

NATURE DES TUYAUX UTILISES EN ECHANTILLONNAGE D'EAU SOUTERRAINE : IMPACT SUR LA QUALITE DES DONNEES DE SURVEILLANCE DE SUBSTANCES CHIMIQUES

I A01 - Amélioration des méthodes d'échantillonnage

F. Gal
avec la collaboration de JP Ghestem
Décembre 2011

Programme scientifique et technique
Année 2011

Document final

Contexte de programmation et de réalisation

Ce rapport a été réalisé dans le cadre du programme d'activité AQUAREF pour l'année 2011. L'essai collaboratif sur l'échantillonnage en eau souterraine organisé par AQUAREF en 2009 a montré que la nature des tuyaux utilisés pour l'échantillonnage étaient très divers. Jusqu'à présent, le type de substances analysées limitait les risques d'interaction entre matériau du tuyau et substances (NO₃, pesticides, métaux). De plus en plus, des substances émergentes sont recherchées dont les caractéristiques physico-chimiques sont très différentes des substances classiquement recherchées en eau souterraine dans les programmes de surveillance. Peu d'informations facilement accessibles existent sur le sujet.

Il est proposé de réaliser une synthèse documentaire/bibliographique sur les performances/impacts du type de tuyau utilisé pour l'échantillonnage en eau souterraine (en fonction des substances).

Auteur (s) :

Frédéric GAL avec la collaboration de Jean-Philippe GHESTEM
BRGM
f.gal@brgm.fr

Vérification du document :

Bénédicte LEPOT
INERIS
benedicte.lepot@ineris.fr

Marina COQUERY
IRSTEA
marina.coquery@irstea.fr

Les correspondants

Onema : Christian JOURDAN, DCIE, c.jourdan@onema.fr

BRGM: Jean Philippe GHESTEM, Service Métrologie, Monitoring, Analyse, jp.ghestem@brgm.fr

Référence du document

Gal F. Ghestem JP (2011) - Nature des tuyaux utilisés en échantillonnage d'eau souterraine : impact sur la qualité des données. BRGM/RP 60652-FR, 61 pages, 8 tableaux, 3 annexes.

Droits d'usage :	<i>Accès libre</i>
Couverture géographique :	<i>International</i>
Niveau géographique :	<i>National</i>
Niveau de lecture :	<i>Professionnels, experts</i>
Nature de la ressource :	<i>Document</i>

SOMMAIRE

1.	Objet et contexte	9
2.	Principales Abréviations	11
3.	Etat des lieux	13
3.1.	MATERIAUX UTILISES POUR L'ECHANTILLONNAGE D'EAU SOUTERRAINE	13
3.1.1.	Généralités	13
3.1.2.	Caractéristiques de divers matériaux	14
3.2.	CAS DE L'ECHANTILLONNAGE DE GAZ DISSOUS	16
4.	Mécanismes pouvant affecter les mesures	17
4.1.	LA VOLATILITE	17
4.2.	LA REACTIVITE	17
4.3.	LA SOLUBILITE DANS LES MATIERES PLASTIQUES	17
4.4.	LA SOLUBILITE DANS L'EAU	18
4.5.	LA TENSION SUPERFICIELLE	18
4.6.	ADSORPTION ET REACTIONS SUR LES SURFACES	18
5.	Présentation détaillée d'études montrant l'impact de la nature des tuyaux	19
5.1.	EFFET DES TUYAUX D'ECHANTILLONNAGE SUR LES ECHANTILLONS D'EAU SOUTERRAINE (BARCELONA ET AL., 1985)	19
5.2.	DIFFUSION D'OXYGENE A TRAVERS LES PAROIS DES TUYAUX ET IMPACT SUR L'ECHANTILLONNAGE DES EAUX SOUTERRAINES (HOLM ET AL., 1988)	22
5.3.	BIAIS D'ECHANTILLONNAGE ENGENDRE PAR LES MATERIAUX UTILISES POUR LA SURVEILLANCE DES HYDROCARBURES HALOGENES (REYNOLDS ET AL. 1990)	24
5.4.	ECHANTILLONNAGE DE COMPOSES ORGANIQUES A L'ETAT DE TRACE AVEC DES TUYAUX POLYMERES - ETUDES STATIQUES (PARKER ET AL., 1997)	28
5.5.	ECHANTILLONNAGE DE COMPOSES ORGANIQUES A L'ETAT DE TRACE AVEC DES TUYAUX POLYMERES - ETUDES DYNAMIQUES (PARKER ET AL., 1998)	33
5.6.	ETUDE EN LABORATOIRE DE LA CONTAMINATION D'UNE EAU SOUTERRAINE PAR LE MATERIEL D'ECHANTILLONNAGE (GILMORE ET AL., 2004)	39
6.	Conclusion et perspectives	43

Liste des annexes :

Annexe 1 Risques d'adsorption et de désorption de six composés organiques courants par contact avec des surfaces de PVC, de PE et de PP (d'après CEAEQ, 2008, lui-même adapté de Gilham et al., 1983) 47

Annexe 2 Effets possibles des matières composant le matériel d'échantillonnage sur la composition de l'eau échantillonnée, rapportés par OFEFP (2003). 51

Annexe 3 Fiabilité de différents matériaux en fonction de la nature du paramètre à analyser (d'après CEAEQ, 2008) 55

Bibliographie 59

TITRE : NATURE DES TUYAUX UTILISES EN ECHANTILLONNAGE D'EAU SOUTERRAINE : IMPACT SUR LA QUALITE DES DONNEES DE SURVEILLANCE DE SUBSTANCES CHIMIQUES
AUTEUR(S) : F GAL AVEC LA COLLABORATION DE JP GHESTEM(BRGM)

RESUME

Les programmes de surveillance des eaux souterraines notamment pour la DCE nécessitent de nombreuses campagnes d'échantillonnage. Pour beaucoup de sites, les opérations techniques d'échantillonnage se font par l'intermédiaire de pompes destinées à ramener l'échantillon en surface. Ces phases de pompage impliquent un contact entre l'eau à analyser et différents matériaux intermédiaires et notamment les tuyaux de pompage. Les informations concernant l'impact de la nature de ces tuyaux sur la qualité des données de surveillance sont rares.

Ce rapport rédigé dans le cadre du programme de travail AQUAREF 2011 présente quelques informations issues de la bibliographie sur ce sujet. L'objectif est de réaliser une première synthèse des données existantes afin de faire un état des lieux des connaissances, mesurer les besoins en terme d'acquisition de nouvelles données et si possible en fonction de la documentation disponible, mieux connaître les risques potentiels liés à l'utilisation de tel ou tel matériau.

Les études présentées indiquent que les caractéristiques chimiques propres à chaque matériau entraînent un risque plus ou moins élevé. Aucun matériau ne semble pouvoir être considéré comme totalement neutre du point de vue de son impact sur l'échantillonnage et cet impact peut être fonction des substances étudiées ce qui constitue, du point de vue d'un programme de surveillance « multi substances », une difficulté particulière.

Néanmoins, le PTFE apparaît être, à travers les études présentées, le matériau présentant le moins de biais pour un grand nombre d'applications. Viennent ensuite verre et acier inox (316), mais qui sont là des matériaux dont l'emploi est beaucoup moins aisé pour des tubulures de pompage et qui par ailleurs ne sont pas adaptés pour certaines familles de substances (métaux). Il convient toutefois de rappeler que l'usage de PTFE engendre des surcoûts par rapport à d'autres matériaux (PVC par ex.), le coût augmentant également de manière significative pour des diamètres importants. Par ailleurs, en raison de sa rigidité, son usage peut être problématique pour certains emplois.

Quelques matériaux présentés dans ce rapport (acier, PVC, ..) ne sont pas réservés aux seules opérations de pompage. Il conviendra ainsi d'être attentif aux effets qui peuvent également être induits par la présence pérenne des tubages de forage ou de piézomètre.

Une des conclusions de ce rapport est que le nombre d'études disponibles est relativement restreint notamment si l'on tient compte de la période temporelle considérée (les 30 dernières années). En particulier le type de substances pour lequel des études sont disponibles est limité (COV, hydrocarbures halogénés). Cependant il ressort que ce problème d'un impact potentiel des matériaux utilisés lors des pompes a été identifié par différents auteurs et devrait être pris en compte dans le but de fiabiliser encore les données relatives à la qualité des eaux souterraines. Toutefois, la grande majorité des études existantes sont restreintes à des tests de laboratoire. Si des tests de laboratoire sont évidemment indispensables dans la description et la quantification des phénomènes pouvant altérer une prise d'échantillon, ils sont par définition mieux contraints que les phénomènes naturels. Ainsi il est possible de déterminer sélectivement le caractère plus ou moins inerte d'un matériau par rapport à un nombre limité de molécules, mais il est rarement fait mention des comportements dans des matrices plus complexes impliquant la présence de plusieurs substances et des constituants de la matrice. De même, certaines études sont uniquement réalisées en contexte statique, sans circulation de l'échantillon dans les tuyaux choisis pour les expérimentations, ce qui a un intérêt manifeste pour déterminer la sélectivité des matériaux mais qui peut présenter un biais par rapport aux conditions réelles existantes lors d'un pompage d'eau souterraine.

Ces études même si elles sont pour certaines simplificatrices par rapport aux conditions réelles, n'en demeurent pas moins indispensables à utiliser de prime abord, la complexité d'une mise en œuvre en conditions réelles étant élevée.

Le problème le plus délicat qui apparaisse est de faire l'extrapolation des effets expérimentaux, obtenus soit à des concentrations fortes de polluants, soit à des débits faibles, soit encore sur de longues durées, avec des conditions plus proches des pratiques habituelles des préleveurs (pompage sur une durée limitée, à fort débit, pour des niveaux de pollution heureusement fréquemment plus limités que ceux utilisés expérimentalement). Toutefois, ces études « à conditions forcées » permettent de mettre en évidence un « risque potentiel » pour les principaux composés étudiés (composés organiques volatils ou semi volatils).

En ce qui concerne les opérations de surveillance des eaux souterraines dans le cadre de la DCE, ces quelques données peuvent inciter à une réflexion qui devra se poursuivre sur les points suivants :

- Le matériel de pompage peut avoir un effet sur la fiabilité des données mais la quantification de cet effet apparaît difficile.
- Pour certaines substances connues pour leur réactivité, leur ubiquité, cet impact du matériel de pompage devrait être pris en compte comme un des facteurs pouvant altérer la fiabilité de données.
- Compte tenu de la difficulté à évaluer les risques réels, de la lourdeur des essais à mettre en place, du coût de certaines solutions techniques (coût de certains tuyaux), la préconisation de tel ou tel tuyau (notamment, par exemple, PTFE plutôt que PVC) paraît prématurée sans données supplémentaires en conditions « réelles » de terrain.
- Il paraît important d'acquérir certaines données ciblées sur des substances à la fois à enjeu mais aussi connues pour des propriétés spécifiques susceptibles de faciliter une interaction avec le matériel de pompage ou de contaminer l'échantillon par contact avec ce matériel.

Mots clés (thématique et géographique) :

Échantillonnage, eau souterraine, tuyaux, matériau, substances, qualité données.

TITLE : NATURE OF TUBING MATERIAL USED IN SAMPLING GROUNDWATER: EFFECT ON THE QUALITY OF DATA FOR THE MONITORING OF CHEMICAL SUBSTANCES
AUTHOR(S) : F GAL WITH THE COLLABORATION OF JP GHESTEM (BRGM)

ABSTRACTS

Groundwater monitoring programs including programs for the WFD require many sampling campaigns. For many sites, the sampling operations include pumping of the sample to the surface. These pumping phases involve contact between the water to analyze and the various materials including tubing. Information about the impact of the tubing material on the quality of monitoring data are scarce.

This report prepared as part of the work program AQUAREF 2011 presents some information coming from the literature on this subject. The objective is to achieve a first synthesis of existing data in order to make an inventory of knowledge, assessing needs in terms of acquisition of new data and if possible depending on the available documentation, better understand the potential risks of the use of any material.

The studies presented indicate that the chemical characteristics of each material lead to a more or less significant risk. No material seems to be considered completely neutral in terms of its impact on the sampling and this impact may be a function of the substances studied which is, from the point of view of a classical "multi substances", monitoring program, a specific difficulty.

Nevertheless, PTFE appears to be, through the studies presented, the material having the least bias for many applications. Then come glass and stainless steel (316), but these are materials whose use is far less easy for pump tubing and which also are not suitable for some families of substances (metals). It should however be remembered that the use of PTFE generates extra costs compared to other materials (eg PVC.), the cost is significantly increased for large diameters. Moreover, because of its rigidity, its use can be problematic for certain applications.

Some materials presented in this report (steel, PVC, ..) are not reserved only for pumping operations. One should thus be aware of the effects which can also be induced by the permanent presence of drill casing or piezometer.

One conclusion of this report is that the number of studies available is relatively small especially if one takes into account the time period considered (30 years). In particular the type of substances for which studies are available is limited (VOCs, halogenated hydrocarbons). However it appears that this problem of a potential impact of materials used in pumping has been identified by various authors and should be considered in order to further improve reliability of data on groundwater quality. However, the large majority of existing studies are limited to laboratory tests. If laboratory tests are obviously essential in the description and quantification of phenomena that can alter sampling, they are by definition more constrained than natural phenomena. Thus it is possible to selectively determine the more or less inert material over a limited number of substances, but it is rarely mentioned behaviors in more complex matrices such as the presence of several substances and constituents of the matrix. Similarly, studies are often conducted only in static context, without sample flow in the tubes chosen for the experiments; this has a clear interest to determine the selectivity of the materials but may have a bias relative to the actual conditions in a groundwater pumping.

These studies even if they include some simplifications compared to real conditions, remain necessary in a first step, regarding the high complexity of an implementation in real conditions.

The most difficult problem that appeared is to make the extrapolation of experimental effects, obtained at high concentrations of pollutants, at low flow rates, or even over long periods, with conditions closer to the usual practices of samplers (pumping a limited time, high flow rate, for pollution levels fortunately often more limited than those used experimentally). However, these studies in "forced conditions" can highlight a "potential risk" for the main studied compounds (VOCs or semi-volatile).

Regarding groundwater monitoring programs under the WFD, these data may lead to the following reflections that will have to be further discussed:

- The pumping equipment may affect the reliability of data but the quantification of this effect is difficult.
- For some substances known for their reactivity, their ubiquity, the impact of pumping equipment should be considered as one factor that may affect the reliability of data.
- Given the difficulty in assessing the real risks, the difficulty of the tests to establish, the cost of certain technical solutions (cost of certain tubing), the recommendation of any tubing (including, for example, PTFE instead of PVC) seems premature without additional data with "real" field conditions.
- It seems important to gain some data on specific substances for which some environmental problems arise and substances with specific properties that may facilitate interaction with the pumping equipment or contaminate the sample in contact with this material.

Key words (thematic and geographical area) :

Sampling, groundwater, tubing, material, substance, quality of data.

Nature des tuyaux utilisés en échantillonnage d'eau souterraine : impact sur la qualité des données de surveillance de substances chimiques

Rapport final

BRGM/RP-60652-FR
Décembre 2011

Étude réalisée dans le cadre des projets de service public du BRGM 2011

F. Gal
avec la collaboration de **JP Ghestem**

Vérificateur :

Nom : JP GHESTEM

Date : 21/12/2011

Signature :

Approbateur :

Nom : G HERVOUET

Date : 03/01/2012

Signature :

En l'absence de signature, notamment pour les rapports diffusés en version numérique, l'original signé est disponible aux Archives du BRGM.

Le système de management de la qualité du BRGM est certifié AFAQ ISO 9001:2000.

Mots clés : échantillonnage, eau souterraine, tuyaux, substances, qualité données.

En bibliographie, ce rapport sera cité de la façon suivante :

Gal F., Ghestem JP (2011) - Nature des tuyaux utilisés en échantillonnage d'eau souterraine : impact sur la qualité des données de surveillance de substances chimiques. BRGM/RP 60652-FR, 58 pages, 14 figures, 8 tableaux, 3 annexes.

Synthèse

Les programmes de surveillance des eaux souterraines notamment pour la DCE nécessitent de nombreuses campagnes d'échantillonnage. Pour beaucoup de sites, les opérations techniques d'échantillonnage se font par l'intermédiaire de pompes destinées à ramener l'échantillon en surface. Ces phases de pompage impliquent un contact entre l'eau à analyser et différents matériaux intermédiaires et notamment les tuyaux de pompage. Les informations concernant l'impact de la nature de ces tuyaux sur la qualité des données de surveillance sont rares.

Ce rapport rédigé dans le cadre du programme de travail AQUAREF 2011 présente quelques informations issues de la bibliographie sur ce sujet. L'objectif est de réaliser une première synthèse des données existantes afin de faire un état des lieux des connaissances, mesurer les besoins en terme d'acquisition de nouvelles données et si possible en fonction de la documentation disponible, mieux connaître les risques potentiels liés à l'utilisation de tel ou tel matériau.

Les études présentées indiquent que les caractéristiques chimiques propres à chaque matériau entraînent un risque plus ou moins élevé. Aucun matériau ne semble pouvoir être considéré comme totalement neutre du point de vue de son impact sur l'échantillonnage et cet impact peut être fonction des substances étudiées ce qui constitue, du point de vue d'un programme de surveillance « multi substances », une difficulté particulière.

