

Document public

Suivi des eaux souterraines au droit des Installations de Stockage de Déchets : éléments pour une prise de décision

Rapport final

BRGM/RP-57132-FR
décembre 2008



Géosciences pour une Terre durable

brgm

Document public



Suivi des eaux souterraines au droit des installations de stockage de déchets : éléments pour une prise de décision

Rapport final

BRGM/RP-57132-FR

décembre 2008

Étude réalisée dans le cadre des projets de Service public du BRGM 2007 07POLC09 correspondant à la convention BRGM-MEEDDAT 2007 n° 000 877 action 8

V. Guérin et D. Hubé

Avec la collaboration de

S. Colombano, G. Bellenfant et Laurent Rouvreau

Vérificateur :

Nom : François BLANCHARD

Date :

Signature :

14/06/2010

Approbateur :

Nom : Hervé GABORIAU

Date :

Signature :

14/06/2010

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.



Géosciences pour une Terre durable

brgm

Mots-clés : Installations de stockage de déchets, Surveillance, Eaux souterraines, Tendances.

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

Guérin V. et Hubé D. (2008) - Suivi des eaux souterraines au droit des Installations de Stockage de Déchets : éléments pour une prise de décision. Rapport final. BRGM/RP-57132-FR, 207 p.

© BRGM, 2008, ce document ne peut être reproduit en totalité ou en partie sans l'autorisation expresse du BRGM.

Synthèse

Cette action menée dans le cadre des projets de Service public du BRGM 2007 07POLC09, correspondant à la convention BRGM-MEEDDAT 2007 n° 000 877 action 8, avait pour but de définir les étapes préalables indispensables à l'analyse des tendances dans un contexte de surveillance des eaux souterraines au droit de sites de stockage de déchet.

Ainsi l'objectif de prévention et de limitations des entrants de pollution, et de renversement des tendances à la hausse inscrites dans la Directive Cadre sur l'Eau (DCE, Directive CE du 23 octobre 2000), s'applique non seulement aux masses d'eaux mais aussi à une échelle plus locale, celle des sites pouvant porter atteinte à la qualité des masses d'eau.

Des réseaux de surveillance doivent donc être définis au droit de chaque installation de stockage (si la présence d'une nappe est avérée).

Les programmes de surveillance mis en place au droit des centres de stockages ont pour objet :

- de déterminer la qualité du milieu ambiant (piézomètre amont) ;
- de détecter d'éventuelles fuites et de prévenir la survenue de problèmes.

Les programmes de surveillance doivent donc être établis selon les règles de l'art en matière d'hydrogéologie (connaissance des aquifères et de leur dynamique), de manière à ce que le nombre et l'implantation des ouvrages de suivi soient pertinents et donc que les données collectées demeurent significatives.

Ce rapport a pour but de guider les opérateurs dans les choix qu'ils auront à faire pour mettre en place et exploiter les résultats de réseaux de surveillance. Il établit des règles communes, mais il convient néanmoins de garder à l'esprit qu'il n'existe pas de recette universelle, chaque site étant un cas particulier, et devant être traité comme tel.

Le rapport reprend une succession d'étapes qui doivent être réalisées afin de pouvoir mener de manière optimisée l'analyse des tendances observées sur les eaux souterraines au droit des installations de stockage décrite dans la directive 1999/31CE.

Lors de la mise en place d'un réseau de surveillance, on s'attachera notamment à définir de manière optimale :

- le réseau de surveillance, ce qui nécessite :
 - une bonne connaissance du contexte hydrogéologique et hydrodynamique,
 - le type et la configuration du réseau et des ouvrages de surveillance à mettre en place (nombre, profondeur...) et les modalités d'échantillonnage (protocole, fréquence) ;

- les valeurs seuils auxquelles les données issues du suivi seront comparées, ce qui implique :
 - la définition d'un fond hydrogéochimique, naturel ou anthropisé,
 - la définition de seuils de déclenchement¹ (fonction du type d'usage constaté ou envisagé sur la masse d'eau concernée) ; variable selon la localisation du point de contrôle (distance au point d'émission) ;
- le type d'analyse des tendances qui sera retenu (méthode, limite d'applicabilité : nombre de données nécessaires, traitement des valeurs en dessous de la limite de quantification, traitement des valeurs manquantes...).

Or, actuellement, si on se base sur les quelques arrêtés préfectoraux examinés, il apparaît clairement que les fondements qui ont mené aux choix du nombre d'ouvrages de surveillance ; des paramètres suivis et de leur fréquence ne sont que très rarement explicités. De même, les informations relatives au prélèvement et à l'analyse sont inexistantes. Quand à une étude des données obtenues pour caractériser des tendances elle est parfois évoquée mais sans que les moyens pour la réaliser soit développés.

Ainsi il apparaît fondamental qu'aucune étude de tendance ne soit effectuée avant qu'une analyse de la pertinence du réseau utilisé pour les prélèvements n'ait été réalisée par un hydrogéologue (nombre d'ouvrage, profondeur, équipement, paramètres analysés, protocole de prélèvement, fréquence d'analyse, méthode analytique).

De même, il apparaît souhaitable que les tests statistiques qui ont pour rôle essentiel de confirmer les tendances observées (généralement visibles à l'œil sur les graphiques), et de pouvoir réaliser des extrapolations de la situation actuelle dans le futur accompagnée d'une prévision probabiliste : i) restent l'affaire de spécialistes ; ii) ne soient en aucun cas dissociés de l'avis d'expert émis par l'hydrogéologue.

En conclusion, cette analyse de l'état de l'art sur l'analyse des tendances chimiques dans les piézomètres au droit et dans l'environnement des centres de stockage de déchets met l'index sur :

- la nécessité de connaître et de bien maîtriser le contexte hydrogéologique du site pour déterminer le réseau de surveillance le mieux adapté aux enjeux ;
- la nécessité de connaître le contexte hydrochimique et les usages des nappes pour orienter le choix des seuils de déclenchement apparaît comme un pré-requis incontournable.

Il s'agit de conditions sine qua non à remplir pour une interprétation argumentée et pertinente des tendances observées. L'analyse de tendances n'a en effet de sens que si on a un niveau de confiance suffisant dans les mesures réalisées, et si le nombre de ces mesures est suffisant et de qualité.

¹ Seuil de déclenchement : concentration seuil au-delà desquelles la qualité des eaux constatée appelle des actions visant à protéger des usages de l'eau.

En outre, pour compléter cette étude, il serait intéressant de regarder quel type de rendu est à l'heure actuelle fourni à l'inspection des installations classées et quelles sont les difficultés rencontrées pour la valorisation des données par les bureaux d'études. Pour cela, il serait intéressant de contacter les bureaux d'études pour voir ceux qui disposent d'un savoir faire en termes de traitement statistique des données de suivi de qualité de nappe. Parallèlement, il faudrait retenir 2 à 3 cas concrets présentant des niveaux d'informations (durée et qualité de suivi différentes) suffisantes pour réaliser l'exercice de traitement statistique sur la base des méthodes identifiées dans la bibliographie.

Plusieurs annexes sont associées à ce rapport pour permettre au lecteur qui le souhaiterait d'approfondir certaines notions discutées dans le corps du rapport.

La première annexe offre un rappel (une synthèse) du cadre législatif et réglementaire en vigueur (Directive 1999/31/CE, DCE, directive fille sur les eaux souterraines...) dans lequel s'inscrit cette démarche d'analyse des tendances.

La deuxième annexe fournit des informations d'ordre technique pour la mise en place d'ouvrages de surveillance, la réalisation de prélèvements et l'analyses des eaux souterraines.

Dans une troisième annexe, les choix de valeurs seuils dans certains pays sont présentés.

Une quatrième annexe présente les outils statistiques disponibles et ceux utilisés dans différents pays pour évaluer des tendances.

Enfin, la cinquième annexe présente un cas d'utilisation d'un logiciel statistique (le Logiciel R) à des données de suivi de nappe.

Sommaire

1. Contexte	15
2. Variabilité naturelle du milieu souterrain au droit d'un site de stockage	17
2.1. VARIABILITÉ DE LA GÉOLOGIE.....	17
2.2. VARIABILITE HYDROGÉOCHIMIQUE	18
2.3. VARIABILITÉ DES FLUX D'EAUX DE NAPPE SOUS LE SITE ET CONSÉQUENCES SUR LA CHIMIE DE LA NAPPE	20
2.4. VARIABILITÉ DES FLUX DE LIXIVIATS PARVENANT À LA NAPPE ET CONSÉQUENCES SUR LA CHIMIE DE LA NAPPE	22
2.5. VARIABILITÉ DES SOURCES DE CONTAMINANTS POSSIBLES	22
3. Conséquences sur la définition du réseau de suivi.....	23
3.1. RÉFLEXION SUR LA RÉPARTITION HORIZONTALE DES OUVRAGES	23
3.2. RÉFLEXION SUR LA PROFONDEUR D'IMPLANTATION DES OUVRAGES	25
3.3. RÉFLEXION SUR LE NOMBRE DES OUVRAGES	27
3.3.1.Recommandations sur le minimum requis.....	27
3.3.2.Approches bibliographiques sur le minimum et la configuration requis....	29
3.3.3.En conclusion	31
3.4. CHOIX DE LA FRÉQUENCE D'ÉCHANTILLONNAGE	32
3.5. CHOIX DES PARAMÈTRES À SUIVRE.....	34
4. Valeurs seuils de déclenchement.....	39
4.1. DÉFINITION.....	39
4.2. SUR QUELLES BASES LES ÉTABLIR.....	39
4.3. VALEURS ACCEPTABLES AUX POINTS D'USAGE / DE CONTRÔLE OU DANS LES ZONES OU L'ON VEUT PRÉSERVER UN USAGE.....	39
4.3.1.Les valeurs d'usages	40
4.3.2.Le fond hydrogéo chimique	40
4.3.3.Le niveau de seuil non significatif.....	41
4.4. OU CONSIDÉRER LE SEUIL DE DÉCLENCHEMENT	41

5. L'analyse des tendances	47
5.1. VÉRIFICATIONS PRÉALABLES À UNE ANALYSE DES TENDANCES	47
5.1.1. Identification et gestion des incertitudes	47
5.1.2. Processus de validation du réseau retenu	48
5.1.3. Processus de validation des données acquises	49
5.2. PARAMÈTRES À PRENDRE EN COMPTE POUR L'INTERPRÉTATION DES RÉSULTATS	50
5.2.1. Prise en compte de l'incertitude de mesure	50
5.2.2. Traitement des données ayant un résultat en dessous de la LQ	53
5.2.3. Limites à l'utilisation des méthodes statistiques	53
5.3. MÉTHODES UTILISABLES	54
5.3.1. Réalisation de graphes	54
5.3.2. Approches utilisables pour rationaliser un réseau	57
5.3.3. Approches utilisables pour mettre en évidence des tendances	57
5.3.4. Différents outils disponibles	59
5.4. UNE FINALITÉ : L'ÉVOLUTION DU RÉSEAU, LA PRISE DE DÉCISION	59
5.4.1. Évolution du réseau	59
5.4.2. Évolution des substances suivies	60
5.4.3. Peut-on arrêter la surveillance?	60
5.4.4. Modalité et contenu du dossier de modification	61
6. État actuel des Arrêtés Prefectoraux au droit des centres de stockages	63
6.1. CADRE GÉNÉRAL	63
6.2. ÉTUDE DE QUELQUES CAS	64
6.3. ACTIONS À MENER	66
7. Conclusion	67
8. Bibliographie	69

Liste des figures

Figure 1 :	Cas de forages en milieu fissuré (d'après Callier et Novak, 2001).	18
Figure 2 :	Distribution des formes de l'azote suivant le caractère captif ou libre de la nappe (Griffioen <i>et al.</i> , 2006).	19
Figure 3 :	Nappe avec une variabilité annuelle forte.	20
Figure 4 :	Nappe avec une variabilité annuelle et une variabilité inter annuelle forte.	21
Figure 5 :	Évolution des concentrations en contaminants sous un site de stockage : cas d'une nappe présentant une variabilité annuelle et d'un site avec une fuite à débit constant.	21
Figure 6 :	Évolution des concentrations en contaminants sous un site de stockage : cas d'une nappe ne présentant pas de variation de niveau et d'un site avec une fuite à débit variable dans le temps.	22
Figure 7 :	Dépôts en milieu fluvial.	24
Figure 8 :	Distribution verticale des vitesses d'écoulement et des concentrations en COHV au sein d'un aquifère hétérogène.	24
Figure 9 :	Exemple d'implantation de forages au droit d'une décharge dans une nappe présentant des lentilles argileuses (USEPA, 2001).	25
Figure 10 :	Exemple d'implantation de forage en tenant compte de l'hydrogéologie locale.	26
Figure 11 :	Modification de la profondeur des piézomètres selon la distance à la source (Callier et Novak, 2001).	26
Figure 12 :	Sens d'écoulement différent selon le type de contaminant (plongeant, flottant ou dissous).	27
Figure 13 :	Possibilité de « retrodiffusion » d'une fuite localisée en bordure amont du dépôt.	28
Figure 14 :	Nombre de piézomètres équidistants à installer selon la position de la géométrie du centre de stockage et le sens d'écoulement de la nappe.	29
Figure 15 :	Probabilité de détection de fuite suivant la taille du réseau pour un milieu homogène et fortement dispersif (dispersivité longitudinale 2 m et dispersivité transversale 0,2 m) pour trois valeurs de seuil (Adapté d'après Yenigül <i>et al.</i> , 2005).	29
Figure 16 :	Zones où une fuite ne sera pas détectée (N) pour un réseau de 7 forages selon la dispersivité transversale (pour une dispersivité longitudinale de 1 m un espacement entre les fuites de 1,5 m et une largeur de fuite de 1 m) (Hudak <i>et al.</i> , 2006).	30
Figure 17 :	Valeur de dispersivité longitudinale et échelle de travail (modifié d'après Gelhar <i>et al.</i> , 1985 dans Rausch <i>et al.</i> , 2005).	31
Figure 18 :	Valeurs de dispersivité transversale et échelle de travail (modifié d'après Gelhar <i>et al.</i> , 1992 dans Rausch <i>et al.</i> , 2005).	31
Figure 19 :	Réseau de piézomètre : cas d'une nappe impactée.	32
Figure 20 :	Facteurs pouvant influencer la teneur en contaminant depuis la fuite de lixiviat jusqu'au point de mesure (Environment Agency, 2006).	42

Figure 21 : Concentration de substances polluantes en amont et en aval d'un site pollué (Guide Suisse, 2003).	42
Figure 22 : Évolution de la concentration en polluant selon la localisation du point de contrôle.....	43
Figure 23 : Valeur seuil variable selon la position du point de contrôle (SEPA, 2008).....	43
Figure 24 : Illustration de la signification de la mesure d'incertitude par rapport à la valeur seuil (Pauwels <i>et al.</i> , 2006).....	51
Figure 25 : Analyse des tendances : notion d'incertitude acceptable (Environment Agency, 2003)	52
Figure 26 : Exemple d'évolution temporelle et éléments d'aide à l'interprétation (Environment Agency, 2003).....	55
Figure 27 : Type de traitement possible pour les graphes (a) : graphe simple ; (b) graphe avec moyenne mobile (trois valeurs) (c) : graphe où l'on cumule à chaque pas de mesure l'excès de la mesure par rapport au fond hydrogéochimique que l'on s'est fixé (Environment Agency, 2003).....	56
Figure 28 : Étapes préalables à la quantification analytique.....	92
Figure 29 : Connaissances hydrogéologiques requises pour une bonne implantation des piézomètres (adapté d'après Guide suisse 2003)	94
Figure 30 : Positionnement des ouvrages dans deux situations, absence ou présence d'un panache avec usage sensible à préserver (SEPA, 2003)	95
Figure 31 : Quatre exemples de contexte hydrogéologique illustrant la nécessité d'une réflexion quant au choix de la profondeur des forages pour être sûr d'intercepter la pollution :	97
Figure 32 : Position de la crépine selon le type de polluant.....	98
Figure 33 : Position de la crépine selon l'éloignement à la zone source	98
Figure 34 : Influence du type d'ouvrage utilisé pour le prélèvement sur la teneur en contaminant mesurée:.....	99
Figure 35 : Éléments d'un forage	Erreur ! Signet non défini.
Figure 36 : Précaution à prendre lors de la mise en place de piézomètres dans des nappes superposées.....	104
Figure 37 : Stratégie de purge possible selon le type de forage et les propriétés hydraulique du milieu (SEPA, 2003)	107
Figure 38: Différents outils de prélèvement possibles	110
Figure 39 : Influence du débit de prélèvement et de la profondeur de prélèvement sur la teneur en contaminant mesurée (Guérin et Mouriot, 2005).....	118
Figure 40 : Influence du volume purgé avant prélèvement sur la teneur en contaminant mesurée (Guérin et Mouriot, 2005).....	119
Figure 41 : Modèle de fiche de prélèvement (Norme FD X31-615, 2000)	134
Figure 42 : Modèle de bordereau de suivi d'échantillon (Norme FD X31-615, 2000).....	135
Figure 43 : Valeurs seuil de remédiation retenues pour une contamination de type sol (Environment Agency, 2006).....	162

Figure 44 : Valeurs seuil de remédiation retenues pour une contamination de type nappe (Environment Agency, 2006)	162
Figure 45 : Position possible du point de contrôle suivant le type de panache prévisible (Environment Agency, 2006)	163
Figure 46 : Définition de la valeur seuil pour une pollution de nappe selon les propriétés du milieu pris en compte ; illustration de l'effet de l'atténuation naturelle sur la concentration au point de conformité (Environment Agency, 2006)	164
Figure 47 : Exemple de type de tendance pouvant être observé lors du suivi des eaux souterraines (Gilbert, 1987)	175
Figure 48 : Cercle des corrélations sur les axes 1 et 2 (61.38 %)	196
Figure 49 : Cercle des corrélations sur les axes 1 et 3 (50 %)	197
Figure 50 : Évolution de la concentration d'atrazine au cours du temps (µg/L)	199
Figure 51 : Évolution de la concentration d'atrazine au cours du temps (µg/L) et du débit de la source	200
Figure 52 : Comparaison entre les données brutes et les approximations	201
Figure 53 : Filtrage de la série chronologique	206
Figure 54 : Boîte à moustache du débit de la source	207
Figure 55 : Droite de Henry	211
Figure 56 : Prévion de la concentration d'atrazine jusqu'en août 2010 (µg/L)	213
Figure 57 : Prévion de la concentration d'atrazine jusqu'en août 2010 (µg/L)	214
Figure 58 : Prévion de la concentration d'atrazine jusqu'en août 2010 (µg/L)	216

Liste des tableaux

Tableau 1 : Fréquence d'échantillonnage en fonction de la durée de migration du site de stockage au récepteur (ou point de surveillance) (Environment Agency, 2003).	33
Tableau 2 : Compositions des lixiviats (ASTEE, 2005).	36
Tableau 3 : pH, teneurs en métaux et en chlore des lixiviats de décharge (tiré de Pinel-Raffaitin, 2006).	37
Tableau 4 : Polluants traceurs de risque eaux souterraines au droit d'une Installation de Stockage des Déchets Ménagers et Assimilés (d'après ASTEE, 2005).	37
Tableau 5 : Polluants représentatifs d'une famille de composés (Environment Agency, 2003).	37
Tableau 6 : Applicabilité de quelques méthodes d'estimation pour différents types de tendances (Grath <i>et al.</i> , 2001).	58

Tableau 7 :	Quelques méthodes applicables au suivi de la surveillance des eaux souterraines (US EPA, 2007).	58
Tableau 8 :	Analyse des prescriptions en matière de surveillance des eaux souterraines au droit de site de stockage (sur la base d'AP).	65
Tableau 9 :	Liste minimale de paramètres et valeurs seuils associées retenues au niveau national (arrêté du 17-12-2008)	84
Tableau 10 :	Paramètres à maîtriser (d'après Environment Agency, 2003) pour la définition d'un programme de monitoring d'un stockage de déchets.	91
Tableau 11 :	Critères pour de bons forages et de bons prélèvements	92
Tableau 12 :	Étapes du prélèvement d'eau souterraines et erreurs associées (D'après Barcelona <i>et al.</i> , 1985)	93
Tableau 13 :	Facteurs influençant l'espacement horizontal entre puits (Adapté d'après Guide canadien n° 3, 1994).	96
Tableau 14 :	Avantages et inconvénients des 2 principaux types de forage multiples	97
Tableau 15 :	Technique de forage utilisable pour la mise en place de forage (D'après Pellet <i>et al.</i> , 2002 ; USEPA, 2005).	102
Tableau 16 :	Compatibilité entre les matériaux utilisés et les contaminants présents dans la nappe à investiguer (d'après Remmler, 1990)	103
Tableau 17 :	Étapes pour la mise en place d'une campagne d'échantillonnage des eaux souterraines	106
Tableau 18 :	Adéquation de la méthode de prélèvement au type de composés recherchés (Nielsen and Nielsen , 2006)	110
Tableau 19 :	Principaux modes d'échantillonnage des eaux souterraines (Guide canadien n° 3, 1994).	111
Tableau 20 :	Avantages et inconvénients des différentes techniques d'échantillonnage des eaux souterraines (Norme FD X31-615, 2000)	111
Tableau 21 :	Avantages et inconvénients de différentes techniques d'échantillonnage des eaux souterraines (Environment Agency, 2003)	112
Tableau 22 :	Critères de sélection pour les outils de purge et d'échantillonnage des eaux souterraines	113
Tableau 23 :	Sources potentielles de biais lors du prélèvement d'eau (USEPA, 2005) : D : diminution, A : augmentation, 0 : pas d'effet ; +, ++ et +++ marque l'intensité du biais)	114
Tableau 24 :	Matrice de l'aptitude de différents appareils d'échantillonnage à la mesure de certains paramètres de l'eau souterraine (Pohlmann, Hess, 1988, complété par le groupe de travail AFNOR, Norme FD X31-615).	115
Tableau 25 :	Effets possibles des matériaux constitutifs des outils de prélèvement sur la composition de l'eau échantillonnée (Guide suisse, 2003, d'après DVWK, 1990).	116
Tableau 26 :	Techniques d'échantillonnage d'eau multi-niveaux (d'après Côme <i>et al.</i> , 2006 et Einarson, 2006)	117
Tableau 27 :	Délai d'analyse, conditions de conservations et de stockage (Guide suisse, 2005).	121

Tableau 28 : Détermination analytique, préparation, stabilisation et conditionnement nécessaire (d'après Norme NF EN ISO 5667-3 :1996)	122
Tableau 29 : Méthodes analytique utilisables et limites de quantification pour différents composés (LAWA, 2004)	128
Tableau 30 : Limites de quantification et incertitudes de mesure pour les anions majeurs en Chromatographie ionique.....	129
Tableau 31 : Limites de quantification et incertitudes de mesure pour quelques métaux selon la technique d'analyse	129
Tableau 32 : Limites de quantification et incertitudes de mesure pour quelques composés organiques selon la technique d'analyse	129
Tableau 33 : Limites de quantification et incertitudes de mesure pour quelques pesticides selon la technique d'analyse	130
Tableau 34 : Causes possible d'erreurs selon le type de contaminant considéré (Blakey <i>et al.</i> , 1997)	132
Tableau 35 : Valeurs de référence pour les eaux (Environment Agency, 2003)	148
Tableau 36 : Sélection des seuils d'alerte au Canada.....	150
Tableau 37 : Valeur seuil et valeur d'intervention pour les eaux souterraines (Ministrie van Volkshuisvesting Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, 2000).....	156
Tableau 38 : Valeur seuil pour les eaux souterraines : valeurs indicatrice d'un niveau de contamination élevé (Ministrie van Volkshuisvesting Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, 2000)	157
Tableau 39 : Niveau de seuil non significatif : composés inorganiques (LAWA, 2004).....	158
Tableau 40 : Niveau de seuil non significatif : composés organiques (LAWA, 2004)	159
Tableau 41 : Niveau de seuil non significatif : composés explosifs, pesticides et biocides (LAWA, 2004).....	160

Liste des annexes

Annexe 1 : Contexte législatif relatif à la protection des eaux souterraines sous les sites de stockage de déchets	73
Annexe 2 : Cadre technique pour le suivi de la qualité des eaux souterraines	89
Annexe 3 : Valeurs seuils.....	141
Annexe 4 : Limites potentielles à l'utilisation de l'équation de Domenico.....	167
Annexe 5 : Analyse des tendances.....	171
Annexe 6 : Séries chronologiques des eaux souterraines : analyse des tendances et extrapolation.....	185

1. Contexte

Un rapport de l'inspection générale de l'environnement, indique que le nombre d'autorisations de décharge sur des sites nouveaux entre 1998 et 2002 est très réduit (5 ou 6) ; le nombre d'autorisations d'extensions est plus important (de l'ordre de la vingtaine) (Barthélemy *et al.*, 2002).

Après une période où l'on a vu le nombre d'installation augmenter, celui-ci est aujourd'hui en baisse du fait des contraintes technico-économiques et de la mise en place de structures territoriales basées sur l'intercommunalité. Le nombre d'installation de stockage est ainsi passé de 123 en 1975, à 500 en 1993 puis à 312 en 2004 (Ademe, 2007). Leur nombre a diminué du fait de l'augmentation de la capacité des plus grosses installations et de la fermeture des petites installations.

Les modifications apportées par l'arrêté du 19 janvier 2006 modifiant l'arrêté du 9 septembre 1997 a apporté des améliorations significatives de la qualité de l'exploitation des Installations de Stockage de Déchets Non Dangereux, notamment dans le domaine des eaux souterraines. Néanmoins des problèmes persistent, ainsi :

- la mise en conformité avec l'arrêté de 1997 modifié n'est guère possible pour la plus grande partie des installations dont certaines sont situées sur des sites géologiquement défavorables et qui sont souvent trop petites pour pouvoir amortir le coût des mesures imposées par ces textes ;
- de plus garantir l'efficacité des barrières de protection actives et/ou passives des fonds des décharges n'est pas suffisante car il convient aussi de protéger les flancs des alvéoles des décharges (où des défauts sont fréquemment constatés) ;
- enfin, les centres de stockage anciens, ayant été exploités dans des conditions ne répondant pas aux normes et à la réglementation actuelle, sont ou ont été à l'origine d'une dégradation de leur proche environnement, et en particulier des eaux souterraines (émissions en nappe) ; selon les sites, les charges polluantes et les contextes hydrogéologiques, ce passif environnemental, bien qu'ayant tendance à se résorber tout ou partie, peut subsister sur le moyen ou long terme (décennie à plusieurs décennies) après arrêt des émissions vers la nappe.

Ces éléments mettent en exergue que malgré la mise aux normes des grosses décharges, il est toujours nécessaire de surveiller les eaux souterraines afin de protéger la ressource et les enjeux associés.

Plusieurs raisons font de la protection des eaux souterraines une priorité dans le cadre de la politique environnementale de l'Union Européenne :

- une fois contaminées, la qualité des eaux souterraines est plus difficile à restaurer que celle des eaux superficielles (effet de rémanence des pollutions, difficultés d'accès aux eaux souterraines, etc.) et les conséquences peuvent se prolonger pendant des décennies ;

- les pollutions des eaux souterraines sont susceptibles de nuire et de compromettre certains usages à enjeux actuels et/ou futurs (ressource) de ces dernières (Alimentation en Eau Potable (AEP), en Eau Agricole (AEA), en Eau Industrielle (AEI)) ;
- les eaux souterraines fournissent le débit de base de bon nombre de fleuves et cours d'eau (elles peuvent représenter jusqu'à 90 % du débit de certains cours d'eau) et peuvent donc influencer la qualité des eaux de surface et ainsi interférer avec les usages et les écosystèmes associés aux eaux superficielles ;
- elles jouent le rôle de tampon hydrique dans les périodes de sécheresse et deviennent alors essentielles pour conserver les zones humides

L'objectif de prévention et de limitations des entrants de pollution, et de renversement des tendances à la hausse inscrites dans la Directive Cadre sur l'Eau (DCE, Directive CE du 23 octobre 2000), s'applique non seulement aux masses d'eaux mais aussi à une échelle plus locale, celle des sites pouvant porter atteinte à la qualité des masses d'eau.

Des réseaux de surveillance doivent donc être définis au droit de chaque installation de stockage (si la présence d'une nappe est avérée). Tout réseau de surveillance doit être explicité, en particulier, les éléments qui ont présidé aux choix :

- du nombre de piézomètres ;
- de la localisation des piézomètres ;
- de la profondeur des piézomètres ;
- de la fréquence de suivi ;
- du protocole de prélèvement ;
- des paramètres analysés ;
- des seuils de déclenchement retenus ;
- et des méthodes statistiques d'études des résultats retenues.

NB. L'analyse faite dans ce rapport se place dans le cas de centres de stockage déjà en fonctionnement.

Pour les nouvelles installations, certains pays (Allemagne, Grande-Bretagne) préconisent la mise en place de méthodes de détection précoce des fuites en zone non saturée sous les cellules de stockage.

De même l'utilisation de la géophysique en bordure de décharge a montré dans certains cas son utilité pour la détection précoce de fuite.

Ces deux derniers aspects ne sont pas abordés dans le présent rapport.

2. Variabilité naturelle du milieu souterrain au droit d'un site de stockage

Pour pouvoir accorder du « crédit » aux données issues d'un réseau de suivi (et à l'analyse des tendances qui en découlera), il faut vérifier que tous les phénomènes naturels présentés dans ce paragraphe ont bien été pris en compte.

Le sous-sol est en effet un milieu variable et difficilement accessible dont on devra avoir pris en compte la complexité, avant d'envisager la mise en place d'un réseau de suivi, et ensuite la réalisation d'une analyse des tendances.

L'interprétation des tendances observées dans les séries chronologiques devra prendre en compte les variabilités naturelles, afin d'être capable de « déconvoluer » ce qui est imputable à la source de pollution (le stockage) et/ou à d'éventuelles autres sources de pollution... Dans ce chapitre, nous passerons en revue certaines sources de variabilité naturelle dans les eaux souterraines.

2.1. VARIABILITÉ DE LA GÉOLOGIE

La prédiction du mouvement d'une molécule lixiviée dans un système aquifère est un processus complexe qui implique la compréhension, non seulement des phénomènes physiques de transports mais aussi des processus d'atténuation naturelle². Ceux-ci seront différents selon les trois grands types de flux.

- **Flux inter-granulaire**

Le flux se distribue à travers une granulométrie de pores connectés entre eux. Les flux inter-granulaires sont en général plus lents et plus prévisibles que les flux au sein des fractures. Les processus d'atténuation naturelle y sont aussi plus facilement prévisibles et efficaces.

- **Flux de fissures**

Dans les formations où les pores sont absents ou non connectés entre eux, le mouvement de l'eau se situe au niveau de fractures (ou fissures) (Figure 1). Les flux sont moins prévisibles et potentiellement plus rapides qu'en milieu granulaire (poreux). Les processus d'atténuation naturelle y sont moins prévisibles. De plus les volumes mis en jeu peuvent entraîner de fortes dilutions.

² Atténuation naturelle : ensemble des mécanismes qui peuvent être à l'origine d'une diminution des concentrations d'une substance dans la nappe : dilution, dispersion, sorption, précipitation, dégradation...

Certains systèmes tels que les grès peuvent à la fois transmettre de l'eau par des flux granulaires, et de fissures.

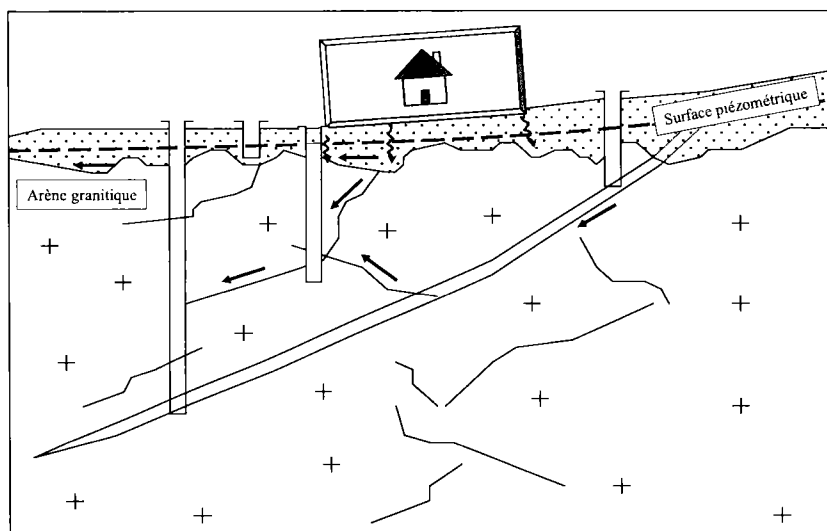


Figure 1 : Cas de forages en milieu fissuré (d'après Callier et Novak, 2001).

• Flux dans des conduits

Les flux d'eau se font entièrement dans des chenaux ou discontinuités (cas des réseaux karstique et des conduits anthropiques (puits de mines, galeries)). Les processus chimiques et biologiques d'atténuation sont dans ces cas là négligeables, et la dilution peut être très importante. La vitesse des flux peut alors être du même ordre de grandeur que celle des eaux de surface.

2.2. VARIABILITE HYDROGÉOCHIMIQUE

La variabilité hydrogéochimique est en grande partie la résultante des interactions physico-chimiques (voire micro-biologiques) entre le squelette solide du milieu poreux et les fluides qui y circulent.

Pour les installations nouvelles, la directive européenne recommande de réaliser un prélèvement en au moins trois emplacements avant le remplissage du site afin de fixer des valeurs de référence du fond hydrogéochimique et les comparer aux futurs prélèvements d'échantillons.

Dans les cas où la nappe est soumise à de fortes variations de niveau piézométrique, il peut être intéressant de réaliser un prélèvement en hautes et basses eaux afin d'avoir une idée (même grossière) de la variabilité chimique naturelle de celle-ci.

Attention, si ces piézomètres sont situés au droit de la future décharge d'assurer leur fermeture dans de bonnes conditions avant mise en route de cette dernière.

Pour les sites anciens, où l'on ne dispose pas de ce type de données, c'est un piézomètre situé en amont qui donnera les valeurs de fond hydrogéochimique.

Outre les variabilités hydrogéochimiques liées à un milieu très hétérogène ou à la présence de failles, un même aquifère peut présenter des conditions hydrogéochimiques différentes selon qu'il est libre ou captif. Ces variations peuvent être relativement rapides dans l'espace (quelques kilomètres, cf. Figure 2).

Ainsi, les variations de conditions rédox peuvent également induire des variations temporelles des concentrations en éléments dissous, ce qui a une influence sur l'interprétation des tendances.

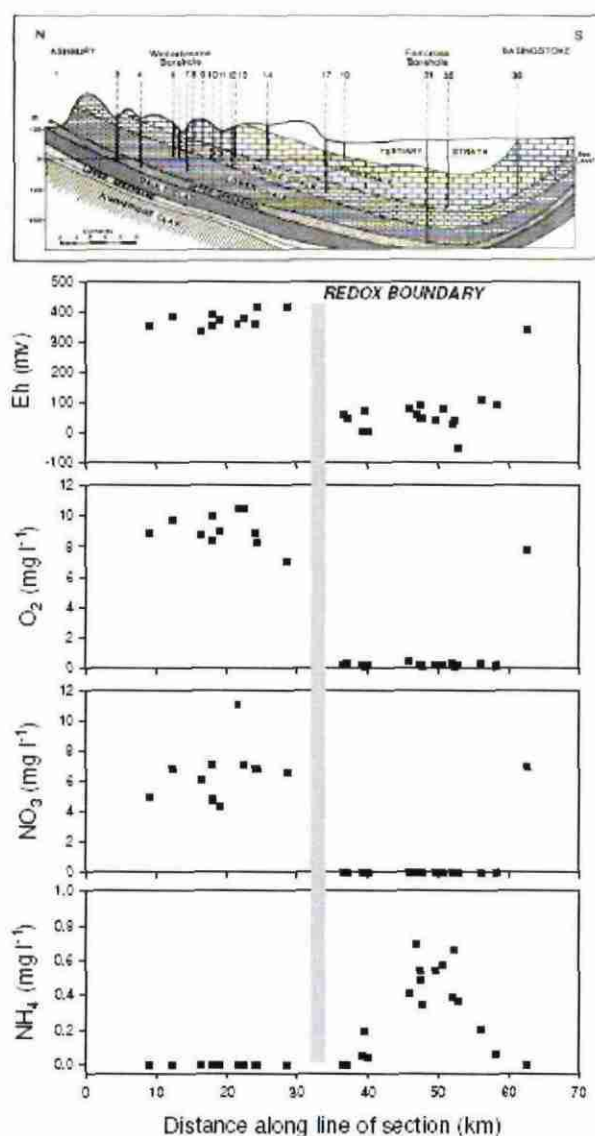


Figure 2 : Distribution des formes de l'azote suivant le caractère captif ou libre de la nappe (Griffioen et al., 2006)

2.3. VARIABILITÉ DES FLUX D'EAUX DE NAPPE SOUS LE SITE ET CONSÉQUENCES SUR LA CHIMIE DE LA NAPPE

Chaque nappe subit des variations naturelles, liées aux périodes de hautes eaux et de basses eaux en relations avec les débits d'alimentation de la nappe (débits entrants), les débits de déprise de celle-ci (débits sortants), et la capacité de stockage, d'emménagement des réservoirs aquifères.

Cependant, ces variations sont très différentes d'un site à l'autre. Certaines nappes présentent un niveau quasi constant. Tandis que d'autres présentent des variations plus importantes pouvant aller jusqu'à plusieurs mètres sur quelques années (le cas en particulier des aquifères libres superficiels en relation directe avec la pluie efficace).

Ces variations ont une reproductibilité dans le temps différentes; ainsi certaines nappes ont des cycles annuels (période), avec des périodes de hautes et basses eaux avec des variations inter-annuelles faibles (Figure 3).

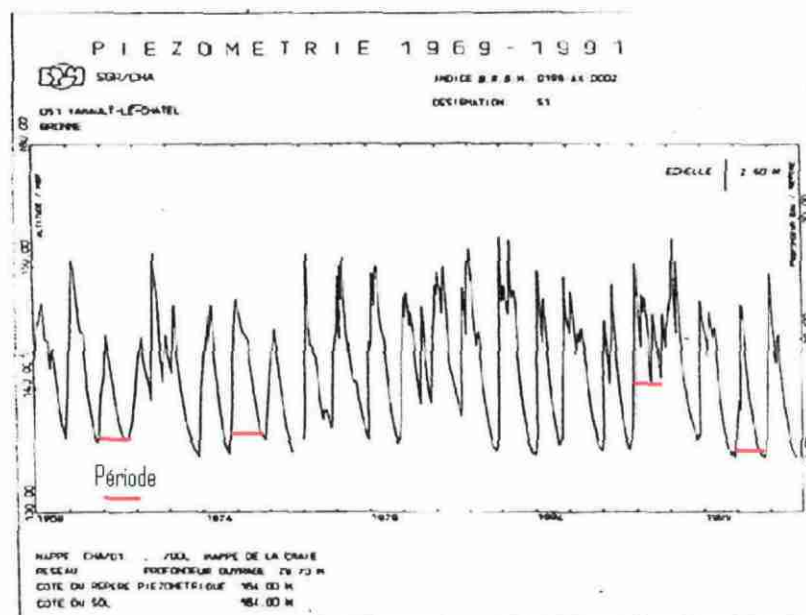


Figure 3 : Nappe avec une variabilité annuelle forte.

D'autres nappes, outre ces variations hautes eaux-basses eaux annuelles possèdent également des cycles pluriannuels ou décennaux (Figure 4).

Selon la localisation du site et le fonctionnement de l'aquifère sous-jacents, le mélange entre la fuite issue de la décharge et la nappe sera donc variable dans le temps

Ces variations de dilution plus ou moins importante de la fuite due au contexte hydrogéologique peuvent parfois expliquer les variations de concentrations observées au droit des sites de stockage (Figure 5).

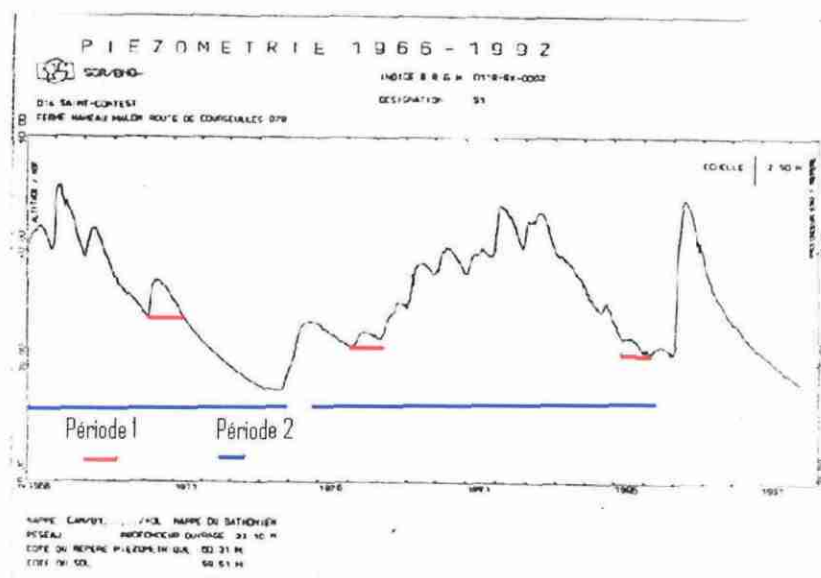


Figure 4 : Nappe avec une variabilité annuelle et une variabilité inter annuelle forte.

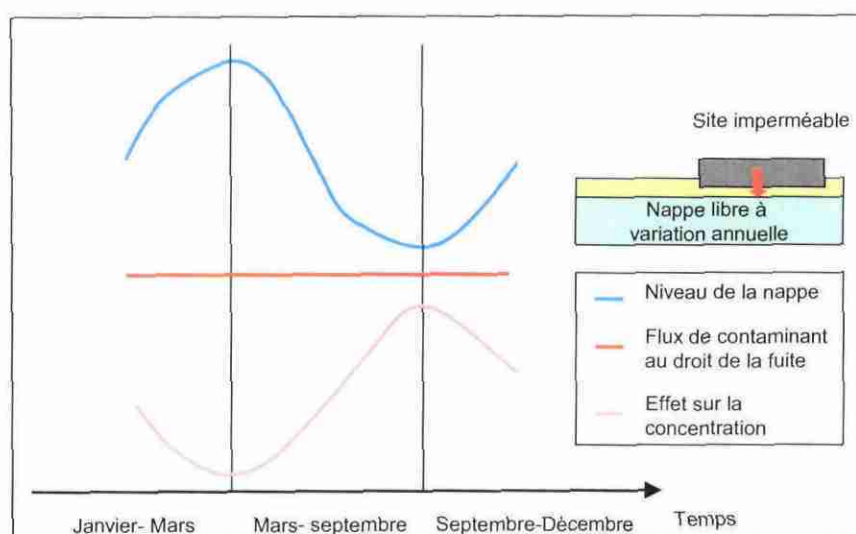


Figure 5 : Évolution des concentrations en contaminants sous un site de stockage : cas d'une nappe présentant une variabilité annuelle et d'un site avec une fuite à débit constant.

NB : Ce schéma ne s'applique pas au cas où la base des déchets baigne dans la nappe.

Pour réaliser une analyse des tendances, il faut pouvoir éliminer les variations périodiques saisonnières. Pour cela, il faudra disposer de plusieurs cycles pour identifier la contribution saisonnière. Si cela est sans doute envisageable pour les nappes avec une variabilité annuelle (Figure 3 ; 4 années de suivi peuvent alors suffire), pour les nappes ayant un cycle pluriannuel à décennal, il faudrait disposer de chroniques de suivi sur des périodes très longues (Figure 4 ; au moins 3 périodes de

temps). Pour ce type de nappe à période longue, toute tendance estimée sur une période de temps n'est pas forcément extrapolable à une autre période de temps.

2.4. VARIABILITÉ DES FLUX DE LIXIVIATS PARVENANT À LA NAPPE ET CONSÉQUENCES SUR LA CHIMIE DE LA NAPPE

La fuite de lixiviat provenant du site de stockage peut elle-même ne pas être constante dans le temps. Ceci est notamment le cas lorsque l'imperméabilité du système n'est que partielle. Dans ce cas, le flux de lixiviat parvenant à la nappe va varier en fonction des événements pluviométriques (Figure 6).

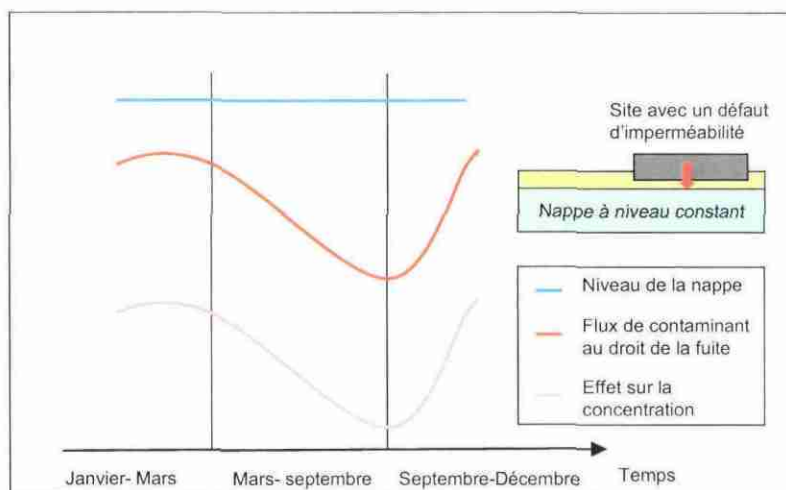


Figure 6 : Évolution des concentrations en contaminants sous un site de stockage : cas d'une nappe ne présentant pas de variation de niveau et d'un site avec une fuite à débit variable dans le temps.

La réalisation d'une analyse des tendances dans le cas d'une source alimentée par intermittence est délicate, cela demande la réalisation d'un bilan hydrique très précis du système.

2.5. VARIABILITÉ DES SOURCES DE CONTAMINANTS POSSIBLES

Si le site de stockage est situé dans un environnement anthropisé, il faut pouvoir discerner une contamination issue du site de celles provenant d'autres sources tierces.

Pour cela il faudra retenir comme traceur, si possible, un composé caractéristique des lixiviats et/ou procéder par un bilan chimique entre la qualité des eaux entrantes en amont du site en question, de la qualité sortante.

3. Conséquences sur la définition du réseau de suivi

3.1. RÉFLEXION SUR LA RÉPARTITION HORIZONTALE DES OUVRAGES

L'aquifère est souvent considéré en première approche comme un milieu homogène et isotrope.

Dans le milieu poreux homogène et isotrope, les masses de polluants migrent sous l'effet des gradients de pressions/charge hydrostatique (convection dans les niveaux perméables), l'effet de gradient de concentration (diffusion dans les niveaux peu perméables) et se répartissent à concentrations décroissantes dans l'écoulement par dispersion (sous l'effet de la tortuosité du milieu poreux ; sous l'effet de l'hétérogénéité du champ des vitesses à l'échelle des pores), dilution. D'autres phénomènes comme la sorption/désorption, la précipitation/solubilisation (composés minéraux) ou la dégradation (composés organiques) sont susceptibles de ralentir la migration et/ou atténuer les pollutions. Enfin, certaines solutions polluantes sont susceptibles de migrer verticalement sous l'effet de leur densité.

Néanmoins dans la réalité les aquifères sont rarement homogènes et isotropes. Ainsi, dans le cas très fréquent des nappes alluviales, l'organisation spatiale des différentes phases de dépôts, avec des matériaux de différentes granulométries, fait qu'il existe une hétérogénéité plus au moins importante de la distribution des perméabilités : succession de chenaux sablo-graveleux drainant et de dépôts sablo-limoneux voire argileux des bras morts, horizons d'inondations peu perméables (Figure 7). Il en résulte des écoulements dits chenalés avec des vitesses et des potentialités de transferts des pollutions différentes selon les compartiments de l'aquifère. Il s'en suit des panaches de pollution (distribution des concentrations en nappe) ne répondant pas aux seules logiques physiques de la convection/dispersion/dilution, mais des panaches dont la géométrie est contrainte par la structure du réservoir aquifère. Ces hétérogénéités de la répartition des concentrations concernent la dimension horizontale et verticale des panaches de polluants.

Les différents points d'accès aux nappes (piézomètres, puits, source, etc.) ne peuvent donner qu'une vision ponctuelle et parcellaire de la réalité de phénomènes hétérogènes mais néanmoins continus qui constituent les panaches. Une autre difficulté, à l'origine de biais dans la perception des panaches est liée à la représentativité et aux protocoles d'échantillonnage au niveau de ces points d'accès.

L'aquifère est souvent considéré comme un milieu homogène et isotrope, néanmoins dans la réalité c'est rarement le cas.

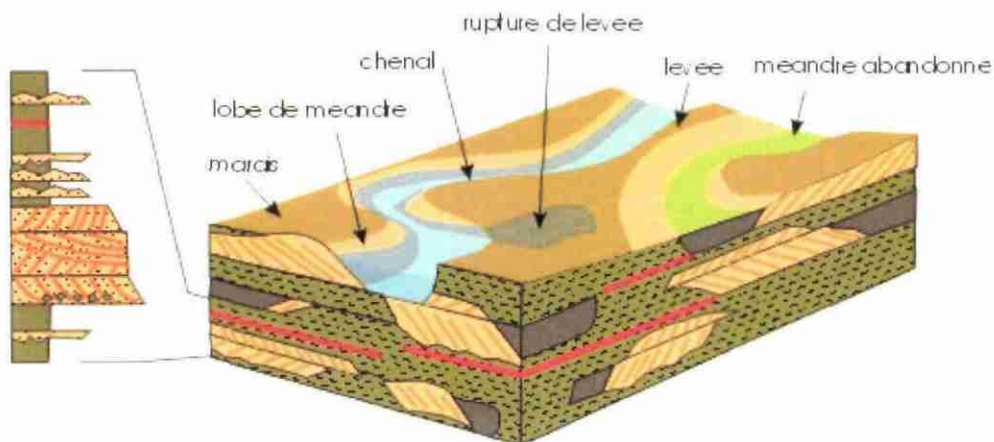


Figure 7 : Dépôts en milieu fluvial.

