction et le dosage des contaminants mais pas trop longtemps pour éviter la saturation de l'adsorbant. Cette information est souvent donnée par le fabricant également ou par la littérature.

#### **4.2.4 Détermination du nombre et de la position des échantillonneurs passifs**

Dans les piézomètres à intervalle crépiné inférieur à 1,5 m, l'échantillonneur passif est généralement installé au milieu de l'intervalle crépiné, qu'il y ait ou non présence de flux verticaux naturels. Les échantillons seront considérés comme représentatifs de la profondeur à laquelle ils ont été placés. Pour les intervalles crépinés compris entre 1,5 m et 3 m, plusieurs échantillonneurs passifs peuvent être utilisés, au moins lors du premier déploiement.

Pour les piézomètres avec des intervalles crépinés plus longs (> 3 m), les flux verticaux naturels doivent être mesurés. Le nombre et la position des échantillonneurs passifs dépendent de la présence ou de l'absence de flux verticaux naturels ainsi que des objectifs de l'étude :

- si des flux verticaux naturels sont présents dans un piézomètre à intervalle crépiné long, les concentrations des contaminants vont être homogènes le long de l'intervalle crépiné et de ce fait, des échantillons représentatifs d'une profondeur donnée ne peuvent pas être obtenus. Les échantillonneurs passifs donneront la concentration moyenne le long de l'intervalle crépiné et fourniront le même type d'information qu'un échantillon d'eau souterraine prélevé à l'aide de la méthode conventionnelle,
- lorsqu'il n'y a pas de flux verticaux naturels dans l'ouvrage, les échantillonneurs passifs peuvent être utilisés pour l'obtention de concentrations à une profondeur donnée d'un aquifère. Si un profil vertical de la contamination est nécessaire, plusieurs échantillonneurs passifs peuvent être déployés en même temps, dans le même piézomètre. Ainsi, la partie la plus contaminée de l'aquifère peut être surveillée par exemple.

### **4.3 Interprétation des données**

Lorsque la qualité des eaux souterraines est suivie à l'aide de la technique conventionnelle (purge de l'ouvrage avant prélèvement), il est recommandé de procéder à une discussion des résultats donnés par cette technique avec ceux donnés par les échantillonneurs passifs, au droit de chaque piézomètre en particulier. Des tests ont montré que les échantillonneurs passifs permettaient d'obtenir des résultats représentatifs des conditions du milieu environnant au point de prélèvement au sein de l'intervalle crépiné, même si les concentrations étaient différentes de celles données par la technique conventionnelle. Ceci peut être dû au fait que, avec la technique de prélèvement conventionnelle, de l'eau de zones supérieures ou inférieures à l'intervalle crépiné avec des concentrations plus élevées ou plus faibles peut être mélangée à l'échantillon prélevé lors du pompage (Vroblesky et Petkewich, 2000). Le prélèvement à la pompe peut également mélanger des zones de concentrations différentes au sein de l'intervalle crépiné (Vroblesky et

Peters, 2000). Pour cette évaluation, il est recommandé de mettre en œuvre les échantillonneurs passifs avant la purge et le prélèvement à la pompe. En effet, des différences pourraient être observées à cause d'une perturbation provoquée par la mise en place et le retrait de la pompe. Néanmoins, ces deux techniques de prélèvement sont basées sur des principes de fonctionnement différents, c'est pourquoi une correspondance entre les résultats issus de ces deux méthodes ne doit pas être forcément recherchée. Des résultats différents n'invalident par forcément l'une ou l'autre méthode.

La Figure 3 synthétise les différentes étapes à suivre lors de l'utilisation d'échantillonneurs passifs pour la mesure de la qualité des eaux souterraines.

## 1. Sélection de l'EP

<p><b>a</b> Sélection en fonction des objectifs de l'étude dans le temps</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Concentration <b>moyenne</b> au cours du temps ➡ EP intégratif</li> <li>• Concentration <b>ponctuelle</b> au moment de la prise d'échantillon ➡ EP instantané ou à l'équilibre</li> <li>• Flux massique de contaminants ➡ EP intégratif</li> </ul>
<p><b>b</b> Sélection en fonction des objectifs de l'étude dans l'espace</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Distribution verticale des contaminants ➡ EP instantané, à l'équilibre, ou intégratif</li> <li>• Surveillance de l'évolution d'un panache ➡ EP intégratif</li> <li>• Point sentinelle (hors panache) ➡ EP intégratif</li> </ul>
<p><b>c</b> Sélection en fonction des composés à suivre</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>➡ EP spécifiques à une famille de contaminants en général, voir tableau 4</li> </ul>

## 2. Mise en œuvre des EP

<p><b>a</b> Installation et retrait des EP</p>	<p>Connaissance du réseau de surveillance :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• diamètre du piézomètre</li> <li>• position et longueur de l'intervalle crépiné</li> <li>• variation du niveau statique de la nappe</li> </ul>
<p><b>b</b> Sélection du type d'échantillon à prélever</p>	<p>Connaissance de l'hydrogéologie locale</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Absence de flux verticaux naturels : concentration à une profondeur donnée / à différentes profondeurs</li> <li>• Présence de flux verticaux naturels : concentration moyenne le long de l'intervalle crépiné</li> <li>• Détermination des horizons plus ou moins productifs (EX : surveillance de la portion d'aquifère la plus contaminée)</li> </ul>
<p><b>c</b> Détermination du temps d'exposition</p>	<p>EP à l'équilibre ➡ Equilibre EP / milieu échantillonné</p> <p>EP intégratif ➡ Fonction de la concentration attendue : atteinte de la LQ et non saturation de l'adsorbant</p>
<p><b>d</b> Détermination du nombre et de la position des EP</p>	<p>Intervalle crépiné &lt; 1,5 m ➡ 1 EP au milieu de l'intervalle crépiné</p> <p>Intervalle crépiné compris entre 1,5 et 3 m ➡ Plusieurs EP possible</p> <p>Intervalle crépiné &gt; 3 m</p> <p>Absence de flux verticaux naturels : concentration à une profondeur donnée / à différentes profondeurs ➡ Plusieurs EP possible</p> <p>Présence de flux verticaux naturels : concentration moyenne le long de l'intervalle crépiné ➡ 1 seul EP suffit</p>

## 3. Interprétation des données

<p>Discussion des résultats avec ceux donnés par la technique conventionnelle au droit de chaque piézomètre</p>	<p>➡ Résultats différents n'invalident pas forcément l'un ou l'autre technique</p>
---	--

Figure 3 : Etapes à suivre pour l'utilisation d'échantillonneurs passifs pour la mesure de la qualité des eaux souterraines

EP = échantillonneur passif

## 5 Retour d'expérience sur les échantillonneurs passifs testés

### 5.1 Echantillonnage passif des eaux souterraines

#### 5.1.1 Avantages généraux

En général, les échantillonneurs passifs testés étaient très simples d'utilisation. En effet, l'installation consiste simplement à les descendre dans le piézomètre à investiguer, à la profondeur désirée, et le retrait nécessite simplement de les remonter doucement. Ils peuvent être déployés dans la plupart des piézomètres à la condition que le diamètre du piézomètre considéré permette leur insertion. Le temps nécessaire au prélèvement des eaux souterraines sur le terrain est moindre que celui nécessaire pour mettre en œuvre la technique conventionnelle de prélèvement, ce qui permet ainsi un prélèvement moins coûteux dans certains cas. Les contaminations croisées sont par ailleurs évitées puisque différents échantillonneurs passifs sont utilisés pour le prélèvement dans différents piézomètres. Ils sont jetables et aucun protocole de décontamination/nettoyage n'est nécessaire.

De plus, ces échantillonneurs peuvent s'avérer très intéressants dans le cas d'un aquifère peu perméable, lorsqu'il est difficile d'obtenir des échantillons d'eau souterraine selon d'autres techniques (Parker et Clark, 2002). Ils peuvent permettre un prélèvement à une profondeur donnée d'un aquifère et sont une bonne alternative pour mesurer facilement un profil de contamination vertical lorsqu'ils sont déployés en série. Ils peuvent ainsi être très utiles pour localiser les zones de plus fortes concentrations. Néanmoins, les flux verticaux naturels doivent être mesurés dans les ouvrages avant d'envisager la possibilité d'un prélèvement multi-niveau dans un piézomètre.

Lorsque des échantillonneurs passifs sont utilisés, il n'y a pas d'eau de purge à traiter, ce qui permet de réduire ou d'éliminer les coûts de traitement : en effet, il n'y a pas de déchet pollué produit durant le prélèvement, mis à part l'échantillonneur passif lui-même (qui peut être réutilisé pour certains d'entre eux). Aucun équipement supplémentaire ni aucune source d'énergie extérieure n'est nécessaire sur le terrain. Ainsi, contrairement à la pompe dont le débit dépend de la profondeur à laquelle elle est placée, les échantillonneurs passifs n'ont pas de limite de profondeur pour leur installation. Ils sont par ailleurs très pratiques lorsque l'accès au piézomètre est difficile ou encore lorsqu'une certaine discrétion est nécessaire.

D'après le principe de fonctionnement des échantillonneurs passifs intégratifs (accumulation des contaminants sur ou dans l'échantillonneur), des concentrations très faibles peuvent être détectées. Ce type d'échantillonneur peut ainsi être très performant en tant que point sentinelle.

#### 5.1.2 Limites générales

Lorsque différentes familles de contaminants doivent être suivies, différents échantillonneurs passifs doivent être utilisés en général puisque la plupart d'entre eux sont spécifiques à une famille de contaminant. Néanmoins, certains échantillonneurs passifs comme les membranes de dialyse en cellulose régénérée sont capables de prélever une large gamme de contaminants, ainsi que les cations et les anions. La seule limite dans ce cas sera le volume d'eau contenu dans l'échantillonneur puisque les laboratoires d'analyse ont besoin en général d'un volume d'eau assez important pour chaque analyse.

Pour certains échantillonneurs passifs, l'activité biologique peut être un problème et peut résulter en une détection de concentrations moins importantes par l'échantillonneur. Par ailleurs, les conditions hydrogéologiques au point de prélèvement doivent être parfaitement connues, à savoir les flux verticaux naturels dans les ouvrages à investiguer, en particulier lorsque des prélèvements à une profondeur donnée ou multi-niveaux sont souhaités. Enfin, lorsque des échantillonneurs passifs intégratifs sont utilisés, la concentration est calculée d'après la masse adsorbée. Une étape de calcul est donc nécessaire et d'autres paramètres sont souvent nécessaires, comme par exemple le temps d'exposition, la température de l'eau ou encore la profondeur d'installation.