Néanmoins, le PTFE apparaît être, à travers les études présentées, le matériau présentant le moins de biais pour un grand nombre d'applications. Viennent ensuite verre et acier inox (316), mais qui sont là des matériaux dont l'emploi est beaucoup moins aisé pour des tubulures de pompage et qui par ailleurs ne sont pas adaptés pour certaines familles de substances (métaux). Il convient toutefois de rappeler que l'usage de PTFE engendre des surcoûts par rapport à d'autres matériaux (PVC par ex.), le coût augmentant également de manière significative pour des diamètres importants. Par ailleurs, en raison de sa rigidité, son usage peut être problématique pour certains emplois.

Quelques matériaux présentés dans ce rapport (acier, PVC, ..) ne sont pas réservés aux seules opérations de pompage. Il conviendra ainsi d'être attentif aux effets qui peuvent également être induits par la présence pérenne des tubages de forage ou de piézomètre.

Une des conclusions de ce rapport est que le nombre d'études disponibles est relativement restreint notamment si l'on tient compte de la période temporelle considérée (les 30 dernières années). En particulier le type de substances pour lequel des études sont disponibles est limité (COV, hydrocarbures halogénés). Cependant il ressort que ce problème d'un impact potentiel des matériaux utilisés lors des pompes a été identifié par différents auteurs et devrait être pris en compte dans le but de fiabiliser encore les données relatives à la qualité des eaux souterraines.

Toutefois, la grande majorité des études existantes sont restreintes à des tests de laboratoire. Si des tests de laboratoire sont évidemment indispensables dans la description et la quantification des phénomènes pouvant altérer une prise d'échantillon, ils sont par définition mieux contraints que les phénomènes naturels. Ainsi il est possible de déterminer sélectivement le caractère plus ou moins inerte d'un matériau par rapport à un nombre limité de molécules, mais il est rarement fait mention des comportements dans des matrices plus complexes impliquant la présence de plusieurs substances et des constituants de la matrice. De même, certaines études sont uniquement réalisées en contexte statique, sans circulation de l'échantillon dans les tuyaux choisis pour les expérimentations, ce qui a un intérêt manifeste pour déterminer la sélectivité des matériaux mais qui peut présenter un biais par rapport aux conditions réelles existantes lors d'un pompage d'eau souterraine.

Ces études même si elles sont pour certaines simplificatrices par rapport aux conditions réelles, n'en demeurent pas moins indispensables à utiliser de prime abord, la complexité d'une mise en œuvre en conditions réelles étant élevée.

Le problème le plus délicat qui apparaisse est de faire l'extrapolation des effets expérimentaux, obtenus soit à des concentrations fortes de polluants, soit à des débits faibles, soit encore sur de longues durées, avec des conditions plus proches des pratiques habituelles des préleveurs (pompage sur une durée limitée, à fort débit, pour des niveaux de pollution heureusement fréquemment plus limités que ceux utilisés expérimentalement). Toutefois, ces études « à conditions forcées » permettent de mettre en évidence un « risque potentiel » pour les principaux composés étudiés (composés organiques volatils ou semi volatils).

En ce qui concerne les opérations de surveillance des eaux souterraines dans le cadre de la DCE, ces quelques données peuvent inciter à une réflexion qui devra se poursuivre sur les points suivants :

- Le matériel de pompage peut avoir un effet sur la fiabilité des données mais la quantification de cet effet apparaît difficile.
- Pour certaines substances connues pour leur réactivité, leur ubiquité, cet impact du matériel de pompage devrait être pris en compte comme un des facteurs pouvant altérer la fiabilité de données.
- Compte tenu de la difficulté à évaluer les risques réels, de la lourdeur des essais à mettre en place, du coût de certaines solutions techniques (coût de certains tuyaux), la préconisation de tel ou tel tuyau (notamment, par exemple, PTFE plutôt que PVC) paraît prématurée sans données supplémentaires en conditions « réelles » de terrain.
- Il paraît important d'acquérir certaines données ciblées sur des substances à la fois à enjeu mais aussi connues pour des propriétés spécifiques susceptibles de faciliter une interaction avec le matériel de pompage ou de contaminer l'échantillon par contact avec ce matériel.

Sommaire

1. Objet et contexte	9
2. Principales Abréviations	11
3. Etat des lieux	13
3.1. MATERIAUX UTILISES POUR L'ECHANTILLONNAGE D'EAU SOUTERRAINE	13
3.1.1. Généralités.....	13
3.1.2. Caractéristiques de divers matériaux	14
3.2. CAS DE L'ECHANTILLONNAGE DE GAZ DISSOUS	16
4. Mécanismes pouvant affecter les mesures.....	17
4.1. LA VOLATILITE.....	17
4.2. LA REACTIVITE.....	17
4.3. LA SOLUBILITE DANS LES MATIERES PLASTIQUES.....	17
4.4. LA SOLUBILITE DANS L'EAU	18
4.5. LA TENSION SUPERFICIELLE	18
4.6. ADSORPTION ET REACTIONS SUR LES SURFACES	18
5. Présentation détaillée d'études montrant l'impact de la nature des tuyaux	19
5.1. EFFET DES TUYAUX D'ECHANTILLONNAGE SUR LES ECHANTILLONS D'EAU SOUTERRAINE (BARCELONA ET AL., 1985)	19
5.2. DIFFUSION D'OXYGENE A TRAVERS LES PAROIS DES TUYAUX ET IMPACT SUR L'ECHANTILLONNAGE DES EAUX SOUTERRAINES (HOLM ET AL., 1988)	22
5.3. BIAIS D'ECHANTILLONNAGE ENGENDRE PAR LES MATERIAUX UTILISES POUR LA SURVEILLANCE DES HYDROCARBURES HALOGENES (REYNOLDS ET AL. 1990)	24
5.4. ECHANTILLONNAGE DE COMPOSES ORGANIQUES A L'ETAT DE TRACE AVEC DES TUYAUX POLYMERES – ETUDES STATIQUES (PARKER ET AL., 1997)28	

5.5. ECHANTILLONNAGE DE COMPOSES ORGANIQUES A L'ETAT DE TRACE AVEC DES TUYAUX POLYMERES – ETUDES DYNAMIQUES (PARKER ET AL., 1998).....	33
5.6. ETUDE EN LABORATOIRE DE LA CONTAMINATION D'UNE EAU SOUTERRAINE PAR LE MATERIEL D'ECHANTILLONNAGE (GILMORE ET AL., 2004).....	39
6. Conclusion et perspectives	43

Liste des figures

Figure 1: concentration de chloroforme adsorbé ($\mu\text{g.m}^{-2}$) en fonction du temps d'exposition d'un tuyau (silicone SIL, PVC, PE, PP et PTFE) dans une solution eau distillée + chloroforme à $100 \mu\text{g.l}^{-1}$	20
Figure 2 : concentration de composés chlorés adsorbés ($\mu\text{g.m}^{-2}$) en fonction du temps d'exposition d'un tuyau (silicone SIL, PVC, PE, PP et PTFE) dans une solution eau distillée + $400 \mu\text{g.l}^{-1}$ de TCM + TCE + PCE + TCA. (a) : sans ajout de matière organique ; (b) : avec ajout de 5 ppm de carbone organique sous forme de PEG.	21
Figure 3 : Dépendance de la concentration en O_2 dissous à la longueur du tuyau (en pieds ; 1 foot = 30,48 cm ; ici longueur jusqu'à 15 m environ) et au débit (l.min^{-1}) pour une eau initialement anoxique.	23
Figure 4 : Effet du transfert d'oxygène par un tuyau FEP sur les concentrations en Fe(II), Fe(III) et O_2 dissous pour une eau initialement anoxique (Fe(II) seulement) circulant dans un tuyau de longueur variable (jusqu'à 3 m environ).	24
Figure 5 : Concentration relative (concentration à l'instant t / concentration initiale) du bromoforme en fonction du temps. A : flacons de contrôle ; B : flacons contenant le verre et les métaux ; C : flacons contenant les polymères. Les courbes en trait plein dans le graphe C représentent les ajustements (moindre carré) selon un modèle de transport diffusif.....	27
Figure 6 : Concentration normalisée de TCE dans l'eau pompée à 100 ml.min^{-1} dans un tuyau de 3 m de long.....	34
Figure 7 : Concentration normalisée de TCE dans l'eau pompée à 100 ml.min^{-1} dans un tuyau de 15 m de long.....	35
Figure 8 : Concentration normalisée de TCE dans l'eau pompée à 100 ml.min^{-1} dans un tuyau de 30 m de long.....	35
Figure 9 : Concentration normalisée de TCE dans l'eau pompée à 100 ml.min^{-1} dans un tuyau de 150 m de long en LDPE.	36
Figure 10 : Concentration normalisée de TCE dans l'eau pompée à 1 l.min^{-1} dans un tuyau de 30 m de long.....	36
Figure 11 : Concentration normalisée de TCE désorbé dans une eau déionisée pompée à 100 ml.min^{-1} dans un tuyau de 30 m de long.	38
Figure 12 : Concentration en benzène suite aux tests de lixiviation du tuyau en nylon-11.	40
Figure 13 : Concentration en NBSA suite aux tests de lixiviation du tuyau en nylon-11.....	40
Figure 14 : Concentration en benzène après changement d'eau toute les 2 semaines – tuyau en nylon-11.....	41

Liste des tableaux

Tableau 1 : Pourcentage de perte par sorption d'hydrocarbures chlorés en fonction du tuyau utilisé et de son diamètre (en pouces). Le mélange utilisé est TCM + TCE + PCE + TCA à 400 µg.l ⁻¹ avec une circulation du mélange dans 15 m de tuyau à 100 ml.min ⁻¹ . Le pourcentage de perte est calculé à partir des concentrations de la solution initiale, pour les cas sans ajout de matière organique et avec ajout de 5 ppm de carbone organique sous forme de PEG (valeurs entre parenthèses).	22
Tableau 2 : Nature et dimensions des tuyaux polymères utilisés dans les expérimentations.	28
Tableau 3 : Concentrations normalisées moyennes (rapport de la concentration en solution avec tuyau / blanc de contrôle) en PCDB dans les solutions exposées à des tuyaux flexibles et rigides. D = concentration en élément inférieure à 0,0086 mg.l ⁻¹	29
Tableau 4 : Concentrations normalisées moyennes en PCE dans les solutions exposées à des tuyaux flexibles et rigides. D = concentration en élément inférieure à 0,0086 mg.l ⁻¹	30
Tableau 5 : Concentrations normalisées moyennes en NB dans les solutions exposées à des tuyaux flexibles et rigides. D = concentration en élément inférieure à 0,0086 mg.l ⁻¹	30
Tableau 6 : Pourcentage moyen de perte de composé organique en solution lors d'une exposition à un tuyau pendant 1 heure.	31
Tableau 7 : Tuyaux les moins adsorbants en fonction des composés organiques étudiés (classement issu de tests statistiques).	32
Tableau 8 : Nombre de pics identifiés en HPLC dans des solutions exposées à des tuyaux flexibles et rigides et identification des composés alors relargués.	33

Liste des annexes

Annexe 1 Risques d'adsorption et de désorption de six composés organiques courants par contact avec des surfaces de PVC, de PE et de PP (d'après CEAEQ, 2008, lui-même adapté de Gilham et al., 1983)	45
Annexe 2 Effets possibles des matières composant le matériel d'échantillonnage sur la composition de l'eau échantillonnée, rapportés par OFEFP (2003).....	49
Annexe 3 Fiabilité de différents matériaux en fonction de la nature du paramètre à analyser (d'après CEAEQ, 2008)	53
Bibliographie	57

1. Objet et contexte

Les opérations d'échantillonnage en eau souterraine notamment dans le cadre de la DCE nécessitent souvent des opérations de pompage qui impliquent un contact plus ou moins prolongé entre l'échantillon d'eau et différents matériels intermédiaires dont par exemple les tuyaux de pompage. Compte tenu des substances de plus en plus diversifiées recherchées, des concentrations toujours plus basses auxquelles il est nécessaire de réaliser les analyses, des conséquences financières, environnementales, sanitaires potentielles liées à l'acquisition de données erronées, il apparaît important de chercher à maîtriser l'intégralité de la chaîne d'acquisition de la donnée et donc également l'impact des opérations d'échantillonnage.

De façon plus précise, les études prospectives menées en France en 2011 (métropole) et 2012 (DOM) et qui concernent la recherche de substances émergentes dans les eaux souterraines ont conduit à se poser des questions sur la fiabilité de la chaîne analytique sur ces « nouvelles » substances. Le matériel très spécifique utilisé pour l'échantillonnage en eau souterraine est-il adapté pour la recherche de toutes ces substances habituellement très peu suivies ?

Ce rapport, rédigé dans le cadre du programme de travail AQUAREF 2011 et de la convention de partenariat ONEMA BRGM 2011 a pour objectif de réaliser une synthèse bibliographique sur l'impact de la nature des tuyaux de pompage sur la qualité des données de surveillance de substances chimiques. Il s'agit :

- de faire un état des lieux des connaissances,
- mesurer les besoins en termes d'acquisition de nouvelles données
- et si possible en fonction de la documentation disponible, mieux connaître les risques potentiels liés à l'utilisation de tel ou tel matériau.

Dans le cadre de ce rapport et afin de ne pas limiter a priori la recherche, toutes les substances chimiques sont concernées. Bien évidemment si des choix sont à faire, les publications s'intéressant aux substances recherchées dans le cadre des programmes de surveillance DCE seront principalement ciblées. Cependant, étant donné le faible nombre de publications, la recherche est élargie à l'ensemble des études méthodologiques concernant l'objet du rapport.

Ce rapport est donc focalisé sur le matériel d'échantillonnage permettant le transfert depuis l'aquifère vers le contenant nécessaire au prélèvement. L'aspect même de la représentativité de l'échantillon n'est donc pas abordé. Ainsi, toutes les problématiques liées au type de prélèvement ne seront pas évoquées, elles sont uniquement rappelées ici pour mémoire :

- Dispositif de pompage installé à demeure dans un ouvrage : difficulté de contrôle tant sur la dégradation éventuelle du corps de pompe que sur l'état de

la tuyauterie reliant la pompe au point de prélèvement, même si un pompage permet un rinçage par circulation ;

- Dispositif de pompage non permanent : même si la problématique d'immersion prolongée disparaît, il demeure nécessaire de rincer les tuyaux et de purger le forage. Les turbulences engendrées par le pompage peuvent amener à un dégazage sélectif des éléments les plus volatils, pouvant nécessiter le recours à des modes de prélèvements moins invasifs ou pour le moins des réductions de débit de pompage (ADEME, 2005).

Par ailleurs, afin de veiller à échantillonner de la manière la plus représentative possible, il faut garder en mémoire l'intégralité des phénomènes pouvant augurer tant dans l'aquifère que lors de la prise d'échantillons. Ainsi, la remontée d'un échantillon à la surface s'accompagne en général de phénomènes rapides de variations de température, oxygénation, baisse de pression... Ces différents phénomènes peuvent être responsables de modifications souvent irréversibles de l'échantillon et donc potentiellement de la modification de concentration de certains composés. Ces phénomènes s'ajoutent aux effets du matériel d'échantillonnage qui sont l'objet de ce rapport.

Les aspects liés à la nature des matériaux utilisés pour le conditionnement des échantillons (flaconnage) ne sont pas abordés dans ce rapport même si certaines règles de sélection des matériaux peuvent être liées à l'objet de ce rapport. Sur cet aspect des matériaux pour le flaconnage, on pourra se reporter soit aux normes analytiques spécifiques de la substance considérée, soit à la norme NF EN ISO 5667-3 ou bien aussi aux guides techniques AQUAREF (Aquaref, 2010).

Il est important de préciser que l'acquisition de données concernant l'impact de la qualité de différents matériels sur les résultats d'analyse chimique est délicate. Les quelques données présentées sont parfois des données obtenues dans des conditions « extrêmes » ou « théoriques ». Elles sont toutefois présentées car elles permettent de mettre en évidence un risque et par ailleurs, les données acquises en conditions « réelles » sont peu nombreuses.

Nous avons choisi dans ce rapport de présenter en premier lieu l'état synthétique des connaissances tel qu'il a pu être établi dans le courant de l'année 2011, en articulant l'exposé d'une part autour des matériaux utilisés pour l'échantillonnage et d'autre part autour des phénomènes indésirables qui peuvent altérer les analyses. Ensuite, nous présenterons de manière plus détaillée 6 études s'étalant sur la période 1985-2004, afin d'une part de présenter les principales approches expérimentales et leurs évolutions.

2. Principales Abréviations

ABS : acrylonitrile butadiène styrène

BTEX : Famille de composés organiques : Benzène, Toluène, Ethyl-benzène et Xylènes

FEP Fluorinated ethylene propylene

HDPE : polyéthylène haute densité

HHV : hydrocarbures halogénés volatils

LDPE : polyéthylène faible densité

PCE : perchloroéthylène ou tétrachloroéthylène

PEFD : polyéthylène faible densité

PFA : perfluoroalkoxy

PLEXIGLAS : polyméthacrylate de méthyle

PP : polypropylène

PTFE : polytétrafluoroéthylène

PVC : polychlorure de vinyle

PVDF : polyfluorure de vinylidène

P[VDF-HPF] : mélange de polyfluorure de vinylidène et d'hexafluoropropylène (HFP)

SR : styrène – caoutchouc

VITON : fluoroélastomère

TCA : trichloroéthane

TCE : trichloroéthylène

TCM : trichlorométhane

3. Etat des lieux

Ce chapitre propose une synthèse des publications donnant des indications générales sur les divers matériaux susceptibles d'être utilisés pour les tuyaux de pompage en eau souterraine. Le chapitre 5 proposera une revue plus détaillée de quelques études techniques montrant les effets sur des diverses substances chimiques.