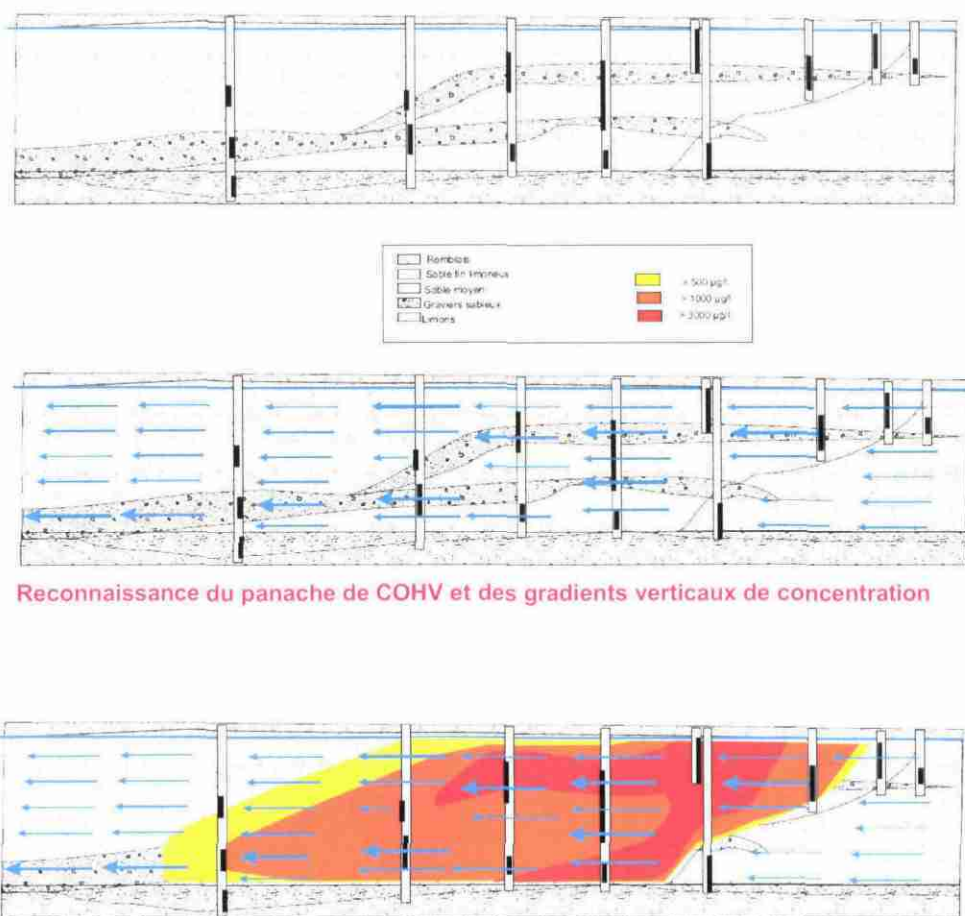


Figure 8 : Distribution verticale des vitesses d'écoulement et des concentrations en COHV au sein d'un aquifère hétérogène.

Dans le cas des milieux fissurés (nappes contenues dans les formations du bedrock), les transferts se font le long des fracturations dont les localisations sont souvent mal

connues. Sans toutefois préciser systématiquement la position des principales fractures drainant les écoulements, la géologie structurale et la compréhension de la structure du réservoir aquifère apportent de précieuses informations sur les tendances directionnelles et les sens des écoulements au sein de ces unités. Une figure extrême de cet écoulement préférentiel peut être donnée par les milieux karstiques avec des écoulements selon des conduits ouverts produits par la dissolution des calcaires.

Ces variabilités horizontales ont un rôle important dans la définition de la répartition des ouvrages de surveillance dans le plan

3.2. RÉFLEXION SUR LA PROFONDEUR D'IMPLANTATION DES OUVRAGES

Cette dernière va varier en fonction de deux facteurs qui sont la variabilité verticale de l'aquifère et le type de contaminant recherché.

Les aquifères alluvionnaires, outre des disparités horizontales présentent également des disparités verticales de granulométrie et donc de vitesses de transfert potentiel (cf. Figure 9) qui se traduisent en cas de contamination par une répartition hétérogène des polluants dans l'espace.

Dans le cas des aquifères fissurés, les disparités verticales sont alors dues aux fractures (Figure 1, voir page 18).

Dans le cas des aquifères hétérogènes complexes, la profondeur doit donc être adaptée au contexte (Figure 9 et Figure 10).

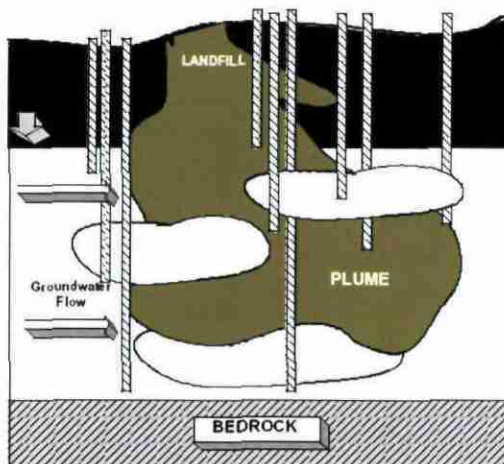


Figure 9 : Exemple d'implantation de forages au droit d'une décharge dans une nappe présentant des lentilles argileuses (USEPA, 2001).

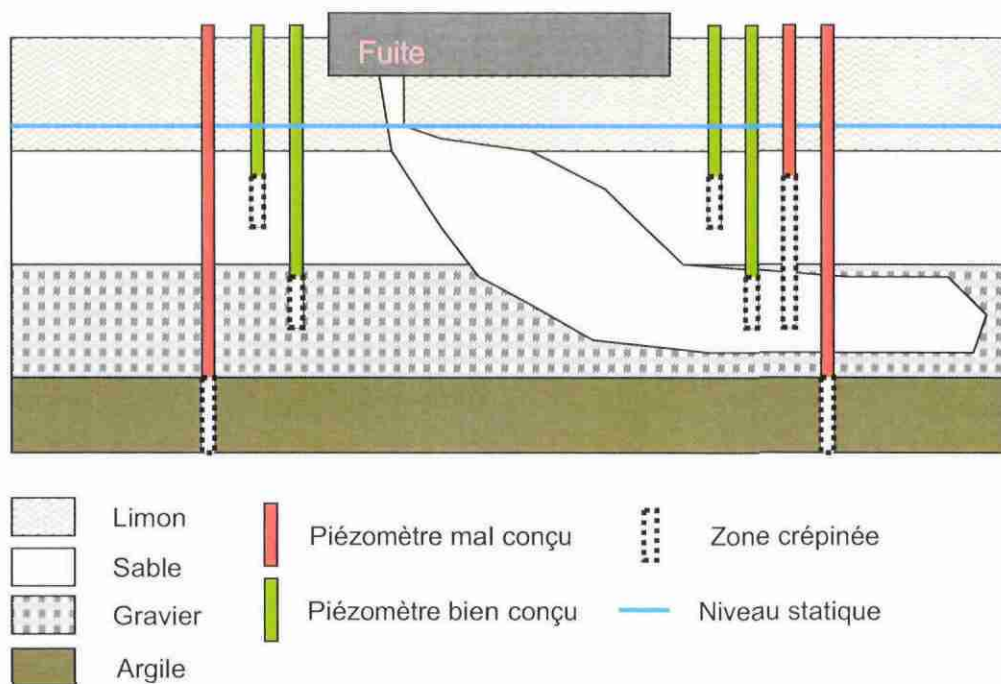


Figure 10 : Exemple d'implantation de forage en tenant compte de l'hydrogéologie locale.

Pour les ouvrages, on peut définir la terminologie suivante :

- piézomètre mal conçu : piézomètre crépiné dans une formation imperméable, etc. ;
- piézomètre mal positionné : piézomètre implanté sans tenir compte des directions d'écoulement par exemple.

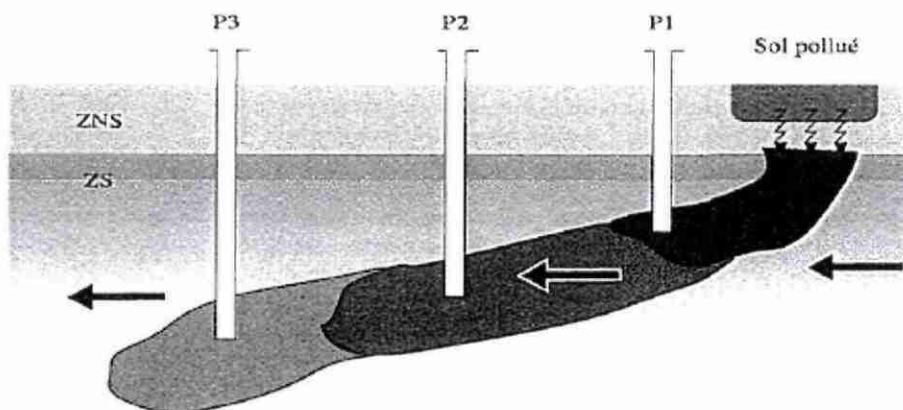


Figure 11 : Modification de la profondeur des piézomètres selon la distance à la source (Callier et Novak, 2001)

Dans le cas des aquifères homogènes, les contaminants à l'état dissous ont généralement tendance à pénétrer plus profondément à mesure que l'on s'éloigne de

la source. La profondeur de l'ouvrage doit donc être adaptée selon la distance à la source et les caractéristiques de l'aquifère).

Attention, certains contaminants en phase organique libre, du fait de leur non miscibilité à l'eau et de leur densité supérieure à l'eau (DNAPL³), vont avoir tendance à pénétrer la zone saturée et, si leur masse est suffisante, à s'accumuler sur des horizons qui leur sont imperméables et éventuellement s'écouler gravitairement en suivant la pente de ces surfaces. D'autres (LNAPL⁴), moins denses que l'eau, vont avoir tendance à être arrêtés par l'eau saturant la porosité et s'accumuler en toit de nappe où ils vont suivre la pente piézométrique (Figure 12).

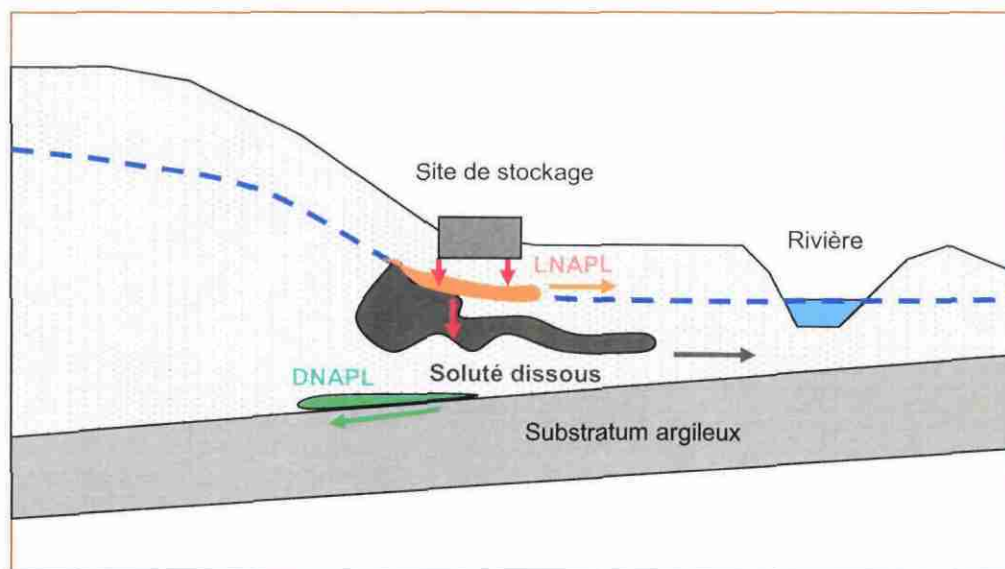


Figure 12 : Sens d'écoulement différent selon le type de contaminant (plongeant, flottant ou dissous).

3.3. RÉFLEXION SUR LE NOMBRE DES OUVRAGES

3.3.1. Recommandations sur le minimum requis

Dans tous les pays (US, GB, NL, F...), il est recommandé de positionner au moins un ouvrage en amont hydraulique du site. Cet ouvrage amont doit être proche du site, mais pas trop de façon à ne pas être affecté par les phénomènes de diffusion dans le cas de fuites localisées sur la bordure amont du site (cf. Figure 13).

Quant au nombre de piézomètre aval, le nombre minimal varie selon les pays, de deux en France, à trois aux Pays-Bas. Dans tous les pays ; il est bien spécifié que ce

³ Acronyme pour « Dense Non Aqueous Phase Liquid » : composé plus dense que l'eau.

⁴ Acronyme pour « Light Non Aqueous Phase Liquid » : composé moins dense que l'eau.

nombre peut être augmenté et proportionné lorsque le contexte hydrogéologique du fait de complexité l'exige.

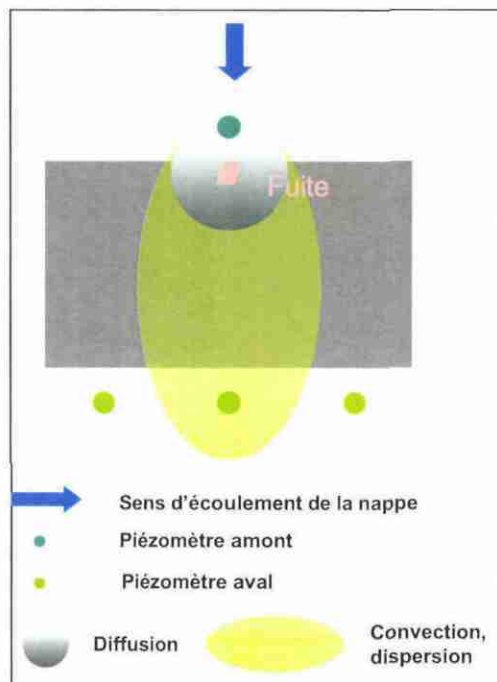


Figure 13 : Possibilité de « retrodiffusion » d'une fuite localisée en bordure amont du dépôt.

Disposer de 3 piézomètres est généralement considéré comme un minimum réglementaire requis pour pouvoir déterminer un sens d'écoulement de la nappe (surface piézométrique moyenne obtenue par triangulation). Si on connaît le sens d'écoulement au droit du site de stockage avec suffisamment de certitudes, la réalisation de seulement 3 ouvrages peut s'avérer être suffisante. Dans la pratique, cette condition apparemment nécessaire n'est pas suffisante pour déterminer un sens d'écoulement local.

Le nombre d'ouvrage à installer va donc dépendre :

- de la configuration, de la taille du site de stockage ;
- du sens d'écoulement de la nappe ;
- de la complexité du système hydrogéologique ;
- des enjeux ayant trait aux usages de la nappe.

Ainsi, la Figure 14 montre que, dans le cas d'un site de section rectangulaire, un nombre plus important de piézomètres sera nécessaire si le sens d'écoulement est oblique par rapport au site si on veut maintenir une même probabilité d'interception d'un éventuel panache.

Les ouvrages peuvent être installés en détection précoce (cf. Figure 16), dans les cas où aucune contamination de la nappe n'est encore constatée.

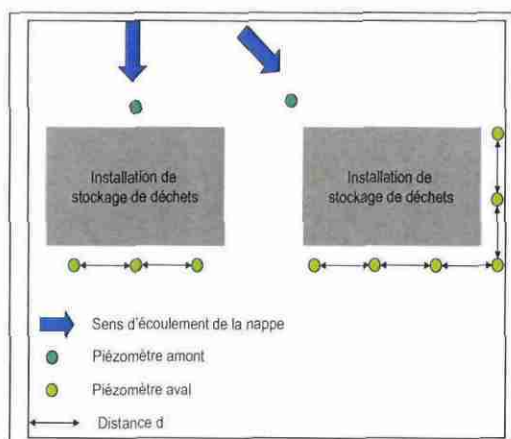


Figure 14 : Nombre de piézomètres équidistants à installer selon la position de la géométrie du centre de stockage et le sens d'écoulement de la nappe.

3.3.2. Approches bibliographiques sur le minimum et la configuration requis

Un article de Yenigül *et al.* (2005) (cf. Figure 15) montre que le système classique de « 3 piézomètres » ne permet de détecter une fuite sous le site que dans 26 % des cas de configuration de cette dernière (selon sa localisation sous le stockage), pour avoir plus de 90 % de chances d'intercepter toute fuite il faudrait disposer de 12 piézomètres.

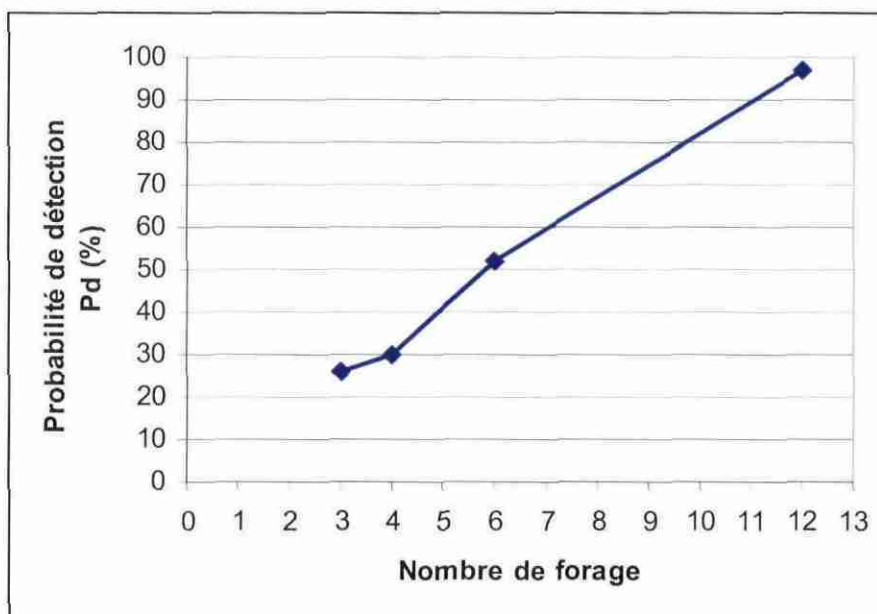


Figure 15 : Probabilité de détection de fuite suivant la taille du réseau pour un milieu homogène et fortement dispersif (dispersivité longitudinale 2 m et dispersivité transversale 0,2 m) pour trois valeurs de seuil (Adapté d'après Yenigül *et al.*, 2005)

Un autre article de Hudak, 2006 montre que :

- la probabilité d'interception d'une fuite augmente avec le nombre d'ouvrage (ainsi pour un contexte hydrogéologique donné 5 piézomètres vont intercepter 55 % des fuites, 7 piézomètres 75 % et 9 piézomètres 90 %) ;
- lorsque la largeur de la source augmente, la probabilité d'interception augmente ;
- l'espacement entre les fuites n'a que peu d'incidence sur la probabilité d'interception ;
- pour une même dispersivité transversale, la dispersivité longitudinale n'a que peu d'effet sur la probabilité d'interception ;
- pour une même dispersivité longitudinale, la dispersivité transversale a un impact important sur la probabilité d'interception (pour un système à 5 piézomètres d'alerte, on passe de 90 % de chance d'interception pour une dispersivité transversale de 0,5 à 20 % d'interception pour une dispersivité de 0,01 m, cf. Figure 16).

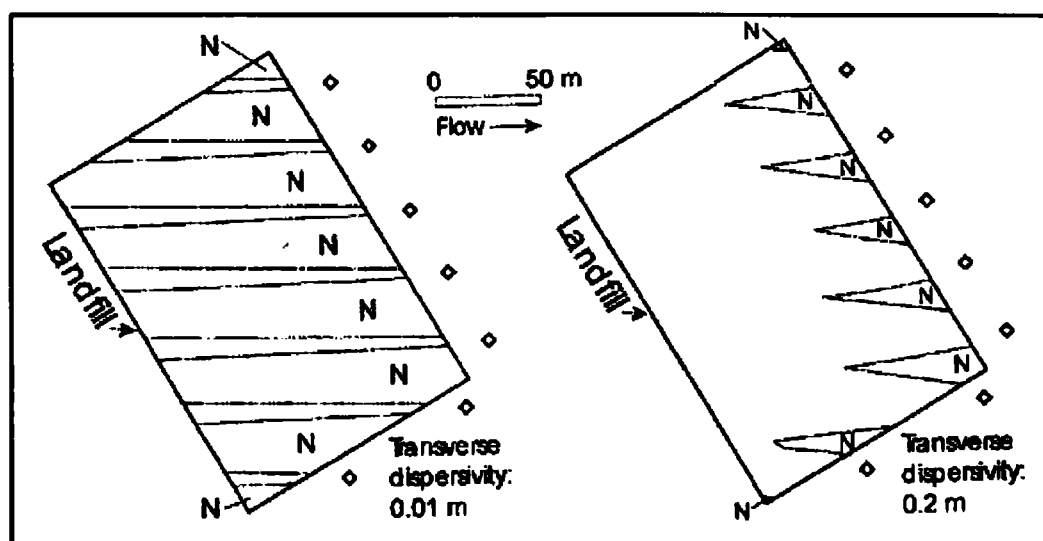


Figure 16 : Zones où une fuite ne sera pas détectée (N) pour un réseau de 7 forages selon la dispersivité transversale (pour une dispersivité longitudinale de 1 m un espacement entre les fuites de 1,5 m et une largeur de fuite de 1 m) (Hudak et al., 2006)

La dispersivité transversale est donc un paramètre très important à connaître pour définir un réseau de surveillance, le problème est que cette donnée est souvent difficile à évaluer.

Pour déterminer les dispersivités longitudinale et transversale, on se réfère souvent à des abaques (cf. Figure 17 et Figure 18), la dispersivité étant fonction de l'échelle de travail.

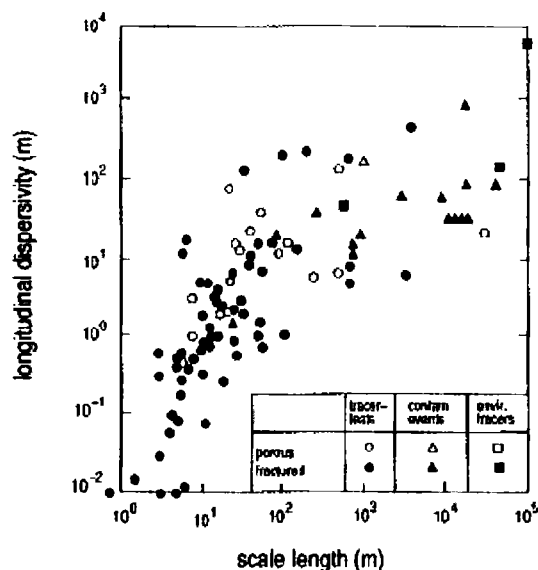


Figure 17 : Valeur de dispersivité longitudinale et échelle de travail (modifié d'après Gelhar et al., 1985 dans Rausch et al., 2005)

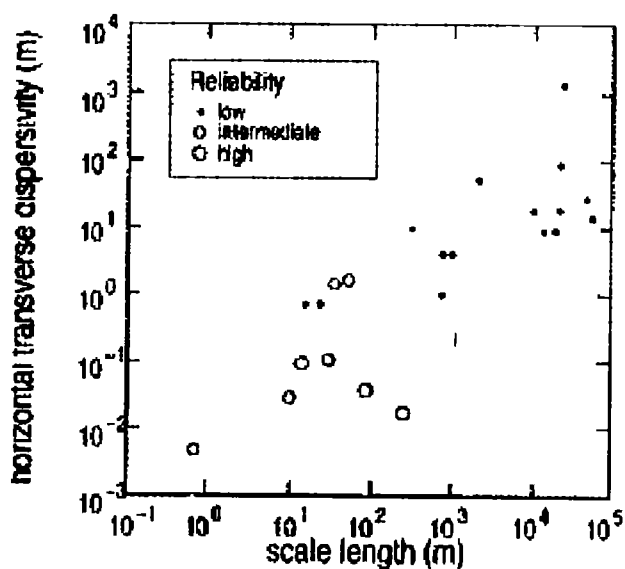


Figure 18 : Valeurs de dispersivité transversale et échelle de travail (modifié d'après Gelhar et al., 1992 dans Rausch et al., 2005)

3.3.3. En conclusion

Les discussions relevées dans la littérature spécialisée montrent que plus un ouvrage est situé proche du stockage et moins il a de chances d'intercepter une éventuelle fuite. On est donc souvent amené à installer des ouvrages supplémentaires à une plus grande distance du site, pour être sûr d'intercepter le panache.

Le nombre minimum requis de 3 piézomètres n'est donc pas suffisant dans la plupart des contextes hydrogéologiques pour permettre un suivi efficace de la nappe au droit d'un centre de stockage.

L'emplacement de ce (ou ces) piézomètres sera choisi en fonction des caractéristiques de la nappe (dilution, vitesse) afin de permettre de protéger des usages.

Dans tous les cas, le nombre d'ouvrage doit être adapté au contexte hydrogéologique.

Dans le cas où un impact est déjà constaté sur la nappe le réseau doit posséder au moins un ouvrage dans la panache un en bordure de panache et un en amont du panache pour contrôler son éventuelle progression. Si celle-ci était constatée, un nouvel ouvrage en amont devra être installé. Aussi en général, un réseau est constitué de plusieurs lignes de piézomètres, plus on s'éloigne de la source et moins ceux-ci sont nombreux (Figure 19).

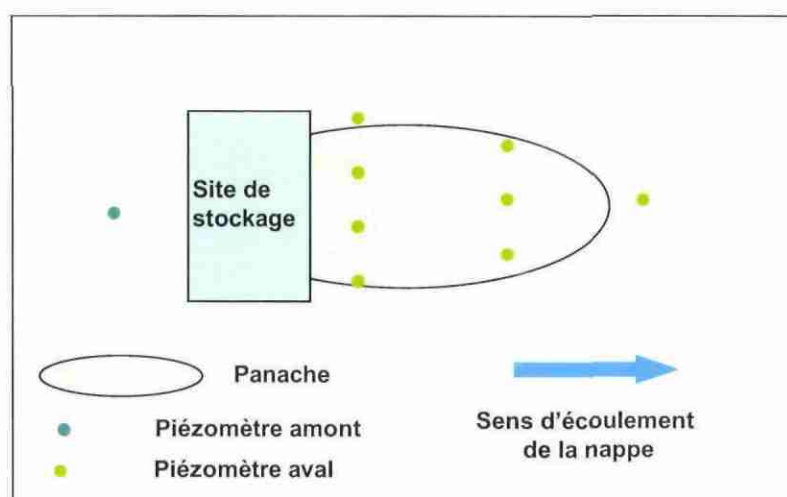


Figure 19 : Réseau de piézomètre : cas d'une nappe impactée.

3.4. CHOIX DE LA FRÉQUENCE D'ÉCHANTILLONNAGE

La fréquence de suivi doit refléter les conditions naturelles et la dynamique de l'aquifère. La vitesse de l'eau dans les formations poreuses saturées peut être déterminée par une formule simple du type :

$$v = Ki / n$$

avec : v : vitesse du flux ;
 K : conductivité hydraulique ;
 i : gradient hydraulique ($i = H_2 - H_1 / 2$) ;
 n : porosité efficace.

En utilisant cette vitesse du flux, le temps de transfert t depuis la source vers un point de contrôle situé à une distance d du site sera :

$$t = d / v$$

avec : t : temps de transfert ;
d : distance.

La fréquence de mesure doit-être au minimum égale au temps de transfert entre la source et le point de contrôle. Dans ce cas la distance maximale parcourue par les contaminants en un temps t (entre deux mesures) sera de $2 \cdot d$. Si la fréquence de mesure augmente, alors lors d'une détection des contaminants, le panache de pollution s'étendra déjà au delà du point de contrôle. La fréquence d'échantillonnage devra donc tenir compte de la sensibilité de l'aquifère.

En zone non saturée et en présence de mécanismes d'atténuation en nappe, les temps de transfert réels entre la source et le point de contrôle pourront être beaucoup plus élevés. Si on souhaite intégrer ces phénomènes à l'évaluation des temps de transferts réels pour évaluer une fréquence d'analyse mieux adaptée, il faudra alors disposer de données complémentaires qui ne sont pas toujours facile à évaluer (rétention des contaminants dans la zone non saturée, vitesse de dégradation dans la nappe).

Les exemples de fréquence cités dans le Tableau 1 ci-dessous sont basés sur une hypothèse d'une vitesse de transfert relativement faible. Cependant, il existe des situations où le mouvement des lixiviats peut être beaucoup plus rapide, dans ce cas, un monitoring tous les trimestres ou tous les semestres peut ne pas être suffisant.

Travel time to receptor (months)	Minimum recommended monitoring frequency ¹
>24	Six monthly
>12 to 24	Quarterly
6 to 12	Monthly
<6	RA ²

1. The range of measurements used would depend on the risk to the receptor as defined in the risk-based monitoring review (Chapter 4).
2. RA – Risk assessment based. Sites in such environments should incorporate engineering and monitoring measures capable of providing early warning of leachate escape (e.g. leakage detection layers, resistivity arrays). These measures must be able to survive for the lifetime of the site. Where these are absent, monitoring should be at least monthly at monitoring points between the site and receptors. Where leachate is known to escape from the site, receptors should be monitored at increased frequencies determined by investigation and risk assessment.

Tableau 1 : Fréquence d'échantillonnage en fonction de la durée de migration du site de stockage au récepteur (ou point de surveillance) (Environment Agency, 2003).

3.5. CHOIX DES PARAMÈTRES À SUIVRE

L'évaluation de l'impact d'un site de stockage sur son environnement hydrogéologique est généralement fondée sur l'analyse de polluants potentiels (métaux, matière organique, bactéries...) et sur la détermination d'indices globaux de la qualité des eaux (Demande Chimique en Oxygène, pH, conductivité, potentiel rédox) dans les échantillons prélevés en aval hydraulique du site, comparés aux résultats obtenus dans les échantillons de référence.

Les paramètres généralement recherchés dans les eaux souterraines sont les suivants :

- les traceurs spécifiques du site (« signature du site ») ; la signature chimique d'un site peut être le résultat d'une substance ou d'un cortège de substances données : dans le cas des centre de stockage des déchets ménagers, les substances sont généralement ubiquitaires et se rencontrent naturellement dans les eaux (bruit de fond) et/ou peuvent être issues d'une vaste gamme d'activité humaine (agricoles, domestiques, industrielle). L'interprétation de données relative à l'arsenic et en métaux en général sera ainsi difficile dans certains contextes où les teneurs naturelles des nappes sont élevées. Des travaux récents s'orientent vers la recherche de composés organiques complexes peu biodégradables comme les composés d'origine pharmaceutiques (déchets domestiques et hospitaliers), certains retardateurs de flamme (hydrocarbures polybromés). Il faut essayer de retenir au moins un élément caractéristique de la décharge et pouvant servir de traceur i.e. un élément avec une faible interaction avec le milieu ;
- les traceurs de mobilité : les substances les plus mobiles (sels, chlorures, sulfates...) et les plus persistantes. Les phosphates et le bore (issus des lessives), les formes de l'azote (nitrates/ammonium) et les fluorures peuvent aussi être utilisés comme traceurs. L'expansion du panache de contamination est souvent déterminée par la concentration en ions chlorure dans les eaux souterraines car ces ions sont présents en fortes concentrations dans les lixiviats (plusieurs milligrammes par litre) et ils sont considérés comme conservatifs c'est à dire que la dilution et la dispersion sont leurs seuls mécanismes d'atténuation. Mais, les ions chlorure possèdent de nombreuses sources dans l'environnement et la mise en évidence d'une contamination des eaux est délicate. Par conséquent, l'usage de traceurs plus spécifiques des lixiviats des décharges s'est développé ;
- les substances porteuses du risque : les plus toxiques ou cancérigènes, comme les métaux lourds (arsenic, cadmium, chrome, plomb, mercure, etc.) et certains composés organiques (BETX⁵, COHV⁶, phénols, HAP⁷ et hydrocarbures aliphatiques ;
- les molécules originelles et leurs métabolites de dégradation ;

⁵ Acronyme pour Benzène, Toluène, Ethylbenzène et Xylènes (composés aromatiques).

⁶ Acronyme pour Composés OrganoHalogénés Volatils (famille des solvants chlorés, bromoformes et fréons).

⁷ Acronyme pour Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques.

- quelques paramètres globalisants (pH, conductivité, potentiel redox, température, oxygène dissous, Carbone Organique Dissous, Carbone Organique Total, Demande Chimique en Oxygène...) témoignant des conditions physico-chimiques et exploités pour le constat d'impact (déséquilibres du chimisme de l'eau) et la compréhension des mécanismes régissant le devenir d'un polluant en nappe.

On peut également retenir certains rapports entre éléments qui peuvent être des indicateurs d'une contamination (Na/K ; Ca, Mg).

Claret *et al.* (2007) ont ainsi montré que le plomb, du fait de précipitation, migre peu sous les décharges même en cas de fuite de cette dernière, c'est donc un mauvais indicateur du dysfonctionnement de celle-ci. Il en est de même pour certains composés organiques hydrophobes (HAP, PCB).

Le choix des paramètres se fait donc sur la base du bruit de fond et de la qualité des lixiviats (signature chimique de la source de pollution). Un bon paramètre serait celui dont la concentration dans le lixiviat est 10 fois plus importante que le fond hydrochimique. La composition des lixiviats varie selon le type de site de stockage. Dans le cas des sites de stockage des déchets ménagers, la nature des lixiviats varie selon la nature et l'âge des déchets stockés. Le volume de lixiviat va varier selon la nature et l'âge des déchets mais aussi en fonction du confinement du massif et des modalités d'exploitation et de post exploitation qui vont permettre (ont permis) l'entrée d'eau dans le massif de déchet.

L'ASTEE en 2005 et Pinel-Raffaitin (2006) ont recensé les compositions de lixiviats de plusieurs études (Tableau 2, Tableau 3).

Le groupe ASTEE (2005) a ainsi défini un certain nombre de composés comme étant des traceurs de risque vis à vis des eaux souterraines au droit des installations de stockage des ordures ménagères (Tableau 4).

Les anglais (Environment Agency, 2003), ont défini un certain nombre de familles de composés caractéristiques des lixiviats en définissant pour chaque famille un composé cible (Tableau 5).

Substance	Concentrations dans les lixiviats bruts (µg/l)			
	InVS 2003*	Agence de l'eau 1995	ENSP 2002	POLDEN + RSD 2003
1,1-dichloroéthylène			110,0	
1,1,1-trichloroéthane				1905,0
1,2-dichloroéthane			1030,0	6,0
Ammoniac	465000,0			
Arsenic	10,0	800000,0	133,0	130,0
Benzène		11000,0	1630,0	815,0
Benzoapyrène	0,004			
Cadmium	3,0	8500,0	400,0	5,0
Chlorure de vinyle		230,0	5570,0	
Chrome total	5,5	9000,0	100,0	280,0
Cuivre	28,0	5000,0		65,0
Dichlorométhane		483,0		414,0
Manganèse	394,0	750000,0	1500000,0	
Mercurie	1,0	6,0	160,0	
Nickel	121,0	40000,0	13000,0	170,0
Plomb	24,0	2500,0	5000,0	87,0
Tétrachloroéthylène		30,0	700,0	125,0
Toluène		360,0	18000,0	6150,0
Trichloroéthylène		19,0	400,0	375,0
Zinc	189,0	500000,0	1000000,0	9000,0
Amétryne	0,12			0,12
AMPA	4,05			4,05
Atrazine	0,16			0,16
Bentazon	2,02			2,02
Chlondazon	1,6			1,6
Chlorprophame	26			26
Dichlobénile	0,2			0,2
Endrin			50	
Fenpropimorphe	0,1			0,1
Glyphosate	14,4			14,4
Hexazinone	1,3			1,3
Hydroxyatrazine	1,2			1,2
Hydroxysimazine	1,15			1,15
Isoproturon	1,2			1,2
Lindane	0,49		0,023	0,49
Mécoprop	75,19			75,19
MCPA	4,65			4,65
Propoxuron	2,6			2,6
Simazine	2,3			2,3
Tridimefon	2,1			2,1
4-CPP	17			17
2,4-D	3			3
2,4,5-T	1			1
2,4-DP	2,75			2,75
2,6-DCPP	1			1

InVS 2003 = moyenne des données fournies par les exploitants français en 2002 (n = 75 à 180)

Agence de l'eau 1995 = valeur médiane dans la fourchette des valeurs issues de la littérature en 1995 (tableau 4 et 6)

ENSP 2002 = Valeur max "corrigée" issues d'une revue de littérature sur les ISDMA (21 études recensées)

Polden + RSD 2003 = Valeur médiane dans la fourchette des valeurs issues de la littérature en 2003 (1 à 15 études)

* les valeurs de concentrations en pesticides dans les lixiviats recensées dans le document InVS 2003 sont celles de Polden + RSD 2003

Tableau 2 : Compositions des lixiviats (ASTEE, 2005).

Paramètre	Concentrations en mg L ⁻¹ (sauf pour pH)	Référence
pH	5.7-8.5	[4, 7-14]
Fe	0.3-250	
Zn	0.080-5.6	
Mg	5-443	[4, 7-10, 12, 14]
Ca	5-3324	
Cu	0.002-6.0	[7-12, 14]
Ni	0.01-7.8	
Pb	0.002-2.1	
Cd	0.02-6.5	[8-12, 14]
Mn	0.02-38	
Cr	0.005-3.7	[8-14]
Al	0.1-4.5	[7, 8, 10]
Cl	260-16700	[4, 8-11, 14]

Tableau 3 : pH, teneurs en métaux et en chlore des lixiviats de décharge (tiré de Pinel-Raffaitin, 2006).

Substance	CAS NR	Famille
Arsenic	7440-38-2	Métaux
Cadmium	7440-43-9	Métaux
Nickel	7440-02-0	Métaux
Benzène	71-43-2	BTEX
1,1,2 trichloroéthane	79-00-5	COV
Trichloroéthylène	79-01-6	COV
Tétrachloroéthylène	127-18-4	COV
Benzo(a)pyrène	50-32-8	HAP

Tableau 4 : Polluants traceurs de risque eaux souterraines au droit d'une Installation de Stockage des Déchets Ménagers et Assimilés (d'après ASTEE, 2005).

Category of parameter	Examples
Inorganic cations	ammonium, potassium
Inorganic anions	chloride, cyanide
Hydrophilic organic chemicals	phenol
Hydrophobic organic chemicals	PAH, such as benzo[a] pyrene, naphthalene
Acid herbicide	meoprop
Highly mobile metallic ions	nickel
Less mobile metallic ions	mercury
Organo-metallic substances	organo-tin compounds

Tableau 5 : Polluants représentatifs d'une famille de composés (Environment Agency, 2003).

4. Valeurs seuils de déclenchement

4.1. DÉFINITION

Les valeurs « seuil de déclenchement » correspondent à des concentrations seuils au-delà desquelles, la qualité des eaux constatée appelle des actions visant à protéger les usages actuels ou futurs de l'eau. Elles sont définies de telle façon à garantir que l'on ait le temps et la possibilité technique d'intervenir pour protéger et assurer la pérennité des ces enjeux.

4.2. SUR QUELLES BASES LES ÉTABLIR

La détermination des valeurs seuil de déclenchement repose sur :

- les objectifs de qualité de la nappe (tenant compte de l'état initial, des objectifs de qualité imposés par le SAGE), des usages de l'eau, du fond anthropique ;
- la capacité du milieu à atténuer naturellement la contamination, pour les différents scénarios possibles ;
- une caractérisation du fonctionnement hydrodynamique du site : modèle conceptuel, modèle de fonctionnement (et dans certains cas seulement modèle mathématique) incluant :
 - les interactions des eaux souterraines avec les eaux de surface et les écosystèmes en dépendant ;
 - la dynamique de la nappe ;
 - une connaissance de la source : quels sont les polluants à risque pour la masse d'eau considérée ? Quelle cinétique de relargage ?... ;
 - une évaluation des risques de migration.

4.3. VALEURS ACCEPTABLES AUX POINTS D'USAGE / DE CONTRÔLE OU DANS LES ZONES OU L'ON VEUT PRÉSERVER UN USAGE

Pour définir des seuils de déclenchement, on peut appliquer plusieurs techniques :

- la plus simple consiste à retenir comme valeur de déclenchement la valeur d'usage,
- on peut également retenir comme valeur seuil de déclenchement une augmentation significative des concentrations par rapport au fond hydrogéochimique ;
- certains définissent également un niveau de seuil non significatif.

4.3.1. Les valeurs d'usages

Il s'agit de valeurs limite de concentrations réglementant certains usages et la préservation des ressources. Celles-ci sont définies (pour plus de détails voir annexe 1) par :

- des textes réglementaires pour les eaux potables, et les eaux potabilisables ;
- des textes liés à certains usages et qualités des milieux (SEQ).

Si pour un certain nombre de composés des valeurs existent pour d'autres elles sont inexistantes. Ces valeurs limites et valeurs de références ont été établies sur la base de considérations toxicologiques, écotoxicologiques et organoleptiques (dégradation des qualités gustatives des eaux, etc.).

4.3.2. Le fond hydrogéochimique

On se référera à un fond hydrogéochimique dans le cas des composés pouvant avoir une occurrence naturelle. Pour les substances non naturelles (composés de synthèse, « xénobiotiques »), on pourra retenir la limite de détection des appareils analytiques. A noter qu'un bruit de fond anthropisé, correspondant à la présence dans les eaux de composés (composés généralement persistants, à faibles concentrations, sans qu'il soit possible d'en identifier la source, l'origine, avec certitude : cas des pollutions dites diffuses) liés à l'activité humaine, peut être observé dans certaines secteurs de masses d'eau dans des environnements fortement urbanisés, industrialisés ou d'agriculture intensive. C'est le cas fréquemment pour les COHV (Composés OrganoHalogénés Volatils dont le trichloréthylène, le tetrachloréthylène et le 1,1,1-trichloréthane), les HAP (Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques, dont le phénanthrène, le fluoranthène), les pesticides organochlorés (dont le DDT et ses dérivés, le lindanes et ses isomères, les organophosphatés ou les triazines, etc.).

Pour les installations récentes, il est recommandé d'établir avant la mise en place du site de stockage un fond hydrogéochimique (réalisation d'un état « 0 » de référence pré-exploitation, dans le cadre de l'étude d'impact de la demande d'autorisation d'exploitation).

Pour les sites les plus anciens, ces données n'étant pas disponibles, le fond hydrogéochimique est établi sur la base de données de qualité de puits (dans la nappe d'intérêt) immédiatement en amont du site (qualité des eaux entrantes).

Attention, l'établissement de ce fond hydrogéochimique, devra tenir compte de la nature de l'aquifère (de la formation géologique portant la nappe) et des variations naturelles de la chimie de l'aquifère dues aux variations du régime hydrogéologique local. Cela signifie que dans certains cas, pour établir le fond hydrogéochimique, il faudra disposer de plusieurs années de suivi avec 4 mesures par an pour avoir une idée de la variabilité naturelle.

De plus, l'utilisation, pour définir le fond hydrogéochimique, des seules données fournies par le piézomètre amont n'est justifiable que lorsque l'aquifère étudié est

relativement uniforme et continu sous le site de stockage. Néanmoins de nombreux environnements géologiques ne satisfont pas à ces hypothèses. Dans ces cas là, on peut être amené à utiliser les données issues de puits en aval hydraulique (non impactés).

En France certaines nappes peuvent présenter des fonds hydrogéochimiques élevés en certains éléments (métaux et métalloïdes). Une identification des zones à risque de fond géochimique élevé en éléments traces dans les eaux souterraines a été réalisé par le BRGM. Ainsi des données sont disponibles pour les 5 bassins situés en France métropolitaine (Brénot *et al.*, 2007) ; pour la Guadeloupe (Brénot *et al.*, 2008) ; la Réunion (Lions *et al.*, 2008a) et la Martinique (Lions *et al.*, 2008b).

4.3.3. Le niveau de seuil non significatif

L'administration allemande en charge de la gestion et du suivi de la qualité des eaux, sous l'égide du Ministère Fédéral pour l'Environnement (BAFU) ont mis en place un système de valeurs seuils génériques pour les substances présentant le potentiel danger intrinsèque le plus élevés vis à vis des eaux souterraines et superficielles (substances présentes dans les eaux ou potentiellement présentes compte tenus de leur occurrence dans les diverses activités humaines actuelles et/ou passées) ; les principales familles représentées sont les métaux, métalloïdes, sels, polluants industriels (hydrocarbures, BTEX, HAP, COHV, phénols, chlorophénols et nonylphénols, composés aromatiques halogénés, MTBE, PCB, etc.), les pesticides et les composés entrant dans la composition des propulseurs et explosifs. Ces valeurs dite « de seuil non significatif » correspondent aux concentrations en deçà desquelles, les écarts au bruit de fond observé, sont sans signification et n'appellent aucune action. Ces valeurs sont obtenues en croisant les valeurs seuils d'impacts écotoxicologiques sur les biotes⁸ des milieux aquatiques (eaux de surface et zones humides en relation avec les eaux souterraines) et les valeurs seuils qualifiant la potabilité des eaux destinées à la consommation humaine en droit allemand. Pour les substances sans données toxicologiques et/ou écotoxicologie, les instances fédérales de protection de la santé, fixent le seuil à 0,01 µg/l par défaut. Ces valeurs sont proposées par le groupe de travail LAWA (2004) et sont, pour certaines d'entre elles en cours de révision.

4.4. OU CONSIDÉRER LE SEUIL DE DÉCLENCHEMENT

Il faut prendre en compte à la fois l'usage que l'on veut préserver ou maintenir de la nappe, et le point où l'on veut préserver cet usage. En effet, les contaminants dans le milieu souterrains sont soumis à un certain nombre de mécanismes (cf. Figure 20) qui vont modifier les concentrations dans le temps et dans l'espace (cf. Figure 21).

⁸ Désigne l'ensemble des plantes, micro-organismes et animaux que l'on trouve dans un biotope (région ou secteur donné).

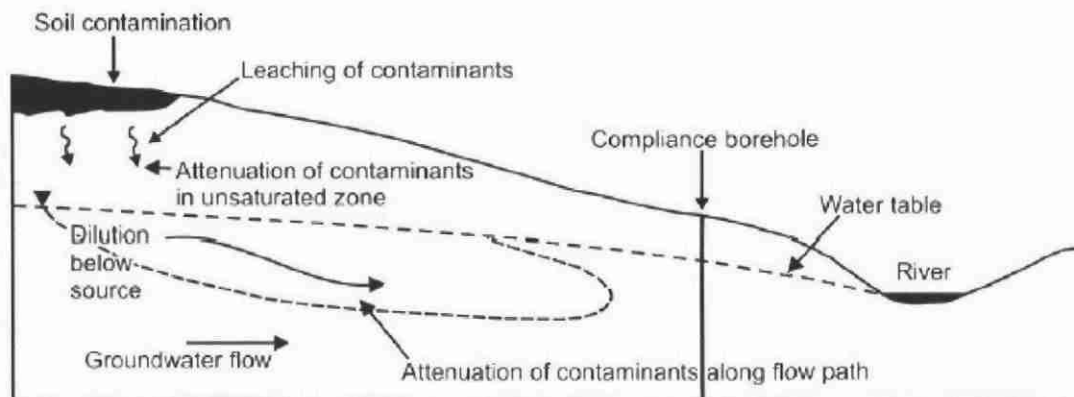


Figure 20 : Facteurs pouvant influencer la teneur en contaminant depuis la fuite de lixiviat jusqu'au point de mesure (Environment Agency, 2006).

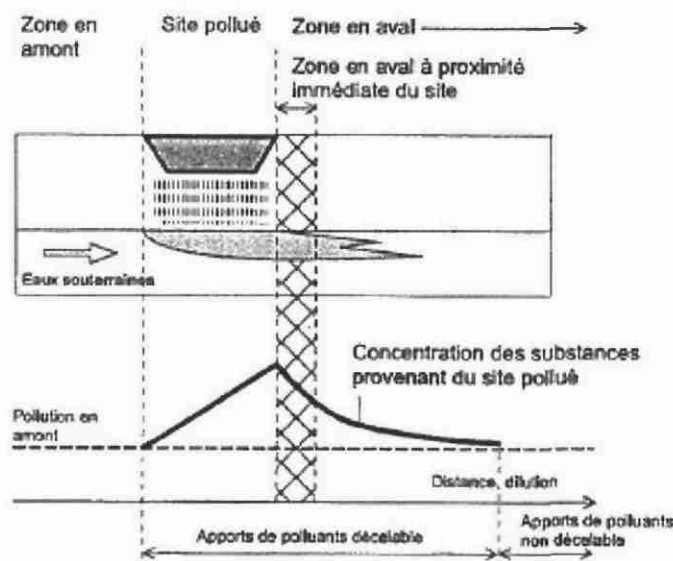


Figure 21 : Concentration de substances polluantes en amont et en aval d'un site pollué (Guide Suisse, 2003).

Une approche (selon ce qui a été établi par les anglo-saxon, Environment Agency, 2006, cf. annexe 3) pourrait consister à considérer les localisations respectives du point d'usage et du point de déclenchement, d'y appliquer les facteurs liés à l'atténuation hydrodynamique (hauteur de mélange), la sorption sur le milieu et à une éventuelle dégradation. De telle manière que toute atteinte du seuil de déclenchement au niveau du point de contrôle fait que la concentration reste en deçà de la valeur acceptable au point d'usage (Figure 22, Figure 23).

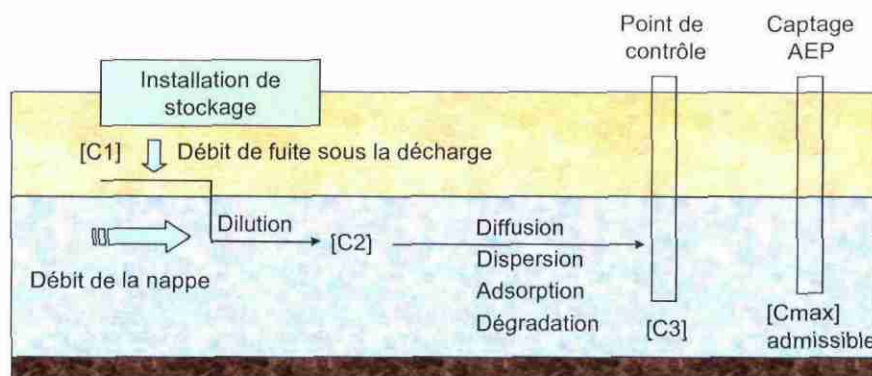


Figure 22 : Évolution de la concentration en polluant selon la localisation du point de contrôle.

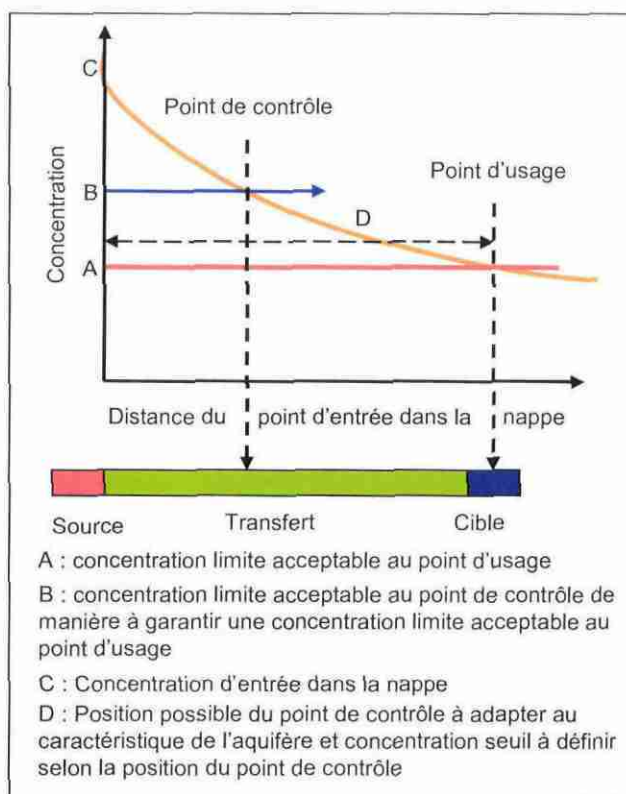


Figure 23 : Valeur seuil variable selon la position du point de contrôle (SEPA, 2008).

NB : par atténuation hydrodynamique on entend la dilution du flux polluant à l'aplomb de la source plus la dispersion et la diffusion en aval hydraulique de la source, qui engendrent une atténuation en régime permanent hors sorption et dégradation.

NB : chaque contaminant ayant un comportement différent, les calculs seront à effectuer pour chaque contaminant jugé pertinent au vu des enjeux.