## 5.2 Échantillonneurs passifs à l'équilibre

### 5.2.1 Polyethylene diffusion bags (PDBs)

#### Composition de l'échantillonneur et principe de fonctionnement

Les PDBs sont constitués d'une membrane tubulaire en polyéthylène basse densité, remplie d'eau déionisée. En général, cet échantillonneur mesure 50 cm de long et 4 cm de diamètre et est contenu dans un filet protecteur en polyéthylène pour éviter tout dommage (Figure 4). D'autres dimensions sont également disponibles sur le marché. Par ailleurs, un poids est fixé à l'extrémité de l'échantillonneur afin qu'il reste à la profondeur définie sous la surface des eaux souterraines et qu'il ne flotte pas. Il s'agit en général d'une bouteille remplie de sable. Ces échantillonneurs passifs sont spécialement conçus pour le prélèvement des composés organiques volatils.

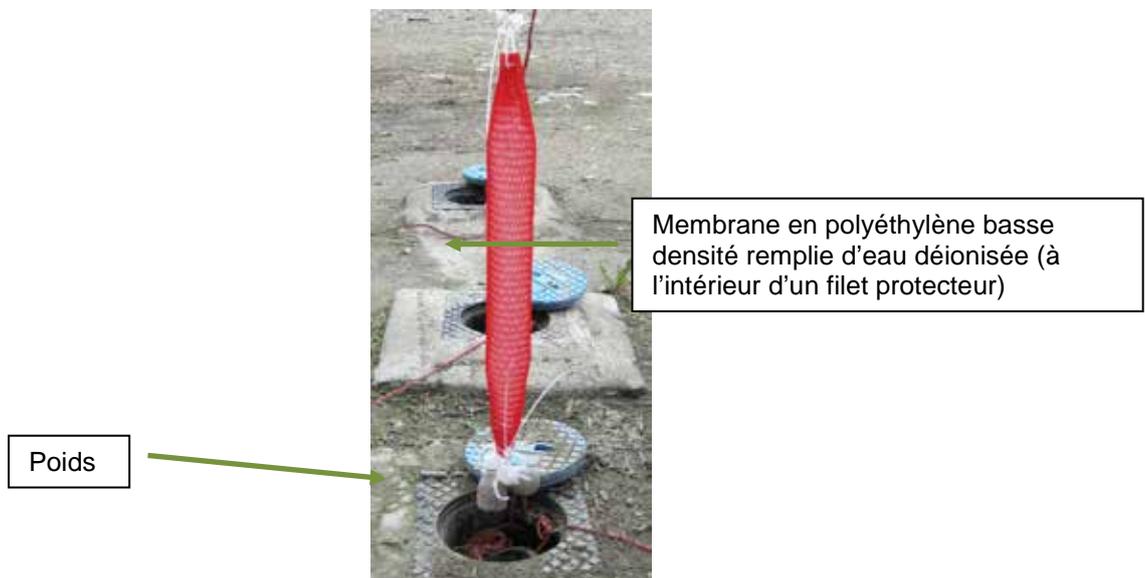


Figure 4 : Polyethylene Diffusion Bag (PDB)

Ces échantillonneurs passifs sont disponibles dans le commerce et livrés prêts à l'emploi. Ils peuvent également être très facilement construits au laboratoire. Le principe de fonctionnement des PDBs est basé sur la diffusion moléculaire à travers la membrane semi-perméable. Lorsque l'échantillonneur est placé dans l'eau, les composés organiques volatils (COV) vont diffuser à travers la membrane des eaux souterraines contaminées vers l'eau contenue dans l'échantillonneur jusqu'à ce que les concentrations soient égales des deux côtés de la membrane. Lorsque les concentrations dans les eaux souterraines changent, les concentrations à l'intérieur du PDB changent également. Les concentrations en COV dans l'échantillonneur sont représentatives des concentrations dans les eaux souterraines 1 à 4 jours avant son retrait.

Avant leur installation, les PDBs doivent être stockés dans un endroit frais, à l'abri de la lumière. Afin d'éviter toute contamination par l'air, des fumées, des graisses ou huiles de toute sorte, il est recommandé de ne pas les stocker trop longtemps avant installation.

### Installation et retrait de l'échantillonneur

Les PDBs sont attachés à une corde, elle-même attachée à la tête du piézomètre. Ensuite, ils sont descendus doucement dans le piézomètre en évitant d'endommager la membrane. Il est à noter que toute fuite d'eau à partir du PDB suite à son transport ou à son installation le rend inopérant. La formation de bulles d'air à l'intérieur du PDB n'a pas d'impact.

Le temps d'exposition de l'échantillonneur dépend du temps nécessaire à l'atteinte d'un équilibre avec le milieu échantillonné suite à la diffusion des composés à travers la membrane mais également du temps nécessaire au système pour revenir à des conditions « normales » après l'introduction de l'échantillonneur, induisant des perturbations au sein de l'ouvrage. Une exposition de 2 semaines est en général suffisante dans les sols de forte à moyenne perméabilité, contenant principalement des sables et des limons. Une exposition plus longue est possible tant qu'aucun développement de micro-organisme sur la membrane n'est observé. En effet, ceci pourrait mener à son encrassement. Pour des sols de faible perméabilité, composés principalement d'argile et de limon dense, un temps d'exposition plus long peut être nécessaire pour atteindre l'équilibre (Vroblesky et Campbell, 2001).

Après un temps d'exposition approprié, les PDBs sont retirés précautionneusement du piézomètre. Le prélèvement de l'eau contenue dans le sac doit être alors effectué immédiatement, sur le terrain pour éviter toutes perturbations dues à la lumière ou à la chaleur. Le transfert de l'eau contenue dans le PDB est réalisé à l'aide d'un tube en PTFE fourni avec l'échantillonneur. Ceci permet un prélèvement à faible débit afin d'éviter la volatilisation de composés durant cette étape. Les PDBs présentant des fuites ne doivent pas faire l'objet d'un prélèvement d'eau. Les flacons dans lesquels l'eau est transférée doivent être stockés au frais et à l'abri de la lumière jusqu'au laboratoire.

### Retour d'expérience sur les PDBs suite aux tests mis en œuvre dans le cadre du projet CityChlor

Les PDBs sont très simples à installer et à retirer (environ 10 à 15 min par piézomètre), ce qui signifie que de nombreux piézomètres peuvent être équipés en une journée. De plus, ces échantillonneurs passifs sont très bons marché (entre 20 et 40 € l'unité) et l'analyse peut être réalisée par n'importe quel laboratoire puisqu'il s'agit de doser des COV dans l'eau.

En général, les tests mis en œuvre dans le cadre du projet CityChlor ont montré que les concentrations données par les PDBs étaient du même ordre de grandeur que celles mesurées dans les échantillons d'eau souterraine prélevés selon la technique conventionnelle. Elles étaient même la plupart du temps comparables. Dans certains cas, les concentrations en TCE et en PCE étaient inférieures avec les PDBs par rapport à la pompe mais néanmoins dans la même gamme de concentrations. Ces différences ont pu être expliquées au vu de la lithologie, des profondeurs d'installation et des propriétés physico-chimiques du TCE et du PCE (densité par rapport à l'eau principalement). Une bonne répétabilité des résultats a également été observée.

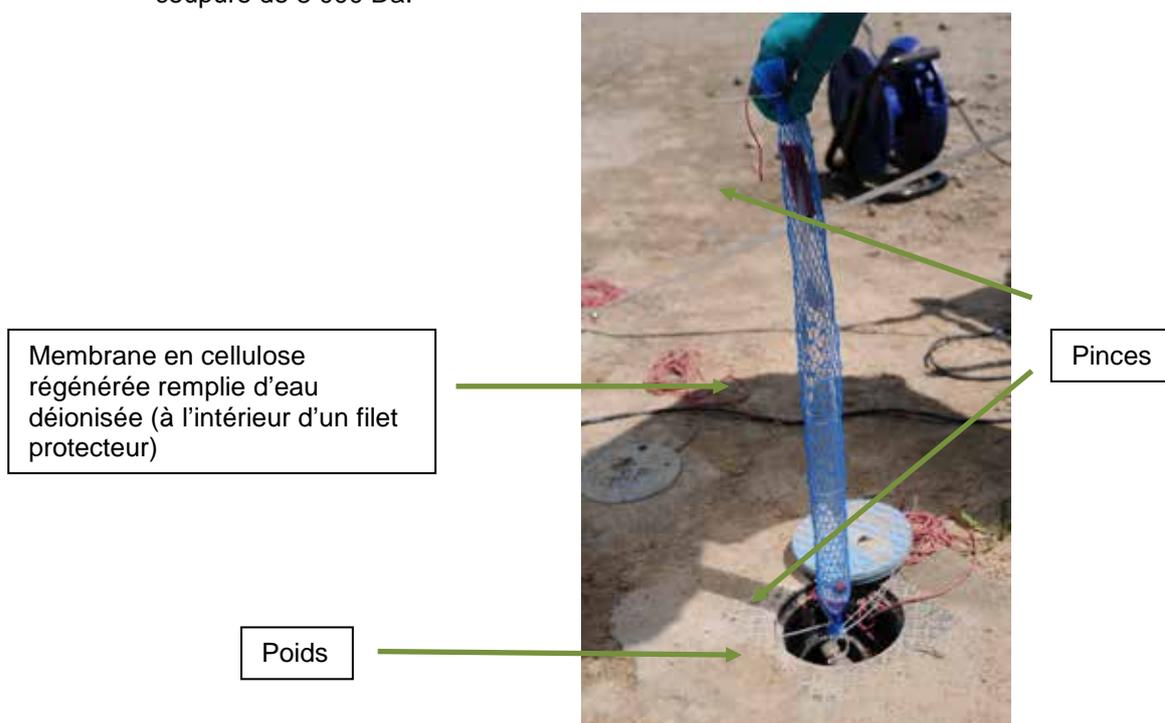
Pour plus d'informations sur les tests réalisés, le lecteur est invité à se référer au rapport du projet CityChlor présentant les expérimentations mises en œuvre sur site atelier (INERIS, 2013b).