En préambule, il est important de rappeler que, quel que soit le matériau utilisé, pour éviter une contamination chimique de l'échantillon, il faut considérer le tuyau utilisé pour le prélèvement et le dispositif de pompage comme un flacon dans lequel l'eau ne séjourne que temporairement et donc appliquer dans la mesure du possible les recommandations sur la propreté et la nature des flacons.

3.1. MATERIAUX UTILISES POUR L'ECHANTILLONNAGE D'EAU SOUTERRAINE

3.1.1. Généralités

Le guide du CEAEQ (2008) inventorie les matériaux suivants comme fréquemment utilisés dans les échantillonnages d'eaux souterraines : PTFE (Téflon®), PVC, PE (HDPE et LDPE), PP, ABS, SR¹. Pour mémoire, les matériaux utilisés lors de l'essai collaboratif AQUAREF sur l'échantillonnage en eau souterraine à La Chapelle Saint Luc (Ghestem et al., 2009) étaient par ordre de fréquence d'utilisation le PVC, le PTFE et enfin le silicone. Ces matériaux semblaient être utilisés par les participants de façon indifférenciée, sans lien avec les substances à rechercher.

Un certain nombre d'études, très fréquemment américaines (et dont certaines sont reportées dans le chapitre 5), se sont penchées depuis les années 80 sur la problématique de la prise d'échantillons servant à l'analyse de substances organiques. Un bon tuyau doit être le plus inerte possible, c'est-à-dire le moins absorbant possible, limiter les modifications de la composition de l'eau par adsorption/désorption, dégazage et/ou libération de substances organiques. Ces contraintes ont amené différents auteurs (Barcelona et al., 1983 ; Lallemand-Barrès, 1993 ; OFEFP, 2003) à proposer le classement de matériaux suivant par ordre d'inertie décroissante :

PTFE (Téflon®) > PP > PVC souple – PE linéaire > Viton® > PE conventionnel >
Plexiglas® > Tygon® > silicone - néoprène²

¹ PTFE : polytétrafluoroéthylène ; PVC : polychlorure de vinyle ; PE : polyéthylène HD = haute densité ; LD = faible densité ; PP : polypropylène ; ABS : acrylonitrile butadiène styrène ; SR : styrène – caoutchouc

² Viton® : fluoroélastomère ; Plexiglas : polyméthacrylate de méthyle

Pour les parties nécessitant des matériaux rigides et pour la surveillance de substances organiques, ici encore le critère d'inertie doit être prépondérant, les meilleurs matériaux étant alors (Barcelona et al., 1983 ; Lallemand-Barrès, 1993 ; Ohio EPA, 2006) :

PTFE > inox 316 > inox 304 > PVC > acier avec peu de carbone > acier galvanisé > acier au carbone

S'ils sont résistants, rigides et insensibles aux changements de température, les alliages métalliques sont connus pour libérer certains métaux : Zn et Cu par le laiton (cf. par ex. Ghestem et al. 2009) ; Cr et autres métaux lourds par les aciers inox 304 ou 316 ; Fe, Mn, Zn, Cd par l'acier galvanisé ; Fe, Al, Cu lors des phénomènes d'oxydation et de corrosion. Par ailleurs les tuyaux métalliques adsorbent facilement quantité de composés organiques (CEAEQ, 2008). Néanmoins pour les composés organiques, les aciers inox 304 et 316 sont ceux qui présentent un minimum de risque de contamination. Une synthèse de ces risques est présentée en annexe 3.

Sans prendre en compte la rigidité des tuyaux, les matériaux recommandés pour l'échantillonnage des composés organiques sont, par ordre de préférence (Lallemand-Barrès, 1993 ; CEAEQ, 2008) :

Verre > PTFE > acier inoxydable > PVC > PP > PE > métaux > caoutchouc

Une des grandes difficultés du choix d'un matériau concerne la diversité des substances à surveiller et les conséquences contradictoires qui peuvent en découler. Ainsi Montel et Hervouët (2002) rapportent une expérimentation qui a mis en évidence le relargage de composés organiques par différents tubes en matières plastiques (tuyaux vinyle et silicone). Ces auteurs conseillent alors l'emploi du verre (Pyrex chimie) ou de tuyaux métalliques (inox, aluminium). Cependant l'usage de tuyaux inox peut influencer la composition de l'eau en métaux, par adsorption ou par mise en solution des éléments traces Mo, Ni et Cr, ou également de molécules organiques (DDT ; Lallemand-Barrès, 1993), amenant à la recommandation de tuyaux en PE ou PTFE (OFEFP, 2003). L'emploi du verre ne peut par ailleurs pas être raisonnablement envisagé dans le cadre des tuyaux de prélèvement, exception faite des flacons.

3.1.2. Caractéristiques de divers matériaux

Le PVC, matériau le plus utilisé actuellement pour les tuyaux de pompage en eau souterraine, est connu pour libérer des substances comme les phtalates, l'ortho-crésol, le naphthalène, le butyloctylfumarate et le butylchloracétate² (le constat de libération de phtalates par les plastifiants du PVC remonte aux années 80 ; Barcelona et al., 1983). Certains auteurs (Botta et al., 2010) confirment que les matériaux plastiques de type PVC

contiennent des plastifiants (phtalates, organoétains), mais aussi des stabilisateurs (cadmium, baryum) et des conservateurs de couleur (plomb, cadmium). Tout comme le PE et le PP, le PVC adsorbe le plomb et les composés organiques, pouvant subséquemment les libérer. Les cinétiques d'adsorption / libération des composés organiques sont variables, rapides pour le PE et lentes pour le PVC. Par ailleurs l'adsorption des composés organiques sur le PVC dépend également de l'hydrophobie de ces composés, l'adsorption pouvant être significative (CEAEQ, 2008, cite des taux d'adsorption de composés organiques pouvant atteindre 10 %³) si les composés sont hydrophobes (solubilité < 1 mmol.m⁻³) et non significative si la solubilité est inférieure à 10 mmol.m⁻³. Une synthèse des risques d'adsorption et de désorption de six composés organiques courants par contact avec des surfaces de PVC, de PE et de PP est rapportée en annexe 1. Une vision plus large (molécules organiques et inorganiques) est présentée en annexes 2 et 3.

Bien que n'appartenant pas au sens strict à la famille des plastiques, il faut donc citer le rôle possible du caoutchouc, qui peut être présent dans certains dispositifs d'échantillonnage ou couplé au silicone dans certains tuyaux. Le caoutchouc ayant une forte capacité à adsorber nombre de composés organiques et par conséquent à constituer une source de ces éléments (CEAEQ, 2008) ; son usage est donc à proscrire (cf. annexe 3). De même, il a été prouvé qu'il pouvait également entraîner des contaminations métalliques en Fe ou Zn (de l'ordre du µg/l) avec des durées de contact très brèves (Barcelona et al., 1983). Dans ce dernier cas, l'emploi d'un tuyau en silicone certifié pour le milieu médical peut pallier certains de ces inconvénients, ces formulations étant peu riches en Zn et en peroxydes.

L'ABS (acrylonitile butadiène styrène) et le SR (styrène-caoutchouc) sont parmi les matières qui présentent le plus de risque pour l'altération de la composition chimique de l'eau (CEAEQ, 2008).

Des matériaux synthétiques extrêmement peu adsorbants et sans effet mémoire ont été développés ces dernières années comme le PFA ou le FEP⁴ qui sont des variantes polymère du PTFE. Le PFA est recommandé chez certains auteurs pour les récipients utilisés dans l'analyse des traces organiques (OFEFP, 2003). Le FEP (éthylène-propylène fluoré) est un fluoro-polymère tout comme le PTFE et le PFA. Les 3 matériaux diffèrent légèrement au niveau des propriétés mécaniques et thermiques. PTFE et PFA ont une température d'utilisation légèrement plus élevée. FEP et PFA sont transparents (le PTFE est translucide) et ont de meilleures propriétés mécaniques que le PTFE. Ils sont beaucoup plus souples et faciles d'utilisation et sont de plus en plus utilisés dans les laboratoires d'analyse. Ces 3 matériaux ont un coût élevé.

³ CEAEQ, 2008 fait ici référence au document "Barker J.F., Nicholson R.V., Smyth D., Rudolph D.L., Greenhouse J.P., Gudjurgis P., Molson J., Frind E.O., Sudicky E.A., 1992, Subsurface assessment for contaminated sites - Handbook, DRAFT, For review, Waterloo Centre for Groundwater Research, University of Waterloo, Ontario, Canada, October 1992" – il n'a pas été possible de se procurer ce-dit document.

⁴ PFA : perfluoroalkoxy et FEP Fluorinated ethylene propylene

Bien que peu commode d'emploi en dehors d'un laboratoire, le verre est une matière relativement inerte (comme le PTFE et l'acier inox). Ainsi c'est l'un des matériaux conseillé pour la collecte de composés organiques. Par contre, les surfaces de verre peuvent adsorber des cations métalliques et libérer des silicates et borates (CEAEQ, 2008). Une synthèse de ces risques est présentée en annexe 3. Ce matériau n'est dans tous les cas pas utilisable pour la plupart des applications d'échantillonnage hormis pour le conditionnement des échantillons.

3.2. CAS DE L'ECHANTILLONNAGE DE GAZ DISSOUS

Les échantillons servant à l'analyse des gaz dissous seront préférentiellement collectés dans un tube en acier inoxydable ou en cuivre (avec joints étanches), métaux qui offrent une meilleure étanchéité de leurs parois par rapport aux tubes plastiques qui présentent un large pouvoir de diffusion (OFEFP, 2003).

La quantité d'oxygène diffusée au travers d'un tube en matière plastique peut être très importante, de surcroit elle est proportionnelle à la longueur du tube et inversement proportionnelle au débit. Holm et al. (1988) montrent ainsi que pour un débit de 100 ml.min^{-1} (ou 10 minutes de trajet), dans un tube de PTFE de 60 m de long (diamètre extérieur : 6 mm ; épaisseur de paroi : 1,5 mm), une quantité de 6 mg.l^{-1} d'oxygène diffuse au travers du tube.

La perte de composés organiques volatils (COV) par ce processus n'est pas très bien documentée. Les différents plastiques peuvent être classés, par ordre de perméabilité décroissante (CEAEQ, 2008) :

PEFD > PTFE > PP > PEHD > PVC

4. Mécanismes pouvant affecter les mesures

4.1. LA VOLATILITE

Certains composés (HHV⁵, BTEX) sont très volatils du fait de leur pression de vapeur élevée ou de leur point d'ébullition bas. Il faut prendre des précautions lors de l'échantillonnage afin d'éviter de perdre ces composés par volatilisation (OFEFP, 2003).

4.2. LA REACTIVITE

Certains hydrocarbures chlorés (TCE, PCE⁶) peuvent être détruits par catalyse au contact du fer (crépines de puits, tuyauterie). D'autres substances subiront des transformations au contact de l'air (acides organiques) ou à la lumière. Pour cela, il faut éviter le contact de l'échantillon avec l'air (cf. section sur la diffusion des gaz à travers les tuyaux) et le stocker à l'abri de la lumière (OFEFP, 2003).

4.3. LA SOLUBILITE DANS LES MATIERES PLASTIQUES

En raison de leur structure chimique non polaire, un très grand nombre d'hydrocarbures ont tendance à se solubiliser partiellement dans divers types de plastiques (en particulier les plastiques souples). Parfois même, il peut survenir une pollution des échantillons par un matériel d'échantillonnage inadéquat, contaminé lors d'échantillonnages précédents. C'est souvent le cas lorsque l'eau doit transiter dans un tuyau. Le PVC et le polyéthylène souples peuvent adsorber des substances organiques lors d'un prélèvement puis les libérer lors du prélèvement suivant. Le PVC souple contient des BTEX comme plastifiants qui peuvent contaminer l'échantillon.

⁵ Hydrocarbures Halogénés Volatils

⁶ TCE : trichloroéthylène ; PCE : perchloroéthylène (connu aussi sous le nom tétrachloroéthylène)

4.4. LA SOLUBILITE DANS L'EAU

La plupart des composés organiques ont une solubilité dans l'eau limitée. Il se peut alors que la substance se trouve partiellement sous forme de phase plus légère que l'eau (LNAPL⁷) ou plus lourde que l'eau (DNAPL⁸). Dans ces cas, des gouttelettes de liquide constituant une phase séparée peuvent être entraînées dans l'échantillon au moment du prélèvement, sans que l'on s'en rende compte. Dans ces conditions, une mesure réalisée sans étape d'extraction dans un solvant (donc uniquement sur la phase liquide sans surnageant ou plongeant) donnera une valeur plus basse qu'une mesure faisant suite à une extraction de la totalité de l'échantillon à l'aide d'un solvant (OFEFP, 2003).

4.5. LA TENSION SUPERFICIELLE

Certaines eaux contiennent des graisses non solubles dans l'eau, qui vont adhérer de manière préférentielle aux parois du matériel d'échantillonnage et des flacons. Le matériel doit alors être nettoyé ou renouvelé entre la prise de chaque échantillon (OFEFP, 2003).

4.6. ADSORPTION ET REACTIONS SUR LES SURFACES

Les substances recherchées peuvent disparaître de l'échantillon par adsorption sur les parois du matériel d'échantillonnage. C'est le cas des substances organiques et de certains métaux qui présentent une propension à s'adsorber sur ou se fixer dans certains types de plastiques (PVC, PE souple, PP, silicone, etc.). C'est le cas également des métaux, notamment sur le verre. Le phénomène inverse (relargage) peut également altérer la composition chimique, donc la représentativité d'un échantillon (OFEFP, 2003). Des phénomènes de rétention de HAP⁹ sont également rapportés lors de pompages à faible débit (ADEME, 2005).

⁷ light nonaqueous phase liquids

⁸ dense nonaqueous phase liquids

⁹ hydrocarbures aromatiques polycycliques

5. Présentation détaillée d'études montrant l'impact de la nature des tuyaux

Dans cette section sont détaillées quelques études spécifiquement dédiées à l'évaluation de la performance de certains matériaux vis-à-vis de la sorption et du relargage de substances présentes dans une eau. Comme indiqué plus avant dans le rapport, très peu de publications sont disponibles. Les publications suivantes sont les principales. Compte tenu du très faible nombre de ses publications, un nombre restreint de familles de substances est abordé : il s'agit principalement de substances organiques volatiles et/ou de substances organiques halogénées ou chlorées.

La synthèse des conclusions de ces études sera effectuée dans le chapitre suivant.

5.1. EFFET DES TUYAUX D'ECHANTILLONNAGE SUR LES ECHANTILLONS D'EAU SOUTERRAINE (BARCELONA ET AL., 1985)

L'impact d'un biais analytique lié à la sorption du chloroforme (ou trichlorométhane, TCM), du trichloroéthylène (TCE), du tétrachloroéthylène (PCE) et du trichloroéthane (TCA) est étudié pour 5 formulations de tuyaux (PTFE, PE linéaire, PP, PVC-Tygon® et silicone de qualité laboratoire). Les boucles utilisées font entre 75 et 100 cm de long et ont été préalablement rincées avant les expérimentations (eau avec détergent puis double rinçage à l'eau ultra-pure).

Les 4 composés « test » ont été ajoutés à de l'eau distillée à hauteur de $100 \mu\text{g.L}^{-1}$, un second mélange étant dopé par du polyéthylène glycol (PEG) pour obtenir un bruit de fond de 5 mg/L de carbone organique. Les expérimentations se font sans circulation de fluide, uniquement par remplissage des boucles et étude des cinétiques d'interaction sur des intervalles de temps de 5 à 60 minutes.

Tests sur le chloroforme (Figure 1) : l'adsorption du composé sur les tuyaux est particulièrement forte et rapide pour le silicone et le PVC, pouvant conduire à une diminution de 80% de la quantité de chloroforme dans la solution test au bout de 1 heure, la perte étant particulièrement intense durant les 20 premières minutes. Vis-à-vis de ce composé, le meilleur choix de matériel est comme suit (du matériel ayant le moins d'affinité à celui en ayant le plus) :

PTFE > PP > PE > PVC > silicone

Réciproquement, la désorption du chloroforme suite à une exposition du tuyau contaminé à de l'eau distillée est très rapide, 80 à 90% de la désorption intervenant dans les 5 premières minutes d'exposition. Néanmoins les quantités désorbées sont faibles : le PVC désorbe au mieux 3% de la quantité adsorbée, le silicone 15%, le PP 20%, le PE 48%. Le PTFE, matériau qui avait le moins retenu de chloroforme, n'en

libère ensuite que 9 à 12%. Les auteurs suggèrent donc un processus d'absorption dans la matrice du polymère plutôt que d'adsorption spécifique à la surface du tuyau.