Sur ce principe, les anglais (Environment Agency, 2006) ont défini des équations analytiques simplifiées à retenir pour prendre en compte les différents facteurs

affectant le comportement des contaminants dans le sous sol ainsi que les paramètres à acquérir pour pouvoir les prendre en compte. Ils ont également mis au point une feuille de calcul qui permet de prendre en compte les aspects : dilution, sorption, dégradation dans la définition des seuils.

Il est bien évident que pour accepter au point de contrôle une valeur seuil supérieure à la valeur d'usage, il faut avoir fait la preuve que les mécanismes pris en compte (dilution, sorption, dégradation) soient bien effectifs, et que les grandeurs caractéristiques qui ont été retenues pour les évaluer soient bien représentatives du milieu étudié.

Pour pouvoir retenir un facteur d'atténuation hydrodynamique, il faut pouvoir prouver que l'atténuation naturelle :

- est effective pour diminuer la concentration du polluant arrivant au récepteur ;
- va persister dans le temps.

Plus l'atténuation hydrodynamique est importante au récepteur et plus la valeur seuil au point de contrôle pourra être élevée.

Dans ce type d'analyse il faut porter attention aux flux parvenant au récepteur qui peuvent varier pendant le cycle annuel (flux plus important en hiver ou suite à des événements pluvieux exceptionnels). Le facteur d'atténuation hydrodynamique retenu devra donc préserver le récepteur et ce quelle que soit la période de l'année considérée.

De même, on portera une attention particulière aux constantes de sorption et de dégradation retenues, on devra vérifier que celles-ci sont, soit issues de mesures réalisées sur site, soit issues de la bibliographie mais établies sur des milieux hydrogéologiques similaires (lithologie, granulométrie, teneur en MO, conditions physico-chimiques (pH, potentiel rédox, température...)).

Les calculs pour la prise en compte d'un facteur d'atténuation demandent beaucoup de données qui sont parfois difficiles (techniquement et économiquement) à obtenir.

La formulation mathématique la plus classiquement utilisée pour calculer la teneur en contaminant à une distance x à un temps t est celle de Domenico (1985).

Cependant, Guyonnet et Neville (2005) ont montré les limites de cette solution analytique. La solution plus complète de Sagar (1982) est préférable notamment quand on considère une biodégradation du contaminant et quand on s'intéresse aux concentrations en bordure de panache. On trouvera une discussion sur les limites de l'équation de Domenico en annexe 4.

Souvent on ne dispose pas sur les sites de toutes les données disponibles pour qualifier tous les facteurs affectant les contaminants ; ne seront retenus que les facteurs pouvant être évalués.

La détermination des valeurs seuils pour les différents composés peut donc s'avérer être un processus complexe.

Les allemands quant à eux (LAWA, 2004), ont une approche plus sécuritaire car pour les décharges les plus récentes ils réalisent un suivi dans la zone non saturée au droit des alvéoles et se basent sur des concentrations maximales admissibles d'émission dans les sols sous le stockage.

5. L'analyse des tendances

L'analyse des tendances (orientations se dégagant de l'analyse d'une série de données) a pour but de constater les variations globales concernant les concentrations d'éléments chimiques dans la nappe pour des séries de données souvent erratiques et d'en prévoir les tendances (hausse, baisse, stagnation). Grâce à ces analyses prospectives, on doit pouvoir promouvoir des actions d'optimisation sur le pas ou les réseaux de mesure, mais aussi apporter des actions correctrices pour diminuer la pression sur la ressource et optimiser son exploitation pour réduire les effets d'une source de pollution.

Au préalable, pour pouvoir faire évoluer le réseau de surveillance suite à une analyse des tendances, il faut que le réseau soit implanté correctement et traduise le contexte du site. Le cas contraire (analyse de tendance sur la base de données erronées) conduit à un sous dimensionnement ou un surdimensionnement des mesures de surveillance et/ou de gestion des eaux souterraines, alors inadaptées et non proportionnées aux enjeux (gestion des risques sanitaires, environnementaux, réglementaires, socio politiques, préservations des milieux et ressources, etc.).

5.1. VÉRIFICATIONS PRÉALABLES À UNE ANALYSE DES TENDANCES

Une analyse des tendances ne sera possible qu'à condition que :

- le réseau de surveillance ait été défini correctement ;
- les données acquises avec ce réseau soient correctes.

5.1.1. Identification et gestion des incertitudes

Les incertitudes pouvant impacter la qualité des données et engendrer l'acquisition de données erronées sont de trois ordres :

- incertitudes liées à une connaissance insuffisante des variations spatiales et temporelles pouvant affecter les écoulements des eaux souterraines (*i.e.*, variation saisonnières) et/ou la distribution des concentrations, masses et flux de polluants en nappe. Ces incertitudes sont liées à l'approche ponctuelle, par échantillonnage, de phénomènes continus, souvent hétérogènes (nappe et réservoirs aquifères, pollutions, etc.) ;
- incertitudes liées à des fluctuations aléatoires des performances des méthodes d'échantillonnage et de mesure (erreurs aléatoires) ;
- incertitudes liées à des biais introduits par l'échantillonnage et la métrologie (erreurs systématiques).

Seul ce dernier type d'erreur peut être quantifié, prévu et corrigé.

Pour ce qui est de la variabilité naturelle, une meilleure compréhension du système peut permettre de réduire l'incertitude. Pour cela un certain nombre de phénomènes (et leur conséquences) doivent être connus et leur pertinence dans le cas de chaque site de stockage suivi doit être évaluée.

Les incertitudes météorologiques doivent être prises en compte tout au long du processus de surveillance. Elles doivent être estimées et communiquées conjointement aux résultats.

5.1.2. Processus de validation du réseau retenu

Les forages doivent permettre la définition de l'extension verticale et horizontale éventuelle de la contamination.

Pour choisir l'emplacement des ouvrages on aura donc dû répondre aux questions suivantes :

- les lixiviats peuvent-ils atteindre un seul aquifère, où doit-on considérer plusieurs aquifères (des aquifères plus profonds doivent-ils être considérés?) ? ;
- le sens d'écoulement est-il bien déterminé localement? (choix du lieu d'implantation des forages dans la bonne direction), si ce n'est pas le cas des ouvrages supplémentaires seront requis ;
- est-ce que les flux de migration seront relativement homogène comme dans les terrains sédimentaires, ou bien les flux peuvent-ils être beaucoup plus variables (terrain cristallin et karstique) ? Structure de l'aquifère (tortuosité, prévision de l'extension verticale et latéral du panache)... ;
- les forages doivent-ils intercepter la totalité de l'épaisseur de l'aquifère, la partie supérieure, ou la partie inférieure (cas des composés plongeants) ? ;
- les forages sont-ils conçus uniquement comme ouvrage de surveillance, où auront-ils une utilisation possible comme puits d'extraction par la suite ? Dans ce cas, le diamètre du forage devra être choisi en conséquence.

Pour définir la fréquence de suivi on a du déterminer :

- la vitesse d'écoulement : évaluation du temps nécessaire à une eau donnée pour parcourir une distance donnée, temps de contact entre la nappe et les lixiviats issus de la décharge, calcul de débit ;
- la saisonnalité des variations du niveau de la nappe, du flux de cette dernière et des événements pluvieux

Les effets d'atténuation hydrodynamique liés au flux de polluant provenant de la décharge se mélangeant dans le flux d'eau de la nappe passant sous le site doivent être connus. C'est sur la base de la connaissance de cette dilution que les seuils de déclenchement pourront être déterminés (à évaluer en conditions hydrodynamiques extrêmes).

On peut également évaluer les interactions des composés suivis avec le milieu (sorption, dégradation, précipitation...) qui peuvent limiter les concentrations en contaminant au point de contrôle.

Pour avoir une image correcte de la dilution et de la dispersion de polluants, il est nécessaire d'avoir plusieurs points de contrôle dans la direction d'écoulement de la nappe, pour estimer sa vitesse de propagation.

C'est la connaissance de sa vitesse de propagation réelle (qui peut être différente de celle de l'eau) qui permettra d'estimer le temps d'atteinte d'une cible en aval.

Ainsi l'estimation du temps d'atteinte d'une cible permettra de sélectionner les actions à mettre en œuvre dans le plan d'intervention en cas de dépassement du seuil d'alerte pour ne pas impacter la cible ou pour protéger les populations à temps.

5.1.3. Processus de validation des données acquises

On partira du postulat qu'il n'y a pas eu de problème de mélange d'échantillon, d'analyse, de retranscription des résultats (erreur de dilution, de frappe...).

Certaines conditions sont requises pour envisager un traitement viable des données obtenues :

- l'unicité des points de mesures :
 - le remplacement des ouvrages suivi doit avoir été évité au maximum. Si cela a été impossible à tenir, on doit pouvoir prouver que le changement d'ouvrage n'affecte pas l'interprétation des résultats ;
 - la prise de mesure du niveau piézométrique :
- on doit pouvoir lors de chaque campagne vérifier le sens d'écoulement de la nappe (stabilité du sens d'écoulement au niveau du site) ;
 - la valeur de la piézométrie (hauteur de la nappe) doit pouvoir être comparée aux campagnes précédentes pour mettre en évidence des effets éventuels de concentration ou de dilution (stabilité du flux hydrique au niveau du site) ;
- la qualité de l'échantillonnage. Les techniques d'échantillonnage sont très importantes car elles peuvent engendrer des biais très importants (cf. Annexe 2). Pour réduire le risque de mauvaise interprétation, il faudra donc vérifier que :
 - tous les protocoles (de purge, de prélèvement, de préparation des échantillons, d'analyse) aient été établis par une personne compétente et soient scrupuleusement respectés ;
 - les mêmes pratiques de prélèvement aient été conservées tout au long du suivi ;
- la fréquence d'échantillonnage :
 - elle doit être le reflet de la dynamique de l'aquifère ;
 - elle doit être régulière.
 - On veillera notamment à éviter l'absence de données sur certains ouvrages pendant plus de deux campagnes consécutives. En effet certaines méthodes

statistiques ne permettent pas de gérer l'absence de données, il faut alors recourir à une extrapolation pour affecter une valeur à ces données manquantes, ce qui est délicat ;

- les échantillons doivent toujours être prélevés à une même période de l'année, ceci permet de limiter les biais dus aux effets saisonniers. Ceci est indispensable, pour éviter les variations aléatoires qui diminuent la pertinence des analyses de tendances ;
- la qualité analytique des résultats :
 - de même que pour les procédures d'échantillonnage et pour la position des ouvrages, on doit s'attacher à essayer de conserver la même technique analytique tout au long du suivi. La méthode d'analyse, les standards utilisés ainsi que les limites de quantifications doivent être spécifiés lors de chaque campagne ;
 - les traitements subis par les échantillons doivent être toujours les mêmes⁹ (filtrations, ajouts de stabilisant, délai d'analyse...).

Si les anions et cations majeurs de l'eau sont suivis, on peut vérifier la balance ionique de l'eau comme indicateur (pour une eau non contaminée, la balance ionique boucle à 5 %). En contexte contaminé on peut tolérer entre 10 et 15 %, en effet, certains éléments présents dans les lixiviats peuvent de part leur présence (acide carboxylique) et leur action (modification de l'alcalinité du fait de la présence d'acide carboxylique, d'ion ammonium et d'ion ferreux et manganique) modifier la balance ionique.

On peut vérifier (si l'environnement du site est bien connu) le rapport entre certains éléments. Si les rapports ne sont pas respectés cela doit amener à se poser des questions et non à rejeter de façon systématique les données obtenues.

Les valeurs des paramètres physico-chimiques des eaux doivent être regardées avec attention. Tout changement entre la mesure sur le terrain et au laboratoire (de 0,5 unité pH ou de plus de 10 % de la conductivité ou de l'alcalinité) peut être un indicateur d'une mauvaise conservation des échantillons (dégazage de CO₂, réaction d'oxydation...) (Environment Agency, 2006).

5.2. PARAMÈTRES À PRENDRE EN COMPTE POUR L'INTERPRÉTATION DES RÉSULTATS

5.2.1. Prise en compte de l'incertitude de mesure

L'incertitude de mesure associée à toute méthode analytique doit être prise en compte lors de l'interprétation des résultats, notamment lors de la comparaison d'une mesure à une valeur seuil.

On peut aussi réaliser des blancs de terrains et/ou de laboratoire pour augmenter le niveau de confiance dans les données obtenues.

⁹ Se référer à l'annexe 2

La Figure 24 illustre le cas de 4 mesures réalisées sur un piézomètre dans le temps et qui sont comparées à une valeur seuil. Dans cet exemple, l'incertitude de mesure analytique du composé étudié est de 20 % (incertitude usuelle pour un grand nombre de composés), et la valeur seuil est prise égale à deux fois la limite de quantification.

L'analyse des résultats de la Figure 24 indique que :

- le premier résultat est entre la LQ et la valeur seuil, et l'incertitude sur la mesure est entre ces deux valeurs. Le résultat est donc en dessous de la valeur seuil ;
- lors du deuxième résultat, la mesure est entre la LQ et la valeur seuil, mais du fait de l'incertitude de mesure, il est possible dans ce cas que le « vrai résultat » soit au dessus de la valeur seuil retenue ;
- lors du troisième résultat, le résultat est égal à la valeur seuil. L'incertitude de mesure fait que dans ce cas le vrai résultat peut être soit en dessous soit au dessus de la valeur seuil ;
- pour le quatrième résultat, même en tenant compte de l'incertitude de mesure, le résultat est toujours au dessus de la valeur seuil.

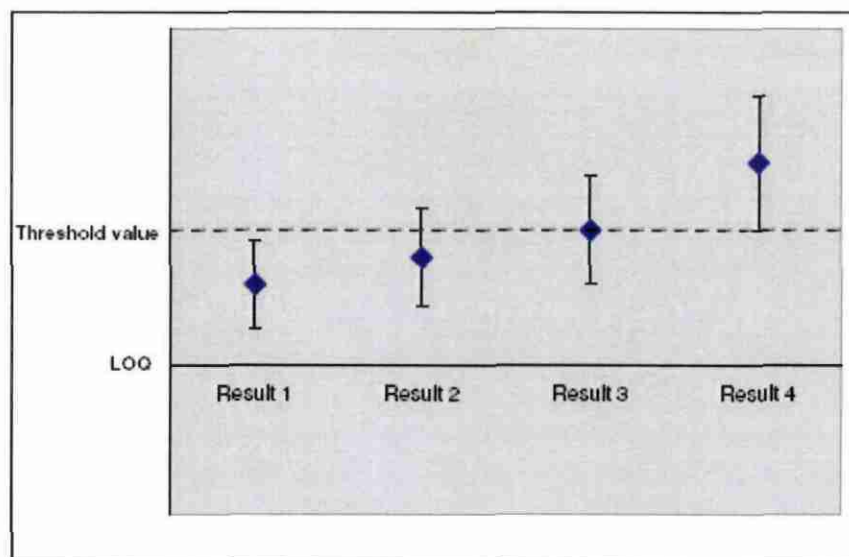
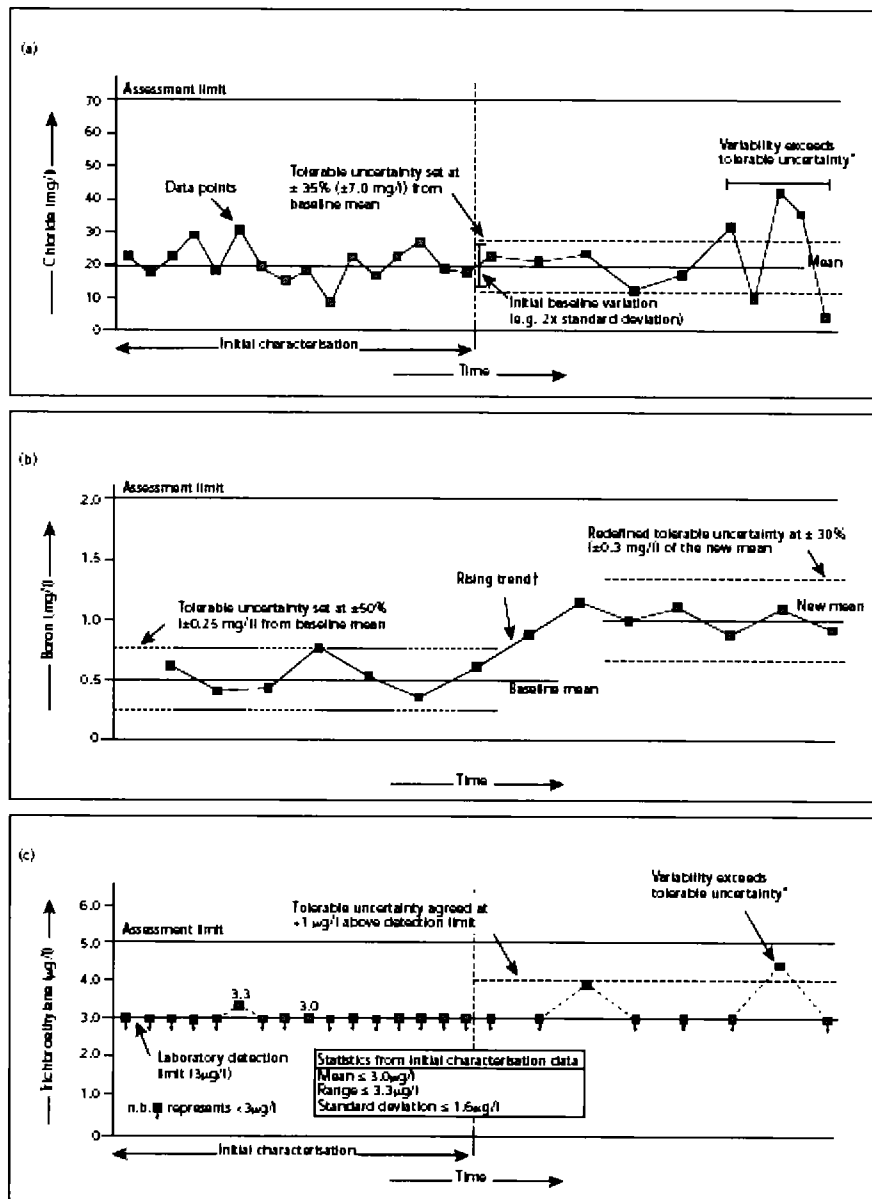


Figure 24 : Illustration de la signification de la mesure d'incertitude par rapport à la valeur seuil (Pauwels et al., 2006).

On peut utiliser trois méthodes de définition de l'incertitude relative à un seuil : soit un certain % (en plus ou en moins) de la valeur retenue, soit une valeur d'écart-type tolérée (sur la base de mesures antérieures : cas d'un fond hydrogéochimique), soit un écart (en positif) admis sur la limite de quantification (Figure 25).

On ne considère pas ici l'incertitude liée à l'hétérogénéité de répartition des contaminants dans le milieu. Ainsi lors des prélèvements en forage si les outils de prélèvement ne sont pas positionnés d'une campagne à l'autre aux mêmes

profondeurs, cela peut engendrer une variabilité de la mesure. Cette variabilité est très difficile à évaluer/quantifier.



Notes
 * When tolerable uncertainty is exceeded OC measures should be increased, and sample numbers may need to be increased in order to better define natural variations.
 † If a trend becomes apparent, this becomes a matter for assessment (see Chapter 7), and determination of uncertainty will not be feasible until values stabilise again.

Figure 25 : Analyse des tendances : notion d'incertitude acceptable (Environment Agency, 2003)

5.2.2. Traitement des données ayant un résultat en dessous de la LQ

L'analyse des tendances peut être gênée par les valeurs inférieures à la LQ. Aussi, on attribuera une valeur aux mesures en dessous de la LQ. Selon les cas, on attribuera une valeur entre 0 et 100 % de la LQ. Dans la plupart des cas c'est la valeur $LQ/2$ qui est retenue (UE, 2003).

Si le nombre de données inférieure à la LQ est trop important sur une série chronologique l'utilisation de méthodes statistiques n'est pas possible (UE, 2003).

L'analyse des tendances est rendue difficile par les changements de LQ. Dans la mesure du possible on doit essayer de garder la même LQ pour un suivi. Si les techniques analytiques s'améliorent, si on veut continuer à analyser tous les résultats on devra retenir comme LQ une LQ max correspondant à la technique ayant la LQ la plus élevée.

Pour certains paramètres la comparaison à une valeur seuil (VS) peut être rendue difficile du point de vu statistique du fait que la LQ est trop proche de la valeur seuil. Dans l'idéal la LQ ne devrait pas excéder 60 % de la VS recherchée.

5.2.3. Limites à l'utilisation des méthodes statistiques

Bien souvent, les séries de données disponibles ne respectent pas les hypothèses requises pour l'application de méthodes statistiques (notamment la distribution des données selon une loi normale ou log-normale). Des méthodes statistiques simples permettent néanmoins d'évaluer l'objectivité et la reproductibilité des processus identifiés.

Chaque résultat statistique doit être réinterprété en fonction du contexte hydrogéologique, du contexte d'échantillonnage et d'une analyse spécifique au site étudié. De plus, les statistiques ne permettent pas de distinguer ce qui relève d'une fuite de lixiviat dans la nappe ou d'une erreur d'échantillonnage ou d'analyse.

Les tests d'estimation des tendances de type « régression linéaire » sont souvent mathématiquement inapplicables dans le cas des données de qualité des eaux souterraines. En effet celles-ci présentent souvent des variations très importantes dans le temps (et notamment quelques valeurs très élevées). Dans ces cas là, l'utilisation de tests non paramétriques est requise. Le test le plus fréquemment cité est le test de Mann-Kendall (Gilbert, 1987).

Les méthodes statistiques pour la définition de tendance ne pourront être mises en œuvre qu'à condition de disposer de chroniques suffisamment longues.

Sur la base d'une fréquence de suivi annuel des eaux (UE, 2003), il a été établi que pour pouvoir mettre en évidence une augmentation de la concentration d'un composé de 30 % avec un intervalle de confiance de 90 %, il fallait au moins 8 ans de suivi (8 mesures). Dans le cas de mesures semestrielles ou plus fréquentes, il faudra au minimum 5 ans de suivi (respectivement 10 et 15 mesures).

De la même façon, il a été établi que pour pouvoir confirmer une tendance à la baisse, il faut une durée de suivi de 14 ans (pour des mesures annuelles). Et pour des mesures plus fréquentes (semestrielles ou plus fréquentes), il faut 10 ans (au moins 18 valeurs et 30 respectivement)

De manière générale, il n'est pas pertinent d'effectuer une analyse des tendances après chaque nouvelle campagne de mesures.

Selon la dynamique de l'aquifère, et le nombre de données annuelles, une analyses statistique peut être réalisée tous les 2 à 4 ans.

Les méthodes de rationalisation des réseaux de surveillance nécessitent la préexistence d'un nombre suffisant d'ouvrages et de campagnes de prélèvement. Ainsi, pour les outils identifiés par l'INERIS dans une étude (Quiot, 2008), il faut au minimum que le nombre d'ouvrage soit de 6 et le nombre de campagne de 4.

La rationalisation de la fréquence d'échantillonnage doit tenir compte de l'hydrodynamique du site. En général, les fréquences de prélèvement observées sont annuelles, semestrielles ou trimestrielle. Or les situations hydrogéologie pouvant être rencontrées sont beaucoup plus variable que cela, cela laisse donc supposer que les fréquences d'échantillonnage sont donc parfois sous ou surdimensionné par rapport à l'hydrodynamique locale.

Les méthodes statistiques doivent répondre à trois critères :

- la réactivité : la méthode statistique doit signaler l'événement le plus précocement possible ;
- la sensibilité : la méthode ne doit pas passer à côté d'alertes (pas de faux négatifs, i.e. le test ne doit pas indiquer l'absence de dépassement alors qu'il n'y en a un) ;
- la spécificité : la méthode ne doit pas détecter trop de fausses alertes (pas de faux positifs, i.e. le test ne doit pas détecter un dépassement alors qu'il n'y en a pas).

Pour la réalisation des tests statistiques, l'utilisation de logiciels dédiés (qui permettent de tester la validité des hypothèses nécessaires à chaque tests réalisés) par un consultant spécialisé est requise.

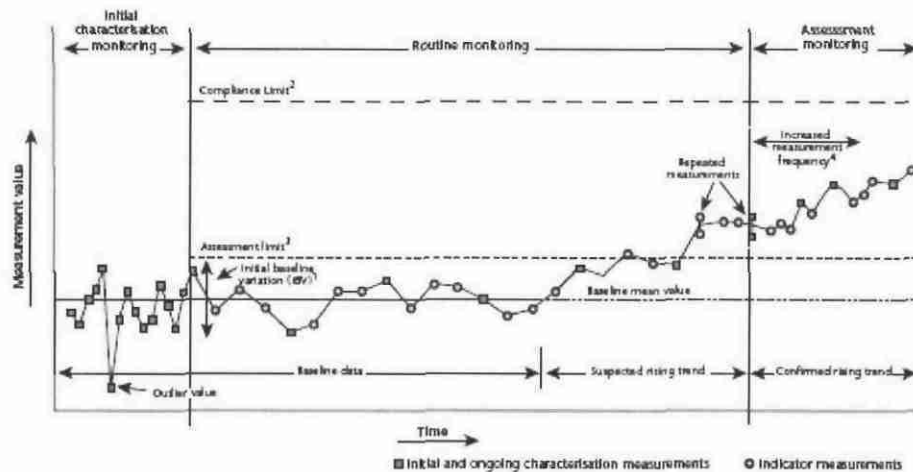
5.3. MÉTHODES UTILISABLES

5.3.1. Réalisation de graphes

La première étape doit toujours être la réalisation d'un graphe d'évolution de la concentration d'un composé en fonction du temps. Sur ce graphe, les valeurs seuils retenues doivent figurer, de même la valeur du fond hydrogéochimique si elle est connue doit être répertoriée. Dans l'idéal, toutes les valeurs présentées dans le graphe doivent être assorties de leur incertitude de mesure.

Ce premier graphe doit permettre visuellement de voir si on dépasse ou non des objectifs de qualité, si la qualité des eaux évolue de manière importante entre 2 mesures et si une tendance générale se dessine.

Ensuite si une tendance est suspectée, des tests statistiques sont réalisés pour vérifier sa signification statistique. En général, un seuil de confiance de 95 % ou plus est requis.



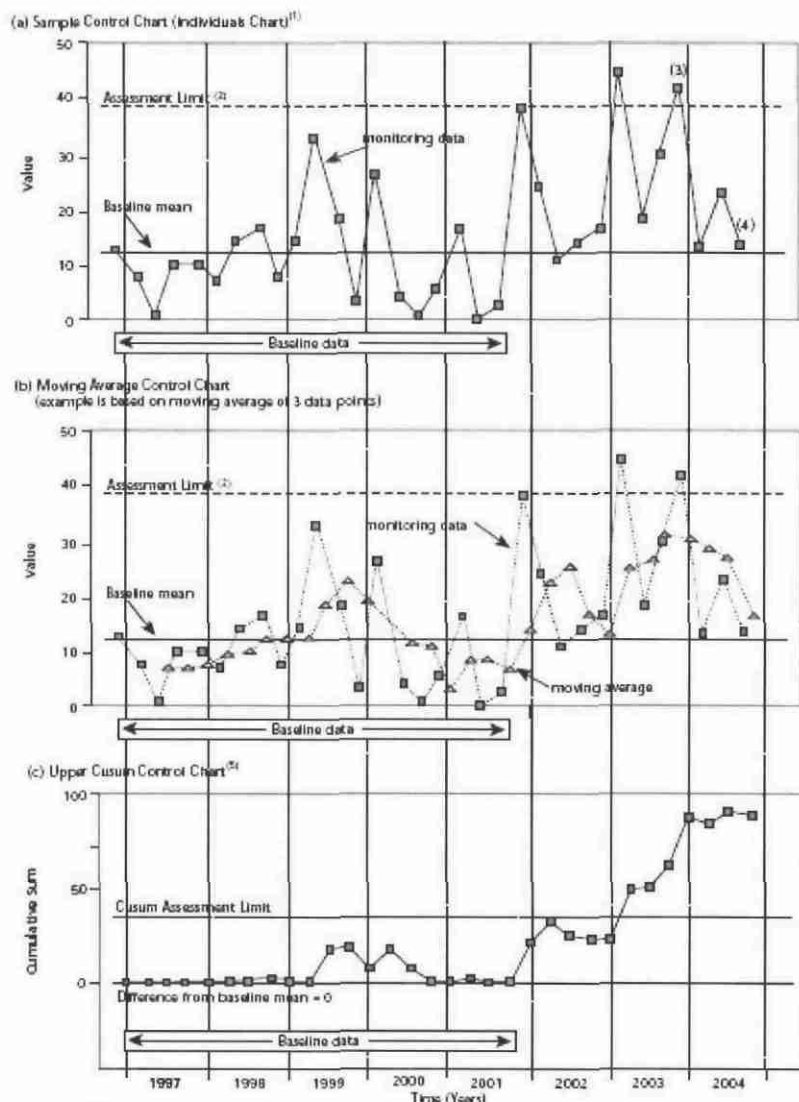
1. Initial baseline variation (BV) would typically be defined using a statistical measure of variation such as range or standard deviation.
2. Compliance limit is a regulatory standard.
3. Assessment limit is for early warning purposes. It may be a fixed limit (as illustrated), a time varying limit (see Figure 7.1), or may be defined as an unacceptable rate of change unrelated to a specific limit.
4. Breach of the Assessment Limit leads to implementation of preplanned contingency action. In this case assessment monitoring. Increased monitoring frequency could be accompanied by an increased range of indicator measurements.

Figure 26 : Exemple d'évolution temporelle et éléments d'aide à l'interprétation (Environment Agency, 2003).

La Figure 27 montre bien que les graphes obtenus lors du suivi de point de contrôle ne sont pas des informations facilement interprétables, car elles présentent de très fortes variations temporelles.

Le traitement consistant à moyenner à chaque pas de temps les valeurs obtenues pour les x pas de temps précédents permet de lisser un peu les courbes.

Enfin le traitement consistant à additionner à chaque pas de temps l'écart au fond géochimique permet de mettre en évidence une dérive à la hausse des concentrations mesurées au point de contrôle.



- Notes:
- (1) For further explanation of control charts see Oakland 1996.
 - (2) An assessment limit is not necessarily the same as the 'action limit' defined in standard control charts.
 - (3) Rules governing the interpretation of control charts to identify breaches in an assessment limit or development of an adverse trend should be separately formulated. The point marked as (3) could, for example, indicate a breach in assessment limit based on a rule which is triggered by 2 breaches within 4 successive measurements (or some variation on this).
 - (4) A control rule could be devised in which a significant departure from baseline conditions is confirmed by a successive number of values recorded above the baseline mean (in this case, 9 values).
 - (5) Each point on the upper cusum chart is calculated as the cumulative summation of the positive difference between the baseline mean and the actual recorded value.

Figure 27 : Type de traitement possible pour les graphes (a) : graphe simple ; (b) graphe avec moyenne mobile (trois valeurs) (c) : graphe où l'on cumule à chaque pas de mesure l'excès de la mesure par rapport au fond hydrogéochimique que l'on s'est fixé (Environment Agency, 2003).

5.3.2. Approches utilisables pour rationaliser un réseau

Approche statistique

Les méthodes ACP (analyse en composante principale) et CAH (classification ascendante hiérarchique) permettent d'identifier des points de mesure au comportement similaire et donc de réduire éventuellement le nombre de points de mesure du réseau

Cette méthode est applicable à :

- des moyennes sur une certaine période (moyenne annuelles) de nombreuses variables chimiques ;
- ou bien à des chroniques d'évolution d'une variable.

La similarité des points relativement aux variables peut être mise en évidence à l'aide des méthodes classiques de l'analyse statistique multidimensionnelle (ex. classification ascendante hiérarchique).

Approche probabiliste

L'approche probabiliste permet de déterminer le nombre de mesures nécessaires pour atteindre une précision donnée. Elle peut donc permettre d'estimer la fréquence de prélèvement suivant le paramètre à mesurer. Cependant, la fréquence théorique calculée peut se révéler excessive pour certains paramètres.

5.3.3. Approches utilisables pour mettre en évidence des tendances

Approche statistique

Plusieurs états membres n'appliquent pas d'analyse des tendances en routine, mais focalisent leur analyse statistique sur les aspects spatiaux et la comparaison à des valeurs seuils (Grath *et al.*, 2001).

Pour l'analyse des tendances, la méthode retenue doit être sensible aux types de changements des données. Tous les tests n'ont pas la même efficacité pour détecter toutes les formes de changement. Le Tableau 6 donne un résumé succinct des caractéristiques des tests utilisés par les états membres.

La méthode d'évaluation des tendances non paramétrique de Mann-Kendall (Gilbert, 1987) est considérée comme l'une des meilleures techniques d'évaluation des tendances car elle ne présuppose pas que les données obéissent à une distribution particulière (US EPA, 2007 ; Batlle Aguilar *et al.*, 2007 ; Tableau 7).

		Power (under Normality)				Robust
		Linear trend	Monotonic trend	Systematic trend	Trend reversal	
Mann-Kendall		Very good	Fair-good	Poor	Not applicable	Yes
Linear Regression		Very good (slightly better than Mann-Kendall)	Poor	Poor	Not applicable	No
2-sample (F-test)	comparison	Fair-good	Fair	Poor	Not applicable	No

Tableau 6 : Applicabilité de quelques méthodes d'estimation pour différents types de tendances (Grath et al., 2001).

Key Point: Several lines of evidence were used to develop recommendations for the monitoring network.	
Lines of Evidence	Method
▪ Individual well trend	▪ Mann-Kendall (Linear regression)
▪ Pump-Wide Trends	▪ Moment Analysis: Total dissolved mass, center of mass and distribution of mass trends
▪ Well Redundancy and Sufficiency	▪ De launay triangulation and slope factor calculation, along with area ratios and concentration ratios.
▪ Sampling Frequency	▪ Modified Cost Effective Sampling
▪ Data Sufficiency	▪ Sequential T-Test, Student's T-Test and Power Analysis
▪ Qualitative Evaluation	▪ Hydrogeologic factors, monitoring objectives, stakeholder concerns and all statistical results to develop final recommendation.

Tableau 7 : Quelques méthodes applicables au suivi de la surveillance des eaux souterraines (US EPA, 2007).

Ridley *et al.* (1985) ont mis au point une méthode d'estimation de la fréquence d'échantillonnage. Cette technique est basée sur l'analyse des tendances à long et court terme au point de contrôle, elle prend aussi en compte les aspects « coût de la surveillance ». Le but étant d'ajuster la fréquence de prélèvement tout en fournissant aux décideurs une information fiable.

Approche probabiliste

L'approche probabiliste peut permettre de déterminer le nombre de mesure nécessaires pour détecter une tendance avec une précision donnée.

Pour une série de données qui semble présenter une tendance linéaire (hausse ou baisse), on ajuste un modèle de régression linéaire et on teste la « significativité » du coefficient de régression.

Ce travail nécessite d'avoir des données ne sont pas auto-corrélées, sinon les traitements sont plus complexes.

5.3.4. Différents outils disponibles

Le logiciel Excel permet de réaliser des régressions simples (en fournissant l'équation et le coefficient de régression) de type : linéaire, logarithmique, polynomiale (ordre 2 à 6), puissance, exponentielle, moyenne mobile.

XLSTAT-Time a été développé pour permettre aux utilisateurs de XLSTAT de disposer d'un outil puissant pour l'analyse des séries chronologiques. Il permet notamment l'ajustement des modèles AR (Auto Regressive selon la terminologie anglaise), modèle avec moyenne mobile ou MA (ou Moving Average), ou mixte dit ARIMA (AutoRegressive Integrated Moving Average), enfin SARIMA (Seasonal Autoregressive Integrated Moving Average).

Maros (Aziz *et al.*, 2006) est un logiciel d'aide à la gestion du réseau et à l'analyse des tendances.

GWstat développé par Grath *et al.* (2001) permet de valider le statut d'une masse d'eau et d'évaluer des tendances et des inversions de tendance.

Le langage R est un langage de programmation et un environnement mathématique utilisé pour le traitement de données et l'analyse statistique. R offre une grande variété de méthodes statistiques (modélisation linéaire et non linéaire, statistiques classiques, analyse de séries chronologiques, classification...) et est très extensible. R est un logiciel pratique pour la manipulation de données, le calcul et l'affichage graphique. Un exemple d'application à l'analyse des tendances et à l'extrapolation de séries chronologiques de suivi des eaux souterraines et les potentialités de ce logiciel sont explicités en annexe 5.

5.4. UNE FINALITÉ : L'ÉVOLUTION DU RÉSEAU, LA PRISE DE DÉCISION

5.4.1. Évolution du réseau

Tendance à la hausse

La mise en évidence d'une tendance significative à la hausse montre que le stockage a un impact sur la nappe et que celui-ci augmente avec le temps. Suite à une telle constatation des mesures doivent être prises :

- si la hausse reste en deçà de la valeur de déclenchement, dans ce cas, la fréquence d'échantillonnage pourra être revue à la hausse pour mieux préciser le phénomène, et des ouvrages complémentaires pourront aussi être installés ;
- si la hausse dépasse la valeur de déclenchement, des actions seront entreprises pour localiser et essayer de réduire la fuite ;
- si ce n'est pas possible (physiquement ou économiquement), on essaiera de maîtriser l'impact (confinement hydraulique, traitement des eaux en surface) ;

- si ni la maîtrise des sources ni la maîtrise des impacts ne sont possibles, des servitudes pourront être envisagées.

Tendance à la baisse

La mise en évidence d'une tendance significative à la baisse peut être l'indice :

- d'une ancienne fuite qui n'est plus alimentée ;
- d'une atténuation naturelle active ;
- d'une dilution du fait d'une augmentation du débit de nappe.

L'origine de la diminution et sa compréhension pourront mener à diminuer la fréquence de mesure et le nombre d'ouvrages suivis.

5.4.2. Évolution des substances suivies

Si on veut faire évoluer le nombre de substances suivies (réduction) : il faut pouvoir montrer que le choix de substance fait, permette la détection d'une fuite du site de stockage ; il faut prouver que les substance qui ne sont plus suivies ne sont pas des produits de dégradation des composés présents dans les lixiviats et que les propriétés physico-chimiques des substances suivies vont permettre de traduire le comportement de tous les types de composés présents dans les lixiviats (volatils, non volatils, métaux...).

5.4.3. Peut-on arrêter la surveillance?

Si les concentrations des éléments recherchés demeurent faibles, cela n'implique pas nécessairement que l'on peut arrêter la surveillance. En effet le fait qu'une fuite ne se soit pas produite pour l'instant, ou ne génère pas d'impact inacceptable au regard des seuils de déclenchement définis, ne préjuge pas du futur.

Des conditions physico-chimiques favorables à une atténuation naturelle actives aujourd'hui peuvent ne pas perdurer dans le temps. Il faudrait pouvoir prendre en compte les différents scénarios de changement climatiques/chimiques envisagés pour la zone étudiée.

Notamment, dans le cas d'une nappe avec des vitesses de transfert élevées et des cibles potentielles situées à proximité, l'espacement temporel entre les campagnes ne pourra pas être diminué.

Les seuils acceptables peuvent aussi évoluer en fonction de la législation en vigueur et des nouvelles connaissances sur les risques associés à la présence de certaines substances dans les eaux.

Une des conditions d'arrêt serait la preuve d'une diminution suffisante des concentrations dans le lixiviat pour les substances considérées issues du centre de stockage. Cette baisse des teneurs pour être à l'origine d'un arrêt de la surveillance

devrait persister en dessous du seuil fixé pendant une certaine durée (à déterminer en fonction du contexte hydrogéologique). Il faudrait aussi pouvoir confirmer qu'aucune autre modification de l'environnement ne peut expliquer ce niveau de détection.

La décision de poursuite ou d'arrêt de la surveillance des eaux souterraines au droit d'une ISD doit être établie en considérant la situation de potentiel d'émission du massif des déchets et la situation qualitative et quantitative de la nappe en période de post exploitation et non sur le pseudo-équilibre de la période d'exploitation. En effet, lors de l'exploitation, des barrières de protection active des casiers des ISD, voire des drainages et exhaures ont pu être mis en place qui permettaient de maintenir artificiellement le niveau piézométrique de la nappe phréatique sous la base du massif. Dans ces cas là, on peut craindre une remontée de la nappe suite à l'arrêt de l'exploitation et la solubilisation d'éléments restant dans le massif de déchet (on peut faire le parallèle avec la situation de nombreuses ICPE ou plate formes industrielles au droit desquelles la nappe est artificiellement rabattue par des pompages (de dépollution et/ou d'eau de refroidissement / procédé) afin de confiner les pollutions, en période d'exploitation).

Enfin, la situation hydrogéologique et donc les conditions d'équilibre entre sources de pollution et qualité de la nappe peuvent être modifiées par des facteurs externes à un site (mise en place ou arrêt de pompages tiers au site) et donc non maîtrisée à l'échelle du site; ces modifications sont susceptibles de dégrader ou d'améliorer la qualité des eaux et donc de remettre en cause la pertinence de la décision d'une surveillance ou au contraire de son arrêt.

La surveillance d'un centre de stockage ne pourra pas être arrêtée sur la base seule de l'évolution de la qualité des eaux souterraines, il faut aussi prendre en compte l'évolution de la quantité et de la qualité des lixiviats, et l'activité des déchets stockés à travers, l'évolution de la quantité et de la qualité des biogaz produits. La période de suivi est de toute manière prévu par la législation sur une période de 30 ans minimum, avec des bilans quinquennaux.

5.4.4. Modalité et contenu du dossier de modification

Il conviendrait d'établir un organigramme pour l'arrêt ou la poursuite de la surveillance fondé sur une analyse des risques, au cas par cas selon les sites et contexte en considérant, en post exploitation :

- l'évaluation du degré de maturation et du potentiel lixiviable des déchets (ma source est elle encore active ou totalement/partiellement vieillie ?) la présence ou non de lixiviat au sein du massif des déchets constitue un facteur discriminant pour la décision d'arrêt de la surveillance ;
- en quoi la situation hydrogéologique en période de post exploitation diffère-t-elle de la période d'exploitation durant laquelle les qualités des eaux et lixiviats étaient suivies ? Une attention particulière doit être apportée aux ISD au droit desquels le niveau de la nappe en période d'exploitation était volontairement et activement rabattu par un lit drainant et/ou des tranchées drainantes (stabilité des casiers et potentiel d'engorgement de tout ou partie du massif des déchets) ;

- quelle est la sensibilité du contexte hydrogéologique, des fluctuations du niveau de la nappe eu égard à la position des déchets, notamment vis-à-vis de pompages hors site, non maîtrisés ? Quelles peuvent en être les conséquences ? en quelque sorte quels sont les risques de voir la situation hydrogéologique évoluer favorablement ou défavorablement, par rapport à la situation durant la surveillance, sous l'effet de facteurs humains (nouveaux pompages, arrêts de pompages) ou naturels (très hautes, très basses eaux, etc.) ?

6. État actuel des Arrêtés Prefectoraux au droit des centres de stockages

Dans ce chapitre sont repris les éléments qui ont été trouvés sur internet pour des arrêtés préfectoraux (AP) de suivi de la qualité de la nappe au droit d'installation de stockage.

6.1. CADRE GÉNÉRAL

Dans la réalité, les programmes de surveillance doivent être conformes aux dispositions suivantes.

a) Points de prélèvement

Au moins 3 puits (1 à l'amont et 2 à l'aval) doivent être implantés.

Leur mise en place est effectuée suivant les règles de l'art et en tenant compte du contexte hydrogéologique du site. Notamment chaque ouvrage fait l'objet :

- d'une cimentation annulaire, permettant d'éviter toute entrée d'eaux de ruissellement par la tête de l'ouvrage ou le long de celui-ci ;
- de la mise en place en tête de puits d'un dispositif d'obturation fermé à clef.

b) Prélèvement

Chaque prélèvement est effectué suivant les règles de l'art. Notamment, le prélèvement et l'échantillonnage sont conformes aux documents de normalisation en vigueur.

La mesure des niveaux statiques de l'eau souterraine est systématiquement effectuée lors de chaque prélèvement. Ces niveaux sont reportés sur un plan en précisant le sens d'écoulement de la nappe souterraine au jour de la campagne de prélèvement.

c) Analyses

Le transport des échantillons et les analyses sont réalisés suivant des méthodes de référence normalisées.

Notamment, les analyses sont réalisées par un laboratoire agréé par le ministère chargé de l'environnement, pour les paramètres visés ci-après.

d) Périodicité des analyses

Établie sur la base de la connaissance de l'hydrogéologie du site.

Dans le cas où une dégradation significative de la qualité des eaux souterraines est observée, l'exploitant, en accord avec l'inspecteur des installations classées, met en place un plan de surveillance renforcée.

e) Transmission des résultats

Après chaque campagne d'analyses, un rapport est réalisé qui présente l'ensemble des éléments et est accompagné de commentaires quant à leur évolution.

f) Paramètres concernés

Les campagnes d'analyses portent dans la plupart des cas sur les paramètres suivants :

- DBO5, DCO ;
- chlorures ;
- sulfates ;
- Zn, Pb, Hg, Cd, As ;
- PCB ;
- Hydrocarbures totaux.

g) révision du programme

Le programme détaillé ci-dessus pourra faire l'objet d'une révision : nombre d'ouvrage, fréquence de prélèvement, paramètres analysés.

6.2. ÉTUDE DE QUELQUES CAS

Sur la base des AP consultés, on peut d'ores et déjà émettre les remarques suivantes concernant :

• Les paramètres suivis

De manière générale, la mesure de paramètres tels que la conductivité, le pH et le potentiel d'oxydoréduction devraient être systématique.

Si pour un premier bilan de la qualité le nombre de paramètres mesurées peut être important, le suivi par la suite d'une quinzaine de paramètres seulement (sauf cas particulier) paraît suffisant.

	Paramètres suivis	Fréquence de suivi	Nombre de piézomètre
Site 1	pH, conductivité, DBO5, DCO, Cl ⁻ , SO ₄ ²⁻ , NO ₂ ⁻ , métaux lourds (Cd, Cr, Zn, Cu, Pb, Hg)	trimestrielle, des mesures sur les paramètres précités, le niveau NGR des eaux souterraines est mesuré 2 fois par an, en période de hautes et basses eaux.	6 piézomètres
Site 2	les caractéristiques générales des eaux (pH, conductivité, COT, résidu sec, oxydabilité), les paramètres physico-chimiques majeurs et des éléments traces indicateurs de pollution (carbones hydrogénocarbonés, chlorures, sulfates, nitrites, fluor, phosphates, nitrates, calcium, magnésium, sodium, potassium, ammonium, cyanures totaux, les principaux métaux lourds : aluminium, antimoine, argent, arsenic, Baryum, bore, cadmium, chrome, cuivre, fer, manganèse, mercure, nickel, plomb, sélénium, zinc (tous les 6 mois) et les composés organohalogénés volatils (dont le 1,2 dichloroéthane), les composés fluorocarbonés et les HAP (dont le benzo(a)pyrène) (tous les 3 mois).	Semestriellement ou trimestriellement selon les paramètres	6 piézomètres
Site 3	Non précisé	Semestriel	2 piézomètres
Site 4	DBO5, DCO, chlorures, sulfates, Zn, Pb, Hg, Cd, As, PCB, Hydrocarbures totaux.	deux fois par an au cours des 3 années suivant la fin des travaux de réhabilitation et au minimum une fois par an durant les 25 années suivantes	Au moins 3 puits (1 à l'amont et 2 à l'aval)
Site 5	consultation à distance de la qualité de l'eau, 24 heures sur 24, à partir d'un poste de contrôle, fonctionnant en continu : acidité, potentiel oxydo-réducteur, conductivité et COT (investissement pour l'exploitant de l'ordre de 1 million de francs en 2001).	en continu	réseau de 8 piézomètres
Site 6	paramètres suivi pour déterminer la qualité initiale : Analyse physico-chimique (Résistivité (Ohm/cm), Température (C), Turbidité (NTU), Odeur, Saveur, T.A.C., Dureté, pH, Couleur) ; Balance ionique : Cations (mg/l, Calcium, Magnésium, Ammonium, Sodium, Potassium, Fer, Manganèse, Somme des cations) ; Eléments indésirables (mg/l, Cuivre, Zinc, Fluorures, Aluminium) ; Oxydabilité au KMnO ₄ ; Résidu sec ; CO ₂ libre équilibre. ; Oxygène dissous ; Chlore libre ; Silice (SiO ₂) ; Hydrogène sulfuré ; Anions (Chlorures, Nitrites, Nitrates, Sulfates, Phosphates, Carbonates, Bicarbonates, Somme des anions ; Eléments toxiques (µg/L, Plomb, Arsenic, Chrome (VI), Cyanures, Phénols, Hydrocarbures, Solvants chlorés) ; Paramètres microbiologiques ; AOX, PCB, HAP, BTEX	Non défini	Non défini
rem		propriétés de rétention sur la matrice solide et vont donc se déplacer moins vite que les chlorures.	

Tableau 8 : Analyse des prescriptions en matière de surveillance des eaux souterraines au droit de site de stockage (sur la base d'AP).

On note l'absence d'analyses des COHV et des produits pharmaceutiques dans les AP consultés (Tableau 8). Dans les cas où un impact sur la nappe du site de stockage est constaté, on pourrait préconiser de réaliser au moins une mesure au titre de vérification.

La réalisation de balance ionique de l'eau qui peut permettre de détecter un déséquilibre et donc un impact sur la nappe n'est pas présente dans les AP consultés

- **La fréquence de suivi**

La mesure de la piézométrie doit être systématiquement associée aux prélèvements, en effet cette mesure peut permettre sur la base des conditions hydrogéologiques d'expliquer certaines des variations observées.

Le fait que certains paramètres soit analysés avec une fréquence différente des autres doit être justifiée, le fait de mesurer plus fréquemment par exemple les HAP que le chlore peut paraître surprenant dans la mesure où les HAP possèdent de fortes.

- **Le nombre d'ouvrage dans le réseau de surveillance**

Un réseau ne peut contenir moins de 3 piézomètres en effet il est alors impossible de déterminer le sens d'écoulement de la nappe.

6.3. ACTIONS À MENER

Une analyse critique de quelques cas pourrait être réalisée afin de fournir un descriptif des informations nécessaires à l'établissement du réseau de surveillance (nombre, emplacement et profondeur des ouvrages), et à l'élaboration du protocole de prélèvement (mode de purge, type de matériel utilisé), au choix des techniques analytiques et des modes de préparation et de conditionnement des échantillons.

L'applicabilité des outils et méthodes identifiée lors de ce travail bibliographique devra être évaluée à partir de jeux de données réels.

7. Conclusion

Sur la base des éléments fournis dans ce rapport, il apparaît clairement que :

- la définition du réseau de surveillance qui doit permettre de suivre l'aquifère et donc de détecter l'apparition de contaminants et leur dépassement éventuel de seuils, doit prendre en compte le contexte géologique et hydrogéologique. Sur cette base, le nombre d'ouvrages, leur localisation, leur profondeur et leur équipement sera défini ;
- la connaissance de la piézométrie et ses variations temporelles sont des éléments indispensables pour définir la fréquence d'échantillonnage à retenir ;
- une attention particulière doit être portée à l'échantillonnage des eaux et ce à toutes les étapes, depuis la purge des ouvrages au prélèvement proprement dit, puis au conditionnement et à l'analyse ;
- le choix des contaminants à suivre doit également faire l'objet d'une réflexion : selon le type de déchets stockés et selon le type de nappe et de contexte (industriel ou agricole) pouvant engendrer dans le système des pollutions identiques ;
- enfin lors de l'interprétation des résultats, outre le contexte géologique, hydrogéologique et climatique (dont les variations de niveau piézométrique et la pluviométrie), le contexte industriel et les événements dans l'environnement du site devront être pris en compte.