## 5.2.2 Membranes de dialyse en cellulose régénérée

### Composition de l'échantillonneur et principe de fonctionnement

Ces échantillonneurs passifs ont une composition très proche et un mode de fonctionnement très proche des PDBs. Néanmoins, ils ne sont pas disponibles sur le marché. Ainsi, avant l'installation sur site, ils doivent être assemblés au laboratoire. Ils sont constitués d'une membrane tubulaire en cellulose régénérée, remplie d'eau déionisée. Pour les tests réalisés dans le cadre du projet CityChlor, des pinces ont été utilisées pour fermer la membrane à ses deux extrémités. Une autre possibilité consiste à fixer un robinet à son extrémité inférieure afin que le transfert de l'eau après son exposition soit plus facile et réalisé à faible débit lorsque des COV doivent être prélevés. Néanmoins, dans les tests décrits dans ce rapport, le transfert de l'eau a été effectué à l'aide du même tube en PTFE utilisé pour les PDBs. Par ailleurs, cet assemblage doit être placé dans un filet en polyéthylène pour éviter tout dommage à l'échantillonneur lors de sa manipulation. Un poids est également fixé à l'extrémité inférieure de l'échantillonneur afin d'éviter qu'il ne flotte. Il s'agit par exemple d'une bouteille remplie de sable. Concernant la membrane, différentes tailles de pores et différents diamètres sont disponibles sur le marché. La longueur de l'échantillonneur est laissée libre à l'opérateur, mais il est recommandé par l'ITRC (2004) de ne pas dépasser plus de 1,5 m pour les échantillonneurs passifs à l'équilibre.

Dans le cadre de ce projet, la longueur de l'échantillonneur était de 50 cm, son diamètre 5 cm et le seuil de coupure de 8 000 Da.



*Figure 5 : Membrane de dialyse en cellulose régénérée*

Les membranes de dialyse en cellulose régénérée peuvent être utilisées pour le prélèvement de composés organiques et inorganiques. Ils ont été testés avec succès pour une large gamme de contaminants (Vroblesky *et al.*, 2002 ; Vroblesky and Pravecek 2002 ; Imbrigiotta *et al.*, 2002). Le principe de fonctionnement de cet échantillonneur repose sur la diffusion : les composés présents dans les eaux souterraines vont diffuser à travers la membrane jusqu'à l'obtention d'un équilibre des deux côtés de la membrane. Lorsque les concentrations dans les eaux souterraines changent, les concentrations à l'intérieur de l'échantillonneur changent également.

Ces échantillonneurs doivent être assemblés quelques jours avant leur installation et doivent être stockés dans l'eau afin que la membrane reste perméable, flexible et solide.

#### Installation et retrait de l'échantillonneur

Les membranes de dialyse en cellulose régénérée sont attachées à une corde, elle-même attachée à la tête du piézomètre. Ensuite, elles sont descendues doucement dans le piézomètre en évitant d'endommager la membrane. Il est à noter que toute fuite d'eau à partir de l'échantillonneur suite à son transport ou à son installation le rend inopérant.

Le temps d'exposition de l'échantillonneur dépend du temps nécessaire à l'atteinte d'un équilibre avec le milieu échantillonné suite à la diffusion des composés à travers la membrane mais également du temps nécessaire au système pour revenir à des conditions « normales » après l'introduction de l'échantillonneur, induisant des perturbations au sein de l'ouvrage. Un temps d'exposition de 2 semaines est en général pertinent dans la plupart des applications. Une exposition plus longue est possible tant qu'aucun développement de micro-organisme sur la membrane n'est observé. En effet, ceci pourrait mener à son encrassement.

Après un temps d'exposition approprié, les membranes de dialyse sont retirées précautionneusement du piézomètre. Le prélèvement de l'eau contenue dans le sac doit être alors effectué immédiatement, sur le terrain pour éviter toutes perturbations dues à la lumière ou à la chaleur. Le transfert de l'eau contenue dans la membrane de dialyse est réalisé à l'aide du robinet fixé à son extrémité inférieure ou d'un tube en PTFE si une pince est attachée à cette extrémité. Ceci permet un prélèvement à faible débit afin d'éviter la volatilisation de composés durant cette étape. Les membranes de dialyse présentant des fuites ne doivent pas faire l'objet d'un prélèvement d'eau. Les flacons dans lesquels l'eau est transférée doivent être stockés au frais et à l'abri de la lumière jusqu'au laboratoire.

#### Retour d'expérience sur les membranes de dialyse suite aux tests mis en œuvre dans le cadre du projet CityChlor

Tout comme les PDBs, les membranes de dialyse en cellulose régénérée étaient très simples à installer et à retirer (environ 10 à 15 min par piézomètre), ce qui signifie qu'un grand nombre de piézomètres peut être équipé en une journée. De plus, ces échantillonneurs passifs sont bons marché (30 à 40 € l'unité) et l'analyse peut être réalisée par n'importe quel laboratoire puisqu'il s'agit de doser des COV (ou d'autres composés) dans l'eau. Étant donnée la taille des pores de la membrane, seule la fraction dissoute est prélevée. De ce fait, la filtration n'est plus nécessaire sur le terrain. Comparées aux PDBs, le principal avantage des membranes de dialyse correspond à leur capacité à prélever plusieurs familles de contaminants (organiques et inorganiques) en même temps. La seule limite dans ce cas sera le volume d'eau contenu dans l'échantillonneur puisque les laboratoires d'analyse ont besoin en général d'un volume d'eau assez important pour chaque analyse. Ceci signifie que si de nombreuses familles de contaminants sont à suivre sur site, plusieurs échantillonneurs passifs à membrane de dialyse devront probablement être mis en place en même temps.

Néanmoins, ces échantillonneurs passifs ne sont pas disponibles sur le marché. Le temps nécessaire à leur assemblage est d'environ 15 min lorsque l'opérateur est habitué. Au cours de notre étude, une perte d'eau d'environ 10 % a été observée lors de l'exposition des membranes de dialyse dans certains cas. Ceci a également été reporté dans la littérature (ITRC, 2007) et peut causer certains problèmes lors du prélèvement de composés volatils. Au cours du projet CityChlor, des tests ont été mis en œuvre en adaptant un robinet à la place d'une pince dans la partie inférieure de l'échantillonneur mais le même problème a été observé. Une optimisation de la construction des échantillonneurs à membrane de dialyse doit donc être réalisée avant la mise en œuvre de tests complémentaires sur le terrain. De plus, ils doivent être stockés dans l'eau avant leur installation ce qui peut se révéler contraignant lorsque de nombreux échantillonneurs passifs doivent être installés en même temps.

En général, les tests mis en œuvre dans le cadre du projet CityChlor ont montré que pour le cis-DCE, le trans-DCE et le TCE, les concentrations dans les eaux souterraines obtenues à partir des membranes de dialyse étaient du même ordre de grandeur et comparables à celles mesurées dans les échantillons d'eau souterraine prélevés à la pompe après purge de l'ouvrage. Ceci n'était pas le cas pour le CV : une sous-estimation ou une sur-estimation des concentrations avec les membranes de dialyse a été observée, ce qui pourrait s'expliquer par sa volatilisation durant le prélèvement par l'une ou l'autre des méthodes. Enfin, une sous-estimation des concentrations en PCE a été mise en évidence avec les membranes de dialyse, ce qui pourrait s'expliquer comme pour les PDBs, au regard de la lithologie, de la profondeur d'installation et des propriétés physico-chimiques du PCE (densité comparée à l'eau).

Pour plus d'informations sur les tests réalisés, le lecteur est invité à se référer au rapport du projet CityChlor présentant les expérimentations mises en œuvre sur site atelier (INERIS, 2013b).

## 5.3 Echantillonneurs passifs intégratifs

### 5.3.1 Dosimètres en céramique

#### Composition de l'échantillonneur et principe de fonctionnement

Les dosimètres en céramique sont constitués d'un tube en céramique poreux d'1 cm de diamètre, de 5 cm de long et dont la taille des pores est de 5 nm (Figure 6). Un adsorbant solide est placé à l'intérieur de ce tube. Il est sélectionné en fonction des composés à suivre et de la durée de la surveillance. Cet adsorbant doit avoir une forte affinité pour les contaminants et l'extraction doit pouvoir être réalisée facilement. Un bouchon en PTFE est placé aux deux extrémités du tube en céramique. Le coefficient de diffusion de ce bouchon est très faible, ce qui signifie que l'adsorption des contaminants est uniquement contrôlée par le tube en céramique. Celui-ci est, par ailleurs, généralement placé dans une cage en acier afin d'éviter tout dommage lors de sa manipulation.

Les dosimètres en céramique peuvent permettre le suivi des composés organiques volatils comme les HAP, les BTEX ou les solvants chlorés.



Figure 6 : Dosimètre en céramique

Pendant leur période d'exposition, les contaminants diffusent à travers la membrane en céramique, sont absorbés et accumulés dans l'échantillonneur sur l'adsorbant d'une manière linéaire.

Les dosimètres en céramique doivent être stockés dans un environnement humide avant et après leur installation (par exemple, dans du papier absorbant humide).

Après la campagne de prélèvement sur le terrain, l'adsorbant est retiré du dosimètre et les contaminants sont extraits, par thermodésorption ou à l'aide d'un solvant. Les contaminants sont ensuite dosés par GC-MS et la masse absorbée est calculée. La concentration moyenne dans les eaux souterraines pendant la période d'exposition est alors obtenue à l'aide d'un modèle. Les paramètres nécessaires au calcul sont la durée d'exposition et la température des eaux souterraines.

#### Installation et retrait de l'échantillonneur

Les dosimètres en céramique sont attachés à une corde, elle-même attachée à la tête du piézomètre. Ensuite, ils sont descendus doucement dans le piézomètre en évitant d'endommager l'échantillonneur. Le temps d'exposition dépend de la concentration des composés d'intérêt dans les eaux souterraines. L'échantillonneur doit en effet être laissé en place suffisamment longtemps pour que la limite de quantification de la méthode analytique et de la méthode d'extraction soient atteintes, mais pas trop longtemps pour que l'adsorbant ne soit pas saturé. Quelques temps d'exposition minimum classiquement utilisés sont présentés Tableau 6.

Tableau 6 : Temps d'exposition minimum pour les dosimètres en céramique permettant l'atteinte des limites de quantification

	HAP		BTEX		COV	
	Naphtalène	Phénanthrène	Benzène	Toluène	TCE	PCE
<b>Masse minimum (µg)</b>	0,09	0,12	1,2	1,35	6	6,3
<b>Concentration en solution</b>	Temps d'exposition requis					
<b>0,1 µg/L</b>	330 j	1,4 a	9 a	11 a	61 a	73 a
<b>1 µg/L</b>	33 j	53 j	341 j	1,1 a	6,1 a	7,3 a
<b>10 µg/L</b>	3 j	5 j	34 j	41 j	224 j	267 j
<b>100 µg/L</b>	0,3 j	0,5 j	3,4 j	4,1 j	22,4 j	26,7 j

Après un temps d'exposition approprié, les dosimètres en céramique sont retirés précautionneusement du piézomètre et stockés dans un environnement humide avant analyse. Les résultats correspondront à une concentration moyenne des composés recherchés dans les eaux souterraines pendant la période d'exposition.