Il n'est pas apparu lors des tests de différence significative de sorption en fonction de la force ionique de la solution (10^{-3} à 10^{-1} mol NaHCO_3). Pour mieux prendre en compte la présence de matière organique dans les eaux naturelles, les auteurs ont ajouté du PEG (pourvoyeur de carbone organique) dans la solution test. Il est apparu que la majorité des tuyaux (PTFE excepté) relarguait plus de carbone organique dans la solution (en 30 minutes) qu'attendu en lien avec la seule concentration de PEG ajoutée ! Il a par ailleurs été évalué, pour le Téflon®, qu'une couverture surfacique 2 à 3 fois supérieure à celle impliquée dans la sorption du chloroforme pouvait être affectée par la sorption de matière organique (le rapport cité est de $400 \mu\text{g.m}^{-2}$ contre $150 \mu\text{g.m}^{-2}$).

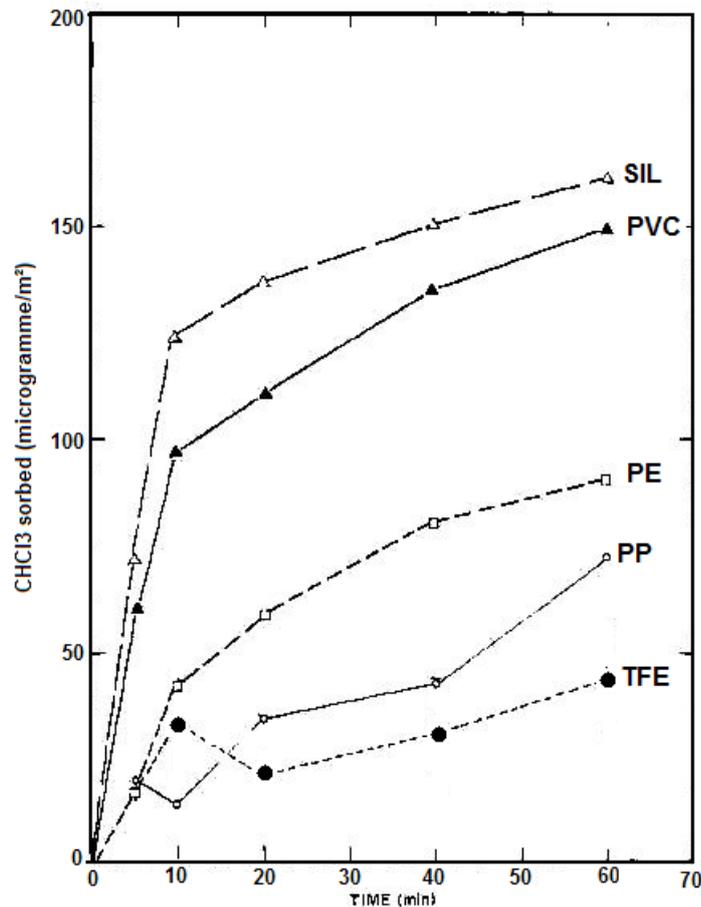


Figure 1: concentration de chloroforme adsorbé ($\mu\text{g.m}^{-2}$) en fonction du temps d'exposition d'un tuyau (silicone SIL, PVC, PE, PP et PTFE) dans une solution eau distillée + chloroforme à $100 \mu\text{g.l}^{-1}$.

Généralisation aux 4 hydrocarbures chlorés (Figure 2) : l'adsorption sur les tuyaux des composés chlorés présents conjointement dans la même solution (TCM, TCE, PCE, TCA) est comparable à celle du TCM seul. Le classement de performance est donc inchangé :

PTFE > PP > PE > PVC – silicone

PP et PE adsorbent environ 2 fois plus que le PTFE, PVC et silicone environ 3 fois plus que le PTFE. Ces différences sont imputées à une meilleure cristallinité et une plus forte densité des PTFE, PP et PE, le PVC et silicone, plus flexibles, présentant des surfaces disponibles pour les phénomènes d'adsorption plus grandes. Ceci confirme donc la nature de piège à hydrocarbures chlorés des tuyaux souples.

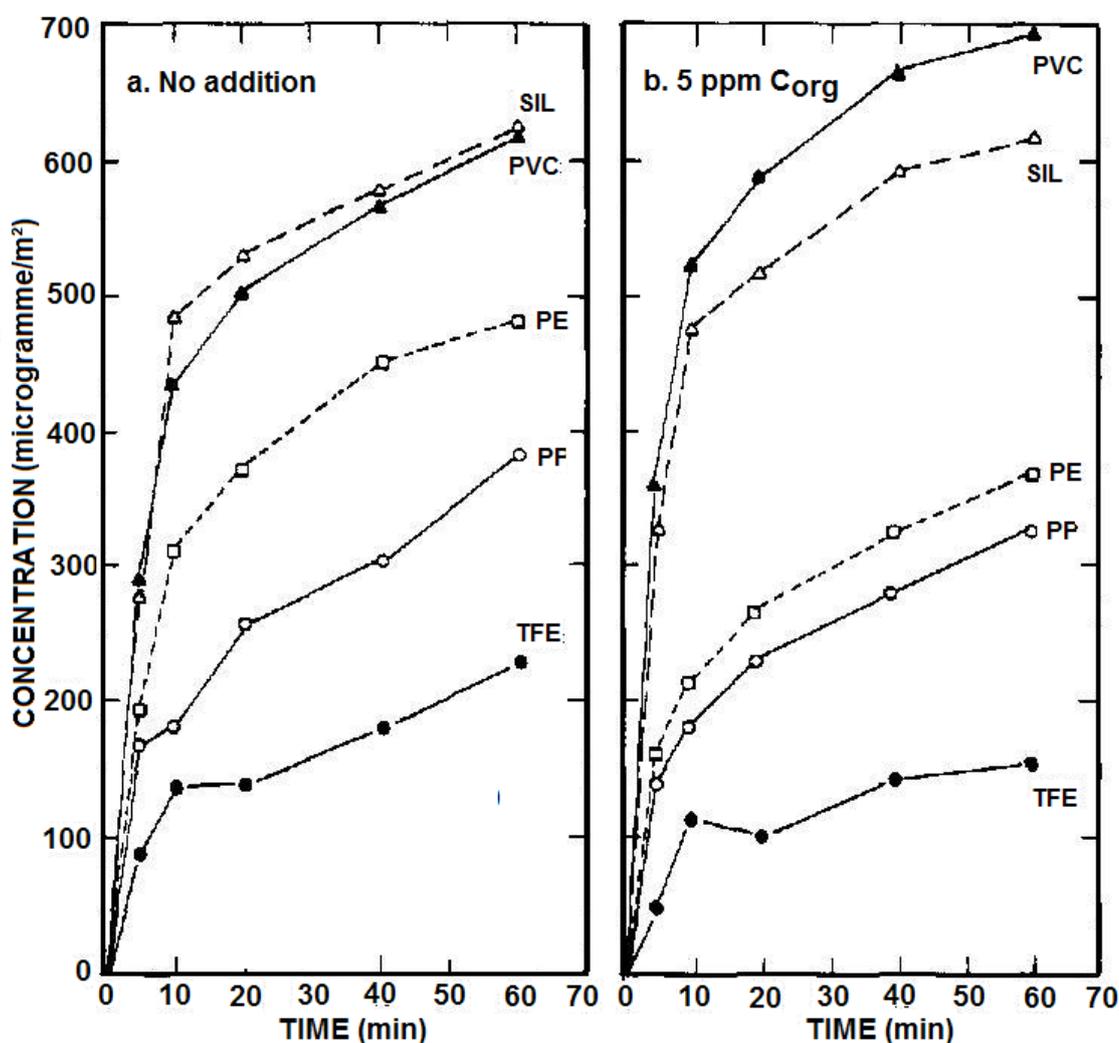


Figure 2 : concentration de composés chlorés adsorbés ($\mu\text{g.m}^{-2}$) en fonction du temps d'exposition d'un tuyau (silicone SIL, PVC, PE, PP et PTFE) dans une solution eau distillée + $400 \mu\text{g.l}^{-1}$ de TCM + TCE + PCE + TCA. (a) : sans ajout de matière organique ; (b) : avec ajout de 5 ppm de carbone organique sous forme de PEG.

Les auteurs ont également évalué les pertes potentielles (par sorption) d'hydrocarbures chlorés en fonction du diamètre interne du tuyau (Tableau 1). Il apparaît que les pertes sont plus dépendantes de la nature du tuyau que de son diamètre. Toutefois, à flux constant (vitesse de pompage constante), les pertes potentielles augmentent conjointement avec la hausse du diamètre du tuyau. En conséquence les erreurs de détermination des concentrations effectives d'éléments traces dans les eaux peuvent atteindre plusieurs $\mu\text{g/L}$ rien que par la présence d'un tuyau souple. Par ailleurs le taux et l'ampleur de la soustraction par sorption de composés organiques chlorés ne seront pas forcément atténués par une purge du forage et la pré-exposition du tuyau à l'eau à échantillonner, ce qui est un constat assez peu favorable.

tubing diameter, in.	% loss				
	TFE	PP	PE	PVC	SIL
1/4	11	14	24	33	36
	(9)	(14)	(17)	(40)	(36)
3/8	16	22	36	50	56
	(14)	(22)	(25)	(61)	(56)
1/2	21	29	48	67	74
	(18)	(29)	(33)	(81)	(74)

Tableau 1 : Pourcentage de perte par sorption d'hydrocarbures chlorés en fonction du tuyau utilisé et de son diamètre (en pouces). Le mélange utilisé est TCM + TCE + PCE + TCA à $400 \mu\text{g.l}^{-1}$ avec une circulation du mélange dans 15 m de tuyau à 100 ml.min^{-1} . Le pourcentage de perte est calculé à partir des concentrations de la solution initiale, pour les cas sans ajout de matière organique et avec ajout de 5 ppm de carbone organique sous forme de PEG (valeurs entre parenthèses).

5.2. DIFFUSION D'OXYGENE A TRAVERS LES PAROIS DES TUYAUX ET IMPACT SUR L'ECHANTILLONNAGE DES EAUX SOUTERRAINES (HOLM ET AL., 1988)

Cette étude vise à quantifier les transferts d'oxygène à travers des flexibles de pompage, une augmentation des teneurs en O_2 dissous dans une eau pouvant par exemple amener à oxyder le fer ou d'autres espèces sensibles aux phénomènes redox) ou provoquer la perte par adsorption d'éléments en trace. Les expérimentations et modélisations sont basées sur des tuyaux FEP (cf 3.2.1).

Les prélèvements en forage nécessitant des longueurs de tuyau parfois importantes, les auteurs ont modélisé l'influence de la longueur du tuyau (FEP) et du débit de pompage sur les concentrations en O₂ dissous. De manière assez intuitive, celles-ci sont plus fortes pour des débits faibles et des longueurs de tuyau importantes (Figure 3).

Pour illustrer l'influence d'un tel phénomène sur des prélèvements, les auteurs ont ensuite bâti une simulation à partir de paramètres déterminés sur un aquifère réel (Sand Ridge State Forest aquifer), pour lesquels une présence simultanée (non attendue) de Fe(II), Mn(II) et O₂ dissous avait été mise en évidence. Le résultat est présenté en Figure 4. On constate qu'une longueur de tube (FEP ou PTFE) de 10 m seulement est suffisante pour changer l'état redox de l'eau (et donc faire apparaître du Fe(III)) par apport d'O₂ dissous, les concentrations en Fe(III) devenant suffisantes après 15 m de circulation dans le tuyau pour pouvoir être mises en évidence par colorimétrie.

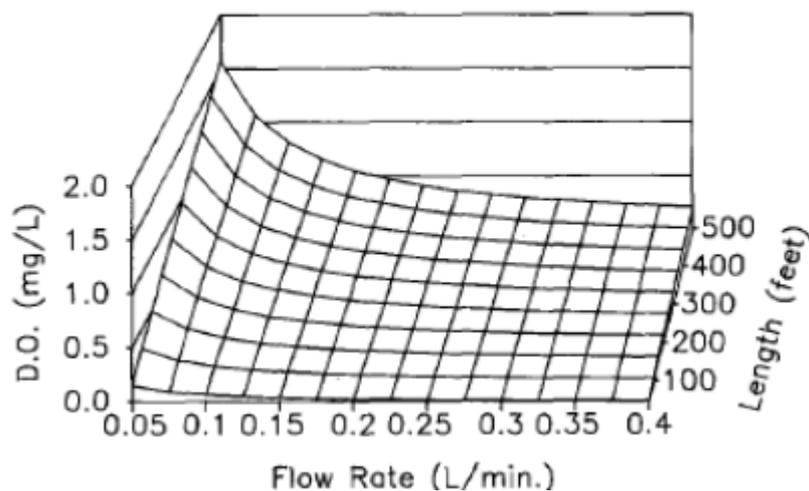


Figure 3 : Dépendance de la concentration en O₂ dissous à la longueur du tuyau (en pieds ; 1 feet = 30,48 cm ; ici longueur jusqu'à 15 m environ) et au débit (l.min⁻¹) pour une eau initialement anoxique.

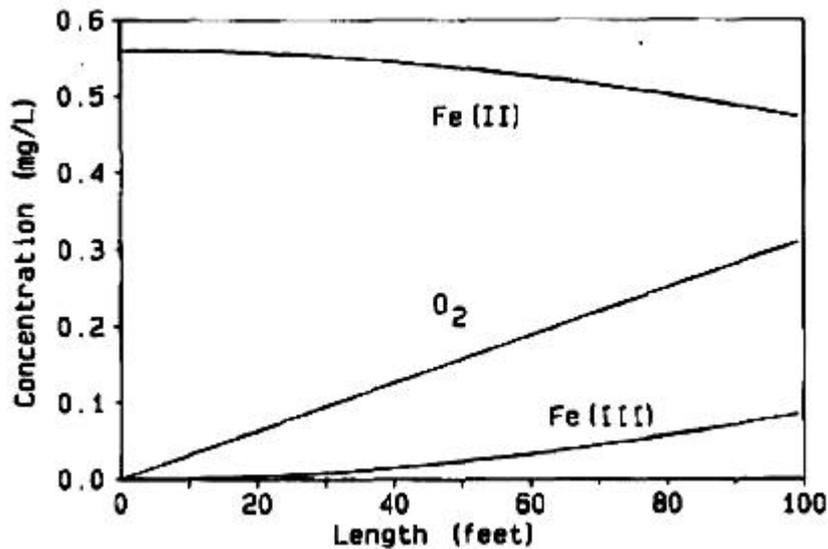


Figure 4 : Effet du transfert d'oxygène par un tuyau FEP sur les concentrations en Fe(II), Fe(III) et O₂ dissous pour une eau initialement anoxique (Fe(II) seulement) circulant dans un tuyau de longueur variable (jusqu'à 3 m environ).

De plus, cette diffusion d'oxygène via le tuyau de prélèvement peut engendrer d'autres effets collatéraux. L'oxydation du fer ferreux peut produire des hydroxydes ferriques (Fe(OH)₃) qui sont capables d'adsorber des contaminants dissous (par ex. Zn, As sous forme arséniate). Les concentrations de ces contaminants peuvent donc être minorées lorsqu'une analyse est pratiquée sur un échantillon filtré.

Afin de réduire ces effets, les auteurs conseillent de réduire la longueur des tuyaux et de maximiser le débit pour diminuer les transferts de gaz, tout en utilisant des tuyaux à paroi épaisse.

5.3. BIAIS D'ECHANTILLONNAGE ENGENDRE PAR LES MATERIAUX UTILISES POUR LA SURVEILLANCE DES HYDROCARBURES HALOGENES (REYNOLDS ET AL. 1990)

Cette étude rapporte d'une part des résultats expérimentaux afférents à la mesure de la sorption de composés organiques halogénés par des polymères synthétiques et d'autres matériaux utilisés en forage, et d'autre part des résultats de microscopie électronique visant à déterminer les mécanismes de sorption et mesurer les diffusivités. Nous rapportons ici la partie consacrée aux expériences conventionnelles de sorption.

Ces expériences ont concerné 10 matériaux différents : tuyau en borosilicate, en inox 316, en aluminium, en acier galvanisé, en PVC rigide, en PTFE, en nylon, en PP, en LDPE et en caoutchouc recouvert de latex (qui représente le cas extrême de sorption). Cinq substances organiques ont été étudiées : TCA (1,1,1-trichloroéthane), TET (1,1,2,2-tétrachloroéthane), bromoforme (BRO), PCE (tétrachloroéthylène) et hexachloroéthane (HEX). Les concentrations utilisées varient de 20 à 45 µg.L⁻¹ (gamme proche des standards américains pour l'eau potable pour les molécules halocarbonées de faible poids moléculaire). Les expériences ont été conduites à plusieurs échelles de temps, depuis une interaction de 5 minutes jusqu'à 5 semaines. Par ailleurs des tests complémentaires ont été conduits avec le LDPE pour évaluer l'influence de la température (10°C au lieu de la température ambiante), l'influence d'un changement du rapport volume de solution / aire surfacique du matériau exposé et l'influence d'un ajout de matière organique dans la solution expérimentale (méthanol dans le cas présent).

Les résultats sont présentés en Figure 5 pour le bromoforme¹⁰. Sur les 34 jours d'observation, le verre est le seul composé qui n'ait pas permis d'observer de réduction de concentration en solution pour les composés utilisés (Figure 5).

Pour les métaux, l'inox s'est montré le moins réactif, ne se caractérisant que par des réductions de concentrations sur BRO et HEX, toutefois substantielles (70% au bout de 34 jours ; Figure 5). L'aluminium provoque des réductions de concentration de 90% sauf pour le PCE. L'acier galvanisé réduit d'au moins 99% les concentrations en tous les composés. Ces pertes sont attribuées à des réactions avec les surfaces métalliques ou des ions métalliques libérés par les matériaux (par ex. hydrogénéolyse de composés aliphatiques polyhalogénés en présence de métaux de transition).