Or actuellement, si on se base sur les quelques arrêtés préfectoraux examinés, il apparaît clairement que les fondements qui ont menés aux choix, du nombre d'ouvrages de surveillance, des paramètres suivis et de leur fréquence d'analyse ne sont que très rarement explicités.

De même, les informations relatives au prélèvement et à l'analyse sont inexistantes. Quand à une analyse des données obtenues elle est parfois évoquée mais sans que les moyens mis en œuvre pour la réaliser soit développés.

Pour éviter une dérive calculatoire, il apparaît fondamental qu'aucune étude de tendance ne soit effectuée avant qu'une analyse de la pertinence du réseau par un hydrogéologue n'ait été réalisée (nombre d'ouvrage, profondeur, équipement, paramètres analysés, protocole de prélèvement, fréquence d'analyse, méthode analytique).

On notera notamment que le minimum requis de 3 piézomètres ne permet pas une connaissance suffisante du milieu pour suivre ne serait-ce que la piézométrie, alors dans le cas d'un suivi de la chimie cela paraît par trop faible pour espérer comprendre le système.

On s'assurera avant de se lancer dans une analyse statistique des tendances :

- qu'il n'y a pas trop de données manquantes ;

- que la fréquence de mesure est restée constante au cours du suivi ;
- que la technique d'analyse envisagée est compatible avec le type de données disponibles.

En effet, en général quand on considère des chroniques de teneurs en contaminants dans une nappe, il n'y a pas indépendance des données entre elles du point de vue statistique. *i.e.*, le fait qu'une concentration soit observée à un temps t est fonction de la concentration observée au temps $(t-1)$.

De même les concentrations mesurées aux points de contrôle n'obéissent que très rarement à une loi normale ou log-normale.

Tout ceci va limiter les modèles de distribution statistiques pouvant être utilisés.

Les tests statistiques ont pour rôle essentiel de donner du poids aux tendances observées (généralement visible à l'œil sur les graphiques), et de pouvoir réaliser des extrapolations de la situation actuelle dans le futur avec une probabilité d'occurrence.

Les résultats obtenus ne doivent en aucun cas se substituer à l'avis d'expert émis par l'hydrogéologue.

En perspectives, il serait intéressant de regarder quel type de rendu est fourni à l'inspection des installations classées et quelles sont les difficultés rencontrées pour la valorisation des données par les bureaux d'études.

Pour cela, il serait intéressant de contacter les BE pour voir ceux qui disposent d'un savoir faire en termes de traitement statistique des données de suivi de qualité de nappe.

Parallèlement, il faudrait retenir 2 à 3 cas concrets présentant des niveaux d'informations (durée et qualité de suivi différentes) suffisantes pour réaliser l'exercice de traitement statistique sur la base des méthodes identifiées dans la bibliographie.

La méthodologie envisagée pour la mise en œuvre d'une analyse des tendances devra être en cohérence avec la législation en cours et avec les principes retenus sur d'autres types d'installations classées.

8. Bibliographie

Ademe (2007) - Les déchets en chiffres, données et références, édition 2007, 14 p.

ASTEE (2005) - Guide pour l'évaluation du risqué sanitaire dans le cadre de l'étude d'impact d'une installation de stockage de déchets ménagers et assimilés, fév 2005, 124 p.

Aziz Julia J., Mindy Vanderford and Charles J. Newell, Meng Ling and Hanadi S. Rifai, James R. Gonzales (2006) - Monitoring and Remediation Optimization System (MAROS) SOFTWARE Version 2.2, User's Guide, 309 p.

Barthélemy F., Grimot M. et Legrain D. (2002) - Installations de stockage de déchets ménagers et assimilés, rapport de l'inspection générale de l'environnement, affaire, IGE/01/033, MATE, 27 p.

Batlle Aguilar J, P. Orban, A. Dassargues, S. Brouyère (2007) - Identification of groundwater quality trends in a chalk aquifer threatened by intensive agriculture in Belgium. *Hydrogeology Journal*, Vol. 15, p 1615–1627.

BC Ministry of Environment, Lands and Parks and Environment Canada (2000) - Water Quality Trends in Selected British Columbia Waterbodies March 2000, Internet: <http://www.env.gov.bc.ca/wat/wq/wqhome.html>.

Brenot A., Dimon A. et Allier D. (2008) - Identification des zones à risque de fond géochimique élevé dans les cours d'eau et les eaux souterraines de la Guadeloupe. Rapport final BRGM/RP-55709-FR.

Brenot A., Gourcy L., Allier D. Mascre C., Pons A., Chery L. et Blum A. (2007) - Identification des zones à risque de fond géochimique élevé en éléments traces dans les cours d'eau et les eaux souterraines sur 5 bassins AP, AG, SN, LB, RM) étude en 5 volumes, rapport final BRGM/RP-55346

Callier L., Nowak C. (2001) - Guide méthodologique pour la mise en place et l'utilisation d'un réseau de forages permettant d'évaluer la qualité de l'eau souterraine au droit ou à proximité d'un site (potentiellement) pollué, Rapport BRGM-RP51405FR, 58 p.

Claret F., Tournassat C., Guyonnet D., Crouzet C., Gaucher E.C. (2007) - Importance de la spéciation géochimique pour l'atténuation des pollutions métalliques, *Environnement et Technique*, n° 269.

Domenico, P., Robbins G. (1985) - A new method of contaminant plume analysis. *Ground Water*, v. 23, no.4, p. 476-485.

Environment Agency (2003) - Guidance on Monitoring of Landfill Leachate, Groundwater and Surface Water.

Environment Agency (2003) - Hydrogeological Risk Assessments for Landfills and the Derivation of Groundwater Control and Trigger Levels, 104 p.

Environment agency (2006) - remedial target methodology, hydrogeological risk assessment for land contamination, Carey M.A., Marsland P. A. and Smith J. W. N., 129 p.

Gelhar L. W., Mantoglou A., Welty C. and Rehfeldt K.R. (1985) - Review of field scale physical solute transport processes in saturated and unsaturated porous media. – Res. Proj. 2485-5, EPRI EA-4190, Electric Power Research Institute Palo Alto Cal., 116 p.

Gelhar L. W., Welty C. And Rehfeldt K.R. (1992) - A critical review of data on field scale dispersion in Aquifers, *Water Resources Research*, Vol. 28, n° 7, p. 1955-1974.

Gilbert R.O. (1987) - Statistical Methods for Environmental Pollution Monitoring. New York. Van Norstrand Reinhold.

Grath J., Scheidleder A., Uhlig S., Weber K., Kralik M., Keimel T., Gruber D. (2001) - "The EU Water Framework Directive: Statistical aspects of the identification of groundwater pollution trends, and aggregation of monitoring results". Annex to the Final Report. Austrian Federal Ministry of Agriculture and Forestry, Environment and Water Management (Ref.: 41.046/01-IV1/00 and GZ 16 2500/2-I/6/00), European Commission (Grant Agreement Ref.: Subv 99/130794),

Griffioen J., Helvoort P.-J. van, Edmunds M., Wendland F., Jongbloed R., van der Wal J.-T., Holthaus K., van der Grift B., Gerritse J., Jeannot R., Kalevi K., Gustafsson J., Witczak S., Kania J., Rozanski K. (2006) - Programme BRIDGE, Deliverable 7: State-of-the-art knowledge on behaviour and effects of natural and anthropogenic groundwater pollutants relevant for the determination of groundwater threshold values. Final reference report.

Guérin V. et Mourirot F. (2005) - Groundwater sampling why and how ? presentation orale.

Guide suisse (2003) - Guide pratique, Echantillonnage des eaux souterraines, L'environnement pratique, Édition 2003, Office fédéral de l'environnement des forêts et du paysage, 82 p.

Guyonnet D. and Neville C. (2004) - Dimensionless analysis of two analytical solutions for 3-D solute transport in groundwater, *Journal of Contaminant Hydrology*, Vol. 75, p.141– 153.

REf Hubé D

Hudak P. (2006) - Influence of Contaminant Source Node Spacing and Dispersivity on Detection Capability of Groundwater Monitoring Networks, *The Journal of Solid Waste technology and Management*, Vol. 32, n° 1, p.36-43.

Quiot F. (2008) - État des connaissances et perspectives quant à l'évolution des programmes de surveillance des eaux souterraines dans le contexte des sites pollués, rapport INERIS-DRC-08-94669-15399A, 48 p.

LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (2004) - Determination of insignificance thresholds for groundwater, 33 p.

Lions J., Aunay B., Pinson S. (2008a) - Identification des zones à risque de fond géochimique élevé dans les cours d'eau et les eaux souterraines de La Réunion. Rapport final BRGM/RP-56856-FR.

Lions J., Vittecoq B., Pinson S. et Allier D. (2008b) - Identification des zones à risque de fond géochimique élevé dans les cours d'eau et les eaux souterraines de la Guadeloupe, Rapport final BRGM/RP-56748-FR.

Pauwels H., Muller D., Griffioen J., Hinsby K., Melo T., Brower R. (2006) - BRIDGE: Background cRiteria for the IDentification of Groundwater thresholds, final report, 37 p.

Pinel-Raffaitin P. (2006) - Suivi des métaux et métalloïdes dans les effluents de centres de stockage de déchets : spéciation et devenir des composés de l'arsenic et de l'étain dans les lixiviats et les biogaz, thèse de l'Université de Pau et des Pays de l'Adour, 212 p.

Rausch R., Schäfer W., Therrien R. and Wagner C. (2005) - Solute Transport Modelling. An introduction to models and Solution Strategies, ISBN 3-443-01055-5.

Remmler F. (1990) - Einflüsse von Messtellenausbau und Pumpen materialen auf die Beschaffenheit einer Wasserprobe. Mitt.Deutch. Verb.fur Wasserwirtschaft und Kulturbau (DVWK) Heft 20: 153.

Ridley M.N., Johnson V.M and Tuckfield R.C. (1995) - Cost-Effective Sampling of Groundwater Monitoring Wells, the Regents of UC/LLNL, Lawrence Livermore National Laboratory.

Sagar B. (1982) - Dispersion in three dimensions: approximate analytical solutions. ASCE, *Journal of Hydraulics Division* 108 (HY1), 47-62.

SEPA (Scottish Environment Protection Agency) (2008) - Position Statement (PS_XX) Assigning Groundwater Assessment Criteria for Pollutant Inputs, first draft for water use using approved content, 45 p.

Union Européenne (2003) - COMMUNICATION FROM THE COMMISSION Proposal for a DIRECTIVE OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL, Draft 1, 42 p.

US EPA (2001) - Introduction to: Groundwater Monitoring (40 CFR Parts 264/265, Subpart F), RCRA, Superfund & EPCRA Call Center Training Module EPA530-K-02-010I, 29 p.

US EPA (2007) - Groundwater Monitoring Network Optimization Frontier Hard Chrome Superfund Site, Vancouver, Washington, EPA 542-R-07-021, 101 p.

Yenigül N.B., Elfeki A.M.M., Gehrels J.C., van den Akkera C., Hensbergen A.T. and Dekking F.M. (2005) - Reliability assessment of groundwater monitoring networks at landfill sites, *Journal of Hydrology*, n° 308, p. 1-17.

Annexe 1

Contexte législatif relatif à la protection des eaux souterraines sous les sites de stockage de déchets

A1-1 Un cadre général : les directives 2000/60/CE et 2006/118/CE

La directive Cadre sur l'Eau (DCE, Directive 2000/60/CE) a été publiée et est entrée en vigueur en Octobre 2000. La directive fille, relative aux eaux souterraines, (Directive 2006/118/CE) a été publiée et est entrée en vigueur en Décembre 2006.

La DCE et la directive fille relative aux eaux souterraines fixent plusieurs objectifs, à savoir :

- assurer la réduction progressive de la pollution des eaux souterraines ;
- prévenir la détérioration, et notamment assurer la réduction de la pollution grâce à des mesures de réduction progressive des rejets ;
- protéger, améliorer et restaurer toutes les masses d'eau ;
- promouvoir l'usage durable des eaux souterraines,
- éviter que les eaux souterraines constituent un obstacle à l'amélioration de l'état des eaux et écosystèmes de surface.

La mise en œuvre de la DCE et de la directive fille requière une réflexion à l'échelle de la masse d'eau. Or, dans le domaine des sites et sols pollués, jusqu'à présent l'approche régulièrement adoptée est celle du site et de l'évaluation du risque aux points d'usages.

Les articles et objectifs majeurs de la directive cadre sur l'eau et de la directive fille relative aux eaux souterraines sont résumés ci-dessous. Cette synthèse a été réalisée par Béranger et Blanchard, 2007.

A1-1.1 RESUME DE LA DIRECTIVE CADRE SUR L'EAU

Dans ce paragraphe, seules les parties de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) relatives aux eaux souterraines sont abordées.

L'article 2 de la DCE définit les **eaux souterraines** comme « *toutes les eaux se trouvant sous la surface du sol dans la zone de saturation et en contact direct avec le sol et le sous-sol* ». Elle définit les **masses d'eau** comme un « *volume distinct d'eau souterraine à l'intérieur d'un ou plusieurs aquifères* ». Toutes les eaux souterraines ne sont donc pas forcément incluses dans une masse d'eau.

La DCE fixe plusieurs objectifs pour les eaux souterraines, dont trois essentiels :

- ne pas constituer un obstacle à l'amélioration de l'état des eaux et écosystèmes de surface ;
- assurer la réduction progressive de la pollution de ces eaux ;
- prévenir l'aggravation de la pollution.

Pour ce faire, elle demande aux états membres :

- de prévenir ou limiter le rejet de polluants dans les eaux souterraines ;
- de détecter et inverser toute tendance à la hausse de concentration de polluants dans toutes les eaux souterraines ;
- d'assurer le bon état quantitatif et chimique des masses d'eau souterraines d'ici 2015.

L'état d'une eau souterraine est défini comme « l'expression générale de l'état d'une masse d'eau souterraine, déterminé par la plus mauvaise valeur de son état quantitatif et de son état chimique » (article 2 de la DCE). Le bon état d'une eau souterraine est donc « l'état atteint par une masse d'eau souterraine lorsque son état quantitatif et son état chimique sont au moins «bons» » (article 2 de la DCE). Le bon état chimique d'une eau souterraine est « l'état chimique d'une masse d'eau souterraine qui répond à toutes les conditions prévues dans le tableau 2.3.2 de l'annexe V » (article 2 de la DCE).

Pour les eaux souterraines, quatre articles sont à mentionner :

- L'article 4 de la DCE fixe les objectifs environnementaux :
 - prévenir et limiter le rejet de polluants,
 - inverser toute tendance à la hausse significative et durable,
 - prévenir la détérioration de l'état des masses d'eaux souterraines,
 - protéger, améliorer et restaurer toutes les masses d'eaux souterraines,
 - satisfaire les normes et objectifs pour les zones protégées.
- L'article 7 de la DCE, relatif à l'usage des eaux comme eau potable, vise à :
 - identifier les masses d'eau utilisées pour la consommation,
 - atteindre les objectifs fixés par la directive sur les eaux potables,
 - éviter la détérioration de la qualité pour réduire l'utilisation de traitement de purification des eaux potables.
- L'article 11 de la DCE fixe le programme des mesures :
 - implémenter une législation à l'échelle des communautés pour la protection des eaux,
 - promouvoir un usage de l'eau durable,
 - sauvegarder la qualité de l'eau,
 - contrôler le pompage des eaux souterraines,
 - contrôler la recharge artificielle ou l'augmentation des masses d'eau souterraines,
 - contrôler les rejets susceptibles de causer des pollutions,
 - contrôler l'état écologique des masses d'eau.
- L'article 17 de la DCE fixe les stratégies visant à prévenir et contrôler la pollution des eaux souterraines :
 - critères pour évaluer le bon état des eaux souterraines,

- critères pour identifier les tendances à la hausse significatives et durables,
- critères de définition des points de départ pour l'inversion des tendances.

La DCE a été publiée et est entrée en vigueur en Décembre 2000. Les Etats Membres devaient l'avoir intégrée dans leur politique nationale fin 2003. Cette directive est suffisamment flexible pour laisser aux Etats Membres la liberté de fixer les critères de bon état chimique et de remplir les autres exigences de la directive en fonction des conditions locales, en fixant notamment des valeurs seuils.

A1-1.2 RESUME DE LA DIRECTIVE FILLE RELATIVE AUX EAUX SOUTERRAINES

La directive fille relative aux eaux souterraines est un complément à la DCE. Elle vise à :

- prévenir la détérioration ;
- protéger, améliorer et restaurer toutes les masses d'eau ;
- promouvoir l'usage durable des eaux souterraines ;
- assurer la réduction de la pollution grâce à des mesures de réduction progressive des rejets ;
- contribuer à atténuer les effets des inondations et des sécheresses.

Elle précise :

- Les critères pour l'évaluation de l'état chimique des eaux souterraines.
- La procédure d'évaluation de l'état chimique des eaux souterraines.
- La façon d'identifier des tendances à la hausse significatives et durables et de définir des points de départ des inversions de tendance. La tendance à la hausse significative et durable est définie comme « toute augmentation significative, sur les plans statistique et environnemental, de la concentration d'un polluant, d'un groupe de polluants ou d'un indicateur de pollution dans les eaux souterraines, pour lequel une inversion de tendance est considérée comme nécessaire conformément à l'article 5 » (article 2 de la directive fille).
- Les mesures de prévention ou de limitation des introductions de polluants dans les eaux souterraines.

Le bon état chimique des eaux souterraines est un état qui satisfait les conditions stipulées dans la table 2.3.2 de l'annexe 5. La composition chimique des eaux souterraines est telle que :

- les concentrations en polluants ne sont pas causées par des intrusions salines ou autres ;
- elle n'excède pas les seuils de qualité en vigueur dans la législation ;
- elle n'est pas telle qu'elle causerait :
 - le non respect des objectifs environnementaux spécifiés sous l'article 4 de la DCE pour les eaux de surface associées,

- ou la diminution significative de la qualité écologique ou chimique de ces masses d'eau,
- ou un dommage significatif des écosystèmes terrestres qui dépendent directement de la masse d'eau souterraine.

Le bon état quantitatif est l'état défini dans la table 2.1.2 de l'annexe 5 :

- le niveau de nappe est tel que le taux moyen annuel d'extraction sur le long terme n'excède pas la ressource en eau souterraine disponible ;
- le niveau de nappe n'est pas soumis à une altération anthropogénique qui causerait le non-respect des objectifs environnementaux spécifiés dans l'article 4 pour les masses d'eaux de surface associées, ou la diminution de l'état de ces eaux et des dommages aux écosystèmes terrestres qui dépendent directement de ces eaux ;
- les modifications de la direction d'écoulement résultant de changements de niveaux peuvent avoir lieu temporairement, ou continuellement dans un espace limité, mais de telles modifications ne doivent pas entraîner des intrusions salines ou autres, et ne doivent pas indiquer de tendance anthropogénique durable causant éventuellement ces intrusions.

La directive fille inclue des critères permettant d'évaluer le bon état chimique des eaux souterraines et d'identifier des tendances à la hausse significatives et durables, et les inversions de ces tendances. Elle précise également les substances devant faire l'objet d'une réduction progressive de leur rejet (substances prioritaires) et celles dont les rejets doivent être supprimés à l'horizon 2020 (substances prioritaires dangereuses). Elle définit les exceptions à cet objectif de prévention et limitation.

A1-1.3 PROGRAMME DE CONTROLE DES EAUX SOUTERRAINES (D'APRES BERANGER ET BLANCHARD, 2007).

L'article 8 de la DCE demande l'établissement de programmes de contrôle des eaux souterraines. Ces programmes visent à surveiller l'état quantitatif, chimique et l'évaluation de tendances significatives sur le long terme résultant de l'activité humaine. La DCE précise les exigences de ces programmes :

- un réseau de contrôle quantitatif pour :
 - évaluer l'état de la masse d'eau (confirmation que les masses d'eau ne présentant pas de risques sont en bon état),
 - évaluer l'efficacité des programmes de mesures,
 - identifier les intrusions salines,
 - valider l'évaluation des risques ;
- un réseau de contrôle de surveillance pour :
 - évaluer l'état de la masse d'eau (détermination des masses d'eau à risque et confirmation que les masses d'eau ne présentant pas de risques sont en bon état),
 - évaluer les tendances chimiques dans les conditions naturelles et causées par l'activité anthropique,

- identifier les intrusions salines,
- valider l'évaluation des risques,
- établir le besoin d'un contrôle opérationnel en conjonction avec l'évaluation des risques ;
- un réseau de contrôle opérationnel pour :
 - évaluer l'efficacité des programmes de mesures,
 - évaluer l'état de la masse d'eau (détermination des masses d'eau à risque),
 - évaluer les tendances chimiques causées par l'activité anthropique,
 - identifier les intrusions salines.

Les résultats de cette surveillance doivent être utilisés pour :

- aider à une meilleure caractérisation des masses d'eau souterraines ;
- établir l'état qualitatif et quantitatif des masses d'eau souterraines ;
- valider l'évaluation des risques requise dans l'article 5 ;
- estimer la direction et l'amplitude de l'écoulement des masses d'eau souterraines transfrontalières ;
- aider à la mise en place d'un programme de mesures ;
- évaluer l'efficacité des programmes de mesures ;
- démontrer la conformité avec certains objectifs ;
- caractériser la qualité naturelle des eaux souterraines, y compris le fond géochimique ;
- identifier les tendances associées à une activité anthropogénique dans les concentrations en polluants.

La DCE précise que le contrôle de surveillance doit être mis en place au cours de chaque cycle de planification et que le contrôle opérationnel doit être mené entre les contrôles de surveillance.

Les programmes de contrôle doivent être centrés sur les phénomènes affectant l'état général de la masse d'eau. Les obligations de bon état chimique de la DCE et de la directive fille est à l'échelle de la masse d'eau souterraine. Dans la plupart des cas, c'est donc à grande échelle. Cette évaluation doit être faite lors de chaque planification et fournit une revue de l'état des eaux souterraines sur une période de six ans. Cette évaluation spécifie si le bon état chimique prédéfini est atteint. Cette définition est limitée à quelques récepteurs et ne protège pas nécessairement la qualité des eaux souterraines à l'échelle locale.

Des sources de pollution peuvent en effet n'avoir qu'un effet moindre, voire aucun effet, sur les récepteurs définis pour le bon état chimique des masses d'eau souterraine. La DCE et la directive fille sur les eaux souterraines n'excluent pas l'existence d'une pollution dans une masse d'eau souterraine ayant un bon état chimique. En effet, trois composantes : source-vecteur-cible sont nécessaires à

l'existence d'une pollution au sens de la DCE. Pour atteindre un récepteur, un polluant (issu de la source) doit se déplacer dans le système des eaux souterraines (vecteur de transfert). Ce mouvement est régi par les lois physiques et chimiques du polluant et du milieu. Le polluant peut être soumis à des effets de dilution ou d'atténuation au cours de son parcours, de sorte que certaines sources de pollution peuvent n'avoir que des effets localisés. Il faut cependant noter que lorsque la pollution s'étend, les chances de conserver le bon état chimique diminuent... Les pollutions localisées doivent donc être surveillées et faire l'objet d'une réhabilitation, si nécessaire, selon le principe de prévention et limitation. Elles doivent par conséquent faire l'objet de contrôles différents, qui ne sont pas inclus dans le réseau européen, sauf si l'évolution spatio-temporelle de ces pollutions localisées met en danger les objectifs qualitatifs à l'échelle de la nappe.

Les pollutions locales sont surveillées grâce au contrôle de prévention et limitation : cette surveillance est destinée à évaluer l'efficacité des mesures mises en place pour prévenir et limiter l'introduction de polluants et/ou la détérioration de l'état de la qualité des eaux souterraines. Ces contrôles de prévention et limitation ont pour but principal de s'assurer du respect des usages et des autorisations dans le cas d'activités règlementées ou pour des investigations de sites spécifiques, comme pour caractériser les impacts d'un site, mettre en place et évaluer un programme de remédiation, un réseau de surveillance. Ces contrôles ne doivent pas être utilisés spécifiquement pour l'évaluation de l'état et des tendances, même si certains sites de surveillance peuvent potentiellement être utilisés pour le contrôle de surveillance et opérationnel.

A1-1.4 RESEAU DE CONTROLE ET MESURES A PRENDRE (D'APRES DG ENVIRONNEMENT, 2007 ; ET BERANGER ET BLANCHARD, 2007)).

Des points de conformité doivent être définis afin d'évaluer le respect des valeurs seuils préalablement fixées pour répondre aux exigences de la DCE et de la directive fille. On peut distinguer deux types de points :

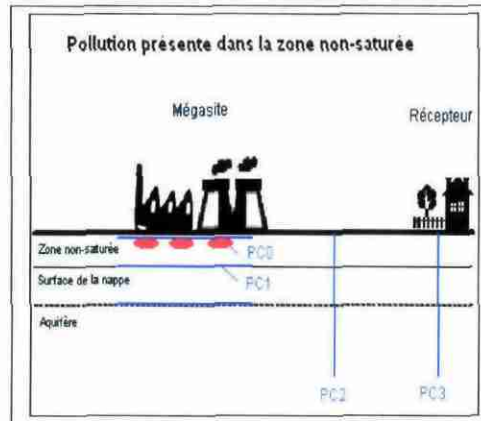
- un point théorique dans un modèle, afin de calculer une concentration de rejet acceptable ou un niveau de remédiation à atteindre sur un site pollué ;
- un point de surveillance « physique » pour mesurer la concentration et confirmer le respect des limites ou objectifs d'un permis ou d'un plan de remédiation.

Un point de conformité peut être localisé au niveau du récepteur ou entre le récepteur et la source de pollution. Lorsque le point de conformité est situé entre le récepteur et la source, les valeurs limites sont définies en prenant en considération les effets de dilution et d'atténuation en aval de la source, au niveau du récepteur.

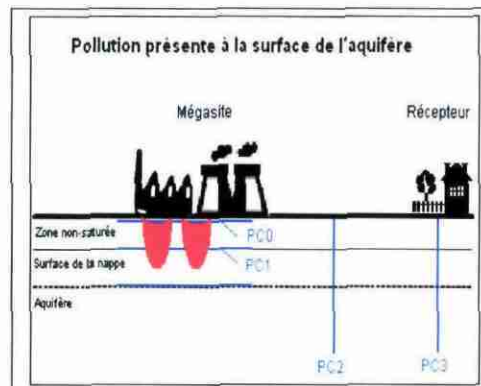
Dans le cadre de la DCE et de la directive fille, quatre points de conformité peuvent être définis :

- PC0 (ou POC0) : Ce point est situé à la base de la source, dans la zone non saturée, en dessous de la surface du sol. Il peut être localisé juste sous cette surface. Le but de ce point de conformité est d'évaluer le rejet, les polluants présents ou l'impact potentiel sur les eaux souterraines. On pourra par exemple dresser

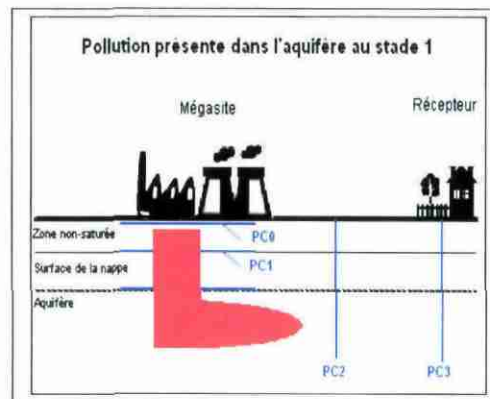
l'inventaire des substances présentes, leurs propriétés, le mixage éventuel de plusieurs substances et leurs interactions, leurs probabilités d'entrée dans le sol...



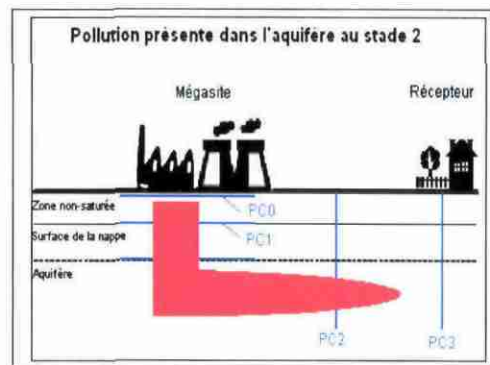
- PC1 (ou POC1) : ce point de conformité est localisé à l'introduction des polluants dans les eaux souterraines. Pour une introduction directe, PC0 et PC1 sont confondus, mais ils ont des fonctions différentes. En PC1, la concentration dans les eaux souterraines est prise en compte, alors qu'en PC0, on est d'avantage intéressé par les propriétés de la source elle-même.



- PC2 (ou POC2) : ce point est localisé en aval hydraulique du point de rejet, entre PC1 et un récepteur. Le but de ce point de conformité est « d'avertir » du potentiel impact sur un récepteur. Il sert également à prédire l'impact de la présence du polluant durant l'évaluation des risques. Ce point peut être situé dans la direction d'écoulement aussi bien horizontalement que verticalement.



- PC3 (ou POC3) : ce point de conformité est utilisé pour déterminer si la qualité des eaux souterraines requise est atteinte et pour surveiller l'impact au niveau du récepteur. Si l'évaluation des risques montre que le polluant dépassera sa valeur seuil à cet endroit, une pollution sera vraisemblablement enregistrée. Des mesures et contrôles devront être mis en place afin de prévenir et éviter l'impact.



La localisation de ces points de conformité dépendra notamment de la taille du site, des polluants potentiellement présents, des propriétés du milieu, des limites du site, des usages présents et/ou futurs, etc.

A1-2 Définition des seuils : ce que dit la directive fille sur les eaux souterraines et l'arrêté du 17-12-2008

Pour plus de détail se référer à l'annexe 1 de la Directive fille n° 2006/118/CE sur les eaux souterraines.

D'après cette Directive, la fixation des valeurs seuils devrait prendre en compte les éléments suivants :

- l'étendue des interactions entre les eaux souterraines et les écosystèmes aquatiques associés et les écosystèmes terrestres dépendants,
- les entraves aux utilisations ou fonctions légitimes, présentes ou à venir, des eaux souterraines ;
- tous les polluants caractérisant les masses d'eau souterraine comme étant à risque, la liste minimale définie dans la partie B étant prise en considération ;
- les caractéristiques hydrogéologiques, y compris les informations sur les concentrations de référence et le bilan hydrologique ;

et la définition des valeurs seuils doit être basées sur :

- dans le cas de substances naturellement présentes, les niveaux de fond observés ;
- les objectifs de qualité environnementale et les autres normes de protection des eaux existant au niveau national, communautaire ou international ;
- toute information pertinente concernant la toxicologie, l'écotoxicologie, la persistance, le potentiel de bioaccumulation et le profil de dispersion des polluants.

Les polluants à retenir sont définis à l'annexe II de la directive fille, ils pourront appartenir à trois classes différentes :

- substances ou ions ou indicateurs qui peuvent à la fois être naturellement présents et/ou résulter de l'activité humaine : Arsenic, Cadmium, Plomb, Mercure, Ammonium, Chlorure, Sulfates ;
- substances artificielles : Trichloréthylène, Tétrachloréthylène ;
- paramètres indiquant les intrusions d'eau salée ou autre : conductivité, chlorures.

L'article 9 de l'arrêté du 17-12-2008 précise que sur la base de la tendance identifiée et des risques environnementaux associés à cette tendance, le point de départ de la mise en œuvre de mesures visant à inverser une tendance significative et durable correspond, pour un polluant donné, à 75 % de la norme de qualité ou de la valeur seuil qui lui est associée pour une masse d'eau ou un groupe de masse d'eau souterraines ayant une incidence sur l'environnement.

Un point de départ différent peut se justifier lorsque la limite de détection ne permet pas à 75 % des valeurs des paramètres, de démontrer l'existence d'une tendance.

Des valeurs seuils pour les eaux souterraines sont définis dans l'arrêté du 17/12/2008 (1) pour une liste minimale de paramètres. Pour les sulfates, chlorures et la conductivité, les valeurs seuils sont à définir localement selon le contexte hydrogéochimique naturel.

PARAMÈTRES	VALEURS SEUILS RETENUES au niveau national
Arsenic	10 µg/l (1)
Cadmium	5 µg/l
Plomb	10 µg/l (2)
Mercur	1 µg/l
Trichloréthylène	10 µg/l
Tétrachloréthylène	10 µg/l
Ammonium	0,5 mg/l (1)
(1) Valeur seuil applicable uniquement aux aquifères non influencés pour ce paramètre par le contexte géologique - à définir localement pour les nappes dont le contexte géologique influence ce paramètre. (2) Dans le cas d'un aquifère en lien avec les eaux de surface et qui les alimente de façon significative, prendre comme valeur seuil celle retenue pour les eaux douces de surface en tenant compte éventuellement des facteurs de dilution et d'atténuation.	

Tableau 9 : Liste minimale de paramètres et valeurs seuils associées retenues au niveau national (arrêté du 17-12-2008).

A1-3 Les valeurs d'usages des eaux

Il s'agit de valeurs limite de concentrations réglementant certains usages et la préservation des ressources. Celles-ci sont définis par :

- des textes réglementaires pour les eaux potables, et les eaux potabilisables. La qualité des eaux destinées à la consommation humaine est réglementée en France par le Code de la Santé Publique (CSP) (articles R. 1321-2, R. 1321-3, R. 1321-7 et R. 1321-38 du livre III). Ces articles codifient depuis mai 2003 le Décret n° 2001-1220 du 20 décembre 2001 relatif aux eaux destinées à la consommation humaine, à l'exclusion des eaux minérales naturelles. Ils ont pour la plupart été modifiés le Décret n° 2007-49 du 11 janvier 2007 relatif aux limites et références de qualité des eaux brutes et des eaux destinées à la consommation humaine). Les paramètres pour lesquels des limites de qualité sont précisées sont ceux « pouvant présenter un danger pour la santé humaine » ; un dépassement de ces valeurs entraîne la mise en place rapide de mesures correctives. Les références de qualité sont des valeurs indicatives données au titre de suivi des installations de production et de distribution d'eau et d'évaluation des risques pour les usagers (Article R 1321-3 du CSP). Les principales différences entre « limites » et « références » résident dans la manière de gérer les non conformités, les premières enclenchant des actions correctives, les secondes des mesures de suivi et de vigilance. Limites et références doivent être respectées au niveau du point d'utilisation/consommation des eaux. L'annexe II de l'Arrêté du 11 janvier 2007 présente les limites de qualité des eaux brutes (potabilisables) destinées à la consommation humaine. Ces valeurs de

concentrations sont des seuils de déclenchement entraînant les procédures administratives prévues aux articles R1321-7, R1321-17 et R1321-42 du CSP ;

- des textes liés à certains usages et qualités des milieux :
 - textes réglementant les eaux piscicoles (Décret 2007/499 du 30 mars 2007), les eaux conchylicoles (Article D211-10 du Code de l'Environnement), les eaux de baignade (valeurs guides et valeurs impératives de l'annexe 13-5 du CSP) ;
 - les SEQ (Système d'Evaluation de la Qualité des eaux, pour les milieux aquatiques, les eaux d'irrigation, l'abreuvement) : qui n'ont de valeur réglementaire qu'au travers des SDAGE/SAGE (Schéma Directeur d'aménagement et de gestion des eaux). Les SEQ sont progressivement remplacés par les NQE (Normes de Qualités Environnementales) de la Directive Cadre sur l'Eau (CE 2000/60). Les SDAGES sont également révisés conformément à la DCE. La Circulaire du 07/05/07 définit les « normes de qualité environnementale provisoires (NQE_p) » des 41 substances impliquées dans l'évaluation de l'état chimique des masses d'eau ainsi que des substances pertinentes du programme national de réduction des substances dangereuses dans l'eau. Cette circulaire fixe également les objectifs nationaux de réduction des émissions de ces substances et modifie la circulaire DCE 2005/12 du 28 juillet 2005 relative à la définition du « bon état ».

A1-4 Un cadre spécifique : la directive 1999/31/CE

La directive vise à prévenir ou à réduire les atteintes portées à l'environnement de la mise en décharge des déchets, notamment sur les eaux souterraines.

A1-4.1 ÉLEMENTS DEVANT FIGURES DANS LA DEMANDE D'AUTORISATION

La directive prévoit que la demande d'autorisation contienne un certain nombre d'informations, dont celles d'intérêts vis-à-vis des eaux souterraines sont :

- la description du site :
 - distance entre les limites du site et les zones d'habitation ou de loisirs, les voies d'eau et plans d'eau ainsi que les sites agricoles ou urbains,
 - l'existence d'eaux souterraines, d'eaux côtières ou de zones naturelles à protégées,
 - ses caractéristiques hydrogéologique et géologique, évaluation de la barrière géologique naturelle sous le site, et des capacités d'atténuation naturelle qu'elle offre vis-à-vis d'une contamination éventuelle des eaux souterraines au droit de la décharge,
 - les risques d'inondation ;
- les méthodes proposées pour prévenir et réduire la pollution
 - maîtrise des eaux : Empêcher les eaux souterraines de s'infiltrer dans les déchets mis en décharge,
 - la base et les cotés de la décharge doivent être constitués d'une couche minérale répondant à des exigences de perméabilité et d'épaisseur dont l'effet combiné doit protéger les eaux souterraines ;

- le plan pour la surveillance et le contrôle ;
- éventuellement la réalisation d'une étude d'impact si elle s'impose (Directive 85/337/CEE) ;
- le plan d'intervention (à mettre en œuvre en cas de dépassement d'un seuil de déclenchement).

La directive considère en effet, qu'il est nécessaire d'indiquer clairement les exigences auxquelles les décharges doivent satisfaire en ce qui concerne leur emplacement, leur aménagement, leur gestion, leur contrôle, leur désaffectation et les mesures de prévention et de protection à prendre en compte contre toute atteinte de l'environnement dans une perspective de court comme de long terme, et plus particulièrement contre la pollution des eaux souterraines par les infiltrations de lixiviats dans le sol.

Ainsi la directive considère qu'il est nécessaire d'arrêter des procédures communes de surveillance des décharges pendant leur phase d'exploitation et après leur désaffectation, de manière à identifier toute incidence néfaste de la décharge sur l'environnement et à prendre les mesures correctives adéquates.

L'exploitant doit notifier à l'autorité compétente les effets néfastes sur l'environnement révélés par les procédures de contrôle et se conforme à la décision de l'autorité compétente concernant la nature et le calendrier des mesures correctives à prendre.

En phase d'exploitation, une communication au moins annuelle des résultats des procédures de surveillance doit être produite, cette fréquence peut être plus importante selon la décision de l'autorité compétente.

Après désaffectation, l'exploitant reste responsable notamment de la surveillance des nappes d'eau souterraines situées à proximité, et ce pour toute la durée que l'autorité compétente aura jugée nécessaire compte tenu de la période pendant laquelle la décharge peut présenter des risques.

A1-4.2 DONNEES TECHNIQUES A CONNAITRE

Pour la protection des eaux souterraines l'annexe III de la directive demande à ce que les données suivantes soient connues.

- L'établissement du bilan hydrologique du site, pour lequel les données suivantes sont requises :
 - pluviométrie,
 - température (min, max, 14H HEC),
 - direction et force du vent prédominant,
 - évaporation (mesure en lysimètre ou autre technique d'estimation),
 - humidité atmosphérique (14H HEC).
- Réseau : mise en place :

- un prélèvement en au moins trois emplacements avant le remplissage doit être réalisé afin de fixer des valeurs de référence pour les futurs prélèvements d'échantillons,
 - les mesures sur les eaux souterraines doivent pouvoir fournir des informations sur les eaux souterraines susceptibles d'être affectées par les activités de la décharge. Avec au moins un point de mesure dans la zone d'arrivée et deux dans la région de sortie des eaux,
 - le nombre d'ouvrage peut être augmenté en fonction du contexte hydrogéologique afin de pouvoir détecter de manière précoce tout écoulement accidentel.
- Échantillonnage : analyse et fréquence
- les paramètres à analyser doivent être choisis en fonction de la qualité des lixiviats attendus ainsi que la qualité des eaux souterraines dans la région. Le choix de ces paramètres doit aussi tenir compte de la mobilité de ces derniers dans la nappe, ainsi on s'attachera à sélectionner des paramètres permettant de détecter rapidement tout changement de la qualité de la nappe. Les paramètres recommandés sont : pH, TOC, phénols, métaux lourds, fluorure, As, pétrole/hydrocarbures,
 - le niveau de la nappe est à mesurer a minima 2 fois par an (plus si les niveaux présentent une forte fluctuation annuelle).
 - la fréquence d'analyse de la chimie de la nappe est à établir selon une fréquence propre à la spécificité du site. La fréquence doit être basée sur la connaissance de la vitesse du flux des eaux souterraines, et du temps nécessaire pour intervenir en toute sécurité en cas de dépassement d'un seuil de déclenchement.
- Seuil d'alerte :
- lors du dépassement d'un seuil de déclenchement, une nouvelle analyse doit être immédiatement réalisée pour confirmer la tendance observée,
 - un dépassement confirmé du seuil d'intervention doit engendrer la mise en œuvre du plan d'intervention,
 - le seuil de déclenchement doit être déterminé en tenant compte des formations hydrogéologiques spécifiques sur le site de la décharge et de la variation locale de la qualité des eaux souterraines, et doit, dans la mesure du possible, être indiqué dans l'autorisation.

Des tableaux de contrôle comportant des règles et des niveaux de contrôle bien définis doivent être établis pour chaque puits.

A1-5 Références

DCE, Directive n° 2000/60/CE Circulaire DCE 2006/18 du 21 décembre 2006 relative à la définition du " bon état " pour les eaux souterraines, en application de la directive 2000/60/DCE du 23 octobre 2000 du Parlement et du Conseil établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau, ainsi qu'à la définition de valeurs seuils provisoires applicables pendant la phase transitoire

Directive n° 85/337/CEE du 27/06/85 concernant l'évaluation des incidences de certains projets publics et privés sur l'environnement, JOCE n° L 175 du 5 juillet 1985), Texte modifié par : Directive du Conseil n° 97/11/CE du 3 mars 1997 (JOCE n° L 75 du 14 mars 1997) et Directive n° 2003/35/CE du Parlement européen et du Conseil du 26 mai 2003 (JOCE n° L 156 du 25 juin 2003)

Directive 2006/118/CE du Parlement européen et du Conseil du 12 décembre 2006 sur la protection des eaux souterraines contre la pollution et la détérioration, Texte n°2006/118/CE du 12/12/2006, Paru au Journal Officiel des Communautés européennes le 27/12/2006.

Directive 1999/31/CE du 26/04/99 concernant la mise en décharge des déchets, Texte n°1999/31/CE du 26/04/1999, Paru au Journal Officiel des Communautés européennes n° L 182 le 16/07/1999., rect. JOCE n° L 282 du 5 novembre 1999

Béranger, S., Blanchard, F., 2007. Guide d'application de la Directive cadre sur l'Eau Souterraine en liaison avec les mégasites contaminés en France. Rapport BRGM/RP 55914.

DG Environnement, 2007, Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance document No. 17. Guidance on preventing or limiting direct and indirect inputs in the context of the Groundwater directive 2006/118/EC.

Annexe 2

Cadre technique pour le suivi de la qualité des eaux souterraines

A2-1 Généralités

Le choix des points de prélèvement dans la nappe est plus délicat que dans le sol, car la pollution dans la nappe se déplace. L'étendue du panache est fonction de l'âge de la pollution, du type de polluant et des conditions hydrogéologiques (épaisseur d'aquifère, gradient hydraulique, coefficient de perméabilité et porosité efficace). La mise en place des piézomètres doit donc permettre d'intercepter le panache, et de suivre son évolution dans le temps. On tiendra compte de cette dimension temporelle lors de la définition de l'emplacement des piézomètres. Ceux-ci doivent donc être installés dans des zones où ils pourront être conservés. Une attention particulière sera portée à leur système de fermeture (pour éviter l'introduction de produit) et à leur protection contre des impacts (pour pérenniser les données).

Au préalable à la mise en place d'un réseau de forages une réflexion sur la stratégie d'échantillonnage doit être menée. La stratégie doit reposer sur la connaissance du contexte hydrogéologique, hydrologique, mais aussi sur la connaissance du régime hydrique et de l'environnement du site (Tableau 10).

Les forages ont pour but : de déterminer les caractéristiques hydrogéologiques du site ; de définir la qualité de la nappe en amont du site ; de déterminer l'étendue, les concentrations et la nature des pollutions (bi-phasiques ou dissoutes) au droit du site ; d'identifier des sources de pollutions secondaires dans la nappe, de permettre une estimation des temps de transfert des contaminants (Tableau 11).

Dans toutes les étapes de mise en place des piézomètres et des prélèvements, un certain nombre de points doivent faire l'objet d'une réflexion, car tous les choix faits à chaque étape (Figure 28) :

- mise en place du piézomètre ;
- prélèvement ;
- conditionnement des échantillons ;
- analyse ;

ont une influence sur les concentrations mesurées sur la base desquelles des décisions sont prises. De plus à chaque étape des erreurs sont possibles (Tableau 12).

Le site de stockage	Géométrie du site (surface, profondeur, nombre de casier, volume) Type de déchets Méthode opérationnelle (vitesse de remplissage, niveau de compaction, méthode de couverture) Propriété in situ des déchets (densité, perméabilité) Composition du lixiviat Autres mécanismes de fuites Propriétés de la géomembrane, et calcul du débit de fuite envisageable Points de décharges possibles Surface de ruissellement Autres sources de contaminants possibles
Usage autour du site et historique de développement de la zone	Identification des conduits d'origine humaine (puits, tranchées, drains de agricoles, tunnel, pipeline, ...) Identification de source externe de contamination (drainages routiers, déchets industriels et domestiques, fosses septiques, agriculture, traitement de boues) Caractéristique de l'impact sur la qualité et la quantité des eaux de source externe aux limites du site Récepteur à risque (développement en cours)
Ruissellement et zone de captage des eaux	Statistique de pluviométrie (pluviométrie efficace) Zone de captage (amont et aval)
Hydrologie (eaux de surface)	Identification des eaux de surface au niveau du site ou pouvant être affectées par celui-ci Relations entre la nappe et les eaux superficielles Débit du cours d'eau Standard de qualité exigé pour les eaux de surface Qualité des eaux de surface (valeur moyenne) Ecosystème Possibilité de migration des lixiviats vers les eaux de surface Récepteur à risque, voies de transfert des polluants, mécanisme de transport et d'atténuation
Géologie et hydrogéologie (système souterrain)	Description de la géologie (couches) Description des différents systèmes aquifères (en plan et en coupe) Description de la zone non saturée Caractéristique hydraulique (vitesse d'écoulement, direction, quantité) Classification des nappes, vulnérabilité et qualité des eaux requise Définition des valeurs de déclenchement Récepteur à risque : aquifère, source, captage. Avec si disponible la définition des zones de protections et des zones de recharges (pour les captages actuels et à venir) Voies de transfert des polluants, mécanisme de transport et d'atténuation

Tableau 10 : Paramètres à maîtriser (d'après Environment Agency, 2003) pour la définition d'un programme de monitoring d'un stockage de déchets.

Les forages doivent satisfaire plusieurs niveaux d'exigence relativement	En fonction	Les prélèvements doivent être réalisés	En fonction	Pour permettre
Au lieu d'implantation	De la stratégie d'échantillonnage établie (fct° des	A la profondeur adéquate voire à plusieurs	Des propriétés du (des) polluant(s)	De recouper et de suivre les évolutions spatio-temporelles du panache
Au mode d'équipement	Des polluants (interactions chimique possible), et de l'aquifère (perméabilité, épaisseur...)	A des intervalles de temps adaptés	Du contexte hydrodynamique	

Tableau 11 : Critères pour de bons forages et de bons prélèvements.

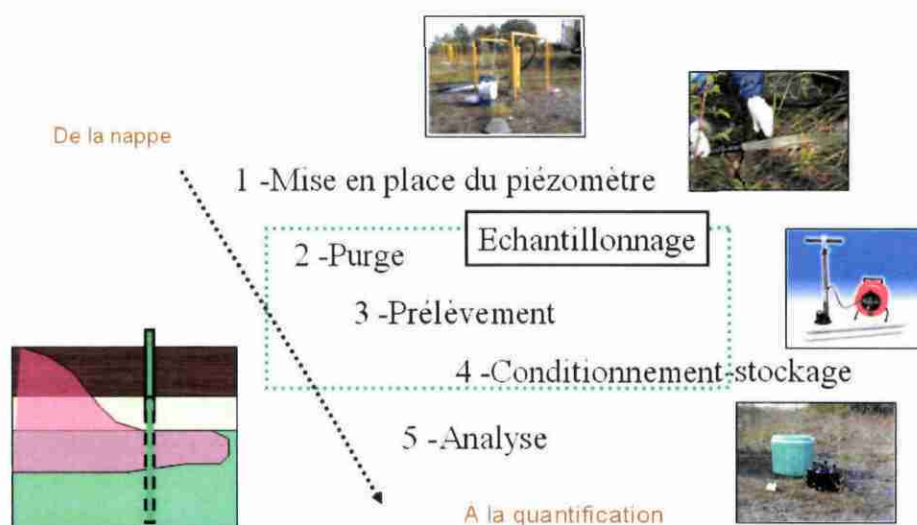


Figure 28 : Étapes préalables à la quantification analytique.

Étapes	Sources d'erreurs
Définition du point d'échantillonnage	Construction, emplacement, matériaux non appropriés
Mesures sur site	Erreur de l'opérateur, mal fonctionnement de l'appareil (erreur d'étalonnage de zéro...)
Échantillonnage	Erreur systématique (lié à l'appareillage utilisé, erreur de l'opérateur (procédure non ou imparfaitement respectée)
Transport	Erreur systématique, exposition de l'échantillon, dégazage, oxygénation, conditions sur site

Blanc de terrain, étalon	Erreur de l'opérateur, interférences des matrices
Conservation stockage	Erreur d'étiquetage, interférences des matrices, délai d'analyse, perte d'échantillon

*Tableau 12 : Étapes du prélèvement d'eau souterraines et erreurs associées
(d'après Barcelona et al., 1985)*

Pour chaque étape quelques fondamentaux sont repris pour illustrer leur importance. Une bibliographie reprenant les normes et quelques documents de synthèses sont proposés.

A2-2 Réseau : choix du nombre et de la localisation des points de contrôle

A2-2.1 NOMBRE DE POINT DE CONTROLE

Le réseau d'implantation des forages sera différent selon ce pour quoi il est mis en place :

- caractérisation de l'état de pollution de la nappe (accident), un seul piézomètre dans la zone « hot-spot » peut suffire ;
- évolution de la qualité d'une nappe (ICPE) ;
- suivi de l'extension d'un panache (surveillance après remédiation, suivi de l'atténuation naturelle). Plusieurs points sont nécessaires de manière à déterminer de manière exhaustive, la nature, l'importance et l'évolution temporelle des émissions ;
- réseau d'alerte/cible (risque).

Il faut dans tous les cas disposer d'un point de prélèvement en amont du site car c'est la différence entre l'amont et l'aval qui déterminera l'impact du site.