#### Retour d'expérience sur les dosimètres en céramique suite aux tests mis en œuvre dans le cadre du projet CityChlor

L'avantage principal de cet échantillonneur correspond à l'obtention de concentrations intégrées sur des périodes de temps pouvant être relativement longues (des tests ont été réalisés en exposant les dosimètres pendant un an, mais pas dans le cadre de ce projet). Les dosimètres sont protégés contre les contaminations par les micro-organismes grâce à une petite taille de pore et les composés ne se désorbent pas lorsque la concentration dans les eaux souterraines diminue. De ce fait, l'utilisation d'un tel échantillonneur passif permet de réduire le nombre d'échantillons analysés et donc les coûts analytiques. La détection de pics de concentration est possible dans le cadre d'une surveillance à long terme. De plus, les dosimètres en céramique sont capables de prélever de nombreux contaminants dès que l'adsorbant est adapté. Le prélèvement n'est pas influencé par les paramètres hydrodynamiques locaux, c'est pourquoi aucune calibration n'est nécessaire.

En général, les tests mis en œuvre dans le cadre du projet CityChlor ont montré que les concentrations obtenues à l'aide des dosimètres en céramique étaient du même ordre de grandeur que les concentrations moyennes calculées à partir des concentrations mesurées dans les échantillons d'eau souterraine pris avec une pompe après purge de l'ouvrage. En considérant l'incertitude analytique, elles étaient comparables pour le cis-DCE, dans la moitié des cas pour le TCE et dans seulement 20% des cas pour le PCE. Pour le TCE et le PCE, les différences entre les concentrations données par les deux méthodes peuvent s'expliquer de la même manière que pour les PDBs. Néanmoins, ces différences sont moins marquées que pour les PDBs.

Ces comparaisons ont été réalisées d'après 3 campagnes de prélèvement concernant 4 piézomètres, c'est-à-dire à partir de 12 points de comparaison au plus pour chaque composé analysé. Afin de mieux documenter le retour d'expérience sur les dosimètres en céramique, il serait intéressant de les évaluer pendant des périodes d'exposition plus longues et de comparer les résultats à la méthode de prélèvement conventionnelle, dans le cadre d'une surveillance réglementaire par exemple.

Néanmoins, une bonne connaissance des gammes de concentrations est nécessaire avant la mise en place des dosimètres en céramique afin de bien dimensionner le temps d'exposition. De plus, puisque cet échantillonneur possède un taux d'échantillonnage faible, il requiert une durée d'exposition longue lorsque les composés sont présents en faibles concentrations. Ils ne permettent par ailleurs pas la quantification du CV et du trans-DCE.

Pour plus d'informations sur les tests réalisés, le lecteur est invité à se référer au rapport du projet CityChlor présentant les expérimentations mises en œuvre sur site atelier (INERIS, 2013b).

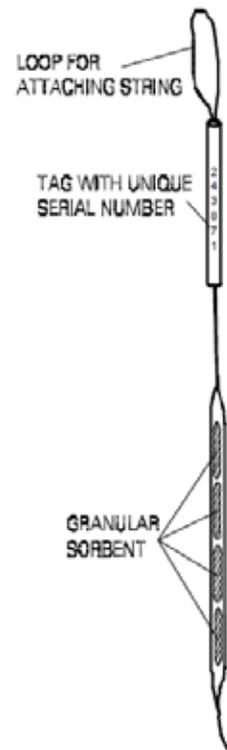
### 5.3.2 Les modules Gore® Sorber

#### Composition de l'échantillonneur et principe de fonctionnement

Les modules Gore® Sorber sont composés d'adsorbants hydrophobes placés à l'intérieur d'une membrane en GORE-TEX®. Cette membrane est imperméable mais laisse pénétrer les gaz. Ainsi, pour les composés dissous volatils ou semi-volatils, il va s'établir un équilibre entre la phase aqueuse et la phase gaz. Cette dernière traverse la membrane et s'adsorbe sur les adsorbants spécifiquement sélectionnés pour leur affinité avec une large gamme de composés. Puisqu'il s'agit d'un échantillonneur passif intégratif, les contaminants vont s'y accumuler.



(a)



(b)

*Figure 7 : Module Gore® Sorber*

*(a) Photo du module (d'après Gore) (b) Vue schématique d'un module (d'après US EPA, 2000)*

Après retrait de l'échantillonneur, les adsorbants sont analysés par la société Gore qui réalise tout d'abord une thermodésorption puis un dosage des composés à l'aide d'une GC-MS, en suivant la méthode US EPA 8260. La masse des composés dans les eaux souterraines ( $\mu\text{g}$ ) et leurs concentrations (ppb) sont obtenues. Pour ce faire, le taux d'échantillonnage spécifique à chaque composé, les temps d'exposition, l'efficacité d'adsorption et de désorption ainsi que les masses désorbées sont nécessaires afin de déterminer la concentration dans les eaux souterraines. Les taux d'échantillonnage dépendent de la température, du débit de l'eau ainsi que de la pression (c'est-à-dire de la colonne d'eau au-dessus du module).

#### Installation et retrait du module

Les modules Gore<sup>®</sup> Sorber sont attachés à une corde, elle-même attachée à la tête du piézomètre. Des poids en acier sont attachés à l'extrémité inférieure de la corde, et ils sont ensuite descendus précautionneusement mais rapidement dans le piézomètre. Lors du calcul des profondeurs d'installation, il faut prendre en compte le fait que l'échantillonneur va flotter (le point d'attache du module à la corde sera donc le point bas de celui-ci lors de son installation). Lors de l'installation, les modules doivent être sortis de leur flacon en verre juste avant la mise en place dans le piézomètre afin d'éviter une possible contamination provenant de l'air. Le temps d'exposition de l'échantillonneur est généralement compris entre 30 min et 4 h dans les eaux souterraines en fonction de la concentration des composés à suivre.

Après un temps d'exposition approprié, le module est remonté à la surface. A l'aide d'un papier absorbant propre, il est essuyé puis replacé dans son flacon pour envoi au laboratoire de la société Gore.

#### Retour d'expérience sur les modules Gore<sup>®</sup> Sorber suite aux tests mis en œuvre dans le cadre du projet CityChlor

Les modules Gore<sup>®</sup> Sorber sont très pratiques d'utilisation : ils n'ont pas besoin d'être conservés ou transportés dans des conditions particulières (ni au froid, ni dans un environnement humide) mais simplement dans leur flacon en verre. Par ailleurs, ils sont très petits, ce qui signifie qu'ils peuvent être utilisés dans n'importe quel piézomètre et peuvent être particulièrement adaptés pour les piézomètres de petit diamètre dans lesquels aucun autre échantillonneur ne peut s'adapter.

Dans le cadre du projet CityChlor, 2 types de modules Gore<sup>®</sup> ont été utilisés : le module SPG008 pour la mesure des concentrations en cis-DCE, TCE et PCE et le module de type J pour la mesure des concentrations en trans-DCE et CV. Les concentrations mesurées par le module SPG008 étaient du même ordre de grandeur que celles mesurées dans les échantillons d'eau souterraines prélevés à l'aide d'une pompe après purge de l'ouvrage. Elles étaient comparables, excepté pour le TCE sur un piézomètre et le PCE sur deux piézomètres, où les concentrations étaient inférieures avec les modules Gore<sup>®</sup>. Cette observation peut être expliquée comme pour les PDBs. Les modules de type J ont donné des concentrations du même ordre de grandeur que dans les échantillons prélevés à la pompe pour le trans-DCE, mais pour le CV, les concentrations étaient sous-estimées avec le module Gore. Le module de type J est en cours de développement, c'est pourquoi une meilleure estimation des concentrations en CV dans les eaux souterraines est attendue prochainement. Les résultats obtenus avec les modules Gore<sup>®</sup> ont montré par ailleurs une bonne répétabilité.

Pour plus d'informations sur les tests réalisés, le lecteur est invité à se référer au rapport du projet CityChlor présentant les expérimentations mises en œuvre sur site atelier (INERIS, 2013b).

## 6 Conclusions et perspectives

Les échantillonneurs passifs sont identifiés comme des outils innovants et prometteurs pour la mesure de la qualité des eaux souterraines sur des sites contaminés. Ils sont intéressants au vu de leurs nombreux avantages par rapport à la technique conventionnelle de prélèvement : ils sont très simples à installer et à retirer, aucune source d'énergie extérieure ni aucun équipement supplémentaire n'est nécessaire et ils sont généralement moins onéreux que la technique conventionnelle. De plus, les contaminations croisées sont évitées.

Les échantillonneurs passifs peuvent être considérés comme des outils complémentaires à la technique conventionnelle et peuvent être installés lorsque cette dernière est moins appropriée ou plus délicate à mettre en œuvre, par exemple dans le cas d'aquifères de faible perméabilité, ou encore en cas d'accès difficile ou de discrétion nécessaire. Ils n'ont pas de limite de profondeur et peuvent donc être utilisés très facilement dans des ouvrages profonds. Enfin, ils permettent une mesure relativement simple des profils verticaux de contamination lorsqu'ils sont déployés en série pour la mise en évidence de zones de plus fortes concentrations.

Néanmoins, la principale limite des échantillonneurs passifs concerne le fait qu'une bonne connaissance de l'hydrogéologie locale est nécessaire (en particulier la mesure des flux verticaux naturels dans l'ouvrage) afin de bien interpréter les données, dans le cas de piézomètres à intervalles crépinés longs (> 3 m). De plus, les échantillonneurs passifs sont généralement spécifiques à une famille de contaminants, ce qui signifie que différents échantillonneurs seront nécessaires sur des sites multi-contaminés.

D'après les avantages et les limites énoncés précédemment et au vu des tests réalisés dans le cadre de projets récents (METROCAP, ATTENA, CityChlor et PassCityChlor), les échantillonneurs passifs intégratifs et à l'équilibre sont identifiés comme pertinents sur des sites ayant déjà fait l'objet d'une caractérisation ; ils peuvent donc être utilisés dans le cadre d'une surveillance de la qualité des eaux souterraines par exemple. Néanmoins, la connaissance de l'hydrogéologie sur site est essentielle lorsque des échantillonneurs passifs doivent être déployés. Ces informations peuvent ne pas être disponibles lors de l'étape de caractérisation du site. Ainsi, une application des échantillonneurs passifs « à l'aveugle » n'est pas recommandée.