Les baisses de concentration déterminées avec les polymères sont plus lentes (Figure 5), et sont constatées pour au moins 3 des 5 polymères testés. Les cinétiques sont apparues plus dépendantes du polymère que de la concentration initiale en composés organiques. La diminution de concentration se fait, par ordre décroissant (du taux de décroissance le plus rapide au plus lent), selon la suite :

Caoutchouc + latex > LDPE > PP > nylon > PVC > PTFE

Les composés disparaissant dans l'ordre suivant :

¹⁰ Les autres données sont compilées dans 2 autres documents auxquels il n'a pas été possible d'accéder :

Reynolds G. W., 1985, Sorption of chlorinated organics by materials used for groundwater monitoring wells. MSc. Project Report, Dept. of Earth Sciences, Univ. of Waterloo, 1985.

Reynolds G. W., Gillham R. W., 1985, Absorption of halogenated organic compounds by polymer materials commonly used in ground water monitors. In Proceedings Second Canadian/American Conference on Hydrogeology, Hazardous Wastes in Ground Water: A Soluble Dilemma, Banff, AB, National Well Water Assoc., June 25-29, 1985, 125-132.

PCE > HEX > TCA > BRO > TET

Une autre expérience rapportée par les auteurs¹¹ trouve une classification de matériaux légèrement différente :

PVC flexible > LDPE > PTFE > PVF¹² > PVC rigide

Et pour l'ordre de disparition des composés :

p-xylène > m-xylène > éthylbenzène > o-xylène > toluène > benzène

Dans tous les cas, les taux de sorption sont plus importants avec les matériaux souples qu'avec les matériaux rigides. De même les composés les moins solubles sont préférentiellement captés par ces matériaux.

Les différences de taux de sorption entre les différents polymères pour une même molécule organique résultent de diffusivités variables de ces molécules dans les polymères. Par exemple des molécules de 0,5 à 0,6 nm de diamètre ont des diffusivités de 10^{-16} à 10^{-18} $\text{cm}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ dans le PVC rigide, mais de 10^{-8} à 10^{-9} $\text{cm}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ dans le PTFE. Ceci suggère donc que les polymères flexibles ont des taux d'adsorption plus grands que les polymères rigides. Cette relation apparente entre rigidité et diffusivité est liée à la magnitude de la diffusivité qui est gouvernée par l'énergie requise pour suffisamment déplacer les chaînes polymériques afin d'autoriser le passage des molécules diffusantes. Dans cette optique, le PVC doit être préféré pour l'échantillonnage d'hydrocarbures halogénés de faible activité.

Par ailleurs, les conclusions diffèrent lorsque les activités augmentent (cas par exemple au proche voisinage des zones de déversement de contaminants organiques). Un polymère exposé à de fortes activités d'un composé organique qui est un bon solvant de ce polymère va absorber de grandes quantités de ce composé. Par exemple un PVC peut absorber 800% de son poids en chlorure de méthylène, mais seulement 1% en tétrachlorure de carbone. En conséquence, le PTFE étant beaucoup moins sensible au gonflement par absorption de solvants organiques, il devra être préféré pour l'échantillonnage d'eaux présentant des activités modérées à fortes en contaminants organiques.

¹¹ Gillham R. W., O'Hannesin S. F., 1988, Sorption of aromatic hydrocarbons by materials used in construction of groundwater monitoring wells. ASTM Symposium: Standard Development for Ground Water and Vadose Zone Monitoring Investigations, Albuquerque, NM, Jan 27-29, 1988.

¹² polyfluorure de vinylidène

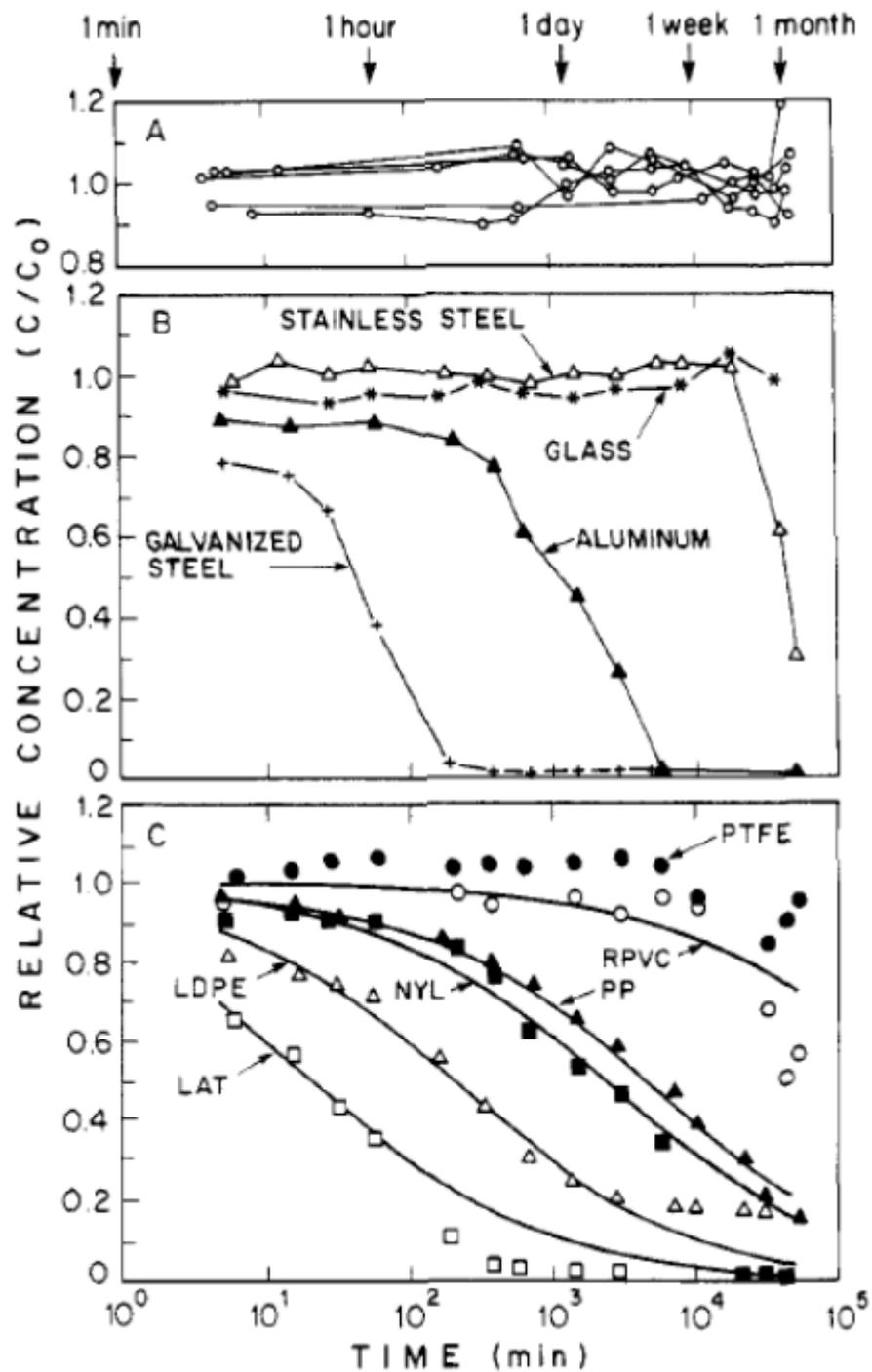


Figure 5 : Concentration relative (concentration à l'instant t / concentration initiale) du bromoforme en fonction du temps. A : flacons de contrôle ; B : flacons contenant le verre et les métaux ; C : flacons contenant les polymères. Les courbes en trait plein dans le graphe C représentent les ajustements (moindre carré) selon un modèle de transport diffusif.

5.4. ECHANTILLONNAGE DE COMPOSES ORGANIQUES A L'ETAT DE TRACE AVEC DES TUYAUX POLYMERES – ETUDES STATIQUES (PARKER ET AL., 1997)

Plus récemment, de nouvelles études sont venues compléter les constats déjà posés précédemment. Elles visent 1) à renouveler des expériences sur un nombre plus importants de tuyau et 2) à étudier des aspects dynamiques tant vis-à-vis de la sorption de contaminants sur les tuyaux (en particulier l'effet d'un pompage continu sur la sorption dans un tuyau est mal connu) que vis-à-vis du relargage de composés organiques dans l'eau (ici encore le débit de pompage a une influence mal cernée). Cette étude de 1997 s'attache aux phénomènes statiques, celle de 1998 (cf. infra) s'attachera aux phénomènes dynamiques.

Une synthèse des spécificités des polymères utilisés dans l'étude est présentée en Tableau 2.

	§Cost Per ft. ^b	Tubing Dimensions		Surface-Area-to- Solution-Volume Ratio (cm ⁻¹)
		I.D. (cm)	Length (cm)	
Flexible Polymers^a				
Polypropylene-based material with plasticizer (formulation 1)	0.58	0.64	20	6.3
Polypropylene-based material with plasticizer (formulation 2)	2.48	0.64	20	6.3
Polyvinyl chloride (PVC)	0.89	0.64	20	6.3
Thermoplastic elastomer ^c (TPE)	0.96	0.64	20	6.3
Linear copolymer of vinylidene fluoride and hexafluoropropylene P(VDF-HFP)	1.99	0.64	20	6.3
Polyurethane	0.64	0.64	20	6.3
Fluoroelastomer	8.70	0.64	20	6.3
Rigid Polymers^d				
Polyethylene, low density (LDPE)	0.19	0.64	20	6.3
Polyethylene, cross-linked high density (XLPE)	0.43	0.64	20	6.3
Polyethylene liner in ethyl vinyl acetate (EVA) shell	0.57	0.64	20	6.3
Polyethylene liner cross-linked to ethyl vinyl acetate (EVA) shell	1.08	0.64	20	6.3
Co-extruded polyester lining in PVC shell	0.77	0.64	20	6.3
Polypropylene (PP)	0.27	0.64	20	6.3
Polyamide (nylon 12)	0.71	0.71	18	5.6
Polytetrafluoroethylene (PTFE)	4.27	0.75	17	5.3
Perfluoroalkoxy (PFA)	5.58	0.64	20	6.3
Ethylenetetrafluoroethylene (ETFE)	5.50	0.48	27	8.4
Polyvinylidene fluoride (PVDF)	1.80	0.64	20	6.3
Fluorinated ethylene polypropylene (FEP)	3.90	0.64	20	6.3
FEP-lined polyethylene	3.00	0.64	20	6.3
^a Finger pressure can collapse tubing.				
^b Cost varies with quantity, dimensions, and supplier.				
^c Styrene-ethylene-butylene block copolymer modified with silicone oil.				
^d Can be stepped on without collapsing the tubing.				

Tableau 2 : Nature et dimensions des tuyaux polymères utilisés dans les expérimentations.

Pour les études de sorption, 8 composés organiques ont été étudiés pour des concentrations de 10 à 16 mg.L⁻¹, des concentrations plus fortes, approchant parfois les limites de solubilité des composés dans l'eau, pouvant être caractérisées par des taux de diffusion différents. Ces composés sont : nitrobenzène (NB), trans-1,2-dichloroéthylène (TDCE), m-nitrotoluène (MNT), trichloroéthylène (TCE), chlorobenzène (CLB), o-dichlorobenzène (ODCB), p-dichlorobenzène (PCDB) et tétrachloroéthylène (PCE). Ces composés ont été dissous dans une eau souterraine à laquelle 40 mg.L⁻¹ de chlorure de mercure ont été ajoutés pour éviter toute modification des concentrations par activité bactérienne.

La géométrie des tuyaux a été adaptée afin que chaque matériau testé présente une surface d'interaction identique avec l'eau (40 cm²). Les mesures sont faites entre 1 et 72 heures d'exposition.

Les Tableaux 3 à 5 présentent les résultats pour 3 molécules : PCDB et PCE qui sont parmi les molécules les plus facilement adsorbées, et NB qui est l'une des moins adsorbée. Les valeurs sont présentées en concentration normalisée (concentration de l'échantillon / concentration dans le blanc de laboratoire), une valeur de 1 signifiant qu'il n'y a pas eu d'adsorption.

	Exposure Time (Hour)				
	1	8	24	48	72
Flexible Tubings					
Polyurethane	0.016	D	D	D	D
PVC	0.014	0.001	0.001	D	D
TPE	0.016	D	D	D	D
Plasticized PP (formulation 1)	0.015	0.001	D	D	D
Plasticized PP (formulation 2)	0.013	0.001	0.001	D	D
P(VDF-HFP)	0.218	0.087	0.053	0.038	0.026
Fluoroelastomer	0.173	0.072	0.045	0.034	0.024
Rigid Tubings					
Polyamide	.081	.011	.006	0.011	0.008
PP	0.133	0.049	0.031	0.023	0.018
Polyester lining in PVC shell	0.022	0.002	0.001	0.001	0.001
LDPE	0.038	0.010	0.006	0.004	0.003
XLPE	0.036	0.009	0.006	0.004	0.003
PE lining in EVA shell	0.042	0.008	0.003	0.002	0.001
PE cross-linked to EVA shell	0.036	0.006	0.002	0.001	0.001
ETFE	.574	.351	.227	0.097	0.068
PTFE	.496	.211	.131	0.123	0.100
PFA	0.605	0.343	0.224	0.181	0.135
PVDF	0.609	0.410	0.282	0.229	0.183
FEP-lined PE	0.719	0.544	0.418	0.329	0.251
FEP	0.704	0.512	0.365	0.286	0.225

Tableau 3 : Concentrations normalisées moyennes (rapport de la concentration en solution avec tuyau / blanc de contrôle) en PCDB dans les solutions exposées à des tuyaux flexibles et rigides. D = concentration en élément inférieure à 0,0086 mg.l⁻¹.

	Exposure Time (Hour)				
	1	8	24	48	72
Flexible Tubings					
Polyurethane	0.019	0.002	0.002	0.001	0.001
PVC	0.018	0.002	0.001	0.001	0.001
TPE	0.018	0.001	0.0004	D	D
Plasticized PP (formulation 1)	0.017	0.001	0.0005	0.0005	0.001
Plasticized PP (formulation 2)	0.015	0.001	0.001	0.0005	D
P(VDF-HFP)	0.287	0.134	0.076	0.063	0.043
Fluoroelastomer	0.224	0.106	0.058	0.048	0.034
Rigid Tubings					
Polyamide	.155	.032	.016	0.023	0.018
PP	0.131	0.049	0.028	0.024	0.019
Polyester lining in PVC shell	0.031	0.005	0.003	0.002	0.002
LDPE	0.043	0.012	0.006	0.005	0.003
XLPE	0.042	0.012	0.007	0.005	0.004
PE lining in EVA shell	0.046	0.008	0.004	0.003	0.002
PE cross-linked to EVA shell	0.042	0.010	0.004	0.003	0.004
ETFE	.557	.352	.234	0.105	0.076
PTFE	.345	.111	.066	0.069	0.058
PFA	0.463	0.225	0.120	0.107	0.081
PVDF	0.747	0.600	0.412	0.397	0.336
FEP-lined PE	0.576	0.375	0.246	0.196	0.143
FEP	0.573	0.351	0.212	0.173	0.133

Tableau 4 : Concentrations normalisées moyennes en PCE dans les solutions exposées à des tuyaux flexibles et rigides. D = concentration en élément inférieure à 0,0086 mg.l⁻¹.

	Exposure Time (Hour)				
	1	8	24	48	72
Flexible Tubings					
Polyurethane	0.071	0.027	0.021	0.021	0.014
PVC	0.108	0.082	0.098	0.112	0.073
TPE	0.149	0.049	0.033	0.022	0.013
Plasticized PP (formulation 1)	0.210	0.076	0.038	0.018	0.009
Plasticized PP (formulation 2)	0.202	0.066	0.029	0.013	0.009
P(VDF-HFP)	0.669	0.474	0.353	0.274	0.205
Fluoroelastomer	0.610	0.415	0.297	0.242	0.185
Rigid Tubings					
Polyamide	.675	.403	.235	0.221	0.173
PP	0.934	0.863	0.808	0.748	0.674
Polyester lining in PVC shell	0.129	0.048	0.038	0.030	0.028
LDPE	0.734	0.559	0.422	0.339	0.261
XLPE	0.730	0.536	0.405	0.323	0.261
PE lining in EVA shell	0.721	0.494	0.302	0.154	0.080
PE cross-linked to EVA shell	0.688	0.459	0.247	0.126	0.068
ETFE	.969	.912	.860	0.758	0.676
PTFE	.985	.944	.921	0.925	0.910
PFA	0.987	1.00	0.974	0.963	0.938
PVDF	0.858	0.774	0.701	0.605	0.540
FEP-lined PE	0.976	1.01	0.997	0.985	0.946
FEP	0.981	0.989	0.990	0.967	0.941

Tableau 5 : Concentrations normalisées moyennes en NB dans les solutions exposées à des tuyaux flexibles et rigides. D = concentration en élément inférieure à 0,0086 mg.l⁻¹.

Les Tableaux 6 et 7 répertorient le pourcentage moyen d'adsorption au bout d'une heure pour les différents tuyaux testés en fonction des 8 molécules organiques utilisées et subséquemment identifient le meilleur matériau à utiliser en fonction de l'analyte ciblé.