Le nombre de piézomètre pourra être augmenté en fonction de la complexité du contexte hydrogéologique :

- dans le cas des milieux fissurés où la connaissance des réseaux de fracture est souvent médiocre, il faut souvent installer plus d'ouvrage par précaution ;
- dans le cas des nappes avec des modifications du sens d'écoulement entre la période de hautes et basses eaux. Des piézomètres amont et aval pour chacune des périodes doivent être définis ;
- dans certains cas, des points de prélèvement latéraux pourront être mis en place.

Et dans le cas des nappes déjà impactées dont on doit contrôler l'extension du panache.

NB : dans les cas où plusieurs aquifères se superposent on évaluera la pertinence du suivi de la nappe la plus profonde avec attention. En effet la mise en place de

piézomètre traversant un aquifère superficielle pour atteindre un aquifère profond est une opération délicate qui dans de nombreux cas à occasionner la contamination de l'aquifère sus-jacent.

A2-2.2 LOCALISATION HORIZONTALE

La détermination de la localisation des piézomètres demande une bonne connaissance du ou des aquifères présents au droit du site, pour être sûr d'intercepter le panache (Figure 29).

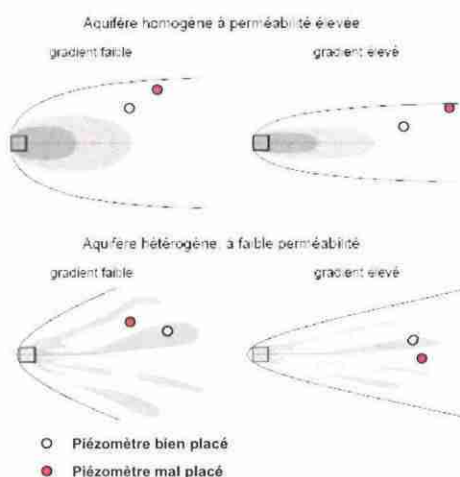


Figure 29 : Connaissances hydrogéologiques requises pour une bonne implantation des piézomètres (adapté d'après Guide suisse 2003).

Un certain nombre d'outils peut servir à déterminer l'emplacement des piézomètres :

- la modélisation qui marche bien dans les cas simples (aquifère homogène et isotrope),
- les essais de traçage (attention, ces essais peuvent parfois être longs et la récupération du traceur pas toujours effective),
- l'utilisation d'isotopes,
- l'utilisation de la géophysique (identification de failles, de courants),
- l'utilisation de techniques de prélèvement d'eau interstitielle à l'avancement.

Plus la géométrie du panache en aval du site est définie avec précision, moins il faut de point de prélèvement pour avoir un réseau représentatif permettant un suivi effectif de la nappe.

Le nombre de forage à réaliser peut varier selon la géologie du milieu. Ainsi en milieu fissuré ou karstique, dans le cas de terrains morainiques et pour les dépôts fluviaux, il faut parfois multiplier les forages pour espérer recouper fissures et conduits.

Le choix des points de prélèvement devra être effectué sur la base d'un modèle hydrogéologique de travail basé sur la connaissance de l'hydrogéologie du site (type de nappe, puissance de l'aquifère, perméabilité de l'aquifère, vitesse d'écoulement, variation du niveau piézométrique, infiltration d'eau dans la zone polluée).

Dans le cas, où un panache existe, c'est un réseau de contrôle et il faut alors disposer de piézomètre au sein et en dehors du panache actuel pour en vérifier l'extension (Figure 30, schéma de gauche).

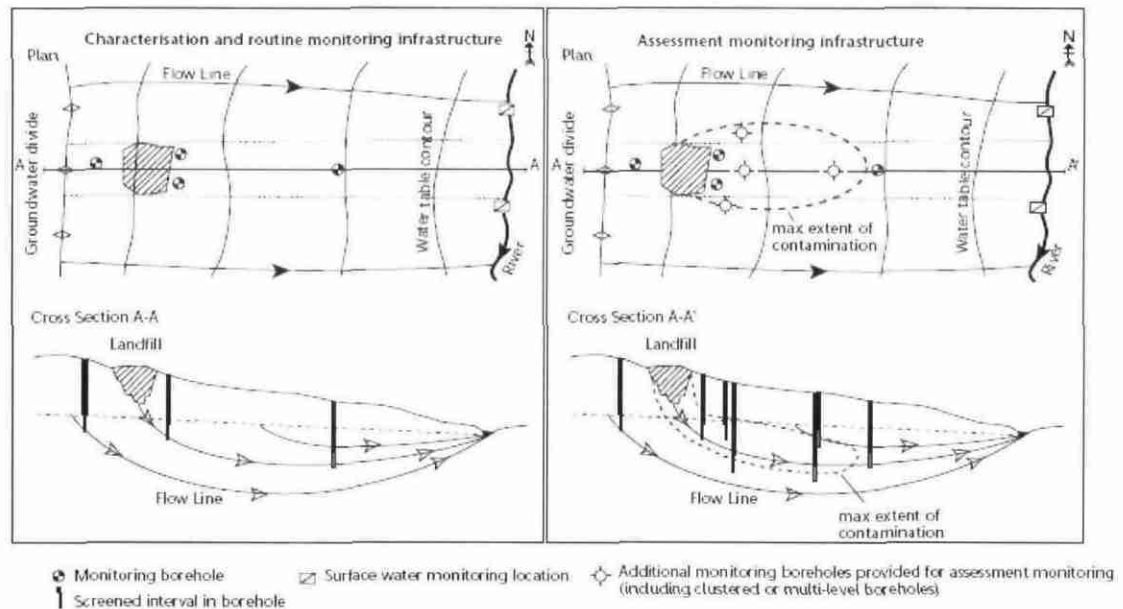


Figure 30 : Positionnement des ouvrages dans deux situations, absence ou présence d'un panache avec usage sensible à préserver (SEPA, 2003).

Dans de nombreux cas, les ouvrages doivent être situés en dehors de l'emprise du site, il faut alors être sûr d'avoir les autorisations pendant une durée suffisante pour pouvoir suivre l'installation dans la durée. En effet tout arrêt de surveillance (non volontaire) d'un ouvrage est un manque de capitalisation des données.

Dans le cas où le site de stockage n'a pas encore fuit il faut se placer le plus près possible du site : c'est un réseau d'alerte.

Pour les écosseis, on doit ainsi disposer (SEPA, 2003) :

- dans le cas des sites disposant d'étanchéités : d'un ouvrage tous les 100 m sur la bordure aval du site dans le sens d'écoulement. Ces ouvrages doivent être situés au minimum à 10 m du site et au maximum à 100 m ;
- dans le cas des sites ne disposant pas d'un système d'étanchéité (cas des sites anciens d'un ouvrage tous les 50 m sur la bordure aval du site dans le sens d'écoulement. Ces ouvrages doivent être situés au minimum à 10 m du site et au maximum à 100 m.

Une étude de la sensibilité du milieu (sur la base du schéma fonctionnel) doit permettre d'établir le nombre et la position des ouvrages. C'est la définition des voies possibles entre le site de dépôt et les cibles potentielles qui va permettre de définir l'emplacement de point de contrôle supplémentaires permettant de préserver un usage sensible. Dans les cas où le cheminement des eaux est mal compris des ouvrages supplémentaires peuvent être envisagés (Figure 30, schéma de droite).

Un certain nombre de facteurs peuvent jouer sur l'espacement à considérer entre les piézomètres, et donc sur le nombre total d'ouvrage à mettre en place (Tableau 13).

Facteurs influençant l'espacement horizontal entre puits		
	Pour une faible distance entre forages	Pour une distance élevée entre forages
Hydrogéologie		
Géologie	Stratigraphie complexe, fractures rapprochées, failles plis	stratigraphie homogène, absence de failles, fractures, plis
Gradient hydraulique	Élevé	Faible
Dispersivité faible	Faible	Élevée
Vitesse d'infiltration élevée	élevée	Faible
Géographique		
Topographie	accentuée	
Taille du site		Importante

Tableau 13 : Facteurs influençant l'espacement horizontal entre puits
(adapté d'après Guide canadien n° 3, 1994).

Lors d'un échantillonnage, selon le débit et le temps de purge (pour un milieu de productivité donné), le cône d'appel crée est différent, les teneurs en polluants prélevées peuvent alors être différentes.

On peut ainsi définir la distance entre piézomètres à considérer selon le protocole de prélèvement pour être sûr d'intercepter le panache de polluant. Cependant, cela impliquerait des distances très courtes si on se réfère aux protocoles d'échantillonnage généralement pratiqués.

A2-2.3 PROFONDEUR DES OUVRAGES

La position verticale (profondeur de l'ouvrage, et position de la crépine) sont aussi à définir, pour cela il faut posséder une connaissance suffisante du contexte géologique et hydrogéologique au niveau du site, mais aussi des polluants en présence.

Selon le contexte hydrogéologique, la profondeur des piézomètres sera différente (Figure 31).

Dans le cas de milieux présentant une forte hétérogénéité verticale, il faut envisager la mise en place de forage multi-niveaux *i.e.* : placer dans les forages des tronçons

aveugles judicieusement choisis plutôt qu'une crépine continue, ou bien réaliser des forages en flûte de pan (Tableau 14).

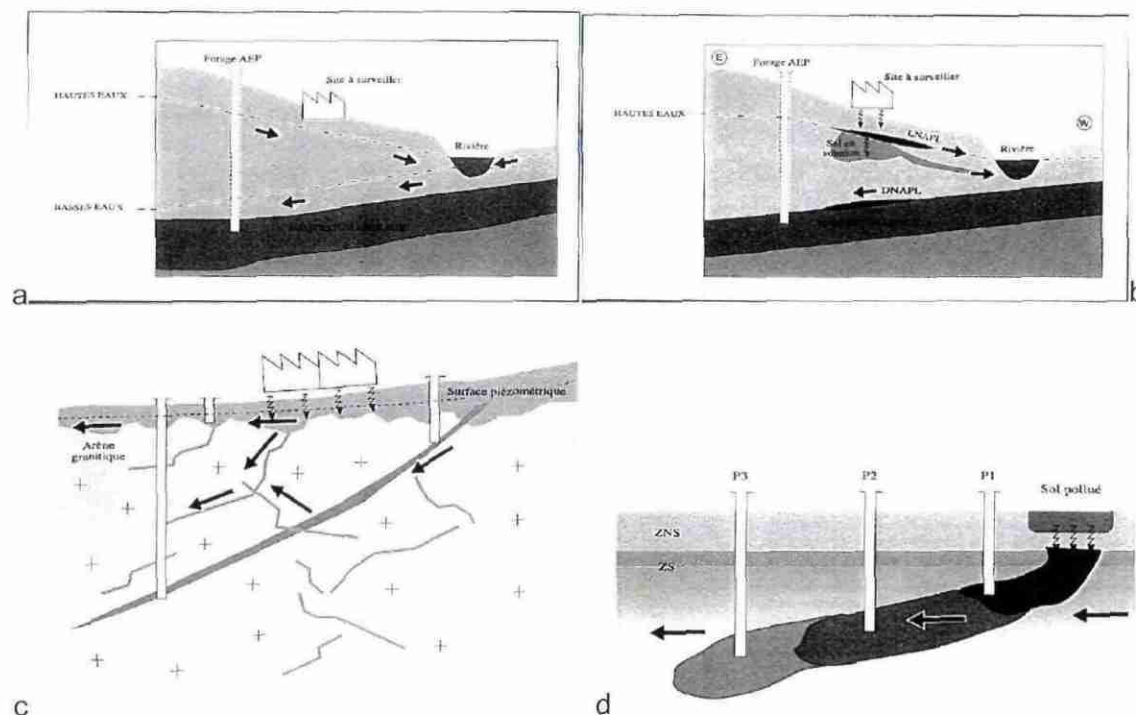


Figure 31 : Quatre exemples de contexte hydrogéologique illustrant la nécessité d'une réflexion quant au choix de la profondeur des forages pour être sur d'intercepter la pollution.

a : forte variation saisonnière du niveau piézométrique, b : déplacement d'une lentille de pollution à contre-courant du sens générale de circulation de la nappe, c : difficulté du choix de la profondeur des piézomètres en milieu fissuré, d : modification de la profondeur des piézomètres selon la distance à la source (Callier et Novak, 2001).

Type de forages multiples	Avantages	Inconvénients
Forage à niveaux multiples	Donnent des informations sur la distribution verticale de polluants Installation rapide	Coûteux La position des points de prélèvement doit être prédéterminée Risque d'interconnexions entre les différents niveaux Durée de vie (colmatage, déformation)
Forages en flûte de pan	Donnent des informations sur la distribution verticale de polluants Pas de risque d'interconnexion Réalisation possible d'essais hydrauliques	Très coûteux Temps d'installation long

Tableau 14 : Avantages et inconvénients des 2 principaux types de forage multiples.

La position de la zone crépinée peut dépendre du type de polluant recherché (Figure 32) :

- pour permettre l'identification de flottant, la crépine doit intercepter le flottant, et ce quelque soient les variations du niveau piézométrique. La crépine doit donc être placée plus haut que les plus hautes-eaux, et plus bas que les plus basses-eaux identifiées dans le secteur ;
- pour permettre l'identification de plongeants, la crépine doit être positionnée au toit du niveau imperméable (argile, marne ou bedrock).

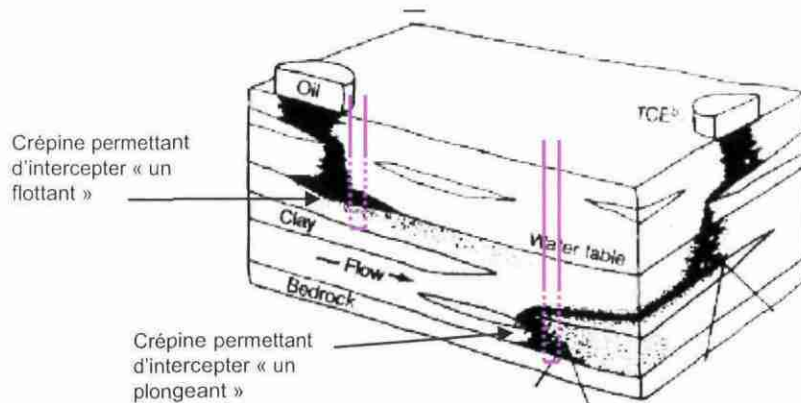


Figure 32 : Position de la crépine selon le type de polluant.

La position de la zone crépinée peut dépendre de l'éloignement à la source de pollution (Figure 33). En général, un panache va « plonger » en profondeur au fur et à mesure que l'on s'éloigne du site. Plus le point de contrôle est éloigné du site et le plus la zone crépinée doit être profonde.

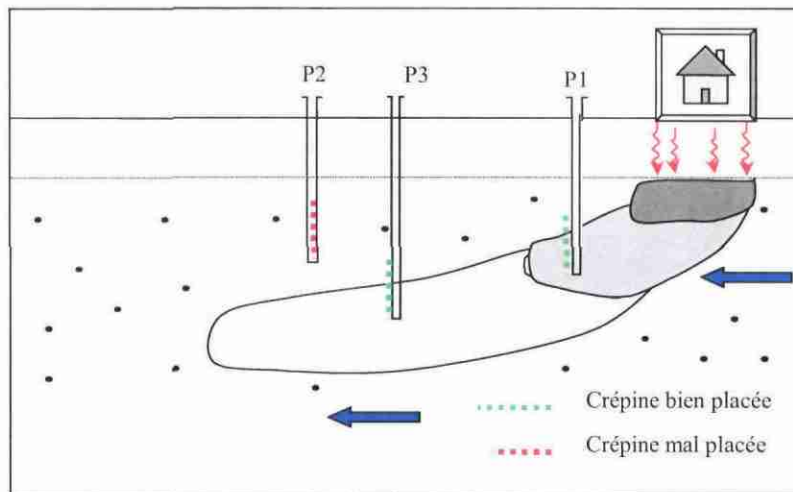


Figure 33 : Position de la crépine selon l'éloignement à la zone source.

NB : des forages moins classiques, peuvent aussi être envisagés : forage en flûte de pan : une succession de forage localisés cote à cote et interceptant différents niveaux de nappe, ou différentes nappes, un même forage avec plusieurs zones crépinées.

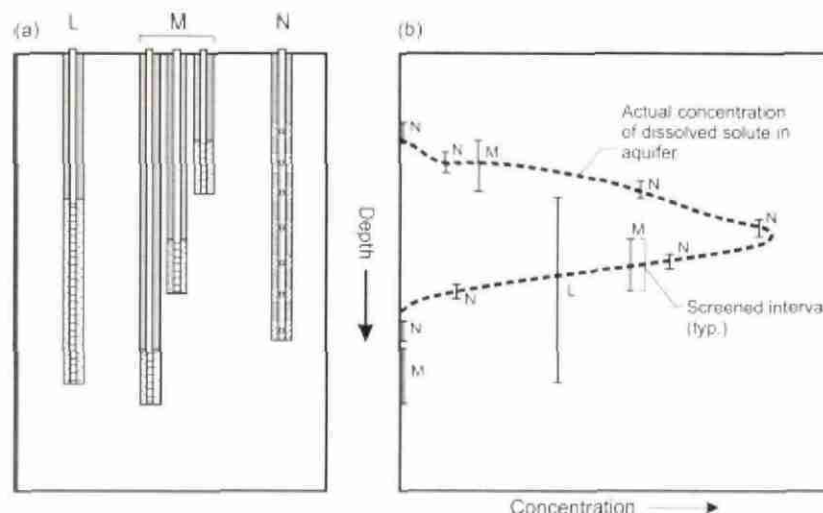


Figure 34 : Influence du type d'ouvrage utilisé pour le prélèvement sur la teneur en contaminant mesurée.

L : cas d'un piézomètre avec une zone crépinée importante longue ; M : cas de trois piézomètre en flûte de pan avec une zone crépinée peut importante ; N : piézomètre multiniveau avec plusieurs zones crépinées sur la hauteur (D'après Nielsen, 2005)

Nielsen (2005) a pu montrer sur un site (Figure 34), qu'un piézomètre crépiné sur une grande hauteur donne des eaux qui sont un mélange des eaux faiblement chargées présentes au fond et des eaux plus fortement chargées de surface. Le piézomètre en flûte de pan, lui du fait de la position des zones crépinées n'intercepte pas la partie la plus contaminée du panache. Le piézomètre qui traduit le mieux la réalité du panache est le piézomètre multiniveau.

Les facteurs tels que la recharge, la dispersion hydrodynamique peuvent influencer la distribution verticale des contaminants.

A2-2.4 ESPACEMENT TEMPOREL ENTRE PRELEVEMENT

Les nappes étant des corps en mouvement, la compréhension des phénomènes s'y déroulant demande souvent plusieurs années de suivi.

La stratégie d'échantillonnage doit donc également définir la fréquence des prélèvements.

Les périodicités de prélèvement rencontrées les plus fréquemment sont semestrielles, trimestrielles ou annuelles.

Cependant dans le cas d'un site avec un lessivage important on peut envisager de faire un prélèvement après une longue période pluvieuse (ou après un orage important), et après une période sèche.

Dans le cas des nappes à forte amplitude piézométrique, une mesure en hautes eaux et en basses eaux est requise.

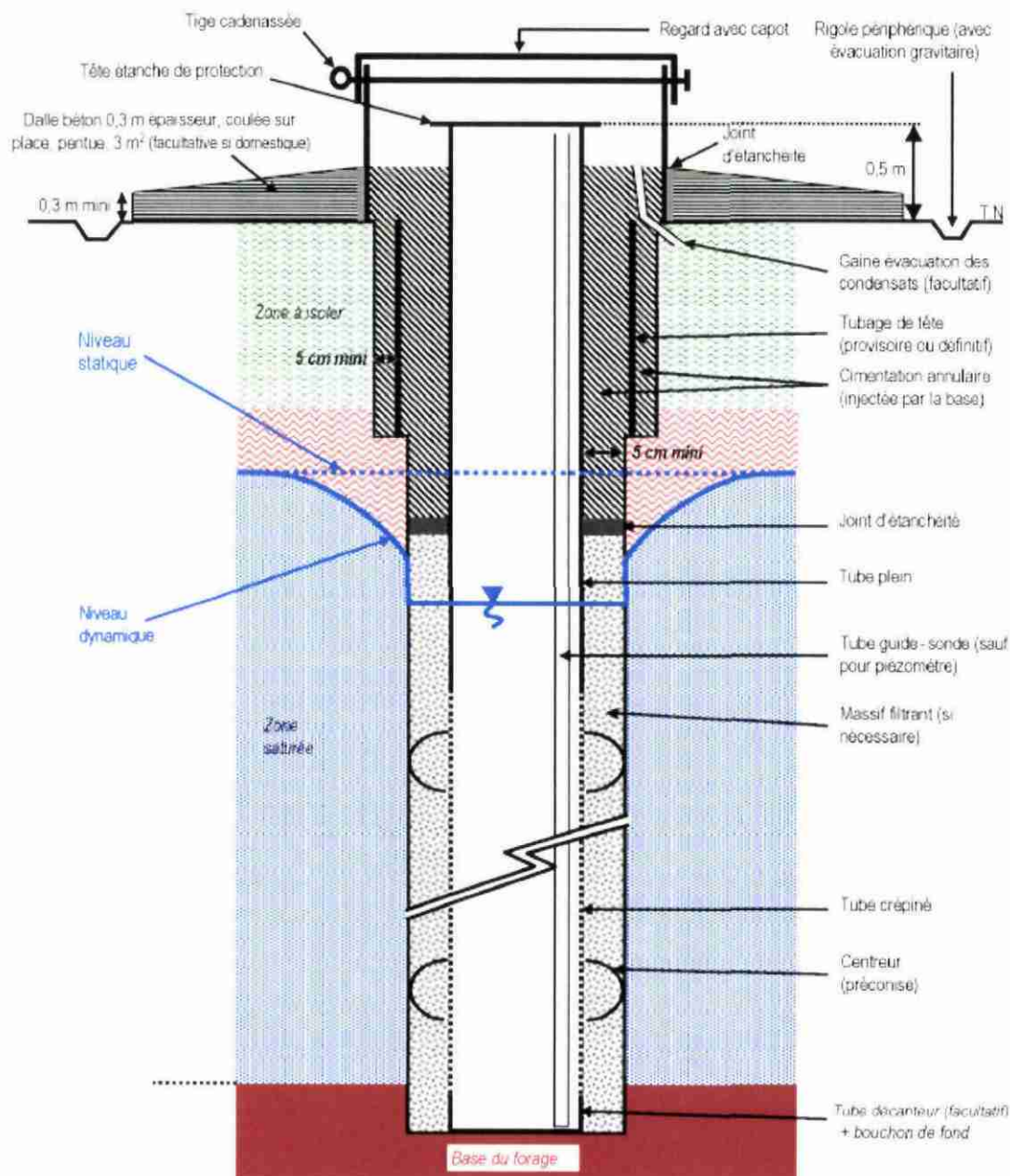


Figure 35 : Éléments d'un forage

Selon la distance du site à des cibles éventuelles, on pourra aussi adapter la fréquence d'échantillonnage en fonction du temps estimé pour qu'une contamination éventuelle de la nappe parvienne à ce point d'impact (fréquence de prélèvement plus faible que le temps de transfert estimé).

A2-3 Mise en place de Forage

A2-3.1 GENERALITES

Si le foreur n'est pas de la région s'assurer qu'il a suffisamment pris en compte la géologie locale. Le danger étant, de par une connaissance insuffisante, de mettre en contact des nappes initialement isolées par des niveaux imperméables.

Les différents éléments d'un forage sont repris dans la **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**

A2-3.2 CHOIX DE LA TECHNIQUE DE FORAGE

Les principales techniques de forage sont reprises dans le tableau suivant (Tableau 15).

L'installation des forages doit retenir la même attention que les sondages sols quant au choix des fluides et des lubrifiants.

Un document publié par l'US-EPA recense les différents outils disponibles permettant à la fois le prélèvement d'eaux interstitielles à l'avancement et la mise en place de l'équipement du forage pour un suivi des concentrations dans le temps (USEPA, 2005). Ces techniques de mise en place à l'avancement ont été comparées à celles des forages classiques par BP en 2002. Cette étude a montré que pour certains paramètres aucune différence n'était observable (niveau piézométrique, hydrochimie de l'eau, BTEX), tandis que pour d'autres paramètres (naphtalène) les résultats divergeaient. Ceci pourrait être dû à des particules en suspension plus importantes dans ce type d'ouvrages lié à un mauvais développement des ouvrages mis en place et/ou à la difficulté de mise en place d'un massif filtrant.

Principales techniques de forage utilisées en environnement			
technique	Avantages	Inconvénients	Possibilité de mise en place d'un forage
Forage non destructif			
Carottier double ou triple	Technique adaptée à tous types de terrain Possibilité d'atteindre des profondeurs importantes Prélèvement d'échantillons de sols intacts	Exécution lente Coût élevé	Oui
Carottier à fenêtre	Prélèvement d'échantillons de sols peu remaniés L'ouverture latérale du tube permet l'observation et le prélèvement de sols Exécution rapide et matériel peu encombrant Pas de fluide de forage	Technique limitée à des terrains meubles non éboulés et exempts de blocs Profondeur limitée à une dizaine de mètres	
Tarière simple	Exécution rapide si profondeur d'investigation faible Prise d'échantillons de sols assez représentatifs Pas de fluide de forage	Technique limitée à des terrains meubles non éboulés et exempts de blocs Profondeur limitée à une dizaine de mètres Echantillons de sols remaniés et risque de contamination croisée par les échantillons sus-jacents	
Tarière continue	Exécution rapide et possibilité d'atteindre des profondeurs de l'ordre de 50m	Technique limitée à des terrains meubles	

	Possibilité de prise d'échantillons de sols assez représentatifs Pas de fluide de forage	Nécessité d'un couple de rotation plus important que les tarières pleines	
Tarière creuse	Adapté au forage dans les terrains éboulés Exécution assez rapide Possibilité de prélèvement d'échantillons de sols non remaniés par introduction d'un carottier dans la lumière centrale Pas de fluide de forage		
Forage destructif			
Marteau fond de trou	Permet le forage de roches très dures	Techniques non adaptée aux terrains argileux Les échantillons sont inaptes à l'analyse des polluants L'utilisation d'air comprimé peu avoir une influence sur l'analyse des échantillons d'eau	
Odex	Permet le forage dans des terrains éboulés et comprenant de gros blocs	Techniques non adaptée aux terrains argileux Les échantillons sont inaptes à l'analyse des polluants L'utilisation d'air comprimé peu avoir une influence sur l'analyse des échantillons d'eau	
Tricone	Permet le forage de tous types de terrain en utilisant le trépan adéquat	Les échantillons sont inaptes à l'analyse des polluants L'utilisation de fluide de forage peu avoir une influence sur l'analyse des échantillons d'eau	
Mise en place à l'avancement			
Méthodes directes	Faible coût Echantillonnage, mesure du niveau piézométrique rapide, et test hydraulique Adapté au cas des nappes libres peu profondes	Utilisation limitée aux terrains meubles à granulométrie suffisante pour ne pas provoquer de colmatage de la crépine Utilisable pour forage amont (risque d'entraînement de contaminants si zone contaminée traversée) Faible diamètre (difficulté de prélèvement)	
Méthodes indirectes	Faible coût Echantillonnage, mesure du niveau piézométrique rapide, et test hydraulique Adapté au cas des nappes libres peu profondes Permet la mise en place d'un massif filtrant Permet l'installation de forage à travers une zone contaminée	Faible diamètre (difficulté de prélèvement)	

Tableau 15 : Technique de forage utilisable pour la mise en place de forage (d'après Pellet et al., 2002 ; USEPA, 2005).

A2-3.3 Equipement du forage

La mise en place des forages doit aussi suivre un certain nombre de règles particulières (norme AFNOR, FD X-31-614, X10-999), notamment concernant :

- le diamètre de l'ouvrage, fonction :

- de la profondeur de celui-ci,
- des mesures qui y seront effectuées (taille des outils) : mesure du niveau d'eau, mesure de paramètres physico-chimiques, prélèvement d'échantillons,
- des débits de pompage recherchés dépendant de la taille des pompes pour : la réalisation de tests hydrauliques, la mise en place d'un système de dépollution, le confinement hydraulique (rabattement) ;
- la position (spatiale) des différents éléments le composant (crépine, tube plein...) : fonction de la géologie, de l'hydrogéologie et du type de polluant ;,
- la nature des tubages et des crépines : fonction de l'hydrochimie des nappes (corrosion) et de la nature des polluants (interactions) (Tableau 16) ;
- l'ouverture des crépines et le choix du matériau constitutif du massif filtrant : fonction de la géologie locale ;
- la sécurité de l'ouvrage : bouchon de bentonite (pour éviter le contact entre différents horizons), cimentation (pour éviter l'infiltration depuis la surface), tête de forage (protection contre le vandalisme et les accidents de chantier).

Monitoring objective	Type of material		
	Teflon PTFE	Stainless steel	PVC
Trace inorganics			
• heavy metals	+	(+)	(+)
• corrosive condition	+	(+)	+
Organic substances			
• detergents	+	+ ^A	(+)
• phenols	(+)	(+)	(+)
• aliphatic hydrocarbons	+ ^A	+ ^A	-
• aromatic hydrocarbons	+ ^A	+ ^A	-
• halogenated hydrocarbons	(+)	+ ^A	(+)
• pesticides	(+)	+ ^A	-
• ketons, esthers, aldehydes	(+) ^A	+ ^A	-
Bacteriology	+	+	(+)

Explanation: + suitable; (+) partly suitable; - non suitable; ^A assessment per analogiam

Tableau 16 : Compatibilité entre les matériaux utilisés et les contaminants présents dans la nappe à investiguer (d'après Remmler, 1990).

Lors de la mise en place des forages leur usage futur doit être envisagé car cela conditionnera leur diamètre. Si le forage est utilisé uniquement pour de la surveillance un diamètre de 50 mm peut être suffisant, s'il doit être utilisé pour la remédiation des eaux souterraines un diamètre de 100 mm (voir plus) peut être requis.

Lorsque deux (ou plus) aquifères sont présents sous le site, on évaluera la pertinence de la surveillance de l'aquifère le plus profond. S'il s'avère que cette surveillance est indispensable, on veillera à ce que la mise en place du forage ne mette pas en contact l'aquifère le plus profond avec d'autres nappes sus-jacentes. En conséquence, on veillera à :

- tuber le forage entre la surface et le toit de l'aquifère ;
- avoir la zone crépinée correspondant au maximum à la formation géologique portant la nappe (aquifère).

Par exemple, (Figure 36) une préforation jusqu'à l'aquitard de la première nappe doit être réalisé, celui-ci est ensuite bétonné, et on peut alors re-forer à plus petit diamètre au sein de celui-ci pour atteindre la nappe sous-jacente sans risque de contamination.

Les crépines trop longues sont à éviter car cela peut engendrer des mélanges d'eaux de qualité variable (connexion entre deux couches stratigraphiques). Ainsi dans les milieux poreux, des crépines de 3 m maximum sont à considérer. Des crépines longues pourront par contre être utilisées dans le cas de milieux fissurés ou karstiques pour favoriser l'interception de fissures ou conduites et ce même si cela peut occasionner une dilution des eaux.

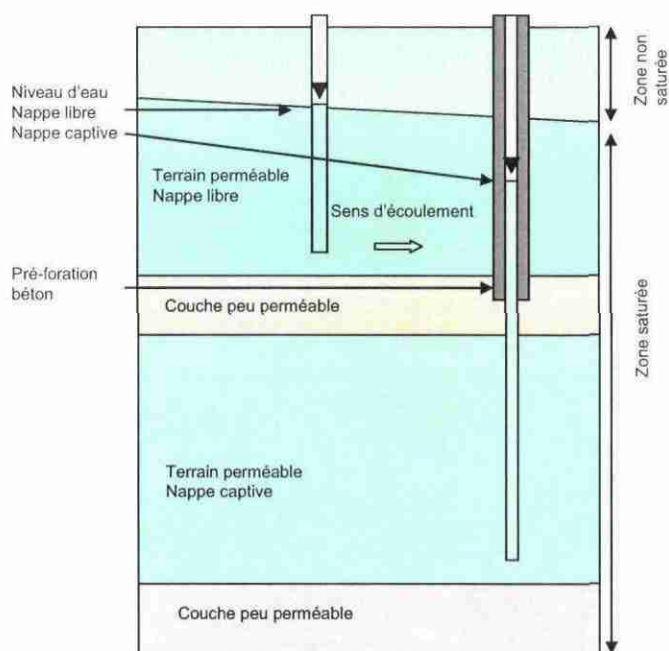


Figure 36 : Précaution à prendre lors de la mise en place de piézomètres dans des nappes superposées.

A2-3.4 DEVELOPPEMENT DU FORAGE

Quelque temps après son installation le forage doit subir un développement (un pompage intensif) jusqu'à l'obtention de paramètres physico-chimiques constants pour les eaux pompées. Le premier prélèvement dans un ouvrage nouvellement réalisé ne pourra avoir lieu qu'après une semaine. On considère en général qu'il faut attendre entre 1 à 3 mois après l'installation d'un piézomètre avant de pouvoir y réaliser un échantillonnage, le forage induisant des perturbations importantes sur le milieu.

A2-3.5 ENTRETIEN DU FORAGE

Au droit d'un site de stockage, la surveillance peut éventuellement être imposée pour 30 ans. Or c'est la durée estimée de vie d'un piézomètre. Il faudra donc veiller régulièrement à ce que celui-ci ne s'encrasse pas. Pour cela, une simple mesure du fond de l'ouvrage peut donner une première indication. Des inspections vidéo pour

vérifier l'état des crépines peuvent aussi être entreprises si on constate que l'ouvrage se vide (colmatage possible par des précipités ou des développements bactériens).

A2-3.6 FERMETURE D'UN FORAGE

Si un forage n'est plus utilisé alors mieux vaut le fermer en suivant la procédure décrite dans la norme X10-999. En effet, un forage peut-être un point d'entrée de polluant directement dans la nappe en cas d'acte de malveillance, ou de non intégrité de celui-ci.

A2-4 Protocole de prélèvement et d'échantillonnage des eaux souterraines

A2-4.1 ÉTAPES ET CAS PARTICULIER

Un certain nombre d'étapes est nécessaire afin de bien définir une campagne d'échantillonnage sur un réseau de forage (Tableau 17).

L'échantillonnage des eaux souterraines se fait en deux étapes, une première étape de purge de l'ouvrage et une deuxième qui correspond au prélèvement proprement dit.

La condition de départ est que les prélèvements soient effectués dans des forages aptes en termes de lieu d'implantation, de profondeur, d'équipement...etc. à recouper le panache de pollution recherché. Les prélèvements doivent être réalisés à des profondeurs adéquates, voir à différentes profondeurs, pour tenir compte des propriétés des polluants recherchés (densité, solubilité) et de l'évolution du panache selon les conditions hydrodynamiques.

Etape nécessaire	Actions	Objectif
Vérification de l'état du piézomètre	Mesure niveau piézométrique Mesure fond du piézomètre Evaluation de la présence de flottants	Identification du besoin éventuel d'un développement Précaution à prendre lors du prélèvement (écrémage préalable, prélèvement de la phase non miscible)
Mesure sur site	Mesure de gaz en tête de piézomètre Diagraphie (mesure physico-chimique de la conne d'eau)	Protection des intervenants Identification de stratification des eaux
Choix des outils de purge Choix des outils de prélèvement	Fonction de la taille du piézomètre Fonction des interactions du polluant avec les matériaux constitutif des outils Fonction de l'influence du mode de prélèvement sur l'intégrité de l'échantillon (cas des volatils)	Préserver au mieux la qualité physico-chimique de l'eau prélevée
Purge du forage	Eliminer l'eau stagnante du forage Arrêt à la stabilisation des paramètres physico-chimique	Prélever une eau représentative de la nappe

Nettoyage des outils	Adapté le protocole au type de polluant	Eviter les pollutions croisées lors de la réutilisation des outils
Evacuation des eaux	Choix d'une solution selon le niveau de pollution des eaux et les pratiques acceptables (ré-infiltration sur place, traitement ex situ ou ré-injection dans le forage)	Eviter une contamination des sols de surface par infiltration
Collecte, Traitement et Conservation des échantillons	Sélectionner, le volume collecté, le type de flaconnage, le traitement et l'ajout de conservateur fonction du polluant et de la technique analytique choisie. Vérifier les délais d'analyse Réaliser des blancs et doublons	Assurer la meilleure traçabilité de l'échantillon et de la chaîne analytique

Tableau 17 : Étapes pour la mise en place d'une campagne d'échantillonnage des eaux souterraines.

A2-4.2 MESURE DE LA PIEZOMETRIE

Si le réseau de forages a été mis en place en plusieurs temps bien contrôler le nivellement (i.e. vérifier l'accord entre les nivellements) des différents forages à chaque ajout d'un forage dans le réseau de surveillance. Un mauvais nivellement peut conduire à une interprétation hydrogéologique erronée surtout à l'échelle d'un site où les différences de niveaux piézométriques mesurées sont souvent faibles.

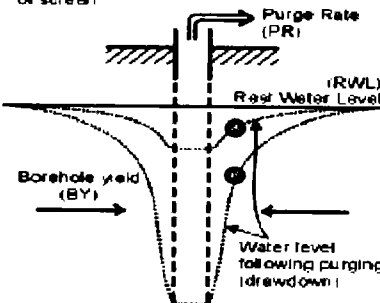
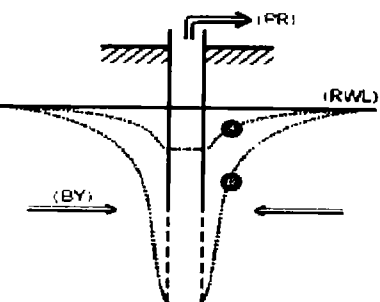
La mesure du niveau de l'ensemble des piézomètres suivi doit être effectuée dans le délai le plus court possible.

Si le site se situe en bord de mer, un suivi piézométrique sur 24 h permet de mettre en évidence une influence éventuelle de la marée.

A2-4.3 PURGE

L'eau au sein d'un forage n'est pas forcément représentative de l'aquifère dans la mesure où l'eau peut y stagner et évoluer du fait du contact de la colonne d'eau avec l'atmosphère, de réactions de surface avec les parois du forage et/ou d'une activité biologique. Aussi, il est souvent nécessaire de procéder à une purge de l'ouvrage i.e. renouveler l'eau par pompage ou soutirage jusqu'à ce qu'elle devienne représentative de la portion de l'aquifère que l'on veut échantillonner.

Pour le choix du volume à purger un consensus semble s'instaurer quant à retenir comme moment propice au prélèvement :

BOREHOLE DESIGN	Relationship of Purge Rate (PR) and Borehole Yield (BY)*	Possible purging strategy to achieve sample objective	
		④ COMPOSITE SAMPLE	⑤ SPOT SAMPLE
- Open and long-screened boreholes (see § 5.1) - Water level below, within or close to top of screen 	④ $PR < BY$ ⑤ $PR > BY$	④ or ⑦ use of alternative strategies (e.g. ①, ②, ③, ⑥) should be justified in comparative trials against ④ or ⑤ ⑤ or ⑦ If spot sample required from water level. ⑥ in homogeneous high permeability formations	④ Composite Sample - mixed sample representative of entire screened interval / open borehole ⑤ Spot sample - sample representative of groundwater at a specific depth
- Short-screened boreholes / piezometers (see § 5.1) - Water level above top of screen 	④ $PR < BY$ ⑤ $PR > BY$	④ or ⑦ use of alternative strategies (e.g. ①, ②, ③, ⑥) should be justified in comparative trials against ④ or ⑤ ⑤ or ⑦ If spot sample required from water level. ⑥ in homogeneous high permeability formations. ⑦ or ② or ③ if screen is very short (e.g. <3m)	④ Replacement of water in borehole lining above screen ⑤ Replacement of water in screened section only ⑥ Sampling of water in screened section (assumed to be in continuity with aquifer)
UNKNOWN DESIGN 	ANY	④ or ⑤	Not possible (insufficient knowledge)

NOTES: *Purge rate is less than Borehole Yield if water level stabilises during pumping. This is preferred to minimise turbulence. Consideration must be given to the possibility of mixing caused by lowering of the sampler. (<: less than; >: greater than)

DDA 9.6

Figure 37 : Stratégie de purge possible selon le type de forage et les propriétés hydraulique du milieu (SEPA, 2003).

- la vidange d'un volume égal à 3 à 5 fois le volume du puits (volume d'eau contenu dans le tubage et dans le massif filtrant éventuel) ;
- et la stabilisation des paramètres physico-chimiques des eaux pompées lors de la purge.

Ce principe est valable pour les formations aquifères présentant une perméabilité moyenne à élevée. Pour les aquifères à faible perméabilité ($Q < 0,1$ L/min), on considère généralement la vidange de 1 à 2 fois l'ouvrage, l'échantillonnage est alors réalisé lorsque l'ouvrage a retrouvé son niveau statique. Les préleveurs manuels ou les échantillonneurs passifs sont alors particulièrement adaptés. Le problème dans ce type de formation est de parvenir à renouveler l'eau du forage sans l'assécher.

Pour le choix du débit de purge, on considère qu'un débit de purge adapté sera celui qui n'engendre pas de rabattement important de la colonne d'eau.

Une technique de purge à très faible débit est ainsi recommandée par l'US-EPA (Low flow purging and sampling), elle consiste en une purge à un débit correspondant à la productivité de la couche aquifère adjacente à la position de la pompe dans l'ouvrage. Le débit de purge étant faible, le prélèvement se fait avec le même outil et dans les mêmes conditions que la purge, après stabilisation des paramètres physico-chimiques. Cette technique n'engendre quasiment aucun rabattement de la nappe.

La purge préalable de l'ouvrage doit être réalisée dans les mêmes conditions et le moment de prélèvement suite à cette purge être défini, pour chaque point de prélèvement. Pour la définition du mode de purge on pourra s'inspirer de la Figure 37.

A2-4.4 PRELEVEMENT

Différentes techniques de prélèvement sont disponibles (Figure 38, Tableau 19).

Le choix de la technique se fera en fonction :

- du (des) composés à analyser (Tableau 18) ;
- des contraintes de mise en œuvre de cette dernière (accessibilité, contexte hydrogéologique) ;
- de ses avantages et de ses inconvénients (Tableau 19, Tableau 20 et Tableau 21).

Prélèvement

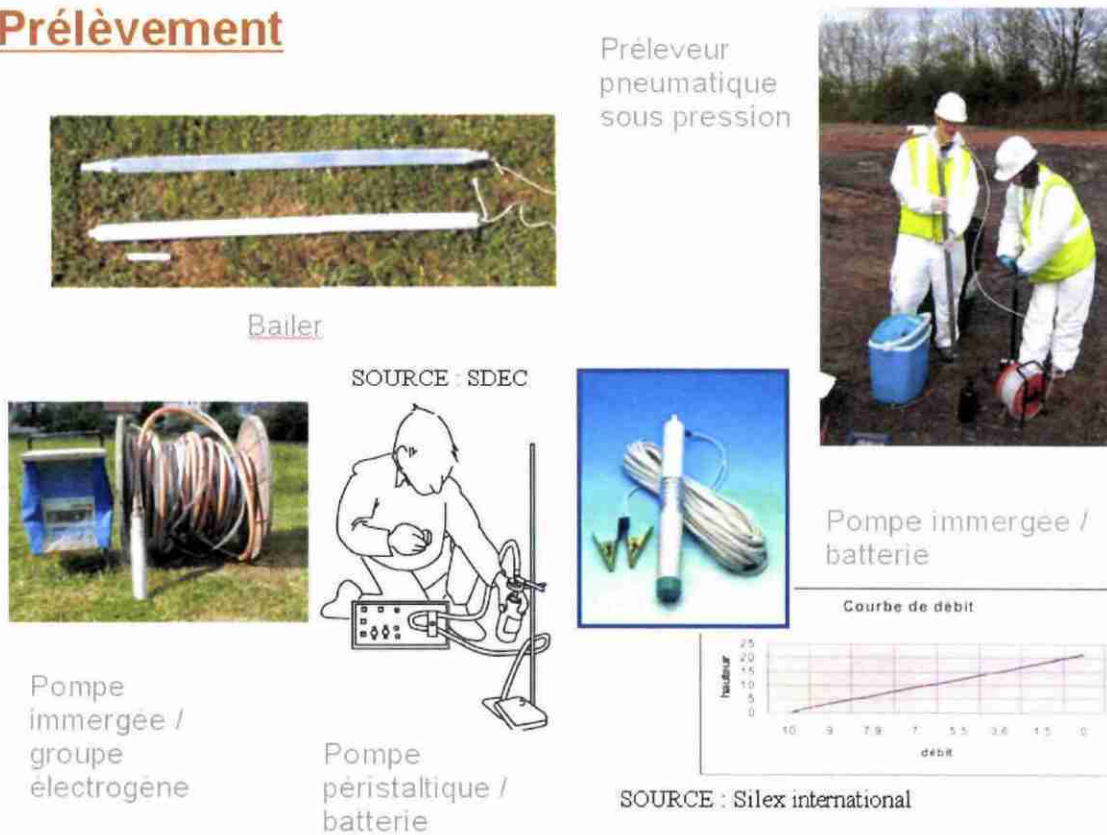


Figure 38 : Différents outils de prélèvement possibles.

Type of compounds	Typical compounds and parameters		Membrane pumps	Bailers with 1 or 2 valves	Submersible pumps	Gas driven pumps	Suction pumps
			w*	w*	w*	w*	w*
Volatile Organic Compounds VOC	Chloroform Trichloroethene CH ₃ Hg	C*	6	4	3	1	1
Gases dissolved in water Unstable physico-chemical parameters	O ₂ , CO ₂ pH, Eh Conductivity	C*	6	4	3	1	1
Metals and trace inorganics Reduced compounds	Fe, Cu NO ₂ ⁻ , HS ⁻	C*	6	4	5	2	2
Major cations and anions	K ⁺ , Na ⁺ , Mg ²⁺ Ca ²⁺ , Cl ⁻ , SO ₄ ²⁻ HCO ₃ ⁻	C*	6	5 4	5	5	5

Explanations: C* – sensitivity of listed compounds to chosen sampling methods increase to the upper part of the table. w* – representativity of groundwater samples increase from the right to the left hand side of the table. Assessment of sampling methods:

- 1 – non suitable, non recommended sampling method;
- 2 – relevant if devices are made of non reactive materials;
- 3 – relevant if pumping/purging is well designed and supervised
- 4 – relevant if purging of stagnant water is properly done
- 5 – relevant
- 6 – the most relevant in every case

Tableau 18 : Adéquation de la méthode de prélèvement au type de composés recherchés (Nielsen and Nielsen, 2006).

Technique d'échantillonnage	Avantages	Inconvénients
Echantillonneur manuel	Permet l'échantillonnage de liquide non miscible Portatif sans énergie requise Différents matériaux possible	Petit volume Inadéquat pour les grandes profondeurs Contact avec l'air lors du remplissage des flacons Blocage des valves possible par les MES
Echantillonnage par succion	Peu coûteux Portatif Débit variable Différents matériaux possible	Profondeur limitée Possibilité d'altération chimique causée par la pression négative
Echantillonnage par poussée de gaz, et par déplacement positif : pompe centrifuge, à piston, à vessie	Dégazage et volatilisation réduite Purge rapide Utilisable à grande profondeur Débit variable	Coûteuse Source d'énergie nécessaire Nettoyage difficile Large diamètre du forage nécessaire Eau en contact avec les composantes de la pompe

Tableau 19 : Principaux modes d'échantillonnage des eaux souterraines (Guide canadien n° 3, 1994).

Appareil	Diamètre minimal du puits	Profondeur maximale d'échantillonnage	Volume ou débit de l'échantillonnage à profondeur maximale	Contrôle du débit	Matériau	Altération chimique de l'échantillon prélevé	Nettoyage maintenance
Bouteilles à clapet(s)	1,25 cm	Illimitée	Variable	Non applicable	Tous	Légère — modérée	Facile ou usage unique
Seringues	3,75 cm	Limitée à la contre-pression applicable	Très faible	Non applicable	Acier 316, Téflon, polyéthylène, verre	Légère	Facile
Pompes de surface, centrifuges ou péristaltiques	1,25 cm	Environ 7 m	Très variable	Bon	Très variable	Modérée — élevée	Facile
Pompes immergées pneumatiques sans vessie	2,5 cm	Une centaine de mètres	Plusieurs dizaines de litres à l'heure	Bon	Téflon, PVC, polyéthylène	Modérée — élevée	Facile
Pompes immergées pneumatiques à vessie	3,75 cm	Plus de 100 m	Plus d'une centaine de litres à l'heure	Bon	Acier 316, Téflon, viton, PVC, silicone	Minime — légère	Facile
Pompes immergées à engrenages	5 cm	Environ 70 m	Plus d'une centaine de litres à l'heure	Mauvais	Acier 304, Téflon-viton	Minime — légère	Facile
Pompe immergée à rotor hélicoïdal	5 cm	Une quarantaine de mètres	Plusieurs dizaines de litres à l'heure	Mauvais	Acier 304, Téflon	Légère — modérée	Difficile
Pompe immergée à piston	3,75 cm	Au-delà de 150 m	Plusieurs dizaines de litres à l'heure	bon	Acier 304, Téflon	Légère — modérée	Facile à difficile
Pompe immergée centrifuge	5,5 cm	Au-delà de 70 m	Plusieurs dizaines de litres à l'heure	bon	Acier 304, Téflon	Légère — modérée	Facile à difficile

Tableau 20 : Avantages et inconvénients des différentes techniques d'échantillonnage des eaux souterraines (Norme FD X31-615, 2000).

Equipment type	Description	Advantages	Disadvantages
Depth samplers			
Bailers	Cylinder of appropriate diameter on rope or wire. Ideally filling through bottom check-valve. Can be PVC, PTFE, stainless steel, or other material.	Low cost. Dedicated or disposable options. Easy to operate. Readily portable.	Can only sample top of water column. Low abstraction rate makes purging slow. Causes agitation if operated too vigorously. Bailing cable a source of cross-contamination.
Discrete depth samplers	Container with closure at each end – either a valve or a trigger mechanism. Lowered to required depth, sample, then withdraw.	Low cost – can be dedicated. Fairly easy to operate. Readily portable. Can take depth profile of water column by sequential sampling.	Low abstraction rate makes purging slow. Causes agitation if operated too vigorously. Closures can fail, particularly when suspended solids present.
Pumps			
Electric submersible	Electrically powered positive displacement pumps, down to 50 mm diameter.	50 mm diameter pumps can operate to approx. 75 m depth. Larger diameter pumps will operate deeper. Easy to operate. Can be used for purging. Can be used for low-flow purging ¹ .	Need vehicular access for equipment (heavy). Cause pressure changes and agitation. Reduced capability in presence of suspended solids and higher temperatures.
Inertial	Length of tubing with foot valve. Oscillation causes water column to rise up tube. Can be powered by hand or mechanically.	Low cost dedicated system. Can operate to approx. 60 m depth ² . Lightweight and portable. Mechanical unit available. Simple field maintenance. Can operate in silty conditions. Can be used for purging ¹ .	Can entrain suspended solids. Causes agitation of sample.
Suction (including peristaltic)	Surface mounted pumps operating by suction exerted on water column.	Pump is at surface – dedicated tubing can be left in hole. Inertial pumps can be used as priming mechanism to avoid cross-contamination.	Can only operate to 7.6 m depth or less. Suction degasses sample. Causes pressure changes and agitation. May require priming, causing cross-contamination.
Gas lift	Compressed air or gas provides positive pressure in sampler, driving sample to surface.	Can operate to any depth.	Gas comes into contact with sample, which may be degassed or subject to pressure changes. Compressor and/or tank must be taken to site.
Bladder	Compressed air or gas enters bladder in sampler, forcing sample to surface. Down to 50 mm diameter.	Can operate to any depth. Little sample disturbance. Can be used for low-flow purging.	Relatively expensive. Low abstraction rate makes purging difficult.