Pour une documentation plus large de leur application en Europe dans le cadre de la gestion des sites et sols pollués, des tests complémentaires pourraient être menés, afin d'alimenter le retour d'expérience sur l'utilisation des échantillonneurs passifs :

- les échantillonneurs passifs pourraient être appliqués pour d'autres familles de contaminants. Dans le cadre de précédents projets de recherche français (projets METROCAP et ATTENA) et du projet CityChlor, les COV sont les composés qui ont été testés principalement. Quelques tests préliminaires ont été réalisés sur les HAP. De ce fait, des tests plus approfondis pourraient être menés sur les HAP et les BTEX puisque ce sont les contaminants les plus fréquemment rencontrés sur les sites pollués. Des tests sur les éléments traces pourraient avoir lieu dans un second temps. Ceci permettrait d'alimenter le retour d'expérience afin d'encourager leur utilisation,
- puisque les échantillonneurs passifs ont été testés dans des conditions relativement contrôlées et connues, ils pourraient maintenant être évalués dans le cadre d'un suivi réglementaire afin de constituer au niveau français un retour d'expérience à partir de leur utilisation dans ce contexte. En particulier, un retour d'expérience sur les échantillonneurs passifs à l'équilibre et intégratif qui se sont révélés prometteurs dans ce travail (comme les PDBs et les dosimètres en céramique par exemple), pour des durées d'exposition plus longues, permettrait d'inciter les acteurs du domaine à les utiliser de manière plus large. Ces tests permettraient de montrer la plus-value des échantillonneurs passifs en ce qui concerne l'interprétation de chroniques de concentrations dont les valeurs sont extrêmement variables d'une campagne de prélèvement à une autre,

- les échantillonneurs passifs pourraient être comparés au prélèvement par purge « low-flow » puisqu'il s'agit d'une technique également mise en œuvre par les acteurs du domaine des sites et sols pollués pour le prélèvement d'eaux souterraines,
- les échantillonneurs passifs pourraient être évalués dans d'autres situations, en particulier dans le cadre de prélèvements multi-niveaux pour la caractérisation de la distribution verticale de la contamination.

Afin d'encourager les bureaux d'études à utiliser les échantillonneurs passifs, la norme ISO 5667-11:2009 devrait être révisée afin d'y inclure les échantillonneurs passifs et de proposer des lignes directrices pour leur utilisation dans les eaux souterraines. Ce pourrait être un parallèle à la norme ISO 5667-23:2011 concernant les échantillonneurs passifs dans les eaux de surface. En ce qui concerne les autorités, il pourrait leur être suggéré d'approuver l'utilisation d'échantillonneurs passifs au cas par cas : ainsi, pour prendre en compte l'échantillonnage passif, un plan d'échantillonnage et une discussion avec la technique de prélèvement conventionnelle pourraient être recommandés. Si les résultats ne correspondent pas, une argumentation sur les raisons de ces différences et les apports des échantillonneurs passifs par rapport à la technique actuellement en place pourrait être demandée.

## 7 Références

### Projet METROCAP (INERIS)

INERIS, 2011a (ref. INERIS-DRC-11-105722-05324A) «Projet Metrocap - Synthèse bibliographique relative aux capteurs passifs utilisés pour la mesure de la qualité des eaux souterraines », 29/05/2011

INERIS, 2011b (ref. INERIS-DRC-11-105722-02621A) « Projet Metrocap - Synthèse de l'enquête réalisée auprès des bureaux d'études quant à leur utilisation de capteurs passifs pour la mesure de la qualité des eaux souterraines, dans le contexte des sites pollués », 29/05/2011

INERIS, 2011c (ref. INERIS-DRC-11-105722-05328A) « Projet Metrocap - Synthèse de tests exploratoires sur sites de mesures de COHV dans les eaux souterraines par capteurs passifs », 29/05/2011

INERIS, 2011d (ref. INERIS-DRC-11-105722-04595A) « Projet Metrocap - Recommandations pour l'utilisation de capteurs passifs pour la mesure de la qualité des eaux souterraines, dans le contexte des sites pollués », 29/05/2011

### Projets CityChlor et CaraCityChlor (INERIS)

INERIS, 2013a - Groundwater quality measurement with passive samplers - Code of best practices. Projet CityChlor

INERIS, 2013b - Exemple d'utilisation d'outils de caractérisation des eaux souterraines, des sols, des gaz du sol et de l'air intérieur de sites contaminés par des solvants chlorés, en milieu urbain. Projet CityChlor / CaraCityChlor

### Projet ATTENA

ADEME, 2013 « Mode Opérateur pour l'utilisation d'échantillonneurs passifs »

### Autres références

Barcelona, M.J., Varljen, M.D., Puls, R.W., Kaminski, D., 2005. Ground Water Purging and Sampling Methods: History vs. Hysteria. *Ground Water Monitoring and Remediation* 25: 52 - 62.

Boman, G.K., Molz, F.J., Boone K.D., 1997. Borehole Flowmeter Application in Fluvial Sediments: Methodology, Results, and Assessment. *Ground Water* 35: 443-450

Côme J.M., Kaskassian S., Ropars M., Razakarisoa O., Quintard M., Schäfer G., Haeseler F. 2007. Caractérisation dans les aquifères d'une zone source constituée d'organo-chlorés aliphatiques – Guide méthodologique ADEME - Collection ADEME « Connaître pour Agir » - Programme R&D MACAOH (Modélisation, Atténuation, Caractérisation dans les Aquifères des Organo-Halogénés), 142 p.

Côme J.M., Burghoffer P., Danquigny C., Emonet-Gauthier A., Getto D., Haeseler F., Kaskassian S., Le Roux F., Quintard M., Razakarisoa O., Schaefer G. 2005. CIDISIR, Quantification des cinétiques de dissolution sur sites réels - hydrocarbures pétroliers et dérivés halogénés - Guide méthodologique, Programme RITEAU/Ministère de la Recherche, 72 p.

Einiarson M. (2006). Practical handbook of environmental site characterization and groundwater monitoring, Chap. 11 : Multilevel Ground-Water Monitoring, second edition, CRC press.

Elci A., Molz F.J., Waldrop W.R. 2001. Implications of observed and simulated ambient flow in monitoring wells. *Groundwater* 39: 853-862.

Gal F., Roy S., 2007. Echantillonneurs passifs appliqués aux études d'eaux, de sols et de sédiments, BRGM.

Gorecki T., Namiesnik J. (2002): Passive sampling. *Trends in analytical chemistry* 21: 276-291

Greenwood R., Mills G., Vrana B. (eds.) (2007). Passive sampling techniques in environmental monitoring. *Comprehensive analytical chemistry* 48. Elsevier, Amsterdam, 486 pp.

Huckins J. N., Petty J. D., Booij K. (2006). Monitors of organic chemicals in the environment. - Semipermeable Membrane Devices. Springer, Heidelberg. 223 pp.

Imbrigiotta T. E., Ehlike T. A., Lacombe PL J., Dale J. M., 2002. Comparison of dialysis membrane diffusion samplers and two purging methods in bedrock wells. *Remediation of chlorinated and recalcitrant compounds: Proceedings, 3<sup>rd</sup> International Conference on remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds, Monterey, California. Gavaskar A. R. and Chen, A. S. C. eds.*

Interstate Technology and Regulatory Council Diffusion/Passive samplers Team, 2007. Protocol for Use of Five Passive Samplers to sample for a variety of contaminants in groundwater, *ITRC Technical and Regulatory Guidance*.

Interstate Technology and Regulatory Council Diffusion/Passive samplers Team, 2004. Technical and Regulatory Guidance for Using Polyethylene Diffusion BagSamplers to Monitor Volatile Organic Compounds in Groundwater. *ITRC Technical and Regulatory Guidance*.

Kaminski D., 2006. Low-Flow Ground Water Sampling. An Update on Proper Application and Use. *QED Environmental Systems Inc. Ann Arbor, MI / Oakland, CA Copyright © David Kaminski/QED Environmental Systems, Inc. 2006.*

Kearl P., Korte N., Cronk T., 1992. Suggested modifications to ground water sampling procedures based on observations from the colloidal borescope: *Ground-Water Monitoring Review 12: 155-166.*

Lieten S.H. 2013. Integration of results CSM 'Bio-washing machine'. Different innovative characterization methods and models for optimization of the area-oriented approach. *Projet CityChlor*

MacDonald J.P., Smith R.M., 2009. Concentration Profiles in Screened Wells under Static and Pumped Conditions. *Ground Water Monitoring and Remediation 29: 78 – 86.*

Paillet F. 2004. Borehole flowmeter applications in irregular and large-diameter boreholes. *Journal of Applied Geophysics 55: 39-59.*

Paillet F. 2000. A Field Technique for Estimating Aquifer Parameters Using Flow Log Data. *Ground Water 38: 510-521.*

Paillet F., Senay Y., Mukhopadhyay A., Szekely F. 2000. Flowmetering of drainage wells in Kuwait City, Kuwait. *Journal of Hydrogeology 234: 208-227.*

Parker L.V., Clark C.H. 2002. Study of Five Discrete Interval-Type Groundwater Sampling Devices. *US Army Corps of Engineers. Technical Report ERDC/CRREL TR-02-12.*

Powell R.M., Puls R.W., 1993. Passive sampling of ground water monitoring wells without purging: Multilevel well chemistry and tracer disappearance. *Journal of Contaminant Hydrology 12: 51-77.*

Robin M.J.L., Gillham R.W., 1987. Field evaluation on well purging procedures. *Ground-Water Monitoring Review 7: 85-93.*

Seethapathy S., Gorecki T., Li X., 2008. Passive sampling in Environmental Analysis, *Journal of Chromatography 1184: 234 - 253.*

US EPA, 2000. Environmental Technology Verification Report. Groundwater sampling technologies, W. L. Gore and Associates, Inc. Gore-Sorber<sup>®</sup> Water Quality Monitoring

Vrana B., Mills G.A., Allan I. J., Dominiak E., Svensson K., Knutsson J., Morrison G., Greenwood R. (2005). Passive Sampling techniques for monitoring pollutants in water. *Trends in analytical chemistry 24: 845-868.*

Vroblesky D.A., Hyde W.T., 1997. Diffusion Samplers as an Inexpensive Approach to Monitoring VOCs in Groundwater. *Ground Water Monitoring and Remediation 17: 177 – 184.*

Vroblesky D. A., Peters B.C., 2000. Diffusion Sampler Testing at Naval Air Station North Island, San Diego County, California; November 1999 to January 2000. U.S. Geological Survey Water-Resources Investigation Report 00-4812

Vroblesky D. A., Petkewich M. D., 2000. Field Testing of Passive Diffusion Bag Samplers for Volatile Organic Compound Concentrations in Groundwater, Naval Industrial Reserve Ordnance Plant, Fridley, Minnesota, November 1999 and May 2000. U.S. Geological Survey Water-Resources Investigation Report 00-4246.

Vroblesky D.A., Campbell T.R., 2001. Equilibration Times, Compound Selectivity, and Stability of Diffusion Samplers for Collection of Ground-Water VOC Concentrations. *Advances in Environmental Research* 5: 1 – 12.