Les tuyaux flexibles apparaissent une nouvelle fois comme plus adsorbant que les tuyaux rigides, sauf à considérer des produits fluorés (fluoroélastomère et P[VDF-HPF]).

Tubing Material	Analytes							
	NB	TDCE	MNT	TCE	CLB	ODCB	PDCB	PCE
Flexible tubings								
Fluoroelastomer	39	38	66	55	66	80	83	78
Polyurethane	93	96	96	98	98	98	98	98
PVC	89	94	96	97	98	98	99	98
TPE	85	96	94	98	98	98	98	98
Plasticized PP (formulation 1)	79	94	93	98	98	98	98	98
Plasticized PP (formulation 2)	80	95	93	98	98	98	99	98
P(VDF-HEP)	31	33	59	47	58	75	78	71
Rigid tubings								
Polyamide	32	44	55	70	77	90	92	84
PP	7	44	20	64	66	81	87	87
Polyester-lined PVC	87	90	94	95	96	98	98	97
LDPE	37	69	57	86	89	95	96	96
XLPE	37	69	58	86	89	95	96	96
PE-lined EVA	28	71	57	86	90	94	96	95
PE cross-linked to EVA shell	31	73	61	87	90	95	96	96
ETFE ¹	3	29	7	30	26	30	43	44
PTFE ¹	2	28	3	37	27	34	50	66
PFA	1	20	3	28	20	25	40	54
PVDF	14	12	28	15	24	37	39	25
FEP-lined PE	2	19	3	23	16	18	28	42
FEP	2	15	3	21	14	18	30	43

Tableau 6 : Pourcentage moyen de perte de composé organique en solution lors d'une exposition à un tuyau pendant 1 heure.

Analyte	Least Sorptive Tubings	Second Least Sorptive Tubings	Third Least Sorptive Tubings	Fourth Least Sorptive Tubings
NB nitrobenzene	FEP-lined PE FEP PFA	PTFE	ETFE	PVDF
TDCE trans-dichloroethylene	PVDF	FEP FEP-lined PE	PFA	PTFE
MNT m-nitrotoluene	FEP-lined PE	FEP	PFA	PTFE
TCE trichloroethylene	PVDF	FEP-lined PE FEP	PFA	PTFE
CLB chlorobenzene	FEP-lined PE	FEP	PFA	PVDF
ODCB o-dichlorobenzene	FEP-lined PE	FEP	PFA	PTFE PVDF
PDCB p-dichlorobenzene	FEP-lined PE	FEP	PVDF	PFA
PCE tetrachloroethylene	PVDF	FEP-lined PE FEP	ETFE PFA PTFE	P(VDF-HFP) Fluoroelastomer

Tableau 7 : Tuyaux les moins adsorbants en fonction des composés organiques étudiés (classement issu de tests statistiques).

Les études de relargage ont conduit à identifier des matériaux souples très peu aptes à l'échantillonnage de composés organiques, polyuréthane et PVC flexible figurant parmi les moins aptes (Tableau 8). Les tuyaux rigides, notamment les fluoropolymères, apparaissent comme les plus adaptés pour les échantillonnages car ils sont les moins adsorbants (vis-à-vis des composés organiques) et ne relarguent pas de constituants en quantité analytiquement décelable. Lorsqu'un tuyau souple est nécessaire (tuyau d'amené de pompe par exemple), alors il faut se tourner vers les tuyaux fluorés malheureusement coûteux (fluoroélastomère par exemple qui font partie de la famille des fluoropolymères mais qui présentent des propriétés « élastiques »).

	Contact time (hour)		Possible Identification (Percent Match)
	1	72	
Flexible Tubings			
Plasticized PP (formulation 1)	1	1	not identified
Plasticized PP (formulation 2)	0	0	
PVC	3	8	hexacosane (90 percent)
TPE	1	4	hexanedioic acid, dioctyl ester (83 percent)
P(VDF-HFP)	1	1	not identified
Polyurethane	5	12	hexanoic acid, 2-ethyl (78 percent)
Fluoroelastomer	1	1	not identified
Rigid Tubings			
LDPE	0	0	
XLPE	0	0	
PE-lined EVA	0	0	
PE cross-linked to EVA shell	0	0	
Polyester-lined PVC	1	4	not identified
PP	1	1	hexanedioic, dioctyl ester (87 percent)
Polyamide	2	9	benzenesulfonamide, N-butyl (90 percent)
PTFE	0	0	
PFA	0	0	
ETFE	0	0	
PVDF	0	0	
FEP	0	0	
FEP-lined PE	0	0	

Tableau 8 : Nombre de pics identifiés en HPLC dans des solutions exposées à des tuyaux flexibles et rigides et identification des composés alors relargués.

5.5. ECHANTILLONNAGE DE COMPOSES ORGANIQUES A L'ETAT DE TRACE AVEC DES TUYAUX POLYMERES – ETUDES DYNAMIQUES (PARKER ET AL., 1998)

Il s'agit ici de la suite de l'étude précédente, s'attachant donc aux phénomènes dynamiques et aux phénomènes de désorption de composés préalablement adsorbés. Ce processus agit de manière inverse à la sorption, c'est-à-dire via diffusion à travers la matrice polymère des composés vers la surface du tuyau et remise en solution des composés.

Cinq matériaux ont été utilisés : LDPE, 2 fluoropolymères (PVDF rigide et P[VDF-HFP] souple) et 2 formulations de PP, qui sont des tuyaux relarguant peu ou pas de composés organiques et qui ont des propriétés de sorption variables (de faible pour le PVDF à relativement forte pour le PP). Le diamètre interne utilisé est de 6,4 mm, les tuyaux ne sont pas rincés. L'eau utilisée est contaminée au trichloroéthylène (TCE).

Les longueurs de sections utilisées s'étalent entre 3 et 150 m, pour des débits entre 100 ml.min^{-1} et 1 l.min^{-1} et des temps d'exposition de 10 minutes à 4 jours. La contamination initiale des tuyaux s'est faite en faisant circuler le mélange eau + TCE à 1 l.min^{-1} pendant 7 jours.

Dans un premier temps il a été procédé à l'étude de la sorption sur les tuyaux en mode dynamique (sous pompage). Les résultats sont toujours présentés sous forme de concentrations normalisées (Figures 6 à 10).

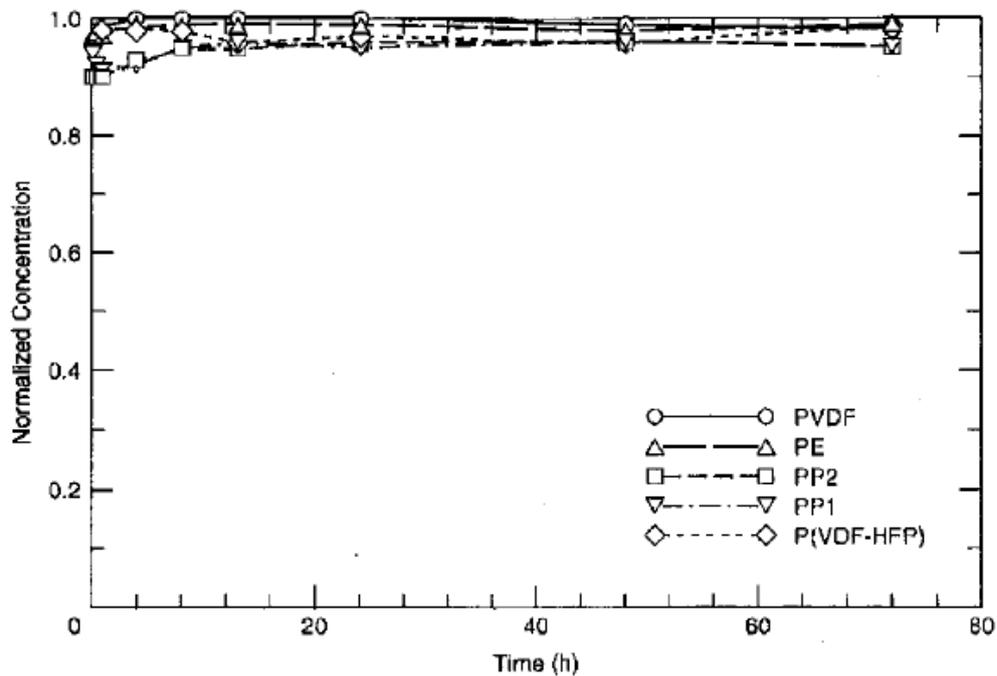


Figure 6 : Concentration normalisée de TCE dans l'eau pompée à 100 ml.min^{-1} dans un tuyau de 3 m de long.

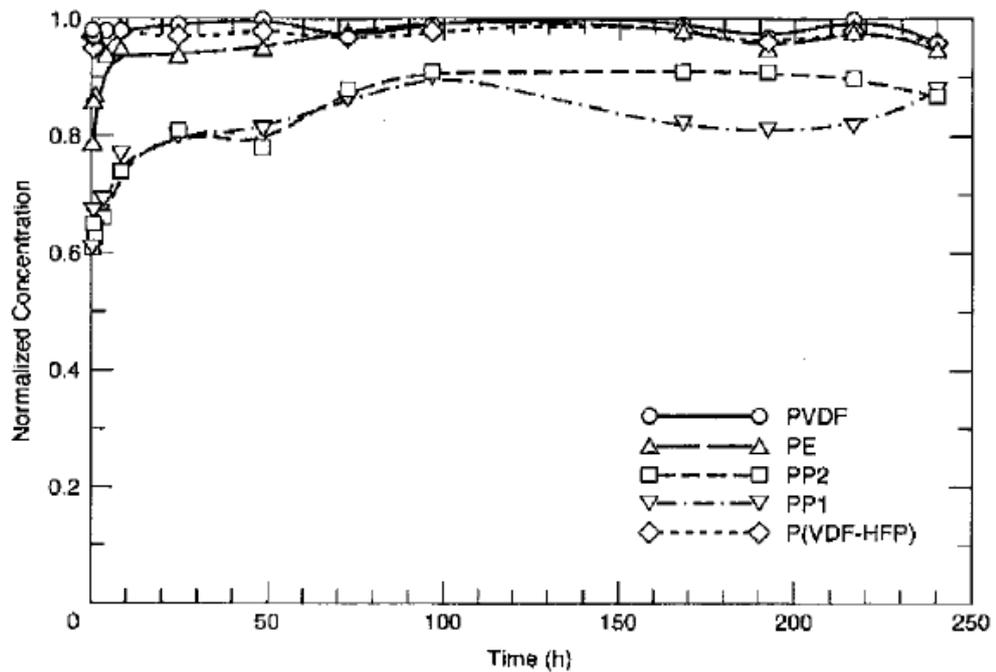


Figure 7 : Concentration normalisée de TCE dans l'eau pompée à $100 \text{ ml} \cdot \text{min}^{-1}$ dans un tuyau de 15 m de long.

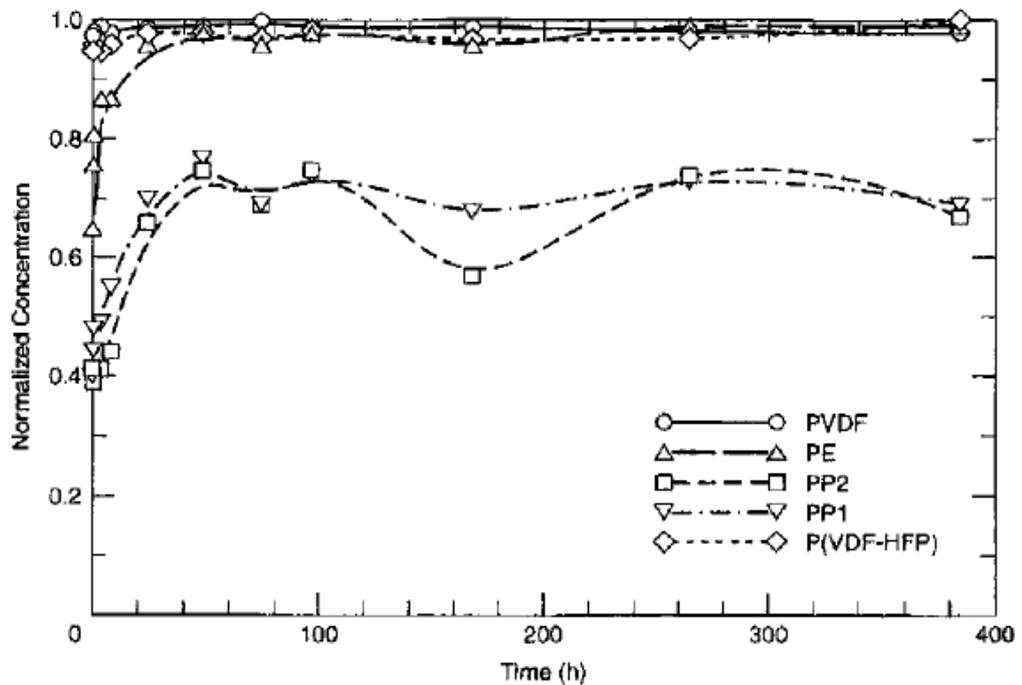


Figure 8 : Concentration normalisée de TCE dans l'eau pompée à $100 \text{ ml} \cdot \text{min}^{-1}$ dans un tuyau de 30 m de long.

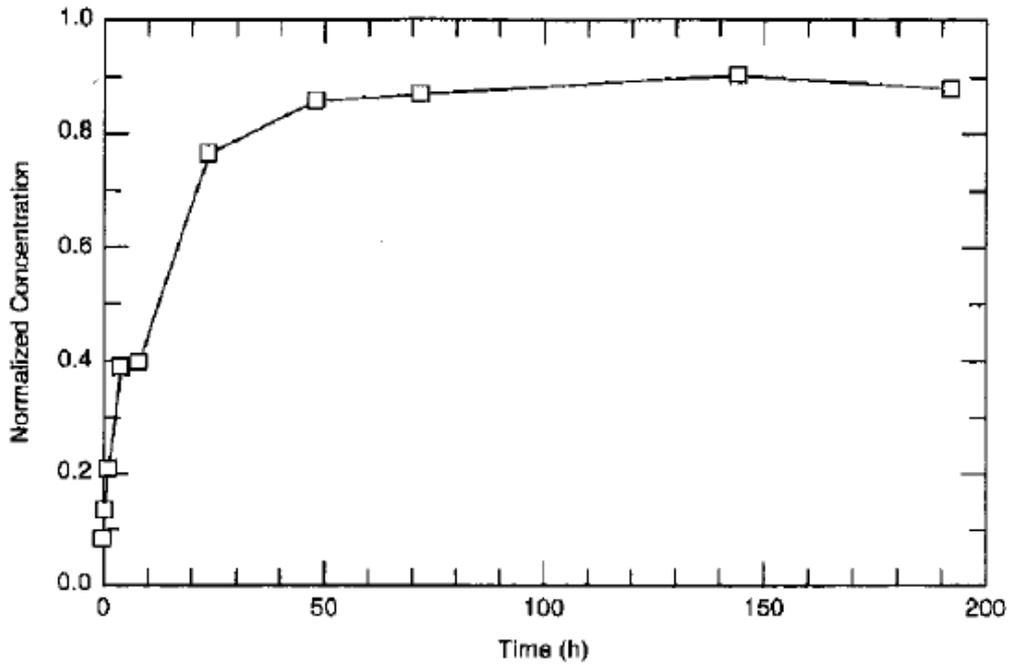


Figure 9 : Concentration normalisée de TCE dans l'eau pompée à 100 ml.min^{-1} dans un tuyau de 150 m de long en LDPE.

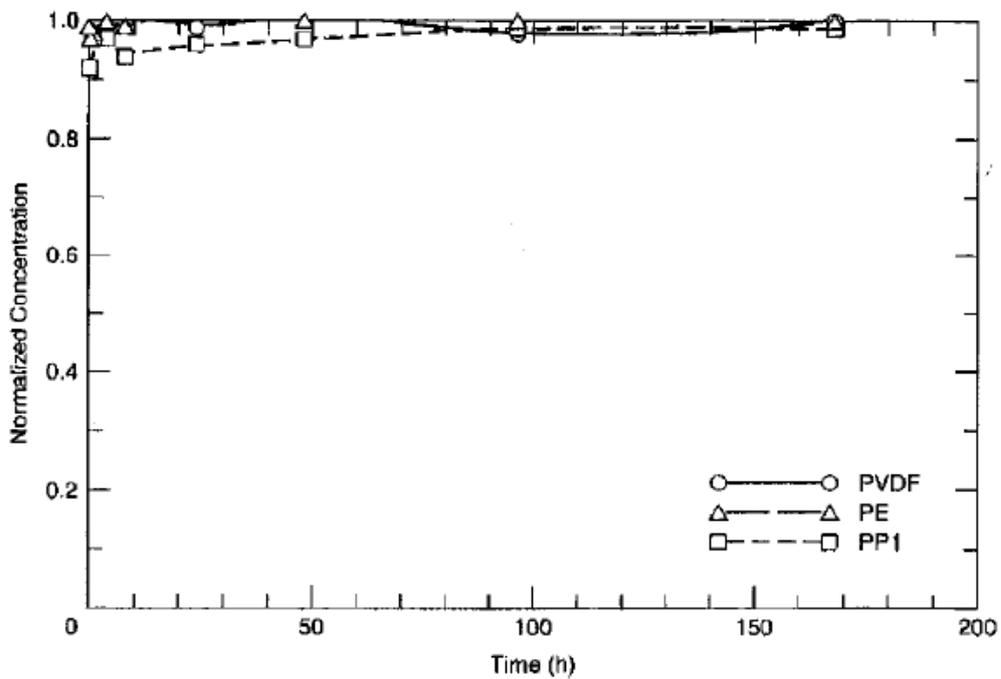


Figure 10 : Concentration normalisée de TCE dans l'eau pompée à 1 l.min^{-1} dans un tuyau de 30 m de long.