¹ Use of low flow rates can cause suspended solids to fall back down discharge line, resulting in blockage of the pump.
² If operated mechanically.

Tableau 21 : Avantages et inconvénients de différentes techniques d'échantillonnage des eaux souterraines (Environment Agency, 2003).

Comme il existe un très grand nombre de modes de prélèvement possible, pour effectuer un choix on doit s'attacher à répondre à un certain nombre de questions (Tableau 22). Une fois défini, le mode de prélèvement doit être conservé tout au long du suivi.

Validité et précision des échantillons fournis par l'outil	
Matériaux de construction et des équipements des outils	Possibilités d'interactions entre l'outil et l'échantillon
Diamètre externe de l'outil	Doit pouvoir pénétrer dans l'ouvrage sans provoquer d'effet piston trop important
Capacité de remontée d'eau de l'outil	Plus l'ouvrage est profond et moins le nombre d'outils disponible est important. De plus pour les ouvrages très profonds, les outils disponibles sont souvent de plus gros diamètre
Possibilité de contrôle du débit et valeur de celui-ci	Pour certains composés il faut pouvoir avoir un débit de prélèvement faible. Or plus l'ouvrage est profond et moins les pompes immergées permettant de remontée de l'eau autorise de faible débit, des préleveurs passifs pourront alors être préférés
Facilité d'utilisation sur site	Pour les sites de stockage qui ne sont plus en activité, les conditions d'accès peuvent être difficiles et donc la mise en place de groupe électrogène. On devra alors choisir des outils autonomes en énergie (préleveur passifs) ou des outils fonctionnant sur batterie
Outil portable ou outil dédié	Dans certains cas (piézomètre très pollué par exemple) il peut être préférable de laisser le matériel de prélèvement en place. Cela permet aussi d'être sûr que l'outil de prélèvement ainsi que la position de l'outil dans l'ouvrage seront constant d'une campagne à l'autre
Fiabilité et durabilité	Pour l'interprétation des données, il faut qu'à chaque campagne un prélèvement puisse être réalisé et avec les mêmes outils pour être sûr de la reproductibilité des résultats
Coût d'achat et d'entretien	

Tableau 22 : Critères de sélection pour les outils de purge et d'échantillonnage des eaux souterraines.

Ces différentes techniques ainsi que leurs avantages et inconvénients, leur applicabilité selon le forage et le type de substances analysées sont décrits dans la norme française pour l'échantillonnage des eaux souterraines (FD X-31-615), et dans le guide Suisse, 2003.

Les préleveurs manuels permettent de réaliser des prélèvements ponctuels sans sollicitation de la nappe, tandis que lors des prélèvements avec une pompe, il faut faire attention au débit de prélèvement qui s'il est trop élevé peut engendrer des circulations verticales au sein du piézomètre, et ce d'autant plus que ce dernier est crépiné sur une grande hauteur.

Un certain nombre de biais peut altérer la mesure de certains composés du fait du prélèvement (Tableau 23).

Aussi, le mode de fonctionnement (Tableau 24), et les matériaux constitutifs des outils de prélèvement peuvent interagir avec les polluants (relargage et/rétention, Tableau 25).

	Perturbation de l'échantillon						Turbidité	
	Dépression	Augmentation de la température	Exposition à l'air atmosphérique	Adsorption sur les matériaux constitutifs du matériel de prélèvement	Désorption depuis le matériel de prélèvement	Agitation et aération lors du prélèvement	Adsorption sur les particules	Relargage depuis les particules
COV	D+++	D+++	D+++/ A+++ (selon composé)	D+	A+	D++	0	0
Gaz dissous et Eh	D+++	D+++	D+++/ A+++ (selon composé)	D++ à D+++ (selon concentration)	A+	D++	0	0
Semi volatils	D++	D++	D++	D+	A++	D+	D++	A++
Pesticides	D+	D+	D+	D+	0	D+	D++	A++
Métaux	D+	D+	D+++	D+ à D+++ (selon présence d'oxyde de fer)	A+	D+	D+++	A+++
Anions et cations majeurs	0	0	D+	D+	0	0	D+	A+

Tableau 23 : Sources potentielles de biais lors du prélèvement d'eau (USEPA, 2005) :
D : diminution, A : augmentation, 0 : pas d'effet ; +, ++ et +++ marque l'intensité du biais).

Appareil	Paramètres de l'eau souterraine										
	Inorganiques						Gaz	Organiques			Biologiques
	Conductivité	pH	redox	Ions majeurs	Métaux traces	Fluorure	Gaz dissous	Semi-volatils	Volatils	COT	Bactéries coliformes
Bouteille à simple obturation	*			*	*	*		*		*	*
Bouteille à double obturation	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Seringue	*	*	*	*	*	*		*	*	*	*
Pompe péristaltique	*	*	*	*	*	*		*		*	*
Pompe pneumatique sans vessie	*			*	*	*		*		*	
Pompe pneumatique à vessie	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Pompe à engrenages	*	*	*	*							
Pompe à rotor hélicoïdal	*	*	*	*		*	*	*		*	
Pompe à piston	*			*		*		*			
Pompe centrifuge	*	*	*	*		*					
Les points * indiquent que l'appareil convient pour l'application. Les cases vides indiquent que l'appareil ne convient pas ou qu'il n'a pas été testé pour cette application.											

Tableau 24 : Matrice de l'aptitude de différents appareils d'échantillonnage à la mesure de certains paramètres de l'eau souterraine (Pohlmann, Hess, 1988, complété par le groupe de travail AFNOR, Norme FD X31-615).

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 pertes de CO ₂ ; dégradation des éthènes chlorés
Acier galvanisé	Phosphates	Fe, Mn, Zn, Pb, [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, naphtalène, 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 trace, certains isotopes		
PVC dur	Large palette de composés organiques, dont les hydrocarbures aromatiques (phénol, BTEX, Chlorobenzènes) et aliphatiques, PCE ; aucune influence observée sur de nombreux HHV	Pb, Zn, Cd et Cu (catalyseur 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
PEHD	Certains hydrocarbures	Pb, Zn, Cd et Cu	Diffusion possible des

Matière	Adsorption et désorption sur les surfaces	Libération de substances composant la matière	Autres modifications possibles
	aromatiques et hydrocarbures chlorés	(catalyseur de fabrication), plastifiants et additifs pour plastiques, substances spécifiques des colles si PEHD collé	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, dichloroéthanés, PCE, phénols et chlorobenzènes	Pas de libération de plastifiants et additifs pour plastiques	Diffusion d'oxygène possible au travers du matériel ; pas d'adsorption de dichlorométhane, chloroforme, 1,1,1trichloroéthane, 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

Tableau 25 : Effets possibles des matériaux constitutifs des outils de prélèvement sur la composition de l'eau échantillonnée (Guide suisse, 2003, d'après DVWK, 1990).

Techniques de prélèvement d'eau multi-niveaux			
Nom technique	Méthodologie	Avantages	Inconvénients
Echantillonneurs actifs			
Waterloo Multilevel system	Cellules de prélèvement (90 cm) avec tuyau remontant vers la surface isolé par packer (amovible ou permanent)	Très bonne représentative des échantillons Obtention d'un profil vertical Echantillonnage facile et rapide	Mise en œuvre complexe Coût Contamination possible si massif filtrant Pas d'échantillonnage 1, 2 m
Continuous Multichannel Tubing CMT Multilevel system	Système de 7 cellules d'échantillonnage à installer dans un trou nu	Très bonne représentative des échantillons Obtention d'un profil vertical Echantillonnage facile	Mise en œuvre complexe Coût Pas d'échantillonnage 1, 2 m Limité à 7 zones de

		et rapide	prélèvements
Echantillonneurs passifs			
Waterloo Ground Water Profile	Pointe profilée en inox avec crépine latérale, prélèvement par pompe péristaltique jusqu'au flacon de prélèvement	Très bonne représentativité des échantillons Mise en évidence d'hétérogénéités verticales (pas de 30 cm) Peu de pertes des volatils Couplage possible avec sonde CPT	Pas de prélèvement de sols possibles Impossible en terrain induré et en présence de galets Nécessite un engin de forage
Discrete level Multi-Layer sampler DMLS	Echantillonneur d'eau passif basé sur le principe de la dialyse disponible en deux diamètres 40/45mm et 51/56 mm), pas de mesure 11,3 cm, élément de 1,5 m qui peuvent être assemblés, possibilité d'atteindre 22, 5 m de long	Bonne représentativité des échantillons Echantillonnage passif en principe plus représentatif (pas de risque de mélange de flux induit par pompage) Pas de mesure très faible	Faible volume d'eau prélevé (Pb de limite de quantification analytique) Durée d'échantillonnage long temps d'équilibre > 10 jours) Non adapté au cas des milieux à très faible perméabilité Interprétation délicate car mesure fonction du composé de la membrane....
Passive Diffusion Bags PDB	Sac constitué d'une membrane semi-perméable en polyéthylène basse densité : principe de la dialyse volume disponible entre 50 et 300 mL	Facilité de mise en œuvre Faible coût Pas de limite de profondeur d'utilisation	Durée d'échantillonnage long (2 semaines) Risque de mélanges des eaux (pas de packers) Interprétation délicate, et pb de représentativité
Préleveurs commandés			
Discrete Interval sampler, solinst	Mise sous pression du préleveur lors de la descente et de la remontée, prélèvement en un point précis, volume de 200 à 960 mL	Facilité de mise en œuvre Faible coût Permettent le prélèvement de phase organique	Risque de mélange des eaux dans le piézomètre si descentes et remontées successives

Tableau 26 : Techniques d'échantillonnage d'eau multi-niveaux
(d'après Côme et al., 2006 et Einarson, 2006)

Dans le cas de piézomètres installés dans des milieux hétérogènes, il peut être intéressant de mettre en œuvre des techniques de prélèvement d'eau multi-niveaux (Tableau 26).

Lorsque l'on échantillonne des eaux pour l'analyse des composés organiques volatils, une attention particulière doit être portée quant au choix du mode de prélèvement. Dans le cas d'un prélèvement avec une pompe, le débit de prélèvement ne devra pas excéder 100 mL/min et l'aération des échantillons devra être minimale.

Chaque technique de d'échantillonnage à ses avantages et ses inconvénients, et les résultats obtenus avec les différentes techniques peuvent être variables. Il faut donc veillez à ce que la purge (débit de purge, volume purgé et position de la pompe) ainsi que l'échantillonnage soit réalisé de la même manière dans tous les ouvrages suivi et dans le temps du diagnostic : i. e. avec le même outil, mais aussi avec des conditions de mise en œuvre de celui-ci identique (ainsi pour une pompe, le débit et le lieu d'échantillonnage doivent être identiques d'une campagne à l'autre).

La figure suivante (Figure 39) montre que selon la profondeur à laquelle on prélève dans un piézomètre, et selon le débit utilisé, la teneur en contaminant mesurée sur l'échantillon prélevé ne sera pas la même. De même, le moment retenu pour le prélèvement en fonction du volume purgé a aussi une influence sur la teneur en contaminant mesurée (Figure 40).

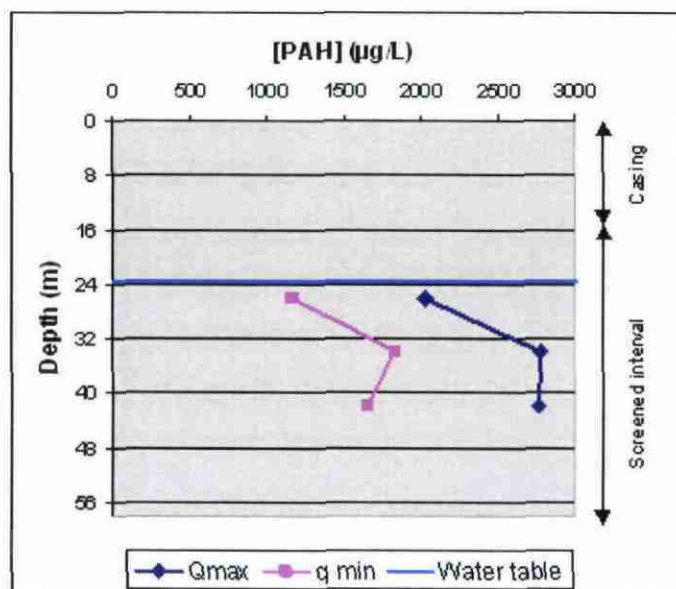


Figure 39 : Influence du débit de prélèvement et de la profondeur de prélèvement sur la teneur en contaminant mesurée (Guérin et Mouriot, 2005).

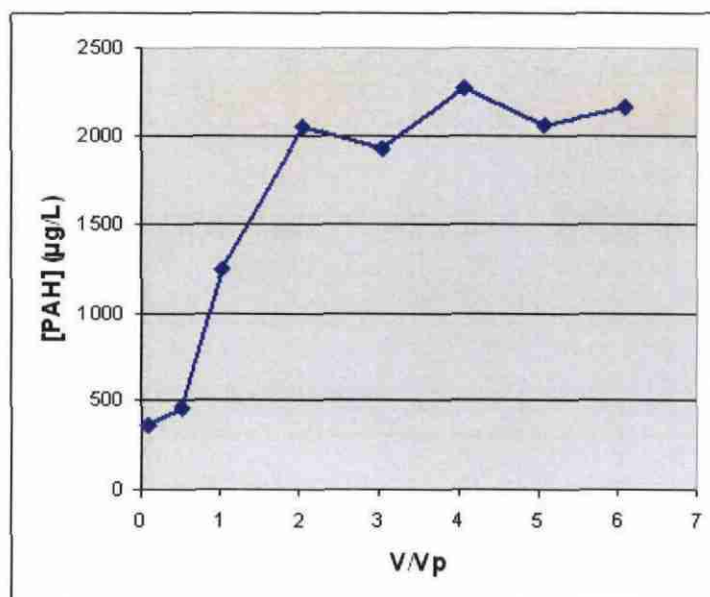


Figure 40 : Influence du volume purgé avant prélèvement sur la teneur en contaminant mesurée (Guérin et Mourirot, 2005).

Par sécurité (en cas de casse), on peut envisager de prélever systématiquement 2 échantillons.

A2-4.5 MESURE ET ANALYSE DE TERRAIN

Chaque campagne de prélèvement doit s'accompagner obligatoirement d'une campagne de mesures piézométriques, avant mais aussi pendant et après le prélèvement.

La mesure du débit doit également être réalisée de manière systématique.

La réalisation de diagraphies des paramètres physico-chimiques de l'eau (pH, Eh, conductivité, température, teneur en oxygène dissous), avant et après la purge, peut apporter des compléments de connaissance sur la qualité de la nappe (hétérogénéité verticale de la colonne d'eau, anomalies locales marquants des apports spécifiques...).

La mesure des paramètres physico-chimiques in situ est préférable à leur mesure en laboratoire, elle demande néanmoins un bon suivi (étalonnage et entretien du matériel).

Des mesures sur site (titrage, colorimétrie, photométrie et réaction immunologique) sont également possibles pour un certain nombre de paramètres.

A2-4.6 NETTOYAGE DES OUTILS

Nettoyage de l'équipement souillé par des substances inorganiques.

Nettoyage (USEPA, 1991) à l'aide d'un détergent exempt de phosphates, puis rinçage successivement avec :

- de l'acide chlorhydrique (pour les pièces en acier inoxydable) ou de l'acide nitrique dilué (0,1N).
- de l'eau du robinet.
- de l'eau déminéralisée.

Nettoyage de l'équipement souillé par des composés organiques.

Nettoyage (USEPA, 1991) à l'aide d'un détergent exempt de phosphates et d'une brosse, puis rinçage successivement avec :

- de l'eau du robinet.
- de l'eau déminéralisée, exempte de substances organiques.
- de l'acétone de qualité analytique.
- de l'hexane, de l'alcool méthylique ou de l'iso-propanol de qualité analytique, selon les analyses à exécuter.

Le lavage et le rinçage des tuyaux ou des préleveurs se feront par circulation d'un volume égal ou supérieur à trois fois le volume interne des outils à nettoyer.

A2-5 Suivi analytique

A2-5.1 CONDITIONNEMENT DES ECHANTILLONS

Les récipients utilisés pour recueillir les échantillons ne doivent pas exercer d'influence sur les substances à analyser (adsorption sur les parois, réactions, pertes de substances volatiles du fait du manque d'étanchéité, décomposition biologique).

Pour les eaux selon les paramètres à analyser, les récipients seront ou non remplis complètement (absence d'air).

Pour les eaux les quantités minimales à échantillonner seront fonction de la technique analytique retenues. Les conditionnements sont généralement fournis par le laboratoire d'analyse.

Le conditionnement pour chaque paramètre de l'eau analysé est généralement fourni par le laboratoire prestataire, si ce n'est pas le cas des tableaux de synthèse existent (norme NF EN ISO 5667-3,2004, Tableau 27, Tableau 28).

Paramètre	Conservation	Récipient	Remarques
Ammonium	15 ml H ₂ SO ₄ 20 N/l pH < 2; neutralisation avant l'analyse	Verre, matière plastique	Détermination dans les 24 h ou congelé -20°C < 1 semaine
Anilines	HNO ₃ , pH < 2	Verre	Entreposer au froid (4°C)
Anions (Cl, F, NO ₃ , NO ₂ , SO ₄)	Pas de dispositions spéciales	Verre	Détermination de NO ₂ dans les 24 h; entreposer au froid (4°C)
BTEX et hydrocar- bures halogénés	HCl, bisulfate pH < 2	Verre	En l'absence d'air! Détermination dans les 24 h qui suivent le prélè- vement
Chlorobenzènes	HCl, bisulfate pH < 2	Verre	Entreposer au froid (4°C)
Cyanures (libre)	NaOH, pH > 9	Verre	Détermination dans les 24 h ou congelé -20°C < 1 semaine
Hydrocarbures	HCl, H ₂ SO ₄ , pH < 2	Verre brun	Détermination dans les 2 jours qui suivent le prélèvement
Métaux	HNO ₃ , pH < 2	PP, PE	La stabilité est fonction du métal
Composés nitrés	HNO ₃ , pH < 2	Verre	Entreposer au froid (4°C)
HAP, PCB, composés nitrés	HCl, pH < 2, si déter- mination après 48 h	Verre, téflon	Entreposer au froid (4°C) Détermination dans les 7 jours
Phénols	H ₃ PO ₄ , pH < 3 + év. 1g/l CuSO ₄	Verre	Entreposer au froid (4°C) Détermination dans les 7 jours

Tableau 27 : Délai d'analyse, conditions de conservations et de stockage (Guide suisse, 2005).

Ainsi, on peut être amené à filtrer les échantillons :

- car dans certains cas on peut vouloir mesurer non pas la teneur totale en un élément mais la teneur dissoute,
- pour des raisons d'intégrité de l'échantillon, c'est le cas :
 - si les particules peuvent interférer avec la méthode analytique,
 - si des phénomènes de précipitation peuvent se produire,
 - si les particules peuvent modifier la composition de l'échantillon durant le stockage.

Conditionnement	Stabilisation	Filtration à 0,45 µm	Détermination possible
Flacon PE ou verre		Non	— Matières en suspension, DBO5, DCO — Agents de surface anioniques, cationiques ou non ioniques (détergents)
	Acide sulfurique à pH < 2	Non	Azote Kjeldahl, phosphore total
	Soude à pH > 10	Non	Cyanures totaux, cyanures libres
Flacon PE		Oui	Carbonate, bicarbonate, chlorure, sulfate, nitrate, nitrite, phosphate, bromure et composés du brome, fluorure, iodure, azote ammoniacal, pH, conductivité, résistivité, chrome VI, TA, TAC, résidu sec
		Non	— Soufre total — Métaux lourds totaux
	Acide nitrique à pH < 2	Oui	Calcium, magnésium, sodium, potassium, baryum, silice, aluminium, argent, arsenic, bore, cadmium, chrome, cobalt, cuivre, étain, fer, manganèse, nickel, plomb, zinc. Autres éléments métalliques à l'état de traces
Flacon verre	Dichromate de potassium dans acide nitrique à pH < 1	Oui	Mercuré
	Acide phosphorique pH < 4 + sulfate de cuivre	Non	Indice phénol
	Remplir à ras bord, et sans faire de bulles + 1 ml de solution à 20 % d'acétate de zinc	Non	Sulfures
Flacon verre bouché hermétiquement par Téflon	Acide sulfurique à pH < 2	Non	— Indice carbone organique total (COT) — Indice hydrocarbures totaux
	Verre type VIAL, vissé ou senti aluminium	Non	Composés organiques volatils (COHV, BTEX, alcools, cétones)
	Acide sulfurique à pH < 2	Oui	Carbone organique dissous (COD)
Flacon verre ambré		Oui	Traceurs : Iodures, Fluoréscène, Rhodamine, autres traceurs fluorescents
Flacon verre ambré bouché par Téflon	Remplir à ras bord + acide nitrique à pH < 2	Non	AOX
		Non	— Substances extractibles au chloroforme — Composés organiques non volatils tels que PCB, pesticides, organoflorés et organophosphorés, herbicides — Profils chromatographiques pour caractérisation des hydrocarbures
	Acide phosphorique à pH < 4 + 1 g de sulfate de cuivre	Non	Phénol, crésols, chlorophénol
		Oui	HAP
AOX : composés organohalogénés adsorbables BTEX : benzène, toluène, éthylbenzène, xylènes COHV : composés organohalogénés volatils COD : carbone organique dissous COT : Indice carbone organique total DCO : demande chimique en oxygène DBO5 : demande biochimique en oxygène sur 5 jours HAP : hydrocarbures aromatiques polycycliques PCB : polychlorobiphényle PE : polyéthylène PH : potentiel hydrogène TA : titre alcalimétrique TAC : titre alcalimétrique complet			

Tableau 28 : Détermination analytique, préparation, stabilisation et conditionnement nécessaire (d'après Norme NF EN ISO 5667-3 :1996).

Plusieurs techniques de filtration existent, la technique sera à sélectionner sera fonction des paramètres à analyser. Des précautions seront à prendre notamment

dans le cas de filtrations : pour l'analyse de substances inorganiques dont la concentration dépend étroitement des équilibres gazeux, pour l'analyse de substances volatiles (dégazage) et pour l'analyse de composés organiques (phénomène de rétention important).

Des substances sont parfois ajoutées à l'échantillon afin d'en optimiser la conservation pour que les concentrations mesurées au moment de l'analyse soient les plus proches possibles des concentrations réelles au moment du prélèvement. Ces conservateurs ont pour but de limiter les phénomènes de : transformation biologique, oxydation, précipitation, changement de pH, polymérisation/depolymérisation, adsorption.

Le transport et le stockage doivent se faire au frais (autour de 4 °C), à l'abri de la lumière et de la poussière, dans les délais les plus brefs possibles.

A2-5.2 CHOIX DE LA TECHNIQUE ANALYTIQUE

Plusieurs techniques analytiques sont parfois possibles pour un certain nombre de polluants, avec des limites de quantifications et/ou de détection qui seront donc variables.

Ces limites de quantification sont données à titre indicatif, en effet selon la nature de la matrice considérée, ces limites peuvent être modifiées. Des interférences entre les différents composés des échantillons à analyser et les composés recherchés peuvent augmenter ces limites de quantification.

Chaque méthode analytique a ses propres limites de quantification, aussi si l'on change de technique analytique au cours du suivi d'un réseau de piézomètres, on va changer les limites de quantifications. Ce changement peut avoir une incidence sur le traitement statistique des données.

Techniques disponibles pour différentes familles de contaminants

Les tableaux suivants sont issus de LAWA, 2004.

Part 1: Metal ions, semi-metal ions and other cations and anions

Parameter	Determination method	Method type	Lower application limit ¹
Antimony (Sb)	DIN 38405-32-2	AAS (hydride)	0.001 mg/L
	DIN 38405-32-1	Graphite tube/AAS	0.002 mg/L
	DIN EN ISO 11885	ICP-OES	0.1 mg/L
	DIN 38406-29	ICP-MS	0.001 mg/L
Arsenic (As)	DIN EN ISO 11969	AAS (hydride)	0.001 mg/L
	DIN EN ISO 11885	ICP-OES	0.1 mg/L
	DIN 38406-29	ICP-MS	0.001 mg/L
Barium (Ba)	DIN EN ISO 11885	ICP-OES	0.01 mg/L
	DIN 38406-28	Flames/AAS	0.1 mg/L
	analogous to DIN EN ISO 5961	Graphite tube/AAS	0.5 mg/L
	DIN 38406-29	ICP-MS	0.0005 mg/L
Lead (Pb)	DIN 38406-6-1	Flames/AAS	0.5 mg/L
	DIN 38406-6-2	Graphite tube/AAS	2 mg/L
	DIN EN ISO 11885	ICP-OES	0.1 mg/L
	DIN 38406-29	ICP-MS	0.0002 mg/L
Boron (B)	DIN EN ISO 11885	ICP-OES	0.05 mg/L
	DIN 38405-17	Spectral photometry	0.05 mg/L
	DIN 38406-29	ICP-MS	0.01 mg/L
Cadmium (Cd)	DIN EN ISO 5961-HA2	Flames/AAS	0.05 mg/L
	DIN EN ISO 5961-HA3	Graphite tube/AAS	0.0003 mg/L
	DIN EN ISO 11885	ICP-OES	0.01 mg/L
	DIN 38406-29	ICP-MS	0.0005 mg/L
Total chrome (Cr, total chrome(Cr III))	DIN EN 1233-HA3	Flames/AAS	0.5 mg/L
	DIN EN 1233-HA4	Graphite tube/AAS	2 mg/L
	DIN EN ISO 11885	ICP-OES	0.01 mg/L
	DIN 38406-29	ICP-MS	0.001 mg/L
Chromate (Cr VI) ⁶⁺	DIN 38406-24	Spectral photometry	0.05 mg/L
	DIN EN ISO 10304-3	Ion chromatography	0.05 mg/L
Cobalt (Co)	DIN 38406-24-1	Flames/AAS	0.2 mg/L
	DIN 38406-24-2	Graphite tube/AAS	2 mg/L
	DIN EN ISO 11885	ICP-OES	0.01 mg/L
	DIN 38406-29	ICP-MS	0.0002 mg/L
Copper (Cu)	DIN 38406-7-1	Flames/AAS	0.1 mg/L
	DIN 38406-7-2	Graphite tube/AAS	2 mg/L
	DIN EN ISO 11885	ICP-OES	0.01 mg/L

	DIN 38406-29	ICP-MS	0.001 mg/L
Molybdenum (Mo)	analogous to DIN EN ISO 5961	Graphite tube/AAS	0.001 mg/L
	DIN EN ISO 11885	ICP-OES	0.03 mg/L
	DIN 38406-29	ICP-MS	0.0003 mg/L
Nickel (Ni)	DIN 38406-11-1	Flames/AAS	0.2 mg/L
	DIN 38406-11-2	Graphite tube/AAS	5 mg/L
	DIN EN ISO 11885	ICP-OES	2 mg/L
	DIN 38406-29	ICP-MS	0.001 mg/L
Mercury (Hg)	DIN EN 1483	Cold vapor/AAS	0.0001 mg/L
	DIN EN 12383	Cold vapor/AAS (following amalgam enrichment)	0.00001 mg/L
Selenium (Se)	DIN 38406-23-2	AAS (hydride)	0.001 mg/L
	DIN 38406-23-1	Graphite tube/AAS	5 mg/L
	DIN EN ISO 11885	ICP-OES	0.1 mg/L
	DIN 38406-29	ICP-MS	0.01 mg/L
Thallium (Tl)	DIN 38406-26	Graphite tube/AAS	5 mg/L
	DIN EN ISO 11885	ICP-OES	0.1 mg/L
	DIN 38406-29	ICP-MS	0.001 mg/L
Vanadium (V)	DIN EN ISO 11885	ICP-OES	0.01 mg/L
	DIN 38406-29	ICP-MS	0.001 mg/L
Zinc (Zn)	E DIN 38406-8	Flames/AAS	0.05 mg/L
	DIN EN ISO 11885	ICP-OES	0.01 mg/L
	DIN 38406-29	ICP-MS	0.001 mg/L
Chloride (Cl ⁻)	DIN 38406-1	Photometry	10 mg/L
	DIN EN ISO 10304-1	Ion chromatography	0.1 mg/L
	DIN EN ISO 10304-4	Ion chromatography	0.1 mg/L
	DIN EN ISO 15662	Flow analysis	1 mg/L
Total cyanide (total CN ⁻)	DIN 38406-13-1,	Spectral photometry	0.02 mg/L
	DIN 38406-14-1 DIN EN ISO 14403	Flow analysis	0.02 mg/L
Volatile cyanide (CN ⁻)	DIN 38406-13-2,	Spectral photometry	0.02 mg/L
	DIN 38406-14-2 DIN EN ISO 14403	Flow analysis	0.02 mg/L
Fluoride (F ⁻)	DIN EN ISO 10304-1/-2	Ion chromatography	0.1 mg/L
	DIN 38406-4-1	Fluoride ion selection. Electrode	0.1 mg/L
	DIN 38406-4-2	determination following hydrolysis and distillation	0.2 mg/L
Sulfate (SO ₄ ²⁻)	DIN 38406-6	Gravimetry	20 mg/L
	DIN EN ISO 10304-1	Ion chromatography	0.1 mg/L

Part 2: Organic substances and substance groups

Parameter	Determination method	Method type	Lower application limit ¹
Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) ⁴	DIN 38407-18	Hexane extraction, HPLC-FLD	0.005-0.01 µg/L
	ISO FDIS 17993	Hexane extraction, HPLC-FLD	0.005-0.01 µg/L
	DIN 38407-7-1 ⁵ (screening)	HPTLC	0.04 µg/L
	DIN 38407-7-2 ⁵	HPTLC	
	DIN 38409-13-2 ⁵ (screening)	HPLTC	
VHH	DIN EN ISO 10301 (F 4)	Pentane extraction, GC-ECD	0.01-50 µg/L
		Headspace, GC-ECD.	0.1-200 µg/L
	DIN EN ISO 15680	purge and trap, GC-ECD or GC-MS	0.01-1 µg/L
Chlorethene (vinyl chloride)	DIN 38413-2	GC-FID	5 µg/L
	DIN EN ISO 15680	Purge and trap, GC-ECD or GC-MS	0.02 µg/L
PCB	DIN 38407-2	Fluid extraction, GC-ECD	0.001-0.01 µg/L
	DIN EN ISO 6468 (F 1)	extraction, GC-ECD	0.001-0.01 µg/L
	DIN 38407-3-1 (indicator substance.)	Hexane extraction, GC-ECD	0.001 µg/L
	DIN 38407-3-2 (peak pattern)	Hexane extraction, GC-ECD	-
	DIN 38407-3-3	Hexane extraction, GC-MS	0.01-0.1 µg/L
Hydrocarbures ⁶	DIN EN ISO 9377-2	Extraction using acetone/naphta/GC-FID	0.1 mg/L
	Overview analysis	Fingerprint identification: GC-FID without quantification	
Alkylated benzene (BTEX)	ISO 11423-1	Steam chamber, GC-FID	5 µg/L
	DIN 38407-9-1	Steam chamber, GC-FID	5 µg/L
	ISO 11423-2	Pentane extraction, GC-FID	5 µg/L
	DIN 38407-9-2	Pentane extraction, GC-FID	5 µg/L
		Purge and trap, GC-ECD or GC-MS	0.02-0.05 µg/L
	E DIN EN ISO 15680		
MTBE	DIN EN ISO 15680 (must be validated for MTBE)	Purge and trap, GC-FID or GC-MS	0.05 µg/L
	DIN 38 407-9	Steam chamber, GC-MS	1 µg/L
Phénols ⁴ - monovalente phenols ²	(E) ISO 8165-1	Fluid extraction, GC-FID or GC-ECD	0.1 µg/L
	(E) ISO 8165-2		
	analogous to DIN EN 12673 (F 15)	Derivatization, GC-ECD	0.1 µg/L
		Derivatization, GC-MS	0.1 µg/L

- Phenol index ⁸	DIN 38409-16-2 DIN EN ISO 14402 (H 37)	Spectral photometry Flow analysis	10 µg/L 10 µg/L
Nonylphenols	ISO /18857-1	Fluid extraction, GC-MS	0.02 µg/L
Chlorinated phenols	DIN EN 12673 (F 15)	Extractive derivatization using acetone hydride/GC-ECD	0.1 µg/L
Chlorobenzene - Cl ₁ -Cl ₃ -chlorobenzene - Cl ₃ -Cl ₅ -chlorobenzene	EN ISO 10301 (F 4) DIN EN ISO 6468 (F 1) DIN 38407-2	Headspace, GC-ECD Fluid extraction, GC-ECD Fluid extraction, GC-ECD	0.2-0.5 µg/L 0.001-0.01 µg/L 0.001-0.01 µg/L
Epichlorohydrin	DIN EN 14207 (P 9)	Solid phase extraction, GC-MS	0.1 µg/L
Pesticides and biocides - Volatile hydrocarbon organochlorinated pesticide ⁹ - Organic N and P compounds ¹⁰ - Phenoxy carbonic acid herbicide PSM (selection)	DIN EN ISO 6468 (F 1) DIN 38407-2 DIN EN ISO 10695 (F 6) DIN EN ISO 11369 (F 12) DIN 38407-14, DIN ISO 15913 (F 20) DIN V 38407-11	Fluid extraction, GC-ECD (GC-MS in some cases as well) Fluid extraction, GC-PND Solid phase extraction, GC-PND Solid phase extraction, HPLC-UV-DAD Solid phase extraction, GC-MS Solid phase extraction, GC-MS Solid phase extraction, HPTLC-AMD	0.001-0.01 µg/L 0.1 – 1 µg/L 0.051 – 0.061 µg/L 0.025 – 0.1 µg/L 0.05 µg/L 0.05 µg/L 0.05 µg/L
Organic tin compounds	DIN 38407-13	Hexane extraction, GC/MS, GC/ECD, or GC/AED	0.01 µg/L
Nitropenta (PETN)	DIN 38407-21	Solid phase extraction, HPLC-UV-DAD	0.1 - 0.5 µg/L
2-nitrotoluene	DIN 38407-21 DIN 38407-17	Solid phase extraction, HPLC-UV-DAD Toluene extraction or solid	0.1 - 0.5 µg/L 0.05 µg/L
3-nitrotoluene	DIN 38407-21	Solid phase extraction, HPLC-UV-DAD	0.1 - 0.5 µg/L
4-nitrotoluene	DIN 38407-21 DIN 38407-17	Solid phase extraction, HPLC-UV-DAD Toluene or solid phase	0.1 - 0.5 µg/L 0.05 µg/L
2-amino-4,6-dinitrotoluene	DIN 38407-21 DIN 38407-17	Solid phase extraction, HPLC-UV-DAD Toluene or solid phase	0.1 - 0.5 µg/L 0.05 µg/L
4-amino-2,6-dinitrotoluene	DIN 38407-21 DIN 38407-17	Solid phase extraction, HPLC-UV-DAD Toluene or solid phase extraction, GC/MS	0.1 - 0.5 µg/L 0.05 µg/L

2,4-dinitrotoluène	DIN 38407-21	Solid phase extraction, HPLC-UV-DAD	0.1 - 0.5 µg/L
	DIN 38407-17	Toluene or solid phase	0.05 µg/L
2,6-dinitrotoluène	DIN 38407-21	Solid phase extraction, HPLC-UV-DAD	0.1 - 0.5 µg/L
	DIN 38407-17	Toluene or solid phase	0.05 µg/L
2,4,6-trinitrotoluène	DIN 38407-21	Solid phase extraction, HPLC-UV-DAD	0.1 - 0.5 µg/L
	DIN 38407-17	Toluene or solid phase	0.05 µg/L
Hexogen	DIN 38407-21	Solid phase extraction, HPLC-UV-DAD	0.1 - 0.5 µg/L
2,4,6-trinitrophenol (picric acid)	DIN 38407-21	Solid phase extraction, HPLC-UV-DAD	0.1 - 0.5 µg/L
Nitrobenzene	DIN 38407-17	Toluene or solid phase extraction, GC/MS	0.05 µg/L
1,3,5-trinitrobenzene	DIN 38407-21	Solid phase extraction, HPLC-UV-DAD	0.1 - 0.5 µg/L
1,3-dinitrobenzene	DIN 38407-21	Solid phase extraction, HPLC-UV-DAD	0.1 - 0.5 µg/L
	DIN 38407-17	Toluene or solid phase extraction, GC/MS	0.05 µg/L
Hexanitrodiphenylamin (Hexyl Tetyl)	DIN 38407-21	Solid phase extraction, HPLC-UV-DAD	0.1 - 0.5 µg/L
Octogen	DIN 38407-21	Solid phase extraction, HPLC-UV-DAD	0.1 - 0.5 µg/L

- 1) The lower application limits, which are substance and matrix dependent, probably have to be corrected upwards for contaminated sites.
- 2) Inasmuch as no standardized procedure is available that would allow for achievement or falling short of the insignificance threshold, a non-standardized procedure must be used. This procedure must also be validated in accordance with the applicable analysis procedure regulations, and the procedure is to be described.
- 3) Consequently, chumane determination should be realized using atomic spectrography following chromatographic isolation of chrome (III).
- 4) In the event of positive findings in the selection test (results > 50 mg/l) using a method such as thin layer chromatography in accordance with DIN 38409-13-2, or if the presence of the substance is suspected for other reasons, specimen extracts are to be investigated at baseline and during the testing period for purposes of identifying (a) technical products containing PAHs, and (b) other industry specific parameters, in both cases via GC-MS screening. The investigation results are to form the basis for determining the method for routine measurements.
- 5) Four PAHs each, in accordance with the Drinking Water Ordinance (Trinkwasserverordnung).
- 6) The hydrocarbon index is to be determined using DIN EN ISO 9377-2 compliant gas chromatography, which allows for cumulative assessments and for identification of individual substances, and for determination of the type of technical product. If individual signals occur in the chromatogram that are usually not observed in petroleum mixtures, iterative cleaning with florisil is to be realized with a view to determining whether the signals are generated by a hydrocarbon. If hydrocarbon signals are detected, the signal intensities must maintain the same ratio to the other hydrocarbons. If the signals taper off proportionally, the florisil cleaning is to be realized iteratively if necessary. Concentrations exceeding 50 mg/L can be quantified gravimetrically in accordance with E DIN EN ISO 9377-1, where by negative findings resulting from vaporization of the low-boiling component must also be taken into account. This method can also be used for the quantification of high boiling hydrocarbon > C₂₀.
- 7) Selected monovalent phenols.
- 8) If the insignificance threshold for the phenol index is exceeded (see table 3 I - 1), a determination is to be realized for each substance.
- 9) e.g. aldrin, DDT, HCH mixtures.
- 10) Selected organic N and P compounds such as triazine herbicides, phenyl urea herbicides, and organic phosphoric acid derivatives.

Tableau 29 : Méthodes analytique utilisables et limites de quantification pour différents composés (LAWA, 2004).

Limite de quantification

Composé	LQ (mg/L)	Incertitude de mesure
Ammonium	0,1-0,2	10
Chlorures	0,1-10	5-10
Nitrates	0,01-0,1	5-10
Nitrites	0,05	5-10
Sulfates	0,1	5-10

Tableau 30 : Limites de quantification et incertitudes de mesure pour les anions majeurs en Chromatographie ionique.

composé	LQ (µg/L) technique				Incertitude de mesure (%)
	CF-AAS	ICP-MS	CV-AAS	Spectroscopie de fluorescence atomique	
Arsenic	1-5	0,05			10-30
Cadmium	0,1	0,01			10-50
Mercure			0,5	0,002	10-30
Zinc	1	0,2			10-30
Plomb	1	0,01			10-30

Tableau 31 : Limites de quantification et incertitudes de mesure pour quelques métaux selon la technique d'analyse.

composé	LQ (µg/L) technique					Incertitude de mesure (%)
	HPLC-FID	GC-FID	CG-ECD	CG-MSD	GC-MS	
Anthracène	0,01	0,01			0,05	35
Benzène		0,5-5		0,5	0,03-0,5	20-40
1,2-Dichloroéthane				1	0,01	240
Dichlorométhane		0,5	50	0,5	0,01	20-40
Fluoranthène					0,01	
Hexachlorobenzène		0,1	0,00002-0,01		0,01	
Naphthalène	0,01			1	0,01	20-40
Pentachlorophénol		0,02-0,1				20-30
Trichloroéthylène		0,5	0,05	0,5	0,08	

Tableau 32 : Limites de quantification et incertitudes de mesure pour quelques composés organiques selon la technique d'analyse.

composé	LQ (µg/L) technique					Incertitude de mesure (%)
	GC-ECD	CG-MSD ou GC-MS	LC-MSD ou LC-MS	HPLC-UV	TLC-AMD technique	
Artrazine	3	0,005-0,05		0,1	0,05	20-40
Simazine		0,01-0,05		0,1	0,05	20-40
Diuron		0,01		0,1		20-40
Endosulfon	0,01	0,001-0,01				20-40
Isoproturon			0,01	0,1		20-40

Tableau 33 : Limites de quantification et incertitudes de mesure pour quelques pesticides selon la technique d'analyse.

A2-5.3 CHOIX DU LABORATOIRE D'ANALYSE

Il est vivement conseillé de discuter toutes les conditions d'échantillonnage avec le responsable du laboratoire d'analyses. Ce dernier devra fournir les récipients ainsi que le matériel et les réactifs nécessaires au conditionnement des échantillons sur le terrain.

Tous les laboratoires sélectionnés devront pouvoir prouver qu'ils travaillent selon le système d'assurance qualité défini dans la norme SN EN ISO/IEC 17025, 2005. Il faudra de plus vérifier l'accréditation du laboratoire pour les analyses demandées. Toutes les étapes du conditionnement, de échantillonnage sur site jusqu'à l'archivage en passant par la conservation et l'analyse doivent pouvoir être retracées. Les bulletins d'analyse des étalons et/ou de solutions standards, la méthode analytique utilisée, les limites de quantification et de détection devront pouvoir être réclamées.

Les limites de quantifications sont fonction pour partie : de la technique analytique utilisée, de la technicité du laboratoire, mais également des échantillons analysés. Ainsi, des composés présents dans l'eau autres que ceux à analyser peuvent modifier les limites de quantification en créant un bruit de fond analytique. Ces limites sont particulièrement sensibles pour des composés dont les seuils de quantification sont proches des seuils de réhabilitation demandés.

Il faut veiller à éviter tout changement de laboratoire d'analyse sur la durée d'un suivi, si ce n'est pas possible, faire les analyses en doublons sur 1 à 2 campagnes pour vérifier le recoupement entre les deux laboratoires d'analyses.

L'envoi de blancs, de doublons et de solutions et/ou sols certifiés permet d'avoir un bon contrôle du laboratoire d'analyse sélectionné. L'envoi d'échantillon en double vers deux laboratoires différents permet également un contrôle des résultats.

Une fiche type par composé et milieu analysé devra être exigée du laboratoire.

Une traçabilité des échantillons doit être mise en place, avec un numéro d'ordre ainsi qu'un certain nombre d'informations sur ceux-ci.

Le transport doit être le plus court possible et garantir la protection des échantillons vis-à-vis de la lumière et de la chaleur jusqu'au laboratoire.

La durée de conservation avant analyse est très courte pour certains composés. Lors du choix du laboratoire, on prendra en compte les délais et conditions de transport ainsi que les délais d'analyse.

Causes d'erreurs possibles

Si certaines causes, telle qu'un mauvais prélèvement (renouvellement imparfait de l'eau du piézomètre, non respect des débits de prélèvement) affecte tous les types de contaminants. Certains facteurs externes vont avoir tendance à affecter uniquement certaines catégories de contaminants (Tableau 34).

Process	Sources	General comment	Analytes ²					
			A	B	C	D	E	F
Inappropriate sampling	Unpurged water standing in a borehole	Selection of most appropriate purging procedure to monitoring point is vital	•	•	•	•	•	•
Cross-contamination	Sample equipment and handling	Equipment used for leachate and other contaminated waters should be segregated from that used for clean groundwaters and surface waters				•	•	•
Aeration/oxidation	Sample collection	Contact with air can result in loss of dissolved gases and volatiles and lead to precipitation of some metals (e.g. iron as iron hydroxide)			•	•		•
Adsorption/dissolution of metals	Silt in water samples	Can be a problem for some trace metals, particularly iron, zinc and manganese				•		
Adsorption/desorption of organics	Materials in sampling borehole	uPVC, nylon, etc., can release trace organic substances from borehole lining and sample equipment					•	
	Materials in sampling equipment	Sampling equipment (including tubes and in-line filters) can affect contaminant concentrations, especially organics		•			•	
Pressure changes	Change in ambient pressure	Gases and some trace volatile organics may be removed from solution						•
	Sample method	Moving parts or surging by sampling equipment causes small pressure changes, which may release gases and volatile organics, cause chemical equilibrium changes or disturb colloidal concentrations			•			•
Temperature changes	Sample storage	Change between sample and analysis						•

¹ This table only identifies influences from the sampling process.

Additional influences on quality may occur in the handling and analysis of samples (see Section 9.11.6).

² Generalised groups of substances influenced

A: Major dissolved metals and phosphate

B: COD, BOD, TOC

C: Ammonia, oxidised-nitrogen, alkalinity

D: Trace metals

E: Trace organic compounds

F: DO, Eh, volatile organic compounds (VOCs) and dissolved gases

Tableau 34 : Causes possible d'erreurs selon le type de contaminant considéré (Blakey et al., 1997).

A2-6 Données à exiger lors de la réalisation de forage et d'échantillonnage d'eau souterraine

A2-6.1 DONNÉES RELATIVES AU FORAGE

La coupe géologique doit être reportée sur la fiche du forage.

La technique de forage doit être définie.

Un nivellement du piézomètre (m NGF pour la France) i.e. : l'altitude du sol, du tube, du fond du piézomètre, ainsi que l'altitude du haut et du bas de la zone crépinée doivent être connus avec précision.

La description du matériel : tube plein (diamètre, nature), tube crépiné (diamètre, nature, ouverture), matériel granulaire (nature, granulométrie, volume) et béton (nature, volume) mis en place doit être connue.

A2-6.2 DONNÉES RELATIVES À L'ÉCHANTILLONNAGE

La fiche de prélèvement des eaux souterraines doit comprendre au minimum :

- nom ou caractérisation du projet ;
- nom et signature du préleveur d'échantillon ;
- lieu, date ;
- conditions météorologiques (températures précipitations) ;
- niveau statique avant et après prélèvement ;
- mesure in situ (pH, Eh...) ;
- description de la technique de prélèvement (description des phases de purge et d'échantillonnage, matériel utilisé, débits utilisés, volume purgé...) ;
- désignations des échantillons, avec pour chacun d'eux :
 - description des échantillons (odeur, trouble...),
 - description du traitement de l'échantillon,
 - conditionnement, conservateur.

On pourra s'appuyer sur les modèles de fiches de prélèvement (Figure 41) et de suivi des échantillons (Figure 42) issus de la norme FD X31-615, 2000.

FICHE DE PRÉLÈVEMENT		N°
OPÉRATEUR :	SITE :	FORAGE n° :
CONTRÔLE :	DATE : / /	PUITS n° :
COUPE TECHNIQUE DU FORAGE		
Altitude du repère : m NGF	Vm : Volume au mètre du puits : l/m	
A : m	Vp : Volume de puits (entre niveau piézométrique et base des crépines) : litres	
B : m	Matériau du tube et des crépines :	
C : m	Ouverture des crépines : mm	
D : m	Nature du massif filtrant :	
E : m	Transmissivité : m²/s	
F : m	Rabatement spécifique :	
INSTRUCTIONS — PROCÉDURE DE PRÉLÈVEMENT		PROCÉDURE RÉALISÉE — MESURES SUR SITE
PURGE MATÉRIEL : NATURE ET MATÉRIAUX CONSTITUTIFS Pompe : Tuyaux : Mesure de débit : PROCÉDURE Position de la pompe (pompe fixe) : m/repère Colonne d'eau « balayée » par la pompe : entre et m/repère Durée de purge (min) : minimum : maximum : Débit de purge : l/min m³/h Volume à purger : litres Rabatement maximum : m/repère m/niveau initial Lieu de rejet de l'eau purgée : Paramètres à contrôler : Conductivité Température pH Oxygène Redox Turbidité Couleur Odeur Autres consignes :		PURGE MESURES À FAIRE AVANT TOUTE OPÉRATION G : niveau eau : m/repère H : fond forage : m/repère PARAMÈTRES MESURÉS OU OBSERVÉS Temps (min) Niveau (m) Débit () 0 (début purge) (fin purge) Volume purgé : litres OBSERVATIONS — Modifications apportées à la procédure Fiches de contrôle de calibration des sondes n° :
PRÉLÈVEMENT MATÉRIEL : NATURE ET MATÉRIAUX CONSTITUTIFS Échantillonneur : Câble ou filin : Pompe : Tuyaux : Mesure de débit : PROCÉDURE Position de la pompe : m/repère Débit de prélèvement : l/min Niveau de prélèvement (préleveur) : m/repère Débuter le prélèvement après : Blanc terrain : Nettoyage du matériel avec : Autres consignes :		PRÉLÈVEMENT Niveau eau avant prélèvement : m/repère Débit de prélèvement : l/min Heure début : Température eau : °C Température air : °C Conductivité : µS/cm à °C pH : Redox : mV Oxygène dissous : g/l % O₂ Turbidité : Couleur : Odeur : OBSERVATIONS — Modifications apportées à la procédure
BORDEREaux DE SUIVI D'ÉCHANTILLON ASSOCIÉS À CETTE FICHE		N°

Figure 41 : Modèle de fiche de prélèvement (Norme FD X31-615, 2000).

BORDEREAU DE SUIVI D'ÉCHANTILLON (Bordereau à retourner complété avec les résultats d'analyse)					Bordereau n°
Préleveur :		DATE :	Forage n°		Fiche de prélèvement n°
HEURE :					
FLACONNAGE — CONDITIONNEMENT					
NUMÉRO DE FLACON (forage/prélèvement/ flacon)	VOLUME DU FLACON	MATÉRIAU DU FLACON	TRAITEMENT SUR SITE		PARAMÈTRES À ANALYSER
			FILTRATION (maille, pression)	FIXATEUR (acide, etc.)	
CARACTÉRISTIQUES DE L'ÉCHANTILLON (mesures <i>in situ</i>)					
Température : °C Conductivité : µS/cm à °C pH : Eh : Oxygène dissous : mg/l %O ₂					
Turbidité : Couleur : Odeur :					
<u>PRÉLÈVEMENT</u>					
Mode de prélèvement (Pompe, échantillonneur) :					
Purge préalable :					
Commentaires concernant le prélèvement :					
EXPÉDITION — TRANSPORT					
<u>CONDITIONNEMENT DE L'ÉCHANTILLON :</u>					
Glacière : Autre : Température : °C					
<u>EXPÉDITION :</u>					
Date : ____ / ____ / ____ Heure : ____ H Mode de transport : Société de transport :					
À REMPLIR PAR LE LABORATOIRE D'ANALYSE					
Date : ____ / ____ / ____ Heure : ____ H RÉCEPTIONNISTE (Nom, signature) :					
Observations à la réception (État des flacons, température à l'arrivée, ...) :					
Durée et mode de conservation avant analyse :					

Figure 42 : Modèle de bordereau de suivi d'échantillon (Norme FD X31-615, 2000).