Vroblesky D. A., Petkewich M. D., Campbell T. R., 2002. Field tests of diffusion samplers for inorganic constituents in wells and at a ground-water discharge zone. *U.S Geological Survey Water-Resources investigations Report 02-4031*.

Vroblesky D. a., Pravecek T., 2002. Evaluation of passive diffusion bag and dialysis samplers in selected wells at Hickam Air Force base, Hawaii, July 2001. *U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report 02-4031*.

Zabiegala B., Kot-Wasik A., Urbanowicz M., Namiesnik J. (2010). Passive sampling as a tool for obtaining reliable analytical information in environmental quality monitoring. *Analytical and bioanalytical chemistry* 396: 273-296.



## **Annexe 1 : Mode opératoire du Heat-Pulse Flowmeter**



## 1 - OBJECTIF ET PRINCIPE

Le flowmètre « Heat Pulse Flowmeter » (HPF) permet la mesure de flux verticaux dans les puits de forage et piézomètres. Il est particulièrement adapté pour mesurer les bas débits (de 0,1 à 4 L/min) mais peut être utilisé également de manière qualitative pour des débits plus élevés pour identifier les venues d'eau par exemple (jusqu'à 500 L/min).

La sonde (Figure 1) comporte une grille métallique horizontale chauffante et deux thermistors situés en dessous et au dessus de cette grille. Des impulsions de courant électrique (charge) sont appliquées à la grille métallique chauffant ainsi le fluide autour de celle-ci. Selon la direction du flux, ce fluide plus chaud sera détecté par l'un ou l'autre des thermistors. Le temps mis pour atteindre le thermistor donne la valeur du débit.

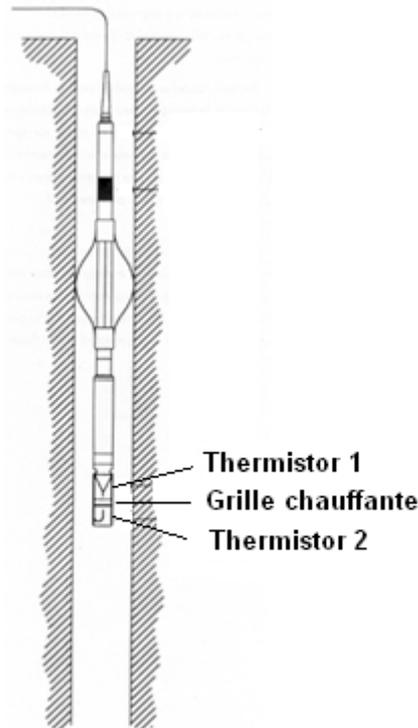


Figure 1 : Schéma d'un Heat Pulse Flowmeter

## 2 - PREPARATION DE LA SONDE

### 2.1 Première étape : mise en place d'un « diverter »

Le flowmètre mesure uniquement le flux passant dans la sonde. Or le flux vertical du forage correspond au flux passant à travers la sonde et à celui passant autour de la sonde. Il faut donc forcer tout le flux à passer par la sonde en installant un diverter qui va obturer le forage. La Figure 2 présente différentes tailles de diverters. Le diamètre du diverter à installer doit être légèrement supérieur à celui du forage. Le diverter s'installe entre les deux parties grillagées de la sonde comme présenté Figure 2.



Figure 2 : Diverters

## 2.2 Deuxième étape : Mise en place des centreurs

L'outil doit être centré dans le forage. La Figure 3 présente différentes tailles de centreurs. Il faut mettre 2 centreurs sur l'outil :

- en partie basse : en dessous des deux grilles,
- en partie haute : vers le milieu de l'outil.



Figure 3 : Centreurs

## 3 - Installation de l'outil dans le forage

Il faut veiller à ce que la sonde reste centrée en permanence dans le forage. A cette fin, un trépied est utilisé pour descendre ou monter l'outil dans le forage. Afin de ne pas perturber le milieu pour les mesures et permettre une équilibration rapide de l'outil avant chaque mesure, celui-ci doit être déplacé lentement dans le forage (au maximum de 1 à 1,5 m/min).

## 4 - Stratégie d'investigation d'un forage

### 4.1 Calibration du flowmètre

Le diverter utilisé pour forcer le flux à passer dans la sonde n'est pas totalement étanche et en présence de flux verticaux, l'eau peut passer par les côtés. C'est pourquoi une calibration est nécessaire.

La calibration s'effectue comme suit :

- l'outil est placé au niveau d'une partie non crépinée de l'ouvrage,
- une pompe est placée juste au dessus de l'outil et mise en marche à un débit inférieur à 4 L/min (2L/min est en général un bon compromis car il faut éviter un rabattement),
- une mesure est lancée et le débit indiqué  $Q_{\text{flowmètre}}$  est comparé avec le débit de la pompe  $Q_{\text{pompe}}$ . Le rapport des deux valeurs ( $F = \frac{Q_{\text{pompe}}}{Q_{\text{flowmètre}}}$ ) donne le coefficient correctif par lequel il faudra multiplier toutes les valeurs mesurées pour obtenir le débit réel.

### 4.2 Mesure des flux verticaux

Les mesures doivent être réalisées selon les étapes suivantes :

- caractérisation qualitative des flux verticaux : l'outil est descendu dans l'ouvrage et une mesure est faite tous les 2 à 5 m suivant la profondeur de l'ouvrage pour déterminer le sens des flux verticaux (ascendants ou descendants). En fond de piézomètre, une mesure de flux est réalisée et donne le « blanc », à soustraire des valeurs mesurées,
- les flux verticaux sont mesurés :
  - si les flux sont ascendants, les mesures doivent être faites en remontant l'outil, pour que les pétales des diverters soient courbés vers le bas,
  - si les flux sont descendants, les mesures doivent être faites en descendant l'outil, pour que les pétales des diverters soient courbés vers le haut.

### 4.3 Identification des venues d'eau

La pompe est placée dans la partie non crépinée de l'ouvrage et des mesures de flux verticaux sont réalisées lors de la remontée de l'outil. Lorsque l'outil est sous la pompe, la valeur du débit de la pompe doit être retrouvée.

## **Annexe 2 : Principe de fonctionnement des échantillonneurs passifs**



En général, un échantillonneur passif est composé d'une « barrière » et d'une phase réceptrice. La « barrière » peut être une membrane perméable ou semi-perméable faite d'un matériau spécifique et d'une épaisseur donnée ou encore une couche d'eau statique. Le matériau et les dimensions de la phase réceptrice sont choisis en fonction du type de contaminants recherchés et des objectifs de l'étude. Elle peut correspondre à un solvant, un réactif chimique ou encore un adsorbant poreux.

Cette phase réceptrice est conçue pour piéger les contaminants dans l'échantillonneur passif qui fonctionne selon 2 régimes différents :

- régime d'équilibre : avec ce type de fonctionnement, le temps d'exposition est suffisamment long pour obtenir un équilibre thermodynamique entre la phase réceptrice et l'eau présente autour de l'échantillonneur passif. Il est donc retiré lorsque l'équilibre est atteint et la concentration du contaminant d'intérêt est mesurée dans la phase réceptrice. La concentration est directement obtenue lorsque la phase réceptrice est de l'eau ou peut être calculée à partir du coefficient de distribution du composé recherché entre les 2 milieux impliqués si la phase réceptrice n'est pas de l'eau. Les échantillonneurs passifs fonctionnant selon ce type de régime sont les échantillonneurs passifs à l'équilibre (par exemple les PDBs (Polyethylene diffusion bags) ou les membranes de dialyse en cellulose régénérée),
- régime cinétique : dans ce cas, on considère que le taux de transfert du composé recherché est linéairement proportionnel à la différence entre l'activité chimique du contaminant dans l'eau et dans la phase réceptrice. La quantité prélevée par l'échantillonneur dépend de la concentration dans le milieu échantillonné et du temps d'exposition. Lorsque le taux d'échantillonnage est connu, une concentration moyenne du contaminant dans les eaux souterraines pendant la durée d'exposition de l'échantillonneur peut être calculée, à la condition que les molécules piégées par la phase réceptrice ne soient pas relarguées lorsque la concentration diminue dans le milieu échantillonné et que ce taux d'échantillonnage reste constant durant toute la période d'exposition. La phase réceptrice peut être constituée de résines ou de liquides permettant l'absorption et la chimisorption. Les échantillonneurs basés sur l'adsorption peuvent être sujets à une compétition entre les différents analytes présents dans les eaux souterraines. Les échantillonneurs passifs fonctionnant selon un régime cinétique sont les échantillonneurs passifs intégratifs, comme par exemple les dosimètres en céramique ou les modules Gore® Sorber.

La Figure 1 présente les modes de fonctionnement des échantillonneurs passifs. Lorsque l'échantillonneur est exposé au milieu à échantillonner, l'absorption du composé recherché commence et va durer jusqu'à égalité des potentiels chimiques de ce composé dans le milieu échantillonné et dans/sur l'échantillonneur passif (équilibre thermodynamique). En fonction de ses propriétés, un échantillonneur passif fonctionnera selon un régime d'équilibre, selon un régime cinétique ou selon les deux.