Les fluoropolymères (PVDF et P[VDF-HFP]) sont les tuyaux qui adsorbent le moins le TCE, la quantité adsorbée étant toujours inférieure à 5% (Figures 6 à 8). Les pertes peuvent être plus importantes au début mais ensuite un état stationnaire s'établit. Pour le LDPE, les pertes sont plus fortes au départ mais se résorbent au bout de quelques heures. Les tuyaux PP entraînent toujours des pertes de TCE. Les auteurs présumant donc que le LDPE peut être employé sous réserve d'un temps de pompage assez long.

En conséquence, ils ont utilisé ce matériau pour un test sur une plus grande longueur (Figure 9). Les phénomènes de sorption sont plus forts (92% de perte après 10 minutes de pompage à 100 ml.min^{-1}) mais diminuent à 10-15% après 48 heures ! Les pertes par sorption suivent une loi logarithmique fonction de la longueur de tuyau ou du temps d'exposition (perte très forte au début devenant asymptotique dans le temps).

A plus fort débit, les pertes pour les matériaux utilisés se sont toujours révélées inférieures à 10% (Figure 10)¹³.

Les auteurs ont estimé des temps de pertes théoriques en TCE pour un pompage en tuyau LDPE (à 1 l.min^{-1}) de 150 à 300 m de longueur. Pour atteindre une perte théorique de 10% (donc répliquer 90% du signal en TCE), il faut un temps de 4 heures pour 150 m mais de 18 heures pour 300 m avant d'atteindre l'équilibre. Ici encore la capacité d'atteindre un tel temps d'attente est toute théorique ! Les auteurs excluent donc un échantillonnage de TCE via tuyau LDPE pour des débits de l'ordre du l.min^{-1} , ce qui est toute proportion gardée un débit assez faible dans certaines applications.

Les phénomènes de désorption ont été étudiés en faisant circuler de l'eau déionisée à 100 ml.min^{-1} dans ces mêmes tuyaux contaminés (Figure 11). Après 30 minutes de circulation (3 fois le volume du tuyau), seul le tuyau PVDF présente des concentrations relativement faibles en TCE ($14 \text{ } \mu\text{g.l}^{-1}$), les tuyaux PP et LDPE ayant des teneurs fortes (respectivement 776 et $396 \text{ } \mu\text{g.l}^{-1}$). Il faut attendre 8 heures avec le tuyau PVDF pour passer sous la limite de quantification instrumentale du TCE ($2,6 \text{ } \mu\text{g.l}^{-1}$). Au bout de 4 jours ce seuil de détection n'est toujours pas franchi avec les autres tuyaux.

Le rinçage n'apparaît donc pas comme suffisant et une désorption efficace ne peut pas être atteinte de manière raisonnable et rapide. Toutefois la désorption, à l'inverse de la sorption, se déroule selon une loi log négative.

¹³ Les débits couramment admis en prélèvement d'eau souterraine sont plus importants encore : de 9 à 16 l.min^{-1} avec une pompe de type Twister, de 0 à 35 l.min^{-1} avec une pompe Grundfos MP1. On rentre donc bien dans la catégorie « forts débits » identifiée par ces auteurs.

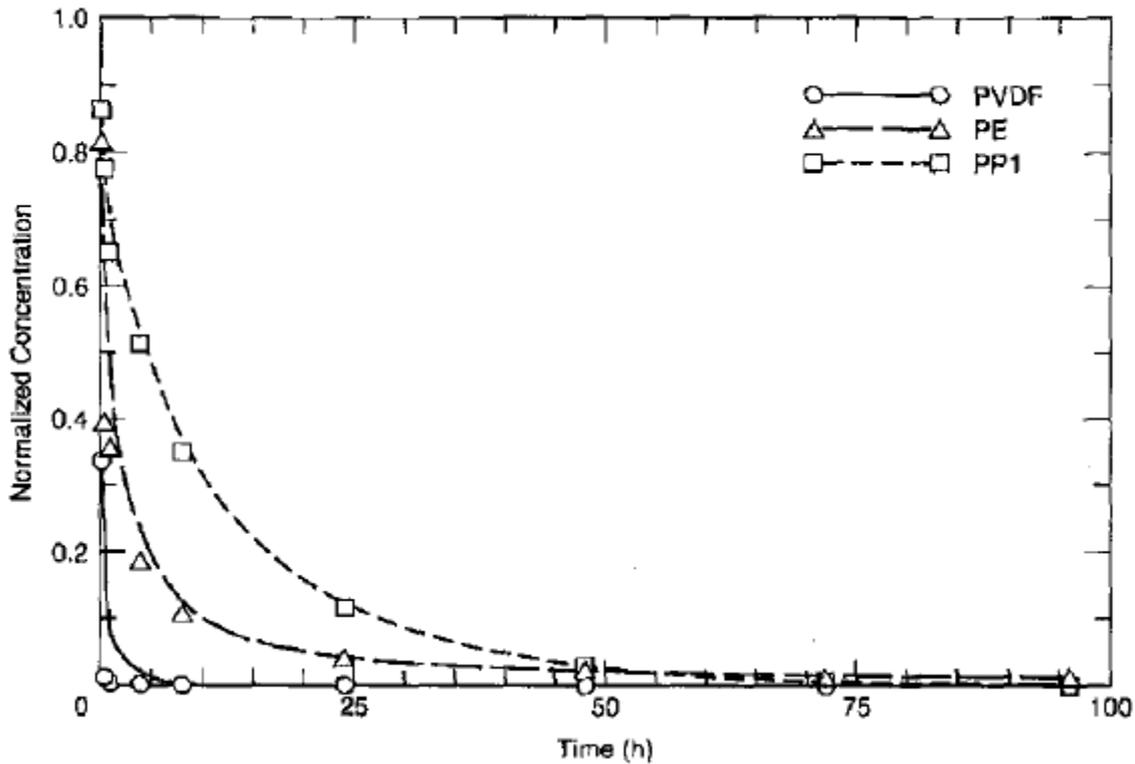


Figure 11 : Concentration normalisée de TCE désorbé dans une eau déionisée pompée à 100 ml.min⁻¹ dans un tuyau de 30 m de long.

Les auteurs concluent par les recommandations suivantes :

- En cas d'échantillonnage d'un contaminant organique inconnu à faible débit (100 ml.min⁻¹), l'utilisation d'un tuyau en fluoropolymère rigide (cf Tableau 2) est préconisée. L'utilisation du LDPE, moins cher, doit être réservée aux aquifères peu profonds (longueur de tuyau inférieure à 15 m) ou aux débits plus forts (1 l.min⁻¹ dans le cas présent). Toutefois ces conclusions ne s'entendent que pour des composés assez peu hydrophobes ;
- Pour éviter les problèmes de relargage de contaminants lorsque le débit d'échantillonnage est faible, il faut soit employer un tuyau dédié à un ouvrage (mais dans ce cas c'est la pompe qui peut jouer le rôle d'adsorbateur/désorbateur), soit le décontaminer à chaque changement d'ouvrage (sous réserve de pouvoir y procéder).

5.6. ETUDE EN LABORATOIRE DE LA CONTAMINATION D'UNE EAU SOUTERRAINE PAR LE MATERIEL D'ECHANTILLONNAGE (GILMORE ET AL., 2004)

Cette dernière publication s'attache à une autre pratique d'échantillonnage qui se développe actuellement. Elle concerne les prélèvements multi-niveaux via l'équipement de forage avec des complétions spécifiques à pakers. Il s'agit en effet dans ce cas de dispositifs installés à demeure dans les forages, comme pouvaient déjà l'être des systèmes tuyaux + pompe auparavant.

Cette interrogation d'une possible contamination des complétions multi-niveaux s'est posée au Texas (aquifère d'Ogallala) lorsqu'une contamination au benzène a été mise en évidence. Dans ce cas, le principal polymère en contact avec l'aquifère était du nylon-11. Or ce composé est connu depuis la fin des années 1990 pour pouvoir libérer des composés organiques dont le plastifiant NBSA (N-butylbenzènesulfonamide), lequel peut via dégradation libérer du benzène. Cette possibilité se devait d'être étudiée, l'aquifère étant surveillé pour les espèces benzène, toluène et acétone.

Les tests se sont donc concentrés sur les principaux composants de l'échantillonneur multi-niveaux : tuyau en nylon-11, liner en nylon recouvert d'uréthane et composite nylon/polypropylène/polyester (matériau espaceur). Les mesures ont porté sur 1) une purge sous vapeur des tuyaux avec piégeage des éléments libérés ; 2) tests statiques de lixiviation des 3 matériaux ; 3) tests de lixiviation avec purge répétée des tuyaux.

Les tests de purge en phase vapeur des tuyaux ont montré une libération significative de COV présents à l'intérieur du tuyau (nylon-11), principalement 2-méthyl-1-propène, acétone, éthanol et benzène (au moins 30 fois la concentration atmosphérique). Ces COV sont supposés provenir des processus d'extrusion lors de la fabrication du tuyau.

Les tests de lixiviation ont montré un relargage de benzène dans tous les échantillons analysés, la concentration maximale étant atteinte au bout de 2 semaines et restant très élevée par la suite (Figure 12). Une eau dopée au toluène et à l'acétone ne favorise pas la libération de benzène. Les concentrations en NBSA, quant à elles, ont augmenté continûment tout au long de l'expérience (Figure 13). D'autres plastifiants semi-volatils ont été retrouvés en quantité bien inférieure (1,1'-sulfonylbis-benzène et N-(secbutyl)benzènesulfonamide). Cette dichotomie avec le relargage de benzène suggère qu'expérimentalement il n'y a pas eu de dégradation du NBSA en benzène, mais les conditions biologiques de l'aquifère n'étaient pas reproduites.

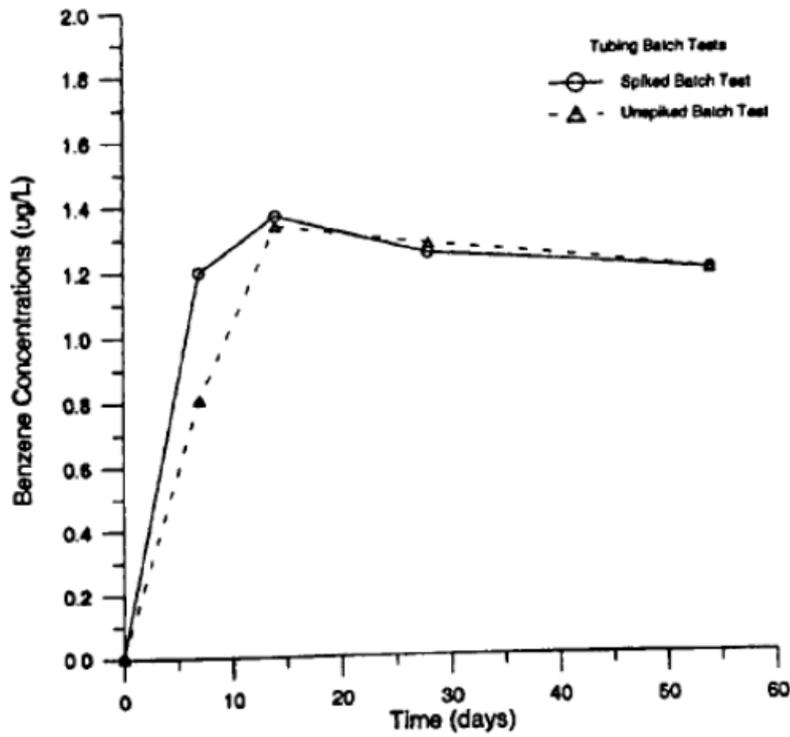


Figure 12 : Concentration en benzène suite aux tests de lixiviation du tuyau en nylon-11.

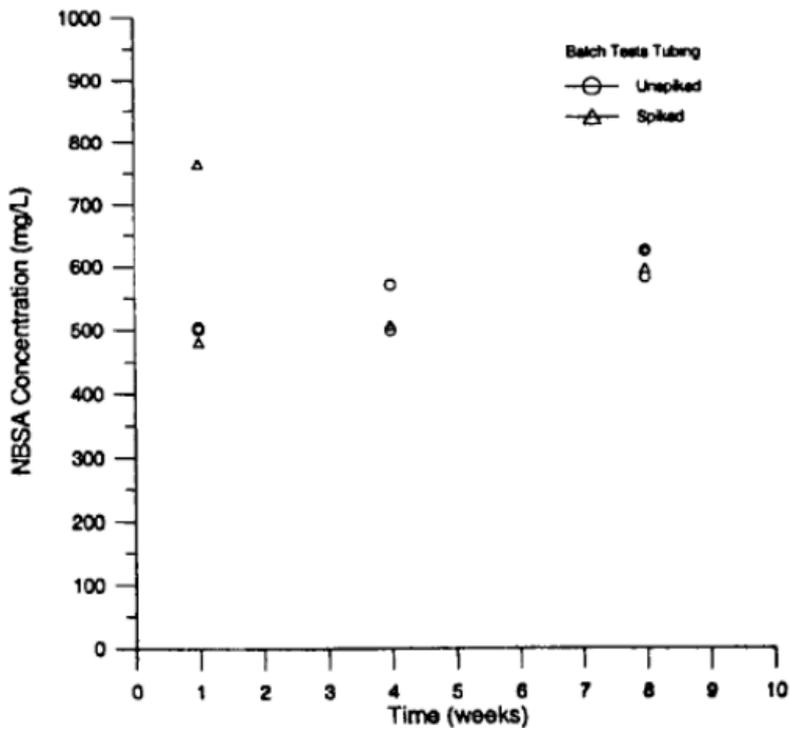


Figure 13 : Concentration en NBSA suite aux tests de lixiviation du tuyau en nylon-11.

Les tests réalisés sur le composite espaceur ont mis en évidence un relargage progressif de toluène (pic au bout de 2 semaines, à $1,4 \mu\text{g.l}^{-1}$), d'un additif de plastique (Tinuvin®, un absorbeur UV à base de benzotriazole) ; benzène, acétone et NBSA n'étant libérés qu'à l'état de traces.

Les tests réalisés sur le liner en nylon – uréthane ont mis en évidence un relargage fort de toluène (jusqu'à $260 \mu\text{g.l}^{-1}$ également au bout de 2 semaines), une présence notable de Tinuvin® et des traces de NBSA.

Les tests avec purge répétée (le tube nylon reste le même, seule l'eau est changée toute les 2 semaines) ont montré des concentrations toujours significatives en benzène (Figure 14).

Il apparaît donc que tous les matériaux utilisés dans cet échantillonneur multi-niveaux sont susceptibles d'être contributeurs en contaminants organiques dans l'eau.

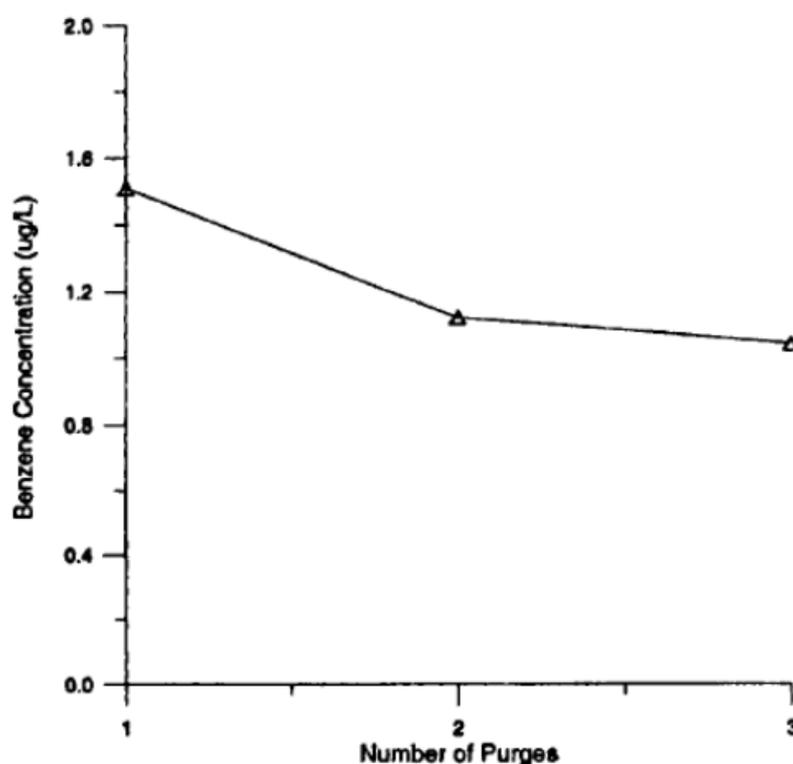


Figure 14 : Concentration en benzène après changement d'eau toute les 2 semaines – tuyau en nylon-11.