A2-7 Références, normes et fascicules pouvant être utiles

A2-7.1 REFERENCES

AFNOR, FD X31-614, 1999, Qualité du sol - Méthodes de détection et de caractérisation des pollutions - Réalisation d'un forage de contrôle de la qualité de l'eau souterraine au droit d'un site potentiellement pollué.

AFNOR, FD X31-615, 2000, Qualité du sol - Méthodes de détection et de caractérisation des pollutions - Prélèvements et échantillonnage des eaux souterraines dans un forage

AFNOR, NF EN ISO 5667-3, AFNOR T90-513, 2004, Qualité de l'eau - Échantillonnage - Partie 3 : lignes directrices pour la conservation et la manipulation des échantillons d'eau, juin 2004, 48 p.

AFNOR, X10-999, 2007, Forage d'eau et de géothermie - Réalisation, suivi et abandon d'ouvrage de captage ou de surveillance des eaux souterraines réalisés par forages, prévue avril 2007.

Barcelona, M.J., J.P. Gibb, J.A. Helfrich and E.E. Garske, 1985, Practical guide for ground-water sampling. SWS Contract Report 374. Illinois State Water Survey, Department of Energy and Natural Resources, Champaign, Illinois: 94 p.

Blakey N.C., Young C.P., Lewin K., Clark L., Turrell J., and Sims P., 1997, Guidelines for monitoring leachate and groundwaters at landfill sites. Report No. CWM 062/97C. Environment Agency, Bristol.

BP (Corporation North America Inc.), 2002, Monitoring Well Comparison Study: an Evaluation of Direct-Push versus Conventional Monitoring Wells, 80 p.

Callier L., Nowak C., 2001, Guide méthodologique pour la mise en place et l'utilisation d'un réseau de forages permettant d'évaluer la qualité de l'eau souterraine au droit ou à proximité d'un site (potentiellement) pollué, Rapport BRGM-RP51405FR, 58 p.

Côme J. M., Kaskassian S., Ropars M., Razakarisoa O., Quintard M., Schäfer G., Haeseler F., 2006, Guide : Caractérisation dans les aquifères d'une zone source constituée d'organo-chlorés aliphatiques, Guide méthodologique Ademe, Programme R&D MACAOH (Modélisation, Atténuation, Caractérisation dans les Aquifères des composés Organo-Halogénés, 159 p.

DVKW, 1990, Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau : Einflüsse von Messstellenausbau und Pumpenmaterialien auf die Beschaffenheit einer Wasserprobe –Mitteilungen 20, 141S.

Einarson M., 2006, Multilevel Ground-Water Monitoring, pp. 807-848, Chap. 11 of Practical Handbook of Environmental Site Characterization and Ground-Water Monitoring, Nielsen D. Edition, 1328 p.

Environment Agency, 2003, Guidance on Monitoring of Landfill Leachate, Groundwater and Surface Water.

Guérin et Mouriot, 2005, Groundwater sampling why and how ?, presentation orale Intersol'05.

Guide canadien, guide d'échantillonnage à des fins d'analyse environnementale, Cahier 3, Echantillonnage des eaux souterraines, 1994.

Guide suisse, 2003, Guide pratique ; Echantillonnage des eaux souterraines ; L'environnement pratique ; Edition 2003 ; Office fédéral de l'environnement des forêts et du paysage, 82 p.

Guide suisse, 2005, Sites contaminés et déchets ; Méthodes d'analyse pour échantillons solides et aqueux provenant de sites pollués et de matériaux d'excavation ; L'environnement pratique, F. Bühler, R. Gloor, J. Meyer ; Edition 2005 ; Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage, 54 p.

LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser), 2004, Determination of insignificance thresholds for groundwater, 33p.

Nielsen D. and D Nielsen, 2006, Ground-water Sampling: A Field Guide CRC Press, ISBN 1420042785, 9781420042788, 328 pages.

Nielsen, D.M., 2005, Practical handbook of environmental site characterization and ground-water monitoring. 2nd ed. CRC Press: 1328.

Pellet Ph., Raimbault I. et Fiessenger C. 2002, Diagnostic de site pollué, Forages et prélèvements, technique de l'ingénieur, Environnement, Sols, Doc. G2571(04-2002).

Pohlmann, K.F., and J.W. Hess, 1988, Generalized Ground Water Sampling Device Matrix. Ground Water Monitoring Review, 8:4 pp. 82-84.

Remmler, F., 1990, Einflüsse von Messtellenausbau und Pumpen materialen auf die Beschaffenheit einer Wasserprobe. Mitt.Deutch. Verb.fur Wasserwirtschaft und Kulturbau (DVWK) Heft 20: 153.

SEPA, 2003, Guidance on Monitoring of Landfill leachate, Groundwater and Surface water, V2, 201p.

USEPA, 1991, Ground Water Monitoring, chap 11 of SW-848 U.S. Environmental Protection Agency, Washington DC.

USEPA, 2005, Groundwater sampling and Monitoring with Direct Push Technologies, office of Solid Waste and Emergency Responses°9200.1-51, Washington DC, EPA 540/R-04/005, 67 p.

A2-7.2 NORMES

Mise en place de forage de surveillance

Norme AFNOR, X10-999, 2007, Forage d'eau et de géothermie - Réalisation, suivi et abandon d'ouvrage de captage ou de surveillance des eaux souterraines réalisés par forages, prévue avril 2007.

FD X31-614, 1999, Qualité du sol - Méthodes de détection et de caractérisation des pollutions - Réalisation d'un forage de contrôle de la qualité de l'eau souterraine au droit d'un site potentiellement pollué.

FD X10-980, 2007, Forage d'eau et de géothermie - Réalisation, suivi et abandon d'ouvrage de captage ou de surveillance des eaux souterraines réalisés par forages - Démarches administratives

Prélèvement

ISO 5667-11:1993, 1993, Qualité de l'eau. Échantillonnage. Partie 11 : guide général pour l'échantillonnage des eaux souterraines

FD X31-615, 2000, Qualité du sol - Méthodes de détection et de caractérisation des pollutions - Prélèvements et échantillonnage des eaux souterraines dans un forage

ISO 5667-18, 2001, Qualité de l'eau - Échantillonnage - Partie 18 : lignes directrices pour l'échantillonnage des eaux souterraines sur des sites contaminés

Conservation des échantillons

NF EN ISO 5667-3, AFNOR T90-513, 2004, Qualité de l'eau - Échantillonnage - Partie 3 : lignes directrices pour la conservation et la manipulation des échantillons d'eau, juin 2004, 48 p.

NF EN ISO 5667-3, AFNOR T90-513, 1996, Qualité de l'eau - Échantillonnage - Partie 3 : lignes directrices pour la conservation et la manipulation des échantillons d'eau.

Norme AFNOR FD X31-614, 1999, Qualité du sol - Méthodes de détection et de caractérisation des pollutions - Réalisation d'un forage de contrôle de la qualité de l'eau souterraine au droit d'un site potentiellement pollué, octobre 1999, 31 p.

Norme AFNOR FD X31-615, 2000, Qualité du sol - Méthodes de détection et de caractérisation des pollutions - Prélèvements et échantillonnage des eaux souterraines dans un forage, décembre 2000, 58 p.

A2-7.3 POUR ALLER PLUS LOIN

Mise en place de forage de surveillance

ASTM, 2003a, Standard Practice for Design and Installation of Ground Water Monitoring Wells In Aquifers, ASTM D5092-02, American Society for Testing and Material, West Conshohocken, 14 p.

ASTM, 2003b, Standard Practice for Design And Installation of Prepacked Screen Monitoring Wells in Unconsolidated Aquifers, ASTM D6725-01, American Society for Testing and Material, West Conshohocken, 15 p.

ASTM, 2003c, Standard Practice for Installation of Direct Push Ground Water Monitoring Wells, ASTM D6724-01, American Society for Testing and Material, West Conshohocken, 9 p.

Echantillonnage des eaux

Guide canadien, guide d'échantillonnage à des fins d'analyse environnementale, Cahier 3, Echantillonnage des eaux souterraines, 1994.

Guide suisse, 2003, Guide pratique ; Echantillonnage des eaux souterraines ; L'environnement pratique ; Edition 2003 ; Office fédéral de l'environnement des forêts et du paysage, 82 p.

Dubéarnès B, et J.M. Schmitt, 2005, La représentativité des échantillons d'eau prélevés en forage de contrôle : synthèse et conclusions, programme de recherche Ademe.

Analyse critique de plusieurs préleveurs manuels

Parker L. V., Clark C. H., 2002, Study of Five Discrete Interval-Type Groundwater sampling devices, US Army Corps of Engineers.

Analyse critique de techniques de prélèvement multi-niveaux :

Einarson M., 2006, Multilevel Ground-Water Monitoring, pp. 807-848, Chap. 11 of Practical Handbook of Environmental Site Characterization and Ground-Water Monitoring, Nielsen D. Edition, 1328p.

Annexe 3

Valeurs seuils

A3-1 Valeurs seuils basées sur un fond hydrogéochimique

Pour avoir une idée de l'hydrochimie de la nappe à proximité du site, en plus des données fournies par le piézomètre amont, on pourra se référer aux données de chimie des eaux des piézomètres de suivi des masses d'eau consultable via le site ADES (Site public ADES : <http://www.adeseaufrance.fr>).

Certaines nappes peuvent présenter des fonds hydrogéochimiques élevés en certains éléments (métaux et métalloïdes). Une identification des zones à risque de fond géochimique élevé en éléments traces dans les eaux souterraines a été réalisé par le brgm. Ainsi des données sont disponibles pour les 5 bassins situés en France métropolitaine (Brénot *et al.*, 2007) ; pour la Guadeloupe (Brénot *et al.*, 2008) ; la Réunion (Lions *et al.*, 2008a) et la Martinique (Lions *et al.*, 2008b).

A3-2 Valeurs seuils basées sur un usage

Des rapports ont été réalisés par l'INERIS (Barneaud, 2006 et Floch-Barneaud, 2007) qui explicitent l'origine et le mode d'élaboration des valeurs réglementaires pour l'eau. Les annexes à ce rapport fournissent des valeurs pour différents usages de l'eau (consommation humaine, abreuvement, industriel, baignade).

A3-3 Valeurs de références pour d'autres pays

A3-3.1 EN GRANDE BRETAGNE : VALEUR DE QUALITE DES EAUX

Environment Agency (2003) a répertorié un certain nombre de valeur de référence (Tableau 35).

Contaminant	units	EQS freshwater (1)	EQS saltwater (1)	WHO Health (2)	WHO ATO (2)	EU Drinking Water Standards (3)	UK Drinking Water Standards (4)
Acrylamide	ug/l			0.5		0.1	0.1
Alachlor	ug/l			20		0.1	0.1
Aldicarb	ug/l			10		0.1	0.1
Aldrin	ug/l	0.01	0.01	0.03		0.03	0.03
Aluminium	ug/l				200	200	200
Ammonia (NH ₃ as N)	mg/l	0.015	0.021		1.5		
Ammonium (as NH ₄ ⁺)	mg/l					0.5	0.5
Antimony	ug/l			5		5	5
Arsenic	ug/l	50	25	10		10	10
Atrazine	ug/l	2	2	2		0.1	0.1
Azinphos-methyl	ng/l	10 (40)	10 (40)			100	100
Barium	mg/l			0.7			1
Bentazone	mg/l	0.5	0.5	0.03		0.1	0.1
Benzene	ug/l	30 (300)	30 (300)	10		1	1
Benzo [a] pyrene	ug/l			0.7		0.01	0.01
Biphenyl	ug/l	25	25				
Boron	mg/l	2	7	0.3		1	1
Bromate	ug/l					10	10
Bromoxynil	ug/l	100 (1000)	100 (1000)			0.1	0.1
Cadmium	ug/l	5	2.5	3		5	5
Calcium	mg/l						250
Carbofuran	ug/l			5		0.1	0.1
Chlordane (all isomers)	ug/l			0.2		0.1	0.1
Chlorfenvinphos	ug/l	0.01 (0.1)	0.01 (0.1)			0.1	0.1
Chloride	mg/l	250			250	250	250
Chlorine	ug/l	2	10				
Chloroform	ug/l	12	12	200			
Chloroform extractable substances	ug/l						1000
Chlorophenylid	ug/l	0.05	0.05			0.1	0.1
Chloronitrotoluenes	ug/l	10	10				
Chlorothalonil	ug/l	0.1	0.1			0.1	0.1
Chlorpropham	ug/l	10	10			0.1	0.1
Chlorotoluron	ug/l	2	2	30		0.1	0.1
Chromium	ug/l	5 - 250	15	50		50	50
Copper	ug/l	1 - 28	5	2000	1000	2000	2000
Coumaphos	ug/l	0.01 (0.1)	0.04 (0.4)			0.1	0.1
Cyanide	ug/l			70		50	50
Cyfluthrin	ug/l	0.001	0.001			0.1	0.1

Contaminant	units	EQS freshwater (1)	EQS saltwater (1)	WHO Health (2)	WHO ATO (2)	EU Drinking Water Standards (3)	UK Drinking Water Standards (4)
2,4-dichlorophenoxyacetic acid (2,4-D), (ester form)	ug/l	1	1	30		0.1	0.1
Demeton	ug/l	0.5	0.5			0.1	0.1
Diazinon	ug/l	0.01 (0.1)	0.015 (0.15)			0.1	0.1
Dichlorodiphenyltrichloroethane (all isomers)	ug/l	0.025	0.025				
Para, para-DDT	ug/l	0.01	0.01	2		0.1	0.1
1,2-Dichloroethane (1,2-DCA)	ug/l	10	10	30		3	3
1,1-Dichloroethene (1,1-DCE)	ug/l			30			
1,2-Dichloroethene (1,2-DCE)	ug/l			50			
1,2-dibromo-3-chloropropane	ug/l			1		0.1	0.1
1,2-Dichlorobenzene	ug/l			1000	1 to 10		
1,2-Dichloropropane	ug/l			20		0.1	0.1
1,3-Dichloropropene	ug/l			20		0.1	0.1
1,4-Dichlorobenzene	ug/l			300	0.3 to 30		
Di(2-ethylhexyl)adipate	ug/l			80			
Di(2-ethylhexyl)phthalate	ug/l			8			
Dichloromethane	ug/l			20			
Dichloroprop (DCCP)	ug/l			100			
Dichlorvos	ng/l	1	40			0.1	0.1
Dieldrin	ug/l	0.01	0.01	0.03		100	100
Dimethoate	ug/l	1	1			0.03	0.03
Drins (total)	ug/l	0.03	0.03			0.1	0.1
Edetic Acid (EDTA)	ug/l			200			
Endosulfan	ng/l	3	3			0.1	0.1
Endrin	ug/l	0.005	0.005			100	100
Epichlorohydrin	ug/l			0.4		0.1	0.1
Ethylbenzene	ug/l			300	2 to 200		
Fenchlorphos	ug/l	0.01 (0.1)	0.01 (0.1)			0.1	0.1
Fenoprop	ug/l			9		0.1	0.1
Fenitrothion	ng/l	10 (250)	10 (250)			0.1	0.1
Flucifuron	ug/l	1				100	100
Fluoride	ug/l			1500		0.1	0.1
Formaldehyde	ug/l	5 (50)	n/a	900		1500	1500
Heptachlor	ug/l			0.03		0.1	0.1
Hexachlorobenzene	ug/l	0.03	0.03	1		0.03	0.03
Hexachlorobutadiene	ug/l	0.1	0.1	0.6		0.1	0.1
Hexachlorocyclohexane (lindane)	ug/l	0.1	0.02	2		0.1	0.1
Hydrocarbons (dissolved/emulsions)	ug/l						10
Hydrogen sulphide (H2S as S)	ug/l	0.25 to 1.0	10				

Contaminant	units	EQS freshwater (1)	EQS saltwater (1)	WHO Health (2)	WHO ATO (2)	EU Drinking Water Standards (3)	UK Drinking Water Standards (4)
Ioxynil	ug/l	10 (100)	10 (100)			0.1	0.1
Iron	mg/l	1	1		0.3	0.2	0.2
Isodrin	ug/l	0.005	0.005			0.1	0.1
Isoproturon	ug/l	2 to 20		9		0.1	0.1
Lead (inorganic - dissolved)	ug/l	4 - 250	25	10		10	25 (reducing to 10)
Linuron	ug/l	2	2			0.1	0.1
Magnesium	mg/l						50
Malachite green	ug/l	0.5 (100)					
Malathion	ng/l	10 (500)	20 (500)			100	100
Manganese	ug/l			500	100	50	50
MCPA	ug/l	2	2	2		0.1	0.1
Mecoprop (MCP)	ug/l	20 (200)	20 (200)	10		0.1	0.1
Mercury	ug/l	1	0.3	1		1	1
Methylbenzene	ug/l	50 (500)	40				
Methoxychlor	ug/l			20		0.1	0.1
Metolachlor	ug/l			10		0.1	0.1
Molinate	ug/l			6		0.1	0.1
Molybdenum	ug/l			70			
Monochlorobenzene	ug/l			300	10 to 120		
Naphthalene	ug/l	10 (100)	5 (80)				
Nickel	ug/l	50 - 200	30	20		20	20
Nitrate (as NO ₃)	mg/l			50		50	50
Nitrite (as NO ₂)	ug/l			3		500	100
Nitriloacetic acid	ug/l			200			
Oils/hydrocarbons (by Pet Ether extract)	ug/l						10
Omethoate	ug/l	0.01				0.1	0.1
Polycyclic Aromatic (PAH) Hydrocarbons	ug/l					0.1	0.1
Pendimethalin	ug/l			20		0.1	0.1
Pentachlorophenol	ug/l	2	2	9		0.1	0.1
Permethrin	ug/l	0.01		20		0.1	0.1
Pesticides (individual species, unless specified)	ug/l					0.1	0.1
Pesticides (total)	ug/l					0.5	0.5
Phenol	ug/l	30 (300)	30 (300)			0.5	0.5
Pirimicarb	ug/l	1	1			0.1	0.1
Phosphorous	ug/l					400 (5000)	2200
Potassium	mg/l					10 (12)	12

Contaminant	units	EQS freshwater (1)	EQS saltwater (1)	WHO Health (2)	WHO ATO (2)	EU Drinking Water Standards (3)	UK Drinking Water Standards (4)
Propanil	ug/l			20		0.1	0.1
Propetamphos	ug/l	0.01 (0.1)	0.01 (0.1)			0.1	0.1
Pryidate	ug/l			100		0.1	0.1
Selenium	ug/l			10		10	10
Silver	ug/l	0.05 (0.1)	0.5 (1)				10
Simazine	ug/l	2 (10)	2 (10)	2		0.1	0.1
Sodium	mg/l	170			200	200	200
Styrene	ug/l	50 (500)	50 (500)	20	4 to 2600		
Sukofuron	ug/l	25	25			0.1	0.1
Sulphate	mg/l	400	250		250	250	250
Sulphide	ug/l	0.25	n/a				
Surfactants	ug/l						200
2,4,5-trichlorophenoxyacetic acid (2,4,5-T)	ug/l			9		0.1	0.1
Tecnazene	ug/l	1 (10)	1				
Tetrachloroethene (PCE)	ug/l	10	10	40		10 (with TCE)	10 (with TCE)
Tetrachloromethane (PCM, carbon tetrachloride)	ug/l	12	12	2			3
Thiabendazole	ug/l	5	5			0.1	0.1
Tin (Inorganic)	ug/l	25	10				
Toluene	ug/l	50 (500)	40 (400)	700	24 to 170		
Trifazophos	ng/l	5 (50)	5 (50)			100	100
Tributyltin (oxide)	ug/l	0.02	0.02	0.02			
1,1,1-Trichloroethane (1,1,1-TCA)	ug/l	100 (1000)	100 (1000)				
1,1,2-Trichloroethane (1,1,2-TCA)	ug/l	400 (4000)	300 (3000)				
Trichloroethene (TCE)	ug/l	10	10	70		10 (with PCE)	10 (with PCE)
Trichlorobenzenes (total)	ug/l	0.4	0.4	20	5 to 50		
2,4,6-Trichlorophenol	ug/l			200		2-300	
Trihalomethanes (total)	ug/l					150 reducing to 100 by 2008	100
Trifluralin	ug/l	0.1 (1)	0.1 (1)	20		0.1	0.1
Triphenyltin	ug/l	0.02	0.008				
Vanadium	ug/l	20 - 60	100				
Vinyl chloride (chloroethene)	ug/l			5		0.5	0.5
Xylene	ug/l	30	30	500	20 to 1800		
Zinc	ug/l	8 - 500			3000		5000

<i>Key to standards referenced</i>	
1	Figures for Environmental Quality Standards (EQS) are Annual Average Concentrations with Maximum Allowable Concentrations in brackets. Where a range of EQS for freshwater is given, it depends on the hardness of the water. Seek further advice from the Agency.
2	World Health Organisation (WHO) <i>Guidelines for Drinking Water Quality</i> , 1984. The health value is a guideline value representing the concentration of a constituent that does not result in any significant risk to the consumer over a lifetime of exposure. The ATO is the concentration of the substance, at or below the health-based guideline value, which may affect the appearance, taste or odour of the water. The concentrations given are those likely to give rise to consumer complaints.
3	Council Directive 98/83/EC on the quality of water intended for human consumption.
4	UK Drinking Water Standards taken from: • Water Supply (Water Quality) Regulations 1989 (SI 1989/1147) (as amended); • Water Supply (Water Quality) Regulations 2000 (SI 2000/3184) (as amended).

Tableau 35 : Valeurs de référence pour les eaux (Environment Agency, 2003).

A3-3.2 AU CANADA

Cadre général

Dans le cadre de sa politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés, le gouvernement canadien a défini des critères génériques pour les sols et pour les eaux souterraines (annexe 2), pour différentes famille de contaminants :

- métaux et métalloïdes ;
- hydrocarbures aromatiques polycycliques ;
- dioxines et furanes ;
- composés phénoliques ;
- bi phényles polychlorés (BPC) ;
- chlorobenzènes ;
- composés benzéniques non chlorés ;
- composés organiques volatils ;
- paramètres intégrateurs ;
- pesticides ;

- autres composés inorganiques ;
- autres substances organiques.

Les critères de qualité de l'eau figurant à la grille de critères sont utilisés pour définir un impact et ils sont appliqués en fonction du lieu d'impact.

Notion d'impact

Un impact réel est défini comme une situation effective au lieu d'impact alors qu'un impact appréhendé est défini comme un impact prévisible, considérant la nature dynamique de la contamination des eaux souterraines. Plus précisément, il y a impact réel ou appréhendé lorsqu'il y a :

- contamination (réelle ou appréhendée) d'un puits, d'une prise d'eau ou d'un réseau de distribution d'eau, au-delà des critères fixés pour l'eau de consommation¹ ;
- contamination (réelle ou appréhendée) au-delà des critères fixés pour l'eau de consommation¹ d'une zone aquifère de classe I2 ;
- contamination (réelle ou appréhendée) au-delà des critères fixés pour l'eau de consommation d'une zone aquifère de classe IIA ou de classe IIB et dont l'utilisation à des fins d'alimentation sera requise pour assurer la réalisation de projets de développement ;
- résurgence (réelle ou appréhendée) dans les eaux de surface d'une eau souterraine contaminée au-delà des critères fixés pour la protection des eaux de surface ;
- infiltration dans un réseau d'égout d'une eau souterraine contaminée au-delà des critères fixés pour la protection des eaux de surface ;
- émanation, à partir des eaux souterraines contaminées, de substances volatiles présentant un risque pour la santé et la sécurité des personnes ou étant une cause d'inconfort (ex. : hydrocarbures en phase gazeuse).

Pour définir les impacts, il faut prendre en considération les points qui suivent:

- si la teneur de fond d'un contaminant est plus élevée que le niveau correspondant au critère de qualité de l'eau qui s'y rattache, il convient de considérer cette valeur dans la détermination des impacts réels ou appréhendés,
- si un puits ou un aquifère est destiné à plusieurs usages (ex. : irrigation et eau potable), le plus sévère des critères est retenu pour définir les impacts réels ou appréhendés.

¹Si l'eau souterraine est utilisée pour l'irrigation ou pour l'abreuvement du bétail, les critères présentés dans le document « Recommandations pour la qualité des eaux au Canada (RQEC) » (CCME, 1987) doivent être utilisés.

²Le système de classification des eaux souterraines, tel que présenté dans le projet de Politique de protection et de conservation des eaux souterraines (avril 1996) permet d'identifier les eaux souterraines qui sont exploitées ou présentent un potentiel certain et de coter leur valeur pour la société. La vulnérabilité de ces eaux, de même que

l'existence d'un lien avec un cours d'eau peuvent être évaluées au cours de ce processus de classification. Ce système de classification est utilisé pour définir des impacts réels ou appréhendés aux eaux souterraines.

Définition de seuils d'alerte

Les seuils d'alerte, définis dans le projet de Politique de protection et de conservation des eaux souterraines (avril 1996), réfèrent à une limite préventive ou une concentration à partir de laquelle il y a lieu d'appréhender une perte d'usage de la ressource. Ces seuils correspondent à une portion des critères de qualité d'eau et, pour chaque terrain, ils sont sélectionnés en fonction de la classification des eaux souterraines, du milieu récepteur ou selon la teneur de fond des eaux souterraines (voir Tableau 36).

AQUIFÈRE CLASSIFICATION	SEUILS D'ALERTE		
	Alimentation en eau (10%, 20% ou 50% du critère)	Eaux de surface (50% du critère) (Si cours d'eau à moins de 1 km)	Teneur de fond (100%)
CLASSE I	SO	SO	X
CLASSES IIA ET IIB	X	X	SO
CLASSE IIIA	SO	X	SO
CLASSE IIIB	SO		

SO = sans objet

Tableau 36 : Sélection des seuils d'alerte au Canada.

NOTES

1- En ce qui concerne les critères qui s'appliquent à l'alimentation en eau, les seuils d'alerte varient selon la nature des paramètres et selon les usages:

- Eau potable :
 - Substances cancérigènes: 10 % du critère fixé pour l'eau potable.
 - Substances susceptibles de générer d'autres impacts sur la santé: 20 % du critère fixé pour l'eau potable.
 - Substances dont les impacts sont d'ordre esthétique: 50 % du critère fixé pour l'eau potable.
- Eau pour le bétail :
 - 50 % du critère fixé pour l'alimentation en eau du bétail.
- Irrigation :
 - 50 % du critère fixé pour l'irrigation des cultures.

2- Dans les cas où plusieurs seuils d'alerte s'appliquent à une même situation, il convient de retenir le seuil le plus sévère.

3- Dans le cas où la teneur de fond excède le seuil d'alerte le plus sévère, il convient de retenir une valeur correspondant à 120 % de la teneur de fond comme seuil d'alerte. Toutefois, le seuil d'alerte ne peut jamais être supérieur au critère utilisé pour sa définition.

Pour consulter les critères applicables aux eaux souterraines : (http://www.mddep.gouv.qc.ca/sol/terrains/politique/annexe_2_grille_eaux.htm)

A3-3.3 AU PAYS-BAS

Le ministère des Pays Bas (Ministrie van Volkshuisvesting Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, 2000) a défini des valeurs seuil pour les sols mais aussi pour les eaux souterraines (Cf. Tableau 37 et Tableau 38). Pour les métaux une distinction est faite entre les aquifères superficiels et les aquifères profonds. La limite entre aquifère profond et superficiel a été arbitrairement choisie à 10m. Mais cette valeur n'est qu'indicative et si des données propres au site montrent qu'une autre limite est plus appropriée pour le site elle sera considérée à la place.

Cette distinction entre aquifères profond et superficiel vient d'un constat d'un niveau de fond hydrogéochimique différent :

- pour les aquifères superficiels (< 10m) les objectifs de qualité environnementale « MILBOWA » ont été adoptés comme valeurs cibles. Elles sont basées sur les concentrations du fond hydrogéochimique ;
- pour les aquifères profonds (> 10m) les valeurs cibles proposées dans l'INS ont été adoptées ;
- cela signifie que la valeur cible comprend la valeur du fond hydrogéochimique naturellement présent plus une valeur additive dite négligeable. Les valeurs de fond incluses dans l'INS sont données à titre de guide.

Table 1a: Target values and soil remediation intervention values and background concentrations soil/sediment and groundwater for metals. Values for soil/sediment have been expressed as the concentration in a standard soil (10% organic matter and 25% clay).

	EARTH/SEDIMENT (mg/kg dry matter)			GROUNDWATER (µg/l in solution)			
	national background concentration	target value	intervention value	target value shallow	national background concentration deep	target value deep	intervention value
	(BC)	(incl. BC)			(BC)	(incl. BC)	
I Metals							
antimony	3	3	15	-	0.08	0.15	20
arsenic	29	29	55	10	7	7.2	60
barium	120	120	625	50	200	200	625
cadmium	0.8	0.8	12	0.4	0.06	0.06	6
chromium	100	100	380	1	2.4	2.5	30
cobalt	9	9	240	20	0.6	0.7	100
copper	32	32	190	15	1.3	1.3	75
mercury	0.3	0.3	10	0.05	-	0.01	0.3
lead	85	85	530	15	1.6	1.7	75
molybdenum	0.5	3	200	5	0.7	3.6	300
nickel	35	35	210	15	2.1	2.1	75
zinc	140	140	720	65	24	24	800

Table 1b: Target values and intervention values for soil remediation soil/sediment and groundwater for inorganic compounds, aromatic compounds, PAH, chlorinated hydrocarbons, pesticides and other contaminants. Values for soil/sediment have been expressed as the concentration in a standard soil (10% organic matter and 25% clay).

	EARTH/SEDIMENT (mg/kg dry matter)		GROUNDWATER (µg/l in solution)	
	target value	intervention value	target value	intervention value
II Inorganic compounds				
cyanides-free	1	20	5	1500
cyanides-complex (pH<5) ¹	5	650	10	1500
cyanides-complex (pH ≥5)	5	50	10	1500
thiocyanates (sum)	1	20	-	1500
bromide (mg Br ⁻)	20	-	0.3 mg/l ²	-
chloride (mg Cl ⁻)	-	-	100 mg/l ²	-
fluoride (mg F ⁻)	500 ³	-	0.5 mg/l ²	-
III Aromatic compounds				
benzene	0.01	1	0.2	30
ethyl benzene	0.03	50	4	150
toluene	0.01	130	7	1000
xylenes	0.1	25	0.2	70
styrene (vinyl benzene)	0.3	100	6	300
phenol	0.05	40	0.2	2000
cresols (sum)	0.05	5	0.2	200
catechol(o-dihydroxybenzene)	0.05	20	0.2	1250
resorcinol(m-dihydroxybenzene)	0.05	10	0.2	600
hydroquinone(p-dihydroxybenzene)	0.05	10	0.2	600
IV Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH)				
PAH (sum 10) ^{4,14}	1	40	-	-
naphthalene			0.01	70
anthracene			0.0007 ⁵	5
phenanthrene			0.003 ⁵	5
fluoranthene			0.003	1
benzo(a)anthracene			0.0001 ⁵	0.5
chrysene			0.003 ⁵	0.2
benzo(a)pyrene			0.0005 ⁵	0.05
benzo(ghi)perylene			0.0003	0.05
benzo(k)fluoranthene			0.0004 ⁵	0.05
indeno(1,2,3-cd)pyrene			0.0004 ⁵	0.05

Table 1b(continued): Target values and intervention values for soil remediation soil/sediment and groundwater for inorganic compounds, aromatic compounds, PAH, chlorinated hydrocarbons, pesticides and other contaminants. Values for soil/sediment have been expressed as the concentration in a standard soil (10% organic matter and 25% clay).

	EARTH/SEDIMENT (mg/kg dry matter)		GROUNDWATER (µg/l in solution)	
	target value	intervention value	target value	intervention value
V Chlorinated hydrocarbons				
vinyl chloride	0.01	0.1	0.01	5
dichloromethane	0.4	10	0.01	1000
1,1-dichloroethane	0.02	15	7	600
1,2-dichloroethane	0.02	4	7	400
1,1-dichloroethene	0.1	0.3	0.01	10
1,2-dichloroethene (cis and trans)??	0.2	1	0.01	20
dichloropropane	0.002#	2	0.6	80
trichloromethane (chloroform)	0.02	10	6	400
1,1,1-trichloroethane	0.07	15	0.01	300
1,1,2-trichloroethane	0.4	10	0.01	130
trichloroethene (Tr)	0.1	60	24	500
tetrachloromethane (Tetra)	0.4	1	0.01	10
tetrachloroethene (Per)	0.002	4	0.01	40
chlorobenzenes (sum) ^{6,14}	0.03	30	-	-
monochlorobenzene			7	180
dichlorobenzenes			3	50
trichlorobenzenes			0.01	10
tetrachlorobenzenes			0.01	2.5
pentachlorobenzene			0.003	1
hexachlorobenzene			0.00009*	0.5
chlorophenols (sum) ^{6,14}	0.01	10	-	-
monochlorophenols (sum)			0.3	100
dichlorophenols			0.2	30
trichlorophenols			0.03*	10
tetrachlorophenols			0.01*	10
pentachlorophenol			0.04*	3
chloronaphthalene	-	10	-	6
monochloroaniline	0.005	50	-	30
polychlorobiphenyls (sum 7)*	0.02	1	0.01*	0.01
ECX	0.3		-	

Table 1b(continued): Target values and intervention values for soil remediation soil/sediment and groundwater for inorganic compounds, aromatic compounds, PAH, chlorinated hydrocarbons, pesticides and other contaminants. Values for soil/sediment have been expressed as the concentration in a standard soil (10% organic matter and 25% clay).

	EARTH/SEDIMENT (mg/kg dry matter)		GROUNDWATER (µg/l in solution)	
	target value	intervention value	target value	intervention value
VI Pesticides				
DDT/DDE/DDD ^a	0.01	4	0.004 ng/l *	0.01
dieldrin ^a	0.005	4	-	5.1
aldrin	0.00006		0.009 ng/l *	
dieldrin	0.0005		0.1 ng/l	
endrin	0.00004		0.04 ng/l	
HCH-compounds ¹⁰	0.01 *	2	0.05 *	1
α-HCH	0.003		33 ng/l	
β-HCH	0.009		8 ng/l	
γ-HCH	0.00005		9 ng/l	
atrazine	0.0002	6	29 ng/l	150
carbaryl	0.00003	5	2 ng/l *	50
carbofuran	0.00002	2	9 ng/l	100
chlorodane	0.00003	4	0.02 ng/l *	0.2
endosulfan	0.00001	4	0.2 ng/l *	5
heptachloro	0.0007	4	0.005 ng/l *	0.3
heptachloro-epoxide	0.0000002	4	0.005 ng/l *	3
maneb	0.002	35	0.05 ng/l *	0.1
MCPA	0.00005#	4	0.02	50
organotin compounds ¹¹	0.001	2.5	0.05*-16 ng/l	0.7
VII Other contaminants				
cyclohexanone	0.1	45	0.5	15000
phthalates (sum) ¹²	0.1	60	0.5	5
mineral oil ¹³	50	5000	50	600
pyridine	0.1	0.5	0.5	30
tetrahydrofuran	0.1	2	0.5	300
tetrahydrothiophene	0.1	60	0.5	5000
tribromomethane	-	75	-	630

Notes to table 1:

1. Acidity: pH (0.01 M CaCl₂). In order to determine whether pH is greater than or equal to 5, or less than 5, the 90 percentile of the measured values is taken.
2. In areas subject to marine influence higher values occur naturally (salt and brackish water).
3. Differentiation by clay content: (F) = 175 = 13L (L = % clay).
4. PAH (sum of 10) here means the total of anthracene, benzo(a)anthracene, benzo(k)fluoranthene, benzo(a)pyrene, chrysene, phenanthrene, fluoranthene, indeno(1,2,3-cd)pyrene, naphthalene and benzo(ghi)perylene.
5. 'Chlorobenzenes (sum)' here means the total of all chlorobenzenes (mono-, di-, tri-, tetra-, penta- and hexachlorobenzene).
6. 'Chlorophenols (sum)' here means the total of all chlorophenols (mono-, di-, tri-, tetra- and pentachlorophenol).
7. In the case of the intervention value, polychlorobiphenyls (sum)' means the total of PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153 and 180. For the target value it refers to the total excluding PCB 118.

8. 'DDT/DDD/DDE' above means the sum of DDT, DDD and DDE.
 9. 'Drins' above means the sum of aldrin, dieldrin and endrin.
 10. 'HCH compounds' above means the sum of *o*-HCH, *p*-HCH, *m*-HCH and *h*-HCH.
 11. The intervention value applies to the sum of the concentrations of organotin compounds encountered.
 12. 'Phthalates (sum)' above means the total of all phthalates.
 13. 'Mineral oil' is defined in the analysis standard. Where the contamination is due to mixtures (e.g. gasoline or domestic heating oil), then not only the alkane content but also the content of aromatic and/or polycyclic aromatic hydrocarbons must be determined. This aggregate parameter has been adopted for practical reasons. Further toxicological and chemical disaggregation is under study.
 14. The values for the sum of polycyclic aromatic hydrocarbons, the sum of chlorophenols and the sum of chlorobenzenes in earth/sediment apply to the total concentration of the compounds belonging to the relevant category. If the contamination is due to only one compound of a category, the value used is the value for that compound. Where there are two or more compounds the value for the total of these compounds applies, etc. For earth/sediment, effects are directly additive (i.e. 1 mg of substance A has the same effect as 1 mg of substance B) and can be tested against an aggregate standard by summing the concentrations of the substances involved. In the case of groundwater, effects are indirectly additive and are expressed as a fraction of the individual intervention values (i.e. 0.5 of the intervention value of substance A has the same effect as 0.5 of the intervention value of substance B). This means that an addition formula must be used to determine whether an intervention value is exceeded. The intervention value for the sum of a group of substances is exceeded if:

$$\sum (C_i / I_i) \geq 1$$

where C_i = measured concentration of a substance in the group of substances in question
 I_i = intervention value for the group.

* numeric value below the detection level/quantification level or measurement method is lacking

* These target values have not been tested in HANS. All the other values have been tested in HANS.

* The individual standards in INS are given in the Fourth Policy Document on Water Management along with the sum standards marked *.

Tableau 37 : Valeur seuil et valeur d'intervention pour les eaux souterraines (Ministrie van Volkshuisvesting Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, 2000).

Table 2a: Target values, indicative levels for serious soil contamination and background concentrations soil/sediment and groundwater for metals. Values for soil/sediment have been expressed as the concentration in a standard soil (10% organic matter and 25% clay).

	EARTH/SEDIMENT (mg/kg dry matter)			GROUNDWATER (µg/l in solution)			
	national background concentration (BC)	target values (incl. BC)	indicative level serious contamination	target values shallow	national background concentration deep (BC)	target values deep (incl. BC)	indicative level serious contamination
I Metals							
beryllium	1.1	1.1	30	-	0.05*	0.05*	15
cadmium	0.7	0.7	100	-	0.02	0.02	160
chromium	-	-	600	-	-	-	70
thallium	1	1	15	-	<2*	2*	7
tin	10	-	900	-	<2*	2.2*	50
vanadium	42	42	250	-	1.2	1.2	70
silver	-	-	15	-	-	-	40

Table 2b: Target values and indicative levels for serious contamination for soil/sediment and groundwater for inorganic compounds, aromatic compounds, PAH, chlorinated hydrocarbons, pesticides and other contaminants. Values for soil/sediment have been expressed as the concentration in a standard soil (10% organic matter and 25% clay).

	EARTH/SEDIMENT (mg/kg dry matter)		GROUNDWATER (µg/l in solution)	
	target values	indicative level for serious contamination	target values	indicative level for serious contamination
III Aromatic compounds				
dodecylbenzene	-	1000	-	0.02
aromatic solvents ¹	-	200	-	150
V Chlorinated hydrocarbons				
dichloroaniline	0.005	50	-	100
trichloroaniline	-	10	-	10
tetrachloroaniline	-	30	-	10
pentachloroaniline	-	10	-	1
4-chloromethylphenols	-	15	-	350
dioxin ²	-	0.001	-	0.001 ng/l
VI Pesticides				
azinphos-methyl	0.000005#	2	0.1* ng/l	2
VII Other contaminants				
acrylonitrile	0.000007#	0.1	0.08	5
butanol	-	30	-	5000
1,2-butylacetate	-	200	-	6300
ethylacetate	-	75	-	15000
diethylene glycol	-	270	-	13000
ethylene glycol	-	100	-	5500
formaldehyde	-	0.1	-	50
isopropanol	-	220	-	31000
methanol	-	30	-	24000
methyl-tert-butyl ether (MTBE)	-	100	-	9200
methyl ethyl ketone	-	35	-	6000

Notes to Table 2

1. Aromatic solvents are defined as a standard mixture of substances referred to as "C9-aromatic naphtha" as defined by the International Research and Development Corporation: o-xylene 3.2%, i-isopropylbenzene 2.74%, n-propylbenzene 3.97%, 1-methyl-4 ethyl benzene 7.05%, 1-methyl-3-ethyl benzene 15.1%, 1-methyl-2-ethyl benzene 5.44%, 1,3,5-trimethylbenzene 8.37%, 1,2,4-trimethylbenzene 40.5%, 1,2,3-trimethylbenzene 6.16% and ≥ 22 alkylbenzenes 6.19%.
2. The indicative level is expressed on the basis of toxicity equivalents based on the most toxic compound.

*numeric value below the detection level/quantification level or measurement method is lacking

These target values have not been tested in HANS. All the other values have been tested in HANS.

Tableau 38 : Valeur seuil pour les eaux souterraines : valeurs indicatrice d'un niveau de contamination élevé (Ministrie van Volkshuisvesting Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, 2000).

A3-3.4 EN ALLEMAGNE

Le niveau de seuil non significatif

L'administration allemande en charge de la gestion et du suivi de la qualité des eaux, sous l'égide du Ministère Fédéral pour l'Environnement (BAFU) ont défini un niveau de seuil non significatif.

Ces valeurs correspondent aux concentrations en deçà desquelles, les écarts au bruit de fond observé, sont sans signification et n'appellent aucune action LAWA (2004)

(Tableau 39 à Tableau 41). Certaines de ces valeurs sont, pour certaines d'entre elles en cours de révision.

Inorganic parameters	Insignificance thresholds (in µg/L)
Antimony (Sb)	5
Arsenic (As)	10
Barium (Ba)	340
Lead (Pb)	7
Boron (B)	740
Cadmium (Cd)	0.5
Chrome (CR III)	7 (see Annex 3)
Cobalt (Co)	8
Copper (Cu)	14
Molybdenum (Mo)	35
Nickel (Ni)	14
Mercury (Hg)	0.2
Selenium (Se)	7
Thallium I (Tl)	0.8
Vanadium (V) ¹⁾	4
Zinc (Zn)	58
Chloride (Cl ⁻)	250 mg/L
Cyanide (CN ⁻)	5 (50) (see Annex 3)
Fluoride (F ⁻)	750
Sulfate (SO ₄ ²⁻)	240 mg/L

- 1) Application of the insignificance threshold for vanadium has been suspended until December 31, 2007. Although the value reflects the latest findings on vanadium's human toxicity and life long protection against this substance, it is based on incomplete data whose significance is a matter of controversy. The suspension was instituted mainly in order to give manufacturers the opportunity to gather additional experimental data on ecotoxicity and human toxicity. It is safe to assume that the availability of higher quality data will result in a higher insignificance threshold value for vanadium.

Tableau 39 : Niveau de seuil non significatif : composés inorganiques (LAWA, 2004).

Organic parameters	Insignificance thresholds (in µg/L)
Σ Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) ¹	0.2
Anthracene, benzo[a]pyrene, dibenz[a,h]anthracene	0.01 each
Benzo[b]fluoranthene, benzo[k]-fluoranthene, benzo[ghi]perylene, fluoranthene, indeno(123-cd)pyrene	0.025 each
Σ naphthalene and methylnaphthalene	1
Σ Volatile halogenated hydrocarbons (VHH) ²	20
Σ Trichloroethene and tetrachlorethene	10
1,2 dichloroethane	2
Chloroethene (vinyl chloride)	0.5
Σ PCB ³	0.01
Hydrocarbons ⁴	100
Σ Alkylated benzene	20
Benzene	1
MTBE	15
Phenol ⁵	8
Nonylphenol	0.3
Σ Chlorinated phenol	1
Hexachlorobenzene	0.01
Σ Chlorinated benzene	1
Epichlorohydrin	0.1

- 1) Total PAHs: The total of all PAHs excluding naphthalene and methylnaphthalene, generally determined via the total of the 15 substances on the EPA list, excluding naphthalene, and in some cases also taking into account other relevant PAHs, e.g. aromatic heterocycles such as choline.
- 2) Total VHH: The total of all volatile halogenated C₁ and C₂ hydrocarbons including trihalogen methane. Compliance with the insignificance thresholds for trichloroethene, tetrachloroethene, chloroethene is also required by law.
- 3) Total polychlorinated biphenyl, which is generally determined on the basis of the six Ballschmiter substances in accordance with DIN 51527, multiplied by five; and in some cases (e.g. for known substance spectrum) solely on the basis of the total values of all relevant substances in accordance with DIN 38407-F3.
- 4) Determined in accordance with DEV H53 ISO 9377-1 gravimetry can be used for higher concentrations. For gas chromatography analyses, the tubular value pertains to total hydrocarbon ranging from C₆ to C₁₀.
- 5) Inasmuch as no standardised procedure is currently available whose lower application limit is less than or equal to the insignificance threshold, it is necessary to use a non-standardised procedure, which must also be validated in accordance with the applicable determination method regulations. Generally a phenol index determination procedure is realised. If the findings are positive, a calculation is to be realised for the relevant individual substances.

Tableau 40 : Niveau de seuil non significatif : composés organiques (LAWA, 2004).

Pesticides and biocides	Insignificance threshold value (In µg/L)	Explosive compounds	Insignificance threshold value (In µg/L)
Σ Pesticides and biocides	0.5	Nitropenta (PETN)	10
Individual pesticides	0.1 each	2-nitrotoluene	1
Aldrine, azinphos-methyl, dichlorvos, dieldrin, endosulfane, etrimfos, fenitrothion, fenthion, parathion-ethyl	0.01 each	3-nitrotoluene	10
Chlordane	0.003	4-nitrotoluene	3
Disulfoton	0.004	2-amino-4,6-dinitrotoluene	0.2
Diuron	0.05	4-amino-2,6-dinitrotoluene	0.2
Hexazinon	0.07	2,4-dinitrotoluene	0.05
Malathion, parathion-methyl	0.02 each	2,6-dinitrotoluene	0.05
Mevinphos	0.0002	2,4,6-trinitrotoluol	0.2
Pentachlorophenol	0.1	Hexogen	1
Phoxim	0.008	2,4,6-trinitrophenol (picric acid)	0.2
Triazophos, trifluralin, heptachlor, heptachlorepoxyde	0.03 each	Nitrobenzene	0.7
Tributyl tin ¹	0.0001	1,3,5-trinitrobenzene	100
Trichlorphon	0.002	1,3-dinitrobenzene	0.3
Triphenyl tin and dibutyl tin compounds	0.01	hexanitrodiphenylamin (hexyl)	2
		Tetryl	5
		Octogen	175

¹Inasmuch as no standardised procedure is currently available whose lower application limit is less than or equal to the insignificance threshold value, it is necessary to use a non-standardised procedure, which must also be validated in accordance with the applicable determination method regulations

Tableau 41 : Niveau de seuil non significatif : composés explosifs, pesticides et biocides (LAWA, 2004).

A3-4 Méthodologie développée par les anglais pour dériver des valeurs seuils

Un guide a été élaboré par les anglais (Environment Agency, 2006) pour calculer des objectifs de remédiation pour le sol et les eaux.

Environment Agency considère 3 niveaux si la pollution est encore au niveau du sol ou 2 (Figure 43) niveaux si la pollution est déjà dans la nappe (Figure 44).

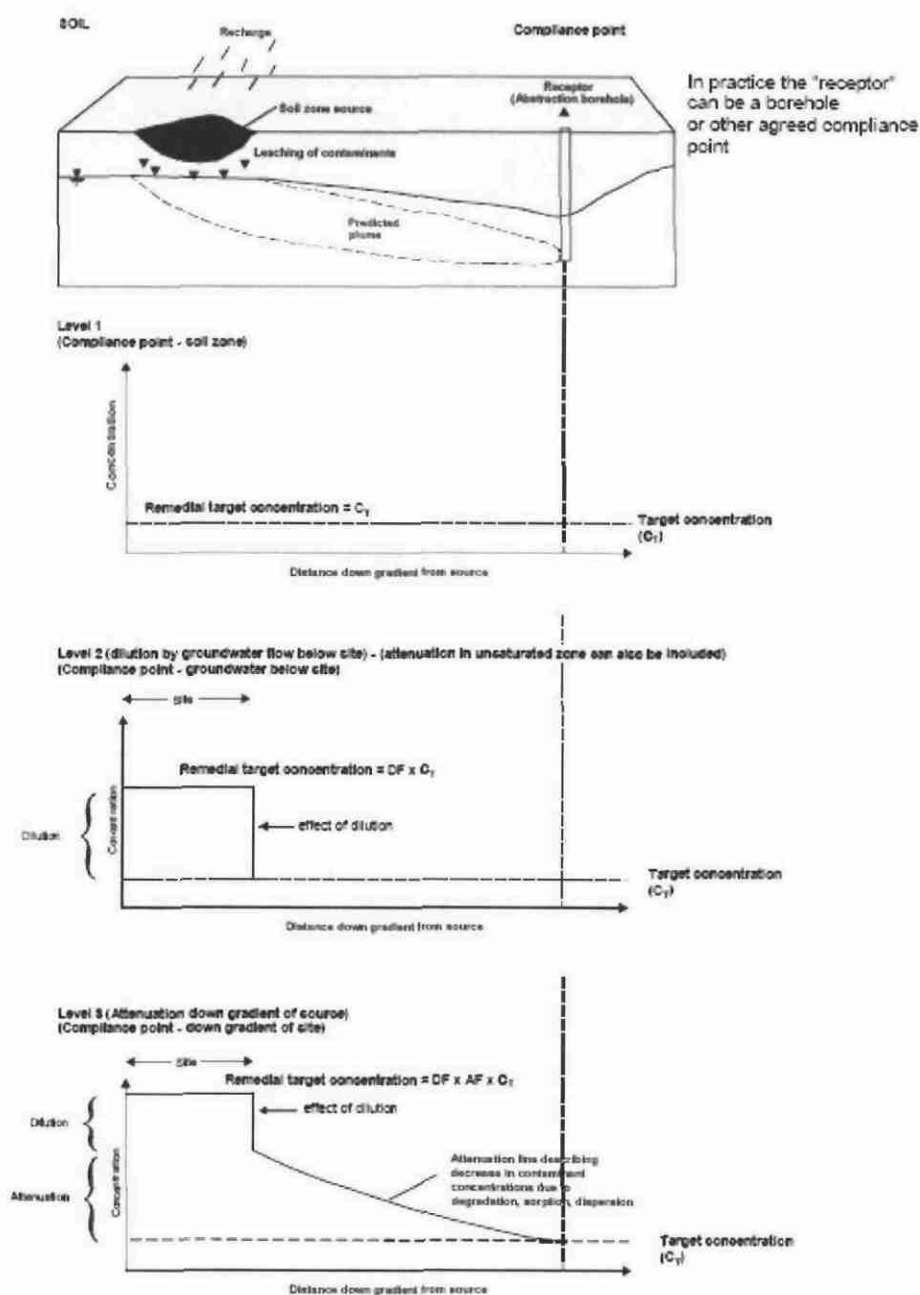


Figure 43 : Valeurs seuil de remédiation retenues pour une contamination de type sol (Environment Agency, 2006).