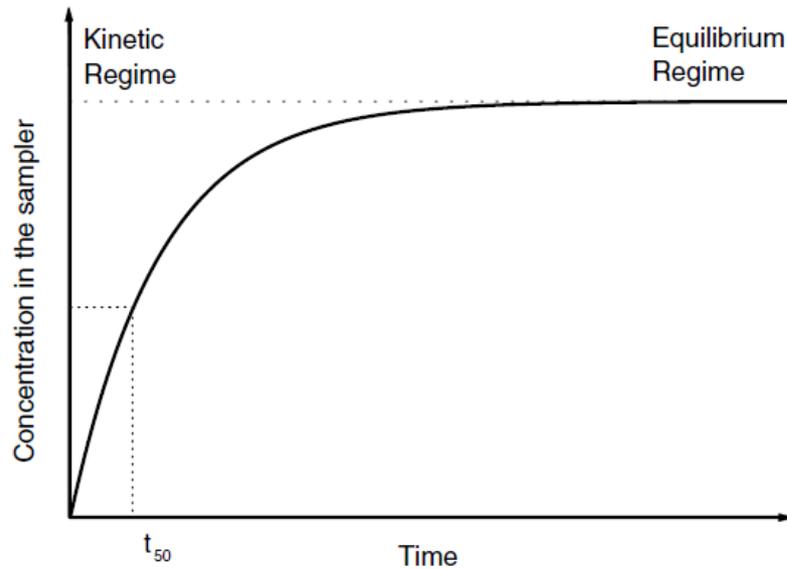
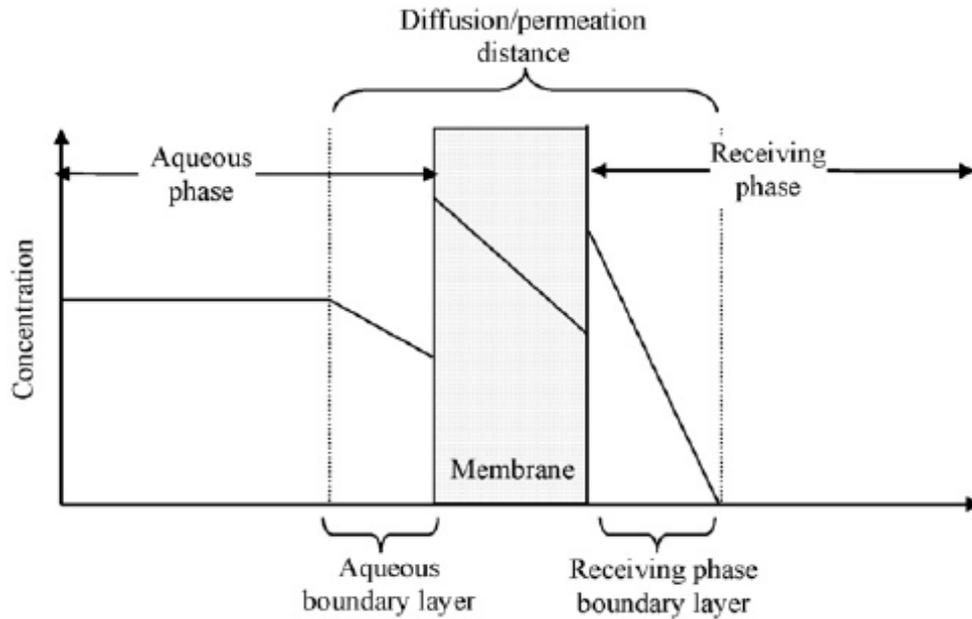


Figure 1 : Modes de fonctionnement des échantillonneurs passifs (d'après Vrana et al., 2005)

Au sein de la « barrière », le transport convectif est évité. Le transport a uniquement lieu selon la diffusion moléculaire d'après la loi de Fick. Dans les environnements aquatiques, les « barrières » sont souvent constituées de polymères tels que polyéthylène, polydiméthylsiloxane, polysulfone, cellulose régénérée, polycarbonate et silicone, acétate de cellulose, PTFE, nylon, polypropylène, PVC... Des matériaux poreux peuvent également être utilisés comme « barrière » et dans ce cas, le transfert est contrôlé par la diffusion dans l'air ou l'eau piégé dans les pores. Le rôle de ces « barrières » est de définir le taux d'échantillonnage du contaminant pour l'échantillonneur passif considéré. Néanmoins, la « barrière » n'est pas le seul élément qui définit le taux d'échantillonnage. En effet, une couche d'eau statique entre l'échantillonneur et le milieu échantillonné et une couche statique entre la membrane et la phase réceptrice sont présentes (Figure 2). Ces couches peuvent jouer un grand rôle dans le transfert des contaminants, particulièrement lorsque l'écoulement à travers l'échantillonneur est faible. Le plus lent de ces deux procédés (perméation à travers la membrane ou diffusion à travers la couche statique) définira principalement le taux d'échantillonnage. Sur la Figure 2, les concentrations des analytes dans chaque partie du graphique sont fonction de leurs coefficients de diffusion et de leurs solubilités dans toutes les phases impliquées.



*Figure 2 : Profil de concentration observé lors de la perméation à travers une membrane, dans l'eau (d'après Seethapathy and Gorecki, 2008)*

Il existe 2 types de « barrières » :

- les « barrières » basées sur la diffusion : le prélèvement des composés se fait par diffusion à travers une couche d'eau statique, adjacente au dispositif,
- les « barrières » basées sur la perméation : le prélèvement des composés se fait dans ce cas par perméation à travers une membrane poreuse ou non. La perméation comporte 3 étapes : l'adsorption sur la membrane, la dissolution et la diffusion dans la membrane, et la désorption de la surface interne.

Les échantillonneurs passifs instantanés ne sont pas inclus dans cette théorie mais peuvent être cependant considérés comme échantillonneurs passifs d'après la définition proposée par l'ITRC et présentée au paragraphe 3.1.



## **Annexe 3 : Fiches techniques opérationnelles pour l'utilisation d'échantillonneurs passifs sur le terrain**



## PDBs- Polyethylene diffusion bag

*échantillonneur passif à l'équilibre, jetable*

### COMPOSITION DU MODULE

- S Membrane tubulaire poreuse en polyéthylène basse densité remplie d'eau déionisée (*épaisseur : 4 mm, diamètre des pores : 10 Å*)
- S Filet de protection en polyéthylène
- S Poids de lestage

Dimensions standard : 50 cm de long, 4 cm de diamètre (*autres dimensions commercialisées selon le fournisseur*)



### COMPOSES ECHANTILLONNES

- S HAP
- S BTEX
- S COV
- S Gaz dissous (He, Ne, H<sub>2</sub>, O<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>)

### ECHANTILLON OBTENU

- S **Echantillon ponctuel**, représentatif de la composition de l'eau souterraine 1 à 4 jours avant le retrait
- S Volume d'eau échantillonné : 350 mL (*pour des dimensions standard*)
- S Limite de quantification : fonction du laboratoire prestataire de l'analyse

### MISE EN ŒUVRE SUR SITE

1. **Transport et stockage du PDB** : en milieu réfrigéré, à l'abri de la lumière, dans un sac hermétique
2. **Installation** (10 min/PDB):
  - Ê ouvrir le piézomètre
  - Ê se munir de gants en nitrile et manipuler le PDB avec précaution, ouvrir le sac hermétique et vérifier le bon état du module (*absence de fuite au niveau de la membrane, absence de bulle d'air à l'intérieur de la membrane*)
  - Ê fixer à une extrémité un poids de lestage (*le plus souvent fourni à l'achat et déjà fixé*)
  - Ê attacher solidement l'autre extrémité du PDB à une ficelle de longueur définie (*fonction de la profondeur d'installation désirée*), elle-même fixée à la tête du piézomètre
  - Ê introduire le PDB lentement à la profondeur souhaitée (*afin d'éviter tout choc ou dommage*) puis refermer le piézomètre

3. **Durée d'exposition** : mise à l'équilibre thermodynamique estimée à **14 jours** pour la plupart des applications (sols de perméabilité forte à moyenne contenant principalement des sables et limons). Temps d'équilibrage plus long nécessaire dans les sols de faible perméabilité. Toute exposition plus longue est possible tant qu'aucun développement de micro-organisme sur la membrane n'est observé
  
4. **Retrait et prélèvement sur le terrain** (10 min/PDB):
  - Ê se munir de gants en nitrile, de tiges de prélèvement (*fournies avec le PDB*) et de flacons de prélèvement d'eau
  - Ê ouvrir le piézomètre, retirer le PDB avec précaution
  - Ê percer la membrane du PDB avec une tige de prélèvement et remplir à un faible débit, les flacons de prélèvement d'eau (*en évitant un « bouillonnement »*)
  - Ê refermer les flacons avec précaution (*absence d'air dans les flacons pour les composés volatils*)
  - Ê refermer le piézomètre
  
5. **Transport et stockage des flacons de prélèvements** : en milieu réfrigéré, à l'abri de la lumière



#### AVANTAGES

- S Très facile et rapide à installer et à retirer
- S Rapidité du prélèvement
- S Bon marché
- S Analyse des échantillons selon des méthodes analytiques de routine au laboratoire
- S Eprouvé et validé en laboratoire et sur le terrain



#### LIMITES

- S Une exposition de longue durée peut engendrer la formation de biofilm et donc gêner le transport à travers l'échantillonneur
- S Spécifique à l'échantillonnage de certaines familles de composés
- S Des changements de concentrations rapides (de l'ordre de l'heure) ne sont pas détectés
- S Volume d'échantillon limité

#### EXEMPLE DE REFERENCES COMMERCIALES (PARMI D'AUTRES)

- S ALS Environmental (<http://www.caslab.com>)
- S Innovative Messtechnik Dr. Weiss
- S PLM équipements (<http://www.plm-equipements.info/presentation>)

Entre 20 et 40 € par PDB (*dimensions standard, analyse non comprise*)

# Membrane de dialyse en cellulose régénérée

échantillonneur passif à l'équilibre, jetable

## COMPOSITION DU MODULE

- S Membrane tubulaire poreuse en cellulose régénérée remplie d'eau déionisée (*épaisseur : 4 mm, diamètre des pores < 28 Å*)
- S Filet de protection en polyéthylène
- S Poids de lestage
- S Pince de dialyse et vanne 2 voies pour le prélèvement

Entre 50 et 60 cm de long, entre 3 et 6 cm de diamètre (*selon la membrane de dialyse choisie*)



## COMPOSES ECHANTILLONNES

- S Composés organiques (COV, BTEX, PCB, solvants chlorés...)
- S Composés inorganiques (éléments traces, cations, anions...)
- S Carbone organique dissous, gaz dissous (méthane...)