6. Conclusion et perspectives

Ce rapport a permis de rassembler des informations sur l'impact potentiel de différents types de matériaux sur l'échantillonnage des eaux souterraines. Les études présentées indiquent que les caractéristiques chimiques propres à chaque matériau entraînent un risque plus ou moins élevé. Aucun matériau ne semble pouvoir être considéré comme totalement neutre du point de vue de son impact sur l'échantillonnage et cet impact peut être fonction des substances étudiées ce qui constitue, du point de vue d'un programme de surveillance « multi substances », une difficulté particulière.

Néanmoins, le PTFE apparaît être, à travers les études présentées, le matériau présentant le moins de biais pour un grand nombre d'applications. Viennent ensuite verre et acier inox (316), mais qui sont là des matériaux dont l'emploi est beaucoup moins aisé pour des tubulures de pompage et qui par ailleurs ne sont pas adaptés pour certaines familles de substances (métaux). Il convient toutefois de rappeler que l'usage de PTFE engendre des surcoûts par rapport à d'autres matériaux (PVC par ex.), le coût augmentant également de manière significative pour des diamètres importants. Par ailleurs, en raison de sa rigidité, son usage peut être problématique pour certains emplois (d'autres fluoropolymères comme le FEP ou le PFA sont toutefois plus souples que le PTFE).

Quelques matériaux présentés dans ce rapport (acier, PVC, ..) ne sont pas réservés aux seules opérations de pompage. Il conviendra ainsi d'être attentif aux effets qui peuvent également être induits par la présence pérenne des tubages de forage ou de piézomètre.

Une des conclusions de ce rapport est que le nombre d'études disponibles est relativement restreint notamment si l'on tient compte de la période temporelle considérée (les 30 dernières années). En particulier le type de substances pour lequel des études sont disponibles est limité (COV, hydrocarbures halogénés). Cependant il ressort que ce problème d'un impact potentiel des matériaux utilisés lors des pompages a été identifié par différents auteurs et devrait être pris en compte dans le but de fiabiliser encore les données relatives à la qualité des eaux souterraines.

Toutefois, la grande majorité des études existantes est restreinte à des tests de laboratoire. Si des tests de laboratoire sont évidemment indispensables dans la description et la quantification des phénomènes pouvant altérer une prise d'échantillon, ils sont par définition mieux contraints que les phénomènes naturels. Ainsi il peut être possible de déterminer sélectivement le caractère plus ou moins inerte d'un matériau par rapport à un nombre limité de molécules, mais il est rarement fait mention des comportements dans des échantillons complexes (multi substances, et échantillons « naturels » intégrant les nombreux constituants de la matrice). De même, certaines études sont uniquement réalisées en contexte statique, sans circulation de l'échantillon dans les tuyaux choisis pour les expérimentations, ce qui a un intérêt manifeste pour déterminer la sélectivité des matériaux mais qui peut présenter un biais par rapport aux conditions réelles existantes lors d'un pompage d'eau souterraine.

Ces hypothèses de travail, pour simplificatrice qu'elles puissent être, n'en demeurent pas moins indispensables à utiliser de prime abord, la complexité d'une mise en œuvre en conditions réelles étant élevée. **L'un des problèmes les plus délicats qui apparaisse est de faire l'extrapolation des effets expérimentaux, obtenus soit à des concentrations fortes de polluants, soit à des débits faibles, soit encore sur de longues durées, à des conditions plus proches des pratiques habituelles des préleveurs** (pompage sur une durée limitée, à fort débit, pour des niveaux de pollution heureusement fréquemment plus limités que ceux utilisés expérimentalement). Toutefois, ces études « à conditions forcées » permettent de mettre en évidence un « risque potentiel » pour les principaux composés étudiés (composés organiques volatils ou semi volatils).

En ce qui concerne les opérations de surveillance des eaux souterraines dans le cadre de la DCE, cette revue bibliographique permet d'inciter à une réflexion qui devra se poursuivre sur les points suivants :

- Le matériel de pompage peut avoir un effet sur la fiabilité des données pour les substances organiques et les métaux mais la quantification de cet effet apparaît difficile.
- Pour certaines substances connues pour leur réactivité, leur ubiquité (phtalates, métaux, HAP par exemple), cet impact du matériel de pompage devrait être pris en compte comme un des facteurs pouvant altérer la fiabilité de données notamment à très faibles concentrations.
- Compte tenu de la difficulté à évaluer les risques réels, de la lourdeur des essais à mettre en place, la préconisation de tel ou tel tuyau pour l'échantillonnage en eau souterraine (notamment, par exemple, PTFE plutôt que PVC) paraît prématurée sans données supplémentaires en conditions « réelles » de terrain.
- Il paraît important d'acquérir certaines données ciblées sur des substances à la fois à enjeu pour la surveillance des eaux souterraines mais aussi connues pour des propriétés spécifiques susceptibles de faciliter une interaction avec le matériel de pompage ou de contaminer l'échantillon par contact avec ce matériel. De telles études seront initiées en 2012 dans le programme AQUAREF en se focalisant notamment dans un premier temps sur l'échantillonnage des phtalates, substances dont il est bien connu notamment en eau de surface que la surveillance tant du point de vue de l'échantillonnage que de l'analyse est délicate.

Annexe 1

Risques d'adsorption et de désorption de six composés organiques courants par contact avec des surfaces de PVC, de PE et de PP (d'après CEAEQ, 2008, lui-même adapté de Gilham et al., 1983)

A - Adsorption et libération de composés organiques par le PVC		
COMPOSÉ	ADSORPTION	LIBÉRATION
Bromoforme	Aucune	Aucune
Tétrachloroéthylène	Modérée	Faible
1,1,1-Trichloroéthane	Aucune	Aucune
1,1,2-Trichloroéthane	Aucune	Aucune
Trichloroéthylène	Aucune	Aucune
Trichlorofluorométhane	Aucune	Aucune
B - Adsorption et libération de composés organiques par le PE		
COMPOSÉ	ADSORPTION	LIBÉRATION
Bromoforme	Modérée	Modérée
Tétrachloroéthylène	Très forte	Aucune
1,1,1-Trichloroéthane	Substantielle	Faible
1,1,2-Trichloroéthane	Modérée	Faible
Trichloroéthylène	Substantielle	Aucune
Trichlorofluorométhane	Substantielle	Faible
C - Adsorption et libération de composés organiques par le PP		
COMPOSÉ	ADSORPTION	LIBÉRATION
Bromoforme	Faible	Très forte
Tétrachloroéthylène	Très forte	Aucune
1,1,1-Trichloroéthane	Modérée	Faible
1,1,2-Trichloroéthane	Faible	Faible
Trichloroéthylène	Substantielle	Faible
Trichlorofluorométhane	Modérée	Faible

Annexe 2

Effets possibles des matières composant le matériel d'échantillonnage sur la composition de l'eau échantillonnée, rapportés par OFEFP (2003).

Matière	Adsorption et désorption sur les surfaces	Libération de substances composant la matière	Autres modifications possibles
Acier		Fe, Mn, Zn par corrosion	Réduction des composés azotés ; augmentation du pH et perte de CO ₂ ; dégradation des éthènes chlorés (cf. texte)
Acier galvanisé	Phosphates	Zn, Fe, Pb, Mn, [Cd] par corrosion	Réduction des composés azotés au contact du fer
Cuivre	Aucune adsorption d'HHV	Cu par corrosion	
Acier inoxydable	[Certains composés organiques : phénols, naphthalène, HHV, etc.]	Ni, Cr, Fe, Zn, Cd et Cu par corrosion surtout en présence de Cl ⁻ , Br ⁻ , NO ₃ ⁻ et SO ₄ ⁻	Pas de dégradation par catalyse d'HHV
Verre	Métaux en traces, certains isotopes		
PVC dur	Large palette de composés organiques, dont les hydrocarbures aromatiques (phénols, BTEX, chlorobenzènes) et aliphatiques , PCE ; aucune influence observée sur de nombreux HHV	Pb, Zn, Cu et Cd (catalyseurs de fabrication) ; chlorure de vinyle , chloroforme, [tétrachlorure de carbone], [plastifiants] et additifs de fabrication, pigments, substances spécifiques des colles si PVC collé	Diffusion possible des hydrocarbures aromatiques et de certains hydrocarbures chlorés au travers du matériel
PE-HD	Certains hydrocarbures aromatiques et hydrocarbures chlorés	Pb, Zn, Cu et Cd (catalyseurs de fabrication) ; plastifiants et additifs pour plastiques, substances spécifiques des colles si HDPE collé	Diffusion possible des hydrocarbures aromatiques et des hydrocarbures chlorés au travers du matériel
PP	Adsorption d'acides oxydants et d'hydrocarbures aliphatiques et aromatiques ; solvants chlorés	Pb, plastifiants et additifs pour plastiques	
PTFE	Certaines substances organiques comme [BTEX, naphthalène, dichloréthanes, dichloréthènes, PCE, phénols et chlorobenzènes]	Pas de libération de plastifiants ou d'additifs pour plastiques	Diffusion d'oxygène possible à travers le matériel ; pas d'adsorption de dichlorométhane, chloroforme, 1,1,1-trichloréthane, TCE et anilines
PVC souple	Très large palette de composés organiques	Chloroforme, plastifiants et additifs pour plastiques	Diffusion de la plupart des COV au travers du matériel
PE	Très large palette de composés organiques	Plastifiants et additifs pour plastiques	
Silicone et caoutchouc	Très large palette de composés organiques		Diffusion de la plupart des COV au travers du matériel

Substances en caractères gras : modification possible importante ; en caractère standard : modification parfois constatée ; entre parenthèses : modification potentielle faible.

Annexe 3

Fiabilité de différents matériaux en fonction de la nature du paramètre à analyser (d'après CEAEQ, 2008)

Fiabilité des matériaux métalliques en fonction de la nature des paramètres à analyser												
PARAMÈTRE	ACIER INOXYDABLE	ACIER GALVANISÉ	CUIVRE LAITON	ALUMINIUM	TEFLON®	PVC	SR	PE	PP	ABS	VERRE	CAOUTCHOUC
CHIMIE INORGANIQUE												
Ammonium	f	f	f	f	f	f	f	f	f	f	f	f
Argent	(f)	(f)	(f)	(f)	f	f	f	f	f	f	(f)	f
Arsenic	(f)	(f)	(f)	(f)	f	f	f	f	f	f	(f)	f
Baryum	(f)	(f)	(f)	(f)	f	f	f	f	f	f	(f)	f
Cadmium	(f)	(f)	(f)	(f)	f	f	f	f	f	f	(f)	f
Calcium	f	f	f	f	f	f	f	f	f	f	f	f
Chlorures	f	f	f	f	f	f	f	f	f	f	(f)	f
Chrome	(f)	(f)	(f)	(f)	f	f	f	f	f	f	f	f
Conductivité	f	f	f	f	f	f	f	f	f	f	f	f
Fer	f	f	f	f	f	f	f	f	f	f	f	f
Fluorures	f	f	f	f	f	f	f	f	f	f	f	f
Magnésium	f	f	f	f	f	f	f	f	f	f	f	f
Manganèse	f	f	f	f	f	f	f	f	f	f	f	f
Mercure	(f)	(f)	(f)	(f)	f	f	f	f	f	f	(f)	f
Nitrates	f	f	f	f	f	f	f	f	f	f	f	f
pH	f	f	f	f	f	f	f	f	f	f	f	f
Plomb	(f)	(f)	(f)	(f)	f	u	f	n	u	f	f	f
Potentiel d'oxydoréduction (E _h)	f	f	f	f	f	f	f	(f)	f	f	f	f
Sélénium	(f)	(f)	(f)	(f)	f	f	f	f	f	f	(f)	f
Sodium	f	f	f	f	f	f	f	f	f	f	(f)	f
Sulfates	f	f	f	f	f	f	f	f	f	f	f	f
CHIMIE ORGANIQUE												
Composés phénoliques	f	(f)	(f)	(f)	f	(f)	n	(f)	n	n	f	n
Composés volatils	f	(f)	(f)	(f)	f	(f)	u	(f)	u	n	f	n
Pesticides	f	(f)	(f)	(f)	f	(f)	n	(f)	n	n	f	n
RADIOACTIVITÉ												
Alpha et bêta	f	f	f	f	f	f	f	f	f	f	(f)	f
Radium	f	f	f	f	f	f	f	f	f	f	(f)	f
MICROBIOLOGIE												
BHAA	f	(f)	(f)	(f)	f	(f)	(f)	(f)	(f)	(f)	f	(f)
Coliformes totaux et fécaux	f	(f)	(f)	(f)	f	(f)	(f)	(f)	(f)	(f)	f	(f)
Streptocoques fécaux	f	(f)	(f)	(f)	f	(f)	(f)	(f)	(f)	(f)	f	(f)

f : fiable

(f) : fiabilité limitée

n : non fiable

PVC : polychlorure de vinyle ; PE : polyéthylène ; PP : polypropylène ; ABS : acrylonitrile butadiène styrène ; SR : styrène.

Bibliographie

ADEME, 2005, Représentativité des échantillons d'eau prélevés en forages de contrôle : Synthèse et conclusions, Septembre 2005, 17p.

AQUAREF 2010, « Prescriptions techniques pour les opérations d'analyse physico chimique d'eau et de sédiments dans le cadre des programmes de surveillance » et « Prescriptions techniques pour les opérations d'échantillonnage d'eau souterraine dans le cadre des programmes de surveillance », www.aquaref.fr.

Barcelona M.J., Gibb J.P., Miller R.A., 1983, A guide to the selection of materials for monitoring well construction and ground-water sampling, Illinois State Water Survey Contract Report 327.

Barcelona M.J., Helfrich J.A., Garske E.E., 1985, Sampling Tubing Effects on Groundwater Samples, Anal. Chem. 57, 460-464.

Botta.F, Blanquet.JP, Champion.R, Ferret.C, Guigues.N, Lazzarotto.J, Lepot.B – Impact des opérations de prélèvements sur la variabilité des résultats d'analyses - Essai inter comparaison sur le prélèvement en plan d'eau 2010 – Rapport AQUAREF 2010 – 122p.

Centre d'Expertise en Analyse Environnementale du Québec (CEAEQ), 2008, Guide d'échantillonnage à des fins d'analyses environnementales : Cahier 3 – Échantillonnage des eaux souterraines, Ministère du développement durable, de l'environnement et des parcs du Québec, août 2008, 83 p., http://www.ceaeg.qouv.qc.ca/documents/publications/guides_ech.htm

Ghestem J.P., Fisticaro P., Champion R., 2009, Essai collaboratif sur l'échantillonnage en eau souterraine, BRGM/RP-57687-FR, 175 p., 20 tableaux, 63 figures, 10 annexes.

Gilham R.W., Robin M.J.L., Barker J.F., Cherry J.A., 1983, Groundwater Monitoring and Sample Bias, Department of Earth Sciences, University of Waterloo, Waterloo, Ontario, June 1983, 206 p.

Gilmore T.J., Mitroshkov A.V., Dresel P.E., Sklarew D.S., 2004, Laboratory Investigation in to the Contribution of Contaminants to Ground Water from Equipment Materials Used in Sampling, Ground Water Monitoring & Remediation 24, no. 31, 88-94.

Holm T.R., George G.K., Barcelona M.J., 1988, Oxygen transfer through flexible tubings and its effects on ground water sampling results, Groundwater Monitoring and Remediation, vol. 8, issue 3, 83-89.

Lallemand-Barrès A., 1993, Guide pratique d'échantillonnage des eaux souterraines, rapport BRGM R-37390-ENV-4S-93, 108p.

Montel A., Hervouët G., 2002, Besoins de recherches dans le domaine de l'analyse des pesticides – l'échantillonnage des eaux, In L'échantillonnage - Du prélèvement à l'analyse, Journées Laboratoires du 25 au 27 octobre 1994, Collectif, Dir. Rambaud D., Ird Orstom (Editions), 61-77.

NF EN ISO 5667-3 (Juin 2004) : Qualité de l'eau : Échantillonnage Partie 3 : Lignes directrices pour la conservation et la manipulation des échantillons d'eau.

Office Fédéral de l'Environnement, des Forêts et du Paysage (OFEFP), 2003, Guide pratique : Echantillonnage des eaux souterraines, Berne, 84p.

Ohio Environmental Protection Agency, 2006, Division of Drinking and Ground Waters Technical Guidance, Manual for Ground Water Investigations, Chapter 10, Ground Water Sampling, February 2006 (Revision 1), 69p.

Parker L.V., Ranney T.A., 1997, Sampling Trace-Level Organic Solutes with Polymeric Tubing – Part I. Static Studies, Ground Water Monitoring & Remediation, Volume 17, Issue 4, 115-124.

Parker L.V., Ranney T.A., 1998, Sampling Trace-Level Organic Solutes with Polymeric Tubing – Part 2. Dynamic Studies, Ground Water Monitoring & Remediation, Volume 18, Issue 1, 148-155.

Reynolds G.W., Hoff J.T., Gillham R.W., 1990, Sampling Bias Caused by Materials Used To Monitor Halocarbons in Groundwater, Environ. Sci. Technol. 24, 135-142.

Thornton S., Wilson R., 2008, CL:AIRE (Contaminated Land: Applications in Real Environments) Technical Bulletin 3, April 2008.



**Centre scientifique et technique
Service MMA**

3, avenue Claude-Guillemin
BP 36009 – 45060 Orléans Cedex 2 – France – Tél. : 02 38 64 34 34