## ECHANTILLON OBTENU

- S **Echantillon ponctuel**, représentatif de la composition de l'eau souterraine 1 à 4 jours avant le retrait
- S Volume d'eau échantillonné : 350 mL (*variable selon les dimensions du module*)
- S Limite de quantification: fonction du laboratoire prestataire de l'analyse

## MISE EN ŒUVRE SUR SITE

### 1. Assemblage du module à membrane de dialyse :

- Ê se munir de gant en nitrile, préparer une longueur de membrane tubulaire en cellulose régénérée et un filet de protection suffisamment longs
- Ê hydrater la membrane dans un bain d'eau déionisée pendant 5 à 10 min
- Ê retirer la membrane tubulaire du bain et fixer une vanne de prélèvement ou une pince à l'extrémité inférieure de la membrane
- Ê remplir la membrane d'eau déionisée et placer une pince à l'extrémité supérieure (*veiller à ce qu'il n'y ait aucune bulle d'air à l'intérieur de la membrane*)
- Ê vérifier l'étanchéité du système
- Ê introduire l'ensemble dans le filet de protection
- Ê fixer un poids de lestage à l'extrémité inférieure du module

### 2. Transport et stockage de la membrane de dialyse : bain d'eau déionisée

3. **Installation** (10 min/module à membrane de dialyse) :
  - Ê ouvrir le piézomètre
  - Ê se munir de gants en nitrile et manipuler la membrane de dialyse avec précaution
  - Ê retirer le module à membrane de dialyse du bain d'eau déionisée
  - Ê attacher solidement l'extrémité supérieure du module à une ficelle de longueur définie (*fonction de la profondeur d'installation désirée*), elle-même fixée à la tête du piézomètre
  - Ê introduire le module à membrane de dialyse lentement à la profondeur souhaitée puis refermer le piézomètre
  
4. **Durée d'exposition** : mise à l'équilibre thermodynamique estimée à **14 jours** pour la plupart des applications (sols de perméabilité forte à moyenne contenant principalement des sables et limons). Temps d'équilibrage plus long nécessaire dans les sols de faible perméabilité. Toute exposition plus longue est possible tant qu'aucun développement de micro-organisme sur la membrane n'est observé
  
5. **Retrait et prélèvement sur le terrain** (10 min/module à membrane de dialyse):
  - Ê se munir de gants en nitrile, de tiges de prélèvement (*si absence de vanne à l'extrémité inférieure*) et de flacons de prélèvement d'eau
  - Ê ouvrir le piézomètre, retirer le module à membrane de dialyse avec précaution
  - Ê percer la membrane avec la tige de prélèvement ou ouvrir délicatement la vanne de prélèvement et remplir à un faible débit, les flacons de prélèvement d'eau (*en évitant un « bouillonnement »*)
  - Ê refermer les flacons avec précaution (*absence d'air pour les composés volatils*)
  - Ê refermer le piézomètre
  
6. **Transport et stockage des flacons de prélèvements:** en milieu réfrigéré, à l'abri de la lumière



### AVANTAGES

- S Très facile et rapide à installer et à retirer
- S Rapidité du prélèvement
- S Bon marché
- S Analyse des échantillons selon des méthodes analytiques de routine au laboratoire
- S Pas de filtration requise sur le terrain
- S Capable de prélever plusieurs familles de contaminants en même temps
- S Eprouvé et validé en laboratoire et sur le terrain



### LIMITES

- S Non disponible commercialement : doit être assemblé au laboratoire
- S Une exposition de longue durée peut engendrer la formation de biofilm et donc gêner le transport à travers l'échantillonneur
- S Des changements de concentrations rapides (de l'ordre de l'heure) ne sont pas détectés
- S Volume d'échantillon limité
- S Dans certains cas, perte d'eau durant l'exposition (peut être un problème pour le prélèvement des COV)
- S Pour certains composés, une membrane pré-traitée est nécessaire

### EXEMPLE DE REFERENCES COMMERCIALES (PARMI D'AUTRES)

- S Fournisseurs de membrane et de pinces : Cellu-SEP, Spectra/Por....
- S Fournisseurs de vanne 2 voies : Fisher Scientific
- S Filet de protection : Raja, Cylex...

De 30 à 50 € par échantillonneur

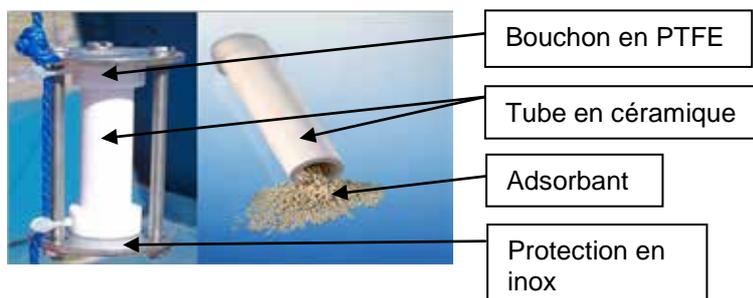
# Dosimètre en céramique

échantillonneur passif intégratif, réutilisable

## COMPOSITION DU MODULE

- S Tube en céramique poreuse (5 cm de long, 1 cm de diamètre, taille des pores 5 nm)
- S Adsorbant dans le tube
- S Support en acier inoxydable

Dimensions standard : 4-5 cm de long, 1 cm de diamètre



## COMPOSES ECHANTILLONNES

- S COV
- S HAP
- S BTEX
- S Composés hétérocycliques

## ECHANTILLON OBTENU

- S **Echantillon intégratif**, le résultat est une concentration moyenne du composé dans les eaux souterraines pendant toute la durée d'exposition (les composés s'accumulent sur l'adsorbant)
- S Les contaminants sont thermodésorbés ou extraits chimiquement de l'adsorbant au laboratoire puis analysés par GC-MS

## MISE EN ŒUVRE SUR SITE

1. **Transport et stockage du dosimètre en céramique** : en milieu humide (enveloppé dans un papier absorbant humide) et dans un sac hermétique propre, en milieu réfrigéré
2. **Installation** (5 min/dosimètre) :
  - Ê ouvrir le piézomètre
  - Ê se munir de gants en nitrile et manipuler le dosimètre avec précaution
  - Ê ouvrir le sac hermétique, retirer le papier humide et vérifier le bon état du module
  - Ê attacher solidement l'une des extrémités du dosimètre à une ficelle de longueur définie (*fonction de la profondeur d'installation désirée*), elle-même fixée à la tête du piézomètre
  - Ê introduire le dosimètre lentement à la profondeur souhaitée (*afin d'éviter tout choc ou dommage*), puis refermer le piézomètre

3. **Durée d'exposition** : la durée d'exposition doit être suffisamment longue pour atteindre les limites de quantification mais pas trop longue afin de ne pas saturer l'adsorbant. Elle dépend du niveau de contamination de la zone investiguée
4. **Retrait** (5min/dosimètre) :
  - Ê se munir de gants en nitrile, d'un flacon d'eau distillée, d'un papier absorbant humide, d'un sac hermétique propre et d'une glacière propre
  - Ê ouvrir le piézomètre, retirer le dosimètre avec précaution
  - Ê rincer le dosimètre et l'enrouler dans le papier absorbant humide
  - Ê placer l'ensemble dans le sac hermétique puis dans un milieu réfrigéré (glacière)
  - Ê refermer le piézomètre
5. **Transport et stockage après prélèvement** : le module est retourné au fournisseur pour analyse, conservé dans un milieu humide (*enroulé dans du papier absorbant*), dans un sac hermétique propre et en milieu réfrigéré



#### AVANTAGES

- S Facilité et rapidité d'installation et de retrait
- S Concentrations moyennes sur de longues périodes
- S Protégé des micro-organismes grâce à la faible taille des pores de la membrane



#### LIMITES

- S Spécifique à certaines familles de contaminants
- S Bonne connaissance des gammes de concentration nécessaire avant installation (pour optimiser le temps d'exposition)
- S Pour les faibles concentrations (1 µg/L), l'exposition peut être longue (1 an)
- S Pas de quantification du CV et du trans-DCE
- S Mesure de la température de l'eau souterraine et étape de calcul nécessaire pour obtenir des valeurs de concentrations

#### EXEMPLE DE REFERENCES COMMERCIALES (PARMI D'AUTRES)

- S Tübingen Universität, Geological Institute, Applied Geology Group
- S Innovative Messtechnik Dr. Weiss (IMW)

Environ 150 – 200 € par dosimètre (*pack module+analyse*)

# Module Gore® Sorber

échantillonneur passif intégratif, jetable

## COMPOSITION DU MODULE

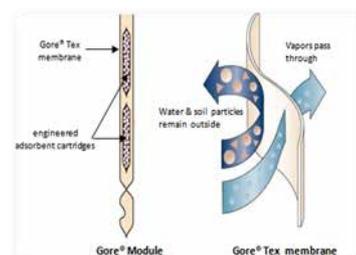
- S Membrane en Gore Tex
- S Cartouches d'adsorbant hydrophobe

Dimensions standard : 28 cm de long, 0,5 cm de diamètre



## COMPOSES ECHANTILLONNES COMPOSES ORGANIQUES VOLATILS

- S Certains HAP
- S BTEX
- S COV



## ECHANTILLON OBTENU

- S **Echantillon intégratif** : le résultat est une concentration moyenne du composé dans les eaux souterraines pendant toute la durée d'exposition (les composés s'accumulent sur l'adsorbant)
- S Les contaminants sont thermodésorbés au laboratoire puis analysés par GC-MS

## MISE EN ŒUVRE SUR SITE

1. **Transport et stockage du module Gore® Sorber** : dans un vial hermétiquement fermé, à l'abri de la lumière et de toute source de contamination
2. **Installation** (10 min/module Gore® Sorber):
  - Ê ouvrir le piézomètre
  - Ê se munir de gants en nitrile et manipuler le module avec précaution
  - Ê ouvrir le vial de transport et extraire le module délicatement, grâce à l'anse supérieure
  - Ê attacher solidement cette extrémité du module à une ficelle de longueur définie (*fonction de la profondeur d'installation désirée*) et placer un poids à l'autre extrémité de la corde
  - Ê pour la profondeur d'installation, il faudra prendre en compte le fait que le module flotte
  - Ê introduire le module avec précaution à la profondeur souhaitée, attacher solidement la corde à la tête du piézomètre puis refermer le piézomètre
3. **Durée d'exposition**: la durée d'exposition doit être suffisamment longue pour atteindre les limites de quantification mais pas trop longue afin de ne pas saturer l'adsorbant. Elle dépend du niveau de contamination de la zone investiguée. En général de 30 min à 4 h.

4. **Retrait du module Gore® Sorber** (3min/module) :

- Ê se munir de gants en nitrile, d'un papier absorbant propre et du vial de transport
- Ê ouvrir le piézomètre, retirer le module avec précaution
- Ê essuyer le module avec précaution pour qu'il soit sec
- Ê replacer le module dans son vial de transport et refermer celui-ci
- Ê refermer le piézomètre

5. **Transport et stockage des modules** : le module est retourné au fournisseur pour analyse dans le vial de transport hermétiquement fermé, à l'abri de la lumière et de toute source de contamination



**AVANTAGES**

- S Facilité et rapidité d'installation et de retrait
- S Très Petit : s'adapte dans tous les piézomètres
- S Pas de réfrigération nécessaire : transport facilité
- S Temps d'exposition court : prélèvement réalisé en 1 jour
- S Peut être utilisé pour des mesures de gaz du sol et d'air ambiant



**LIMITES**

- S Pas de fournisseur en Europe
- S Spécifique à une famille de contaminants
- S Etape de calcul pour avoir accès aux concentrations

**EXEMPLE DE REFERENCES COMMERCIALES (BREVETE)**

- S Gore Environmentals

Environ 200 \$ par module (pack module+analyse, frais de port non compris)



## L'ADEME EN BREF

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

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



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

[www.ademe.fr](http://www.ademe.fr)

## ABOUT ADEME

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

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

[www.ademe.fr](http://www.ademe.fr)



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

[www.ademe.fr](http://www.ademe.fr)