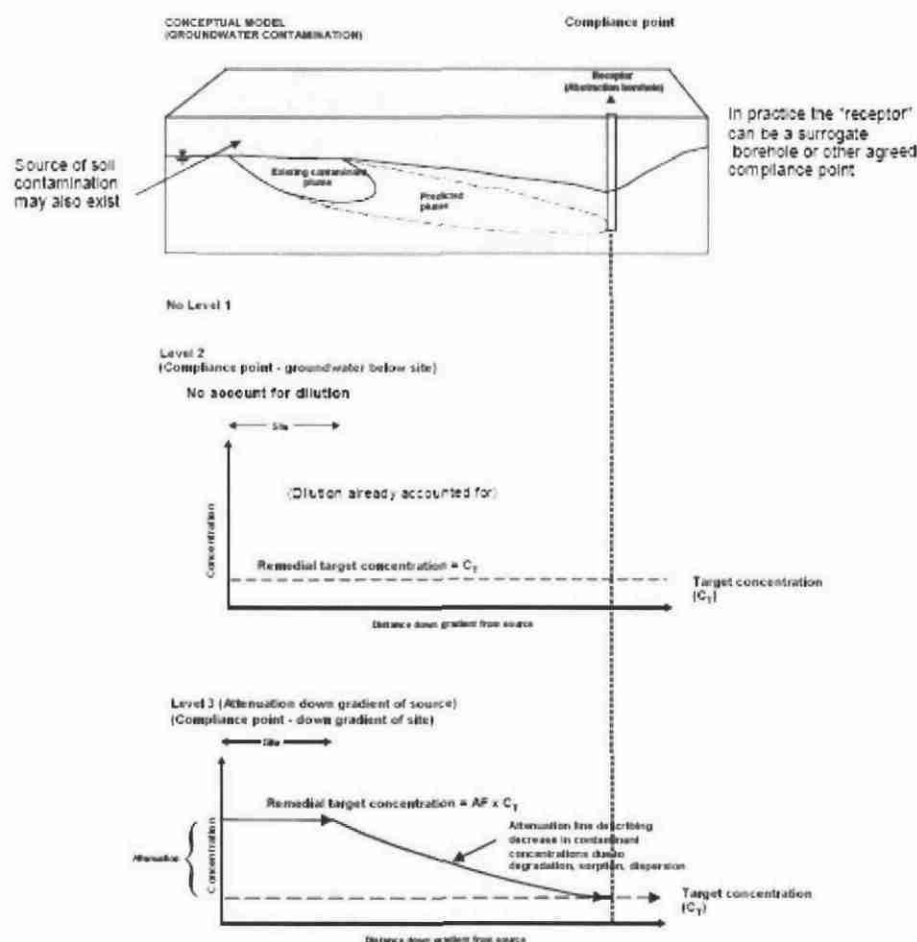


Figure 44 : Valeurs seuil de remédiation retenues pour une contamination de type nappe (Environment Agency, 2006).

Selon l'endroit où on applique le seuil retenu, les données à acquérir seront plus ou moins importantes, le conservatisme diminue et le coût de la remédiation augmente.

Selon le contexte hydrogéologique, le point de contrôle pourra prendre plusieurs positions (Figure 45).

Selon les propriétés du milieu à atténuer la concentration des contaminants, la valeur seuil au point de contrôle pourra être variable (Figure 46).

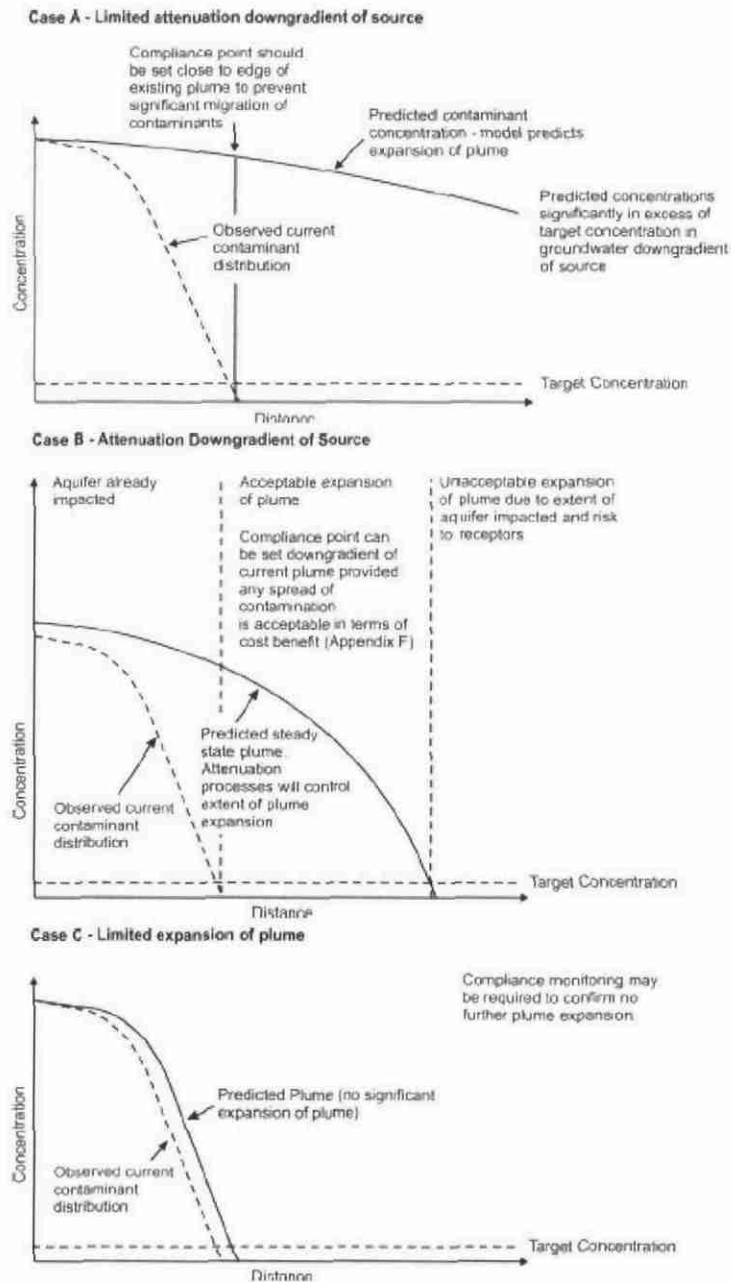


Figure 45 : Position possible du point de contrôle suivant le type de panache prévisible (Environment Agency, 2006).

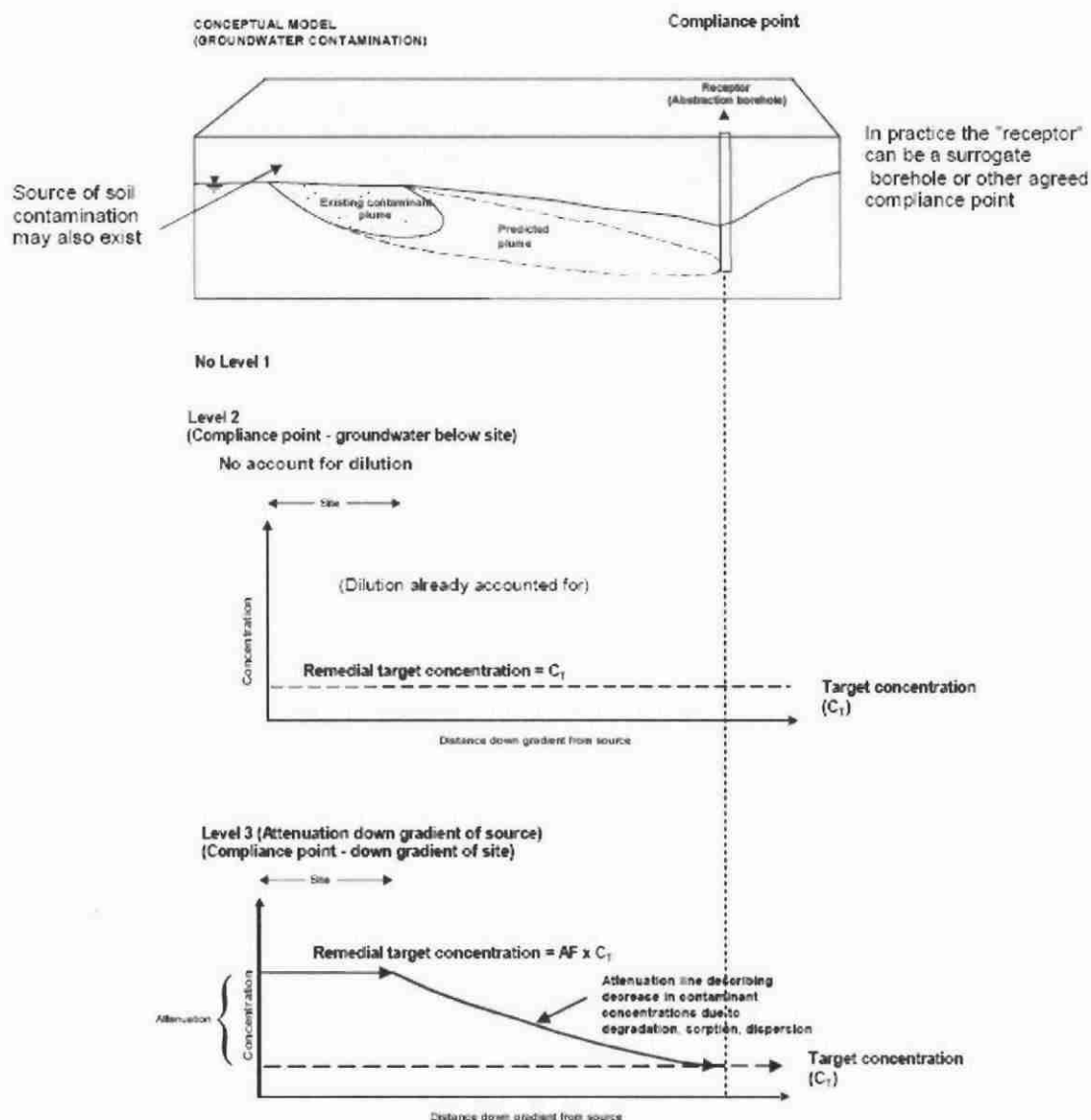


Figure 46 : Définition de la valeur seuil pour une pollution de nappe selon les propriétés du milieu pris en compte ; illustration de l'effet de l'atténuation naturelle sur la concentration au point de conformité (Environment Agency, 2006).

NB : compliance point = point de conformité, c'est à dire point où la concentration doit respecter un objectif de qualité (permettant de garantir une concentration au point d'usage).

NB : chaque contaminant ayant un comportement différent, les calculs seront à effectuer pour chaque contaminant jugé pertinent au vu des enjeux.

Ce guide détaille, les calculs retenus pour élaborer ces valeurs et les données nécessaires pour les effectuer. Ce guide est assorti d'une feuille de calcul.

Cette grille de calcul peut être un outil intéressant pour déterminer les valeurs seuils.

A3-5 Références

Brenot A., Dimon A. et D. Allier, 2008, Identification des zones à risque de fond géochimique élevé dans les cours d'eau et les eaux souterraines de la Guadeloupe. Rapport final BRGM/RP-55709-FR.

Brenot A., Gourcy L., Allier D. Mascre C., Pons A., Chery L. et A. Blum, 2007, Identification des zones à risque de fond géochimique élevé en éléments traces dans les cours d'eau et les eaux souterraines sur 5 bassins AP, AG, SN, LB, RM) étude en 5 volumes, rapport final BRGM/RP-55346.

Environment Agency, 2003, Hydrogeological Risk Assessment for Landfills and the Derivation of Groundwater Control and Trigger Levels, 104p.

Environment Agency, 2006, remedial targets Methodology: Hydrogeological Risk Assessment for Land Contamination, 129p.

Barneaud A., 2006, Eléments sur l'origine et le mode d'élaboration des valeurs réglementaires de l'eau de l'air et des denrées alimentaires, applicables en France pour les substances chimiques, Rapport d'étude N° INERIS-DRC-06-75999/DESP-R1b.

Floch-Barneaud A., 2007, Synthèse des valeurs réglementaires de l'eau de l'air et des denrées alimentaires, applicables en France au 1er décembre 2007, Mise à jour du rapport INERIS-DRC-06-75999/DESP-R2a « Synthèse des valeurs réglementaires pour les substances chimiques, en vigueur dans l'eau l'air et les denrées alimentaires en France au 1er mars 2006 », Rapport d'étude N° INERIS-DRC-07-86177-15736A .

LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser), 2004, Determination of insignificance thresholds for groundwater, 33p.

Lions J., Aunay B., Pinson S., 2008, 2008a, Identification des zones à risque de fond géochimique élevé dans les cours d'eau et les eaux souterraines de La Réunion. Rapport final BRGM/ RP-56856-FR.

Lions J., Vittecoq B., Pinson S. et D. Allier, 2008b, Identification des zones à risque de fond géochimique élevé dans les cours d'eau et les eaux souterraines de la Guadeloupe. Rapport final BRGM/RP-56748-FR.

Ministrie van Volkshuisvesting Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, 2000, ANNEXES Circular on target values and intervention values for soil remediation, 51 p.

Annexe 4

Limites potentielles à l'utilisation de l'équation de Domenico

Tiré de la page WEB : <http://www.epa.gov/ada/csmos/domenico.html>

A4-1 Comments on the Potential Limitations of the Domenico-based Fate and Transport Models

Potential limitations of the Domenico-based fate and transport models have been identified in recently published articles (Guyonnet and Neville, 2004; Srinivasan *et al.*, 2007; and West *et al.*, 2007). CSMoS distributes four software packages (BIOSCREEN, BIOCHLOR, FOOTPRINT, and REMChlor) that use Domenico-based models. BIOSCREEN and REMChlor use the original Domenico model (1987), while BIOCHLOR and FOOTPRINT use the modified version of the model (Martin-Hayden and Robbins, 1997). CSMoS acknowledges that the Domenico-based models are approximate analytical solutions of the advective-dispersive solute transport equation; therefore, they could generate an error for a given set of input parameters when compared with the exact solutions. The error is largely sensitive to high values of longitudinal dispersivity (Srinivasan *et al.*, 2007 and West *et al.*, 2007). However, CSMoS noticed that the error is insignificant when longitudinal dispersion is reasonably low (see Figures 2b and 5b of Srinivasan *et al.*, 2007). Furthermore, longitudinal dispersivity is a calibration parameter, not a parameter that is measured in the field, in real-world modeling applications. Therefore, CSMoS believes that the Domenico-based models in their current forms are reasonable for screening level tools, such as BIOCHLOR, BIOSCREEN, FOOTPRINT, and REMChlor. However, the users should be aware of selecting a reasonably low longitudinal dispersivity in order to minimize the potential error.

There are three different approaches outlined in West *et al.* (2007) for estimating longitudinal dispersivity (α_x). These are:

- 1- $\alpha_x = 10\%$ of plume length;
- 2- $\alpha_x = 10\%$ of L, where L is the longitudinal distance to the reference point (*i.e.*, the x distance at any observation point) according to Pickens and Grisak (1981); and
- 3- $\alpha_x = 0.83(\log_{10} L)^{2.414}$ according to Xu and Eckstein (1995).

In the first method, α_x is constant throughout the model domain, while for the second and third methods, it increases proportionally with L (*i.e.*, x distance at any observation point). Although the above stated methods would give a reasonable first estimation of α_x , in reality, the calibrated value could be even smaller than those estimated from the three methods, and hence, would minimize the error resulting from the approximation in the Domenico-based models.

Guyonnet and Neville (2004) found from dimensionless analysis that the original Domenico model (1987) shows minimal error when the Peclet Number, Pe, is greater than 6, which represents a relatively permeable aquifer. By definition, Pe is equal to VL/D_x , where V is the seepage or ground water velocity, L is the longitudinal distance to the reference point, and D_x is longitudinal dispersion. Therefore, higher Pe means advection dominated transport, while lower Pe means both mechanical dispersion and molecular diffusion can significantly influence the transport. CSMoS found from West *et al.* (2007) that the difference between the Domenico model (1987) and the exact

solution by Wexler (1992) is relatively small for $Pe = 10$ (*i.e.*, when $\alpha x \approx 0.1L$) (see Figure 1 of West *et al.*, 2007). To this end, CSMoS recommends to safely use BIOCHLOR, BIOSCREEN, FOOTPRINT, and REMChlor for advection-dominated transport conditions (*i.e.*, when $Pe \geq 10$) and be cautious when the transport processes are highly influenced by dispersion (*i.e.*, when the aquifer is relatively impermeable).

A4-2 Comments on the Potential Limitations of the Domenico-based Fate and Transport Models

Domenico, P.A. (1987). An analytical model for multidimensional transport of a decaying contaminant species. *Journal of Hydrology*, 91, 49–58.

Domenico, P.A. and G.A. Robbins. (1985). A new method of contaminant plume analysis. *Ground Water*, 23 (4), 476–485.

Guyonnet, D. and C. Neville. (2004). Dimensionless analysis of two analytical solutions for 3-D solute transport in groundwater. *Journal of Contaminant Hydrology*, 75, 141–153.

Martin-Hayden, J. and G.A. Robbins. (1997). Plume distortion and apparent attenuation due to concentration averaging in monitoring wells. *Ground Water*, 35 (2), 339–346.

Pickens, J. and G. Grisak. (1981). Scale-dependent dispersion in a stratified granular aquifer. *Water Resources Research*, 17(4), 1191–1211.

Srinivasan, V., T.P. Clement, and K.K. Lee. (2007). Domenico solution—is it valid? *Ground Water*, 45(2), 136–146.

West, M.R., B.H. Kueper, and M.J. Unger. (2007). On the use and error of approximation in the Domenico (1987) solution. *Ground Water*, 45(2), 126–135.

Wexler, E. (1992). Analytical solutions for one-, two-, and three-dimensional solute transport in groundwater systems with uniform flow. *Techniques of Water Resources Investigations of the United States Geological Survey, Chapter B-7, Book 3, Applications of Hydraulics*, 79 pp.

Xu, M. and Y. Eckstein. (1995). Use of weighted least-squares method in evaluation of the relationship between dispersivity and field scale. *Ground Water*, 33(6), 905–908 p.

Annexe 5

Analyse des tendances

A5-1 Ce qui est écrit dans la Directive Cadre sur l'Eau

NB : dans la directive cadre sur l'eau, l'analyse des tendances vise à vérifier l'atteinte du bon état chimique des masses d'eau.

A5-1.1 GENERALITES

Les fréquences et les lieux de surveillance sont choisis de façon à être suffisants pour :

- i) fournir les informations nécessaires pour garantir la possibilité de distinguer ces tendances à la hausse des variations naturelles, avec des degrés de confiance et de précision suffisants ;
- ii) permettre d'identifier en temps utile ces tendances à la hausse afin que des mesures puissent être mises en œuvre en vue de prévenir, ou au moins d'atténuer autant que possible, les dégradations de la qualité des eaux souterraines ayant une incidence sur l'environnement. Un premier exercice d'identification aura lieu au plus tard en 2009, si possible, en tenant compte des données existantes, dans le contexte du rapport sur l'identification de tendances dans le cadre du premier plan de gestion de district hydrographique visé à l'article 13 de la directive 2000/60/CE, et au moins tous les six ans par la suite ;
- iii) tenir compte des caractéristiques physiques et chimiques temporelles de la masse d'eau souterraine, y compris les conditions d'écoulement des eaux souterraines et les vitesses d'infiltration, ainsi que le délai de percolation à travers le sol ou le sous-sol.

L'évaluation est basée sur une méthode statistique, par exemple la technique de la régression, pour l'analyse des tendances temporelles dans des séries chronologiques de points de surveillance distincts; l'identification des tendances significatives et durables à la hausse des concentrations de substances à la fois naturellement présentes et résultant de l'activité humaine prendra en compte les points de départ de l'identification et, lorsqu'elles sont disponibles, les données recueillies avant le démarrage du programme de surveillance aux fins de l'identification de tendances

Le point de départ de la mise en œuvre de mesures visant à inverser des tendances à la hausse significatives et durables correspond à une concentration du polluant qui équivaut à 75 % des valeurs des paramètres relatifs aux normes de qualité des eaux souterraines établies à l'annexe I et des valeurs seuils fixées conformément à l'article 3, sauf si :

- i) un point de départ plus précoce est nécessaire pour que les mesures d'inversion de tendance puissent prévenir de la façon la plus économique qui soit, ou au moins atténuer autant que possible, toute dégradation de la qualité des eaux souterraines ayant une incidence sur l'environnement ;
- ii) un point de départ différent se justifie lorsque la limite de détection ne permet pas, à 75 % des valeurs des paramètres, de démontrer l'existence d'une tendance ;

- iii) ou le taux d'accroissement et la réversibilité de la tendance sont tels que le choix d'un point de départ plus tardif pour les mesures d'inversion de tendance permettrait encore de prévenir de la façon la plus économique qui soit, ou au moins d'atténuer autant que possible, toute dégradation de la qualité des eaux souterraines ayant une incidence sur l'environnement. Le cas échéant, le choix d'un point de départ plus tardif n'empêche pas de respecter les échéances fixées pour atteindre les objectifs environnementaux.

A5-1.2 ANALYSE DES TENDANCES

Parallèlement à l'élaboration de la directive cadre sur l'eau, un groupe de travail (Grath *et al.*, 2001) a défini quelles sont les méthodes statistiques utilisables pour l'identification des tendances à la hausse et l'identification d'une inversion des tendances.

Les algorithmes de certaines des méthodes envisagées sont ainsi définis pour :

- l'identification d'une tendance significative à la hausse (test généralisé de regression de type ANOVA, pour identifier des tendances de type monotone) ;
- l'identification d'une inversion de tendance (modèle linéaire à deux sections).

A5-2 Méthodes d'analyse des données identifiées dans la littérature

A5-2.1 ANALYSE DES TENDANCES

L'ouvrage écrit par Gilbert en 1987 offre une bonne synthèse des bonnes pratiques pour une analyse des tendances. Il fournit également en annexe les algorithmes pour réaliser :

- une analyse des tendances de type monotone basée sur la méthode définie par Mann-Kendall ;
- une analyse de tendance avec prise en compte de l'aspect saisonnier en utilisant la méthode développée par Kendall et les techniques non paramétriques associées.

Préalablement à toute exploitation des données, il faut analyser les résultats obtenus, il faut notamment analyser les valeurs aberrantes : i.e. les observations qui ne sont pas conformes à ce qui était attendu.

Il faut d'abord vérifier que cette valeur ne provient pas d'une erreur de transcription (erreur d'unité) ou de saisie de la donnée ; d'une erreur instrumentale (calibration, appareil mal nettoyé...) ; ou d'une variabilité spatiale importante.

Des méthodes ont été mises au point pour étudier la validité de ces valeurs aberrantes (Rosner, 1983), néanmoins l'utilisation de ces méthodes nécessite une distribution des données selon une loi normale ou log-normale ce qui est rarement le cas des données de suivi de forage.

La première étape dans l'analyse des données est une analyse graphique des données qui permet souvent de détecter des tendances (Figure 47).

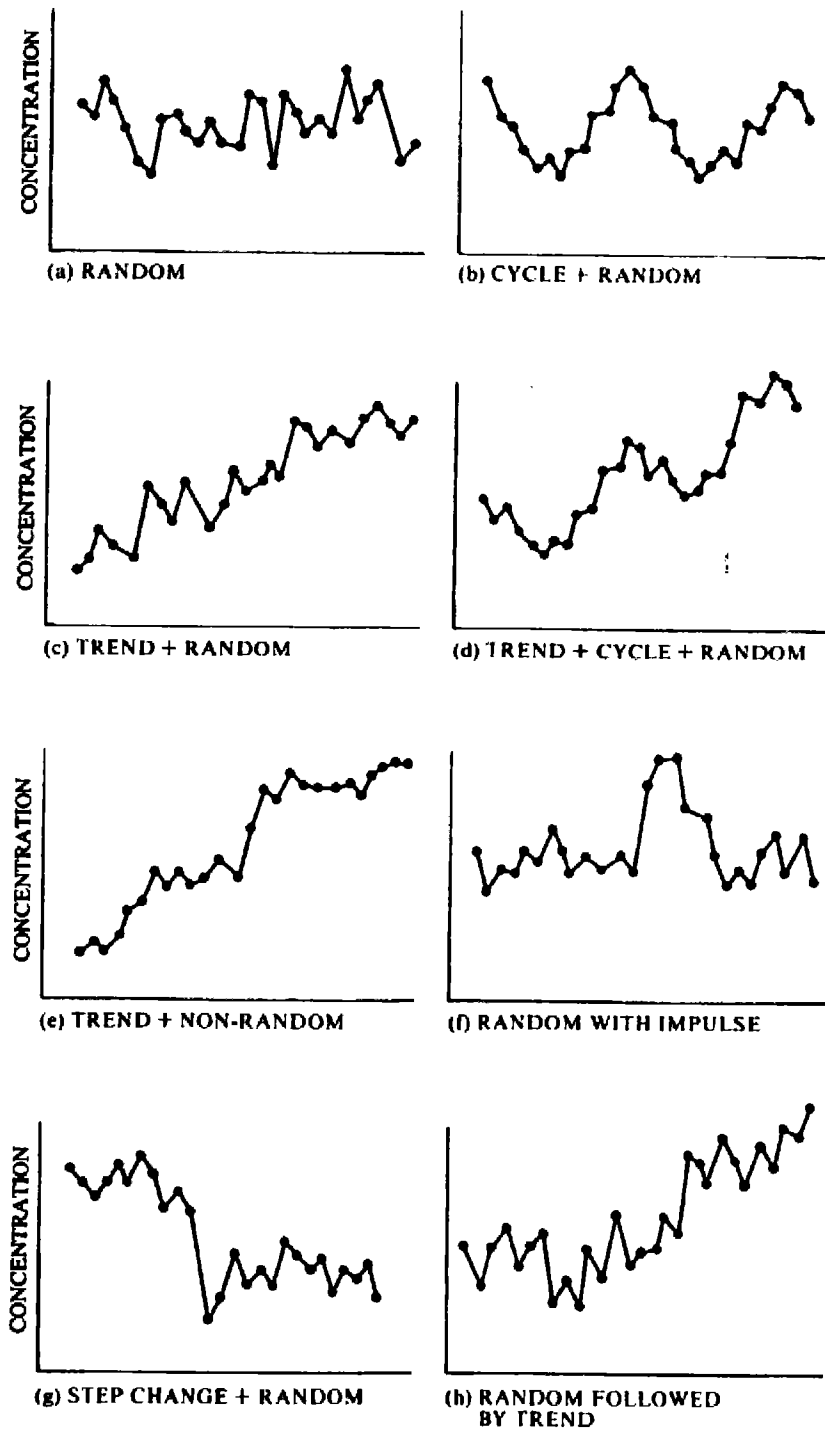


Figure 47 : Exemple de type de tendance pouvant être observé lors du suivi des eaux souterraines (Gilbert, 1987).

L'analyse des tendances peut être gênée par :

- des changements de procédures (méthode d'analyse ou de prélèvement) qui peuvent induire des sauts qui peuvent être faussement interprétés comme des changements de conditions au sein de l'aquifère. On peut anticiper cela en réalisant des doublons tant lors du changement de laboratoire analytique que lors du changement de société de prélèvement ;
- la saisonnalité, il faut pouvoir éliminer la contribution saisonnière aux variations de concentrations observées. Si les chroniques sont suffisamment longues pour avoir plusieurs cycles saisonniers, il peut être préférable de construire plusieurs graphes, une pour chaque partie du cycle saisonnier (par exemple une en hautes eaux et une en basses eaux) ;
- l'indépendance des données, qui est un pré-requis à l'utilisation de la plupart des tests statistiques. Les mesures de concentration en contaminants dans les forages de contrôle sont rarement indépendantes entre elles, en effet la concentration mesurée en une substance au temps t est dépendante de la concentration mesurée au temps $(t-1)$.

Le test d'estimation de tendance le plus fréquemment utilisé est le test de Mann-Kendall : test non paramétrique basé sur les travaux de Mann (1945) et de Kendall (1975). La présence de valeur manquante ne pose pas de problème pour la mise en œuvre de cette méthode. De même les données ne doivent pas obligatoirement suivre une distribution de type normal ou log-normal. Par contre en cas de données inférieures à la limite de quantification, il faudra leur attribuer la valeur de la plus faible mesure.

On peut dans le cas de tendance monotone utiliser la méthode des moindres carrés pour estimer la pente de la régression linéaire. Cependant, cette méthode suppose qu'il n'y ait pas de données aberrantes.

Sen (1968) a développé une méthode simple non paramétrique d'estimation des tendances qui est particulièrement utile pour le suivi des eaux souterraines. Cette méthode est robuste et permet de travailler même en cas : de données manquantes, de valeurs inférieures à la limite de quantification, de valeurs aberrantes (valeurs extrêmes). Cette méthode sera à privilégier quand on dispose de peu de données de suivi.

Dans le cas où il y a une saisonnalité des données, une généralisation de la méthode de Mann-Kendall a été proposée par Hirsch *et al.* (1982) et van Belle et Hughes (1984). Cette méthode autorise l'existence de données manquantes et n'impose pas une loi de distribution des données. Cependant la méthode développée par Hirsch *et al.* (1982) est basée sur des mesures mensuelles, on se sait pas ce que serait le degré d'approximation pour des mesures trimestrielles.

A5-2.2 ANALYSES DES SERIES TEMPORELLES

Concept (d'après Teixeira, 2005)

Les niveaux des nappes ainsi que les teneurs en contaminants dans celles-ci peuvent être l'objet de variations temporelles plus ou moins cycliques. L'analyse des « séries temporelles » correspondantes revêt une importance considérable pour la compréhension des phénomènes en cause, et bien sûr l'étude des facteurs qui en déterminent les variations.

Les séries chronologiques, ou séries temporelles, étudient des données ou des observations d'événements obtenues à un temps t spécifique, ou dans des intervalles de temps au mieux identiques (par exemple, la surveillance trimestrielle, semestrielle ou annuelle des eaux souterraines). L'une des particularités de ces séries chronologiques est que la valeur de chaque observation est dépendante des valeurs qui la précèdent, on parle alors d'auto corrélation.

Des méthodes statistiques spécifiques ont été développées pour prendre en compte cette contrainte d'auto corrélation. L'objectif de l'analyse d'une série temporelle est de pouvoir déterminer un modèle statistique permettant de décrire au mieux ces séries. Le choix de ce modèle est guidé par ses paramètres d'estimation, dans le but d'obtenir la meilleure description d'une série ou de pouvoir faire de la prédiction d'événements. Selon les objectifs recherchés, le degré de complexité du modèle accepté sera variable. Ainsi, la description simple pourra accepter un modèle simple, tandis que la prédiction nécessitera un modèle probablement plus complexe.

Le premier temps de l'analyse des séries chronologiques correspond à l'analyse graphique brute des données (le temps en abscisse et la variable étudiée en ordonnée), afin de mettre en évidence d'éventuels points particuliers dans les séries considérées. Il faut en effet vérifier qu'il n'existe pas de tendance (linéaire par exemple, ou plus complexe qui peut nécessiter une transformation des données), ni de composante saisonnière (fluctuation des valeurs selon un rythme régulier (annuel par exemple)), qu'il n'y a pas de cassure graphique brutale (qui pourrait nécessiter une analyse par fragments définis par ce point de cassure), ni d'observations aberrantes (la décision de modification ou de retrait de ces cas peut d'ailleurs poser problème).

La décomposition des séries temporelles est une phase majeure de l'analyse, car elle va permettre de construire le modèle statistique qui sera testé. Ce modèle sera du type :

$$\text{Série} = \text{tendance} + \text{saisonnalité} + \text{auto corrélation} + \text{bruit blanc (ou variable aléatoire)}$$

La tendance - Cette tendance peut être linéaire (accroissement d'un niveau constant dans un intervalle de temps donné), ou d'une forme non linéaire quelconque (exponentielle avec taux de croissance constant), ce qui rend nécessaire alors une transformation logarithmique. La recherche de la présence de cette tendance est essentiellement graphique et peut donc poser des problèmes d'appréciation.

La saisonnalité - Il peut y avoir des fluctuations saisonnières (augmentation des concentrations en hiver par exemple). Cette composante saisonnière, pouvant renvoyer à un rythme annuel : exemple hautes eaux-basses eaux.

Les techniques de régression (linéaire, avec ou sans transformation des données) peuvent être un moyen de modéliser ces deux composantes d'une série temporelle, d'autres techniques sont largement utilisées comme la différenciation (qui consiste à faire un changement de variable, y_t étant remplacé par $y_t - dt$, dt étant constant), en particulier pour modéliser la saisonnalité. Une fois ces deux composantes déterminées (détermination des coefficients des modèles de régression par exemple), on peut calculer les « résidus » et tenter de modéliser la composante auto corrélée.

Auto- corrélation des résidus

Les résidus sont obtenus par soustraction de la valeur obtenue par les moindres carrés (en utilisant le modèle statistique comportant une composante avec tendance dite « Trend » et/ou une composante saisonnière), pour toute période de temps t , à la valeur effectivement observée dans la série.

La suite de l'analyse passe par la recherche du niveau d'auto corrélation par utilisation d'outils statistiques spécifiques (modèle auto corrélé simple dit autorégressif ou AR (Autoregressive selon la terminologie anglaise), modèle avec moyenne mobile ou MA (ou Moving Average), ou mixte dit ARIMA utilisant la méthode de Box-Jenkins (ou Autoregressive Integrated Moving Average, enfin SARIMA lorsque une saisonnalité est prise en compte (Seasonal Autoregressive Integrated Moving Average)). L'auto corrélation est définie comme la corrélation de deux mesures répétées décalées dans le temps par un intervalle de temps fixé (appelé « lag »). Le principe est de tester des modèles statistiques qui permettent de décrire au mieux ces résidus, en les décomposant en une composante auto corrélée et une composante aléatoire ou « bruit blanc ».

En définitif, la série chronologique pourra être modélisée comme l'association d'une tendance, d'une saisonnalité, d'un modèle ARIMA (p, q) (AR (p) ou MA (q), p et q représentant le niveau d'auto corrélation ou « lag ») et d'un bruit blanc.

$$\text{Série chronologique} = T + S + \text{ARIMA}(p, q) + \text{résidus}$$

La décomposition complexe des séries chronologiques a pour intérêt principal de pouvoir faire des prédictions sur l'évolution future du paramètre étudié, et pouvoir déterminer des seuils d'alerte

Limites (Seguin, 1998)

Une analyse statistique des séquences temporelles, implique une indépendance des données entre elles, ce qui n'est pas le cas quand on a des données trop fréquentes (type journalière à hebdomadaires). Si les mesures sont bi-annuelles en général il n'y a pas de soucis d'indépendance des données.

Pour vérifier l'indépendance des données, on peut réaliser un variogramme.

S'il n'y a pas de dépendance des données alors on peut mettre en œuvre le test de Student.

Si la fréquence d'échantillonnage n'est pas constante, ce test n'est plus applicable, il faut alors utiliser des outils statistiques pour reconstituer les données manquantes.

Bien souvent les fluctuations d'une série chronologique (représentant les variations d'une grandeur en fonction du temps) ne permettent pas de conclure de façon sûre à l'existence dans la série d'une composante déterministe, par exemple :

- une dérive, c'est-à-dire une baisse ou une hausse plus ou moins régulière des valeurs mesurées sur une certaine période de temps ;
- une différence significative (au sens statistique) de moyennes sur des périodes de temps successives (apparition dans la série de un ou plusieurs « sauts » suivis de « paliers » de plus ou moins longue durée) ;
- des périodicités, en particulier des composantes saisonnières.

Si on décide qu'il existe dans la série telle ou telle particularité non aléatoire, il convient de préciser le niveau de signification statistique que l'on peut associer à l'hypothèse faite.

On testera par exemple l'hypothèse d'un coefficient de régression significativement différent de zéro (pour mettre en évidence une dérive linéaire) ou encore l'hypothèse d'une moyenne m_1 sur une période Δt_1 significativement différente d'une moyenne m_2 sur une période Δt_2 .

Si on s'intéresse au nombre de mesures suffisant pour détecter dans une série avec une précision donnée la composante déterministe suspectée, c'est la fonction de puissance d'un test statistique qui va fournir le lien entre le nombre cherché et le niveau de précision associé.

Cependant, l'application des tests statistiques est subordonnée au respect d'hypothèses que les séries chronologiques sont loin de respecter, en particulier : l'indépendance stochastique des observations constituant la série, et, souvent, normalité des variables aléatoires associées aux observations

A5-3 Outils pouvant aider à l'analyse des tendances

A5-3.1 LOGICIEL GWSTAT

Grath et al, 2001 ont développé dans le cadre d'un projet européen, un outil statistique GWstat. Ce dernier est plus spécifiquement dédié à l'étude des réseaux de surveillance des masses d'eau définies par la DCE.

Description général du logiciel

GWstat dispose de 4 modes de calcul différents qui permettent:

- d'évaluer la représentativité du réseau ;
- de réaliser une validation des données : calcul de la moyenne arithmétique (AM), de la moyenne arithmétique pondérée (wAM), du krigage (KM) et les niveaux de confiance associés à ces trois types de calcul ;
- de réaliser une analyse des tendances : cas des tendances monotones ;
- de réaliser une analyse de tendance : cas des inversions de tendance.

A5-3.2 LOGICIEL MAROS

Généralités

Maros (Aziz et al, 2006) est un logiciel d'aide à la gestion du réseau et à l'analyse des tendances.

Le logiciel MAROS (Monitoring And Remediation Optimization System) est une application développée sous access par Groundwater Services, Inc :

- pour aider à l'analyse des tendances des données issues de forages de contrôle,
- pour optimiser le monitoring à long terme des eaux souterraines au droit des sites contaminés.

Ce logiciel utilise à la fois des analyses statistiques des données du panache (analyse de tendances paramétriques et non paramétriques).

Ce logiciel est dédié à l'étude de sites sur lesquels un panache a été détecté et dont on dispose déjà d'un suivi. Ce suivi doit contenir plus de 4 campagnes de mesures.

Analyse des tendances

L'analyse de tendances sur les données se fait selon la théorie développée par Mann-Kendall.

Des calculs de moment (approximation de calculs plus complexes) sont développés pour estimer la masse totale de produit dissous (donné par le moment d'ordre 0), le centre du panache (donné par le moment d'ordre 1) et l'étendue du panache (donné par le moment d'ordre 2). Les tendances de chacun de ces paramètres dans le temps peuvent également être estimées.

Les tendances du moment d'ordre 1 indiquent la masse relative en amont par rapport à un aval et le changement du centre du panache par rapport à la source dans le temps.

Les tendances du moment d'ordre 2 indiquent la distribution relative du polluant entre le centre du panache et les bords.

Analyse du réseau de piézomètre

La redondance des puits est évaluée en utilisant la méthode développée par Delauney. Cela permet de sélectionner le nombre minimum de forages nécessaires en analysant l'importance de chaque forage dans le réseau de contrôle.

On peut ainsi dégager des forages qui donne une information unique et qu'il faut donc conserver dans le réseau, et les forages qui donne des données redondantes et qui peuvent être supprimer.

Si sur une zone tous les forages donnent une information unique, cela peut être un indice de la nécessité d'implantation de nouveaux ouvrages.

Analyse de la fréquence de prélèvement

MAROS dispose aussi d'un module qui permet d'optimiser la fréquence de prélèvement de chaque forage en évaluant les tendances des concentrations à son niveau. La méthode utilisée est basée sur la méthode « Cost Effective Sampling (CES) » développée by Ridley *et al.* (1995).

A5-3.3 LOGICIEL R

GNU R est un logiciel libre de statistique. R dispose dans sa version de base de la plupart des fonctionnalités utiles pour la statistique de base et de nombreuses fonctions graphiques. Les fonctionnalités de GNU R comprennent en particulier :

- Modèle linéaire :
 - Analyse de variance (ANOVA),
 - Régression linéaire,
 - Analyse de covariance ;
- Modèle linéaire généralisé ;
- Analyse en composantes principales (ACP) ;
- Classification et Machine Learning :
 - Analyse discriminante,
 - Méthodes à noyaux et Support Vector Machines (SVM),
 - Analyse en composantes principales à noyau (KACP),
 - Classification and Regression Trees (CART),
 - Random forest ;
- Dantzig Selector et Compressive Sampling ;
- Estimation par maximum de vraisemblance dans les modèles non-linéaires à effets mixtes nlme ;
- Données censurées ;
- Graphiques.

Un exemple d'utilisation de ce logiciel à l'évaluation des tendances de la qualité des eaux souterraines est proposé en annexe 6.

A5-4 Ce qui est défini dans d'autres pays

A5-4.1 CE QUI EST DEFINI AUX US

Le département de la santé du Dakota du Nord (North Dakota Department of Health - Division of Waste Management) a défini les techniques utilisables pour réaliser une analyse statistique des données d'eaux souterraines au droit des centres de stockage de déchets.

Ce guide : « GUIDELINE 2 - STATISTICAL ANALYSIS OF GROUNDWATER MONITORING DATA FROM SOLID WASTE MANAGEMENT FACILITIES » datant de 2007 est disponible sur internet à l'adresse suivante :

<http://www.ndhealth.gov/wm/Publications/Guideline2StatisticalAnalysisOfGroundwaterMonitoringDataFromSolidWasteManagementFacilities.pdf>

Il s'appuie notamment sur les travaux de Gilbert (1987) et les travaux de l'USEPA (1989)

A5-4.2 CE QUI EST DEFINI AU CANADA

Les différentes méthodes envisagées par le ministère de l'environnement canadien peuvent être retrouvées à l'adresse suivante.

http://www.env.gov.bc.ca/wat/wq/trendstuff/bctrends/trendsbc-01.html#P195_7748

A5-5 Références

Aziz Julia J., Mindy Vanderford and Charles J. Newell, Meng Ling and Hanadi S. Rifai, James R. Gonzales, 2006, Monitoring and Remediation Optimization System (MAROS) SOFTWARE Version 2.2, User's Guide, 309 p.

Gilbert, R., 1987, Statistical Methods for Environmental Pollution Monitoring. New York: van Nostrand Reinhold Company, Inc

Grath J. , A. Scheidleder, S. Uhlig, K. Weber, M. Kralik, T. Keimel, D. Gruber, 2001, "The EU Water Framework Directive: Statistical aspects of the identification of groundwater pollution trends, and aggregation of monitoring results". Annex to the Final Report. Austrian Federal Ministry of Agriculture and Forestry, Environment and Water Management (Ref.: 41.046/01-IV1/00 and GZ 16 2500/2-I/6/00), European Commission (Grant Agreement Ref.: Subv 99/130794),

Hirsch R. M., J. R. Slack and R.A. Smith, 1982, Techniques of trend analysis for monthly water quality data, Water Resources Research, Vol. 13, p. 107-121.

Kendall M. G., 1975, Rank Correlation Methods, 4th ed., Charles Griffin, London.

Mann H. B., 1945, Non-Parametric tests against trend, *Econometrica*, vol. 13, p. 245-259.

Ridley, M.N., Johnson, V. M and Tuckfield, R. C., 1995, Cost-Effective Sampling of Groundwater Monitoring Wells, the Regents of UC/LLNL, Lawrence Livermore National Laboratory.

Rosner B., 1983, Percentage points for a generalized ESD many-outlier procedure, *Technometrics*, vol. 25, p. 165-172.

Seguin J-J., 1998, Etude de la variabilité des teneurs en nitrates dans une nappe d'eau souterraines, détermination d'une fréquence optimale de prélèvement, note technique 85/27, 41 p.

Sen, P.K., 1968, On a class of aligned rank order tests in two-way layouts. *Annals of Mathematical Statistics*, 39, 1115-1124.

Teixeira, A., 2005, Les séries chronologiques ou séries temporelles : présentation et principes d'analyse, *Revue des Maladies Respiratoires*, Vol 22, N° 3 - juin 2005, pp. 493-495.

USEPA, 1989, "Statistical Analysis of Groundwater Monitoring Data at RCRA Facilities -Interim Final Guidance;" EPA/530-SW-89-026; U.S. EPA; Office of Solid Waste Management; Washington, D.C.

Van Belle G. and J. P. Hughes, 1983, Monitoring for water quality : Fixed stations vs intensive surveys, *Journal of Water Pollution Control Federation*, Vol. 55, p. 400-404.

Annexe 6

Séries chronologiques des eaux souterraines : analyse des tendances et extrapolation

Nota Bene : Ce travail a été réalisé par Vincent Garnier dans le cadre du son rapport de stage 2009 de Master 1 SRO (Statistiques et Recherche Opérationnelle) de l'Université d'Orléans sous la direction de Dominique Guyonnet (BRGM).

A6-1 Objectif

L'objectif de ce stage est de développer la méthodologie statistique permettant de :

- mettre en évidence les relations qui peuvent exister entre les différentes variables ;
- étudier le comportement des polluants en analysant leurs tendances ;
- proposer une loi prédisant la concentration des polluants des eaux souterraines suivant divers scénarios de pluviométrie.

La démarche statistique est la suivante :

- faire une étude graphique avec les données brutes ;
- réaliser des régressions linéaires multiples ;
- effectuer des prévisions suivant différents scénarios de pluviométrie.

A-6.2. Données et méthode

A-6.2.1 Données

Des prélèvements d'échantillon d'eau ont été effectués quotidiennement sur le site de Montreuil, notamment dans le piézomètre 8, soit le piézomètre le plus éloigné d'une source d'eau également étudiée sur ce site. Les données pour ce piézomètre sont rassemblées dans un tableau nommé «tableauPZ8». Les principales variables étudiées sont :

- Des données sur le piézomètre :
 - profondeur_PZ8 : profondeur du niveau d'eau mesuré dans le piézomètre (m),
 - Moyenne_mensuelle_profondeur : moyenne mensuelle de la profondeur du niveau d'eau (m) ;
- Des données sur la source potentiellement polluée :
 - S_débit : débit d'eau de la source étudiée (L/s),
 - Moyenne_mensuelle_débit : moyenne mensuelle du débit d'eau de la source étudiée (L/s) ;
- Données sur les différents polluants :
 - PZ8_atrazine : concentration d'atrazine dans l'eau (µg/L),

- Moyenne_mensuelle : moyenne mensuelle de la concentration d'atrazine dans l'eau ($\mu\text{g/L}$),
- PZ8_deethylatr : concentration de deethylatrazine dans l'eau ($\mu\text{g/L}$),
- PZ8_Ca : concentration de calcium dans l'eau (mole/L),
- PZ8_Cl : concentration de chlore dans l'eau (mole/L),
- PZ8_HCO3 : concentration de bicarbonate dans l'eau (mole/L),
- PZ8_K : concentration de potassium dans l'eau (mole/L),
- Moyenne_mensuelle_K : moyenne mensuelle de la concentration de potassium dans l'eau (mole/L),
- PZ8_Mg : concentration de magnésium dans l'eau (mole/L),
- PZ8_Na : concentration de sodium dans l'eau (mole/L),
- PZ8_NO3 : concentration de nitrate dans l'eau (mole/L),
- PZ8_SO4 : concentration de sulfate dans l'eau (mole/L) ;
- Données sur la pluviométrie :
 - P_Chartres : pluviométrie relevée à Chartres (mm),
 - P_Melun : pluviométrie relevée à Melun (mm),
 - P_Paris : pluviométrie relevée à Paris (mm),
 - P_Senlis : pluviométrie relevée à Senlis (mm),
 - P_Trappes : pluviométrie relevée à Trappes (mm),
 - ETP_Chartres : quantité d'eau qui est évaporée par les plantes à Chartres (mm).

Nous avons en tout 1 204 points.

A6-2.2 METHODE

Méthode statistique

Lorsqu'on a une seule variable à expliquer et une ou plusieurs variables explicatives qui sont toutes continues, on utilise un modèle de régression linéaire simple ou multiple. Les variables explicatives sont appelées régresseurs. Cette régression consiste à évaluer les paramètres d'une fonction linéaire, à estimer à l'aide de cette fonction les valeurs de la variable à expliquer et à tester si les différences entre les valeurs mesurées et les valeurs estimées s'écartent de manière significative de 0. Ces différences sont appelées résidus.

Pour mesurer la qualité de la régression, on utilise le coefficient de corrélation (noté R) mis au carré (R^2). Cette valeur détermine la part de la dispersion expliquée par la régression. Cette valeur de R^2 est représentative de l'échantillon utilisé pour créer le modèle. Il faut donc regarder le R^2 ajusté pour pouvoir interpréter au niveau d'une population. Ce coefficient ajusté permet de comparer différents modèles de régression ayant la même variable à expliquer, peu importe le nombre d'observations ou le nombre de variables explicatives de chacun des modèles comparés. Plus cette valeur est proche de 1, meilleure est la régression.

Le logiciel R

Le langage R est un langage de programmation et un environnement mathématiques utilisé pour le traitement de données et l'analyse statistique. C'est un projet de GNU qui ressemble au langage et à l'environnement de S, logiciel qui a été développé par John Chambers des laboratoires Bell. R est considéré par ses créateurs comme étant une exécution de S, car il y a des différences importantes, bien que quelques scripts soient identiques.

R offre une grande variété de méthodes statistiques (modélisation linéaire et non linéaire, statistiques classiques, analyse de séries chronologiques, classification,...) et est très extensible. Le langage S est souvent le véhicule de choix pour la recherche en matière de méthodologie statistique, et R fournit une voie à la participation à cette activité. (D'après le site internet : <http://www.r-project.org/>)

R est un logiciel pratique pour la manipulation de données, le calcul et l'affichage graphique. Il comprend :

- un service efficace pour le traitement et le stockage de données,
- un ensemble d'opérateurs pour les calculs sur les tableaux, en particulier les matrices,
- des outils pour l'analyse de données.

Un langage de programmation bien développé, simple et efficace, qui inclut des conditionnels, des boucles, des fonctions, des fonctions récursives définies pour l'utilisateur.

Durant le stage, c'est la version 2.8.1 de R qui a été utilisée.

A6-3 Étude statistique

Lire des données dans un fichier

Pour la lecture dans les fichiers, R utilise le répertoire de travail. R peut lire des données stockées dans des fichiers texte à l'aide de la fonction : `read.table`. Initialement, notre fichier est un fichier Excel. R peut lire directement les fichiers Excel, mais ce n'est pas recommandé. Pour faciliter la lecture, on peut convertir le fichier Excel en un fichier texte, pour cela, il faut aller dans «fichier», «enregistrer sous», puis choisir «texte CSV» pour le type. Ce fichier csv est un fichier texte dont les séparateurs sont des points-virgules.

```
> tableau=read.table('tableauPZ8.csv',header=T,sep=';',dec=',')
```

L'option `header` indique que le fichier contient les noms des variables sur la première ligne. L'option `sep` indique que chaque ligne du fichier est séparée par un point-virgule. Enfin, l'option `dec` indique que le séparateur décimal est une virgule.

Exploration des données

Pour explorer un peu les données, on peut essayer de connaître le minimum, le maximum, la moyenne, la médiane, les quantiles ainsi que le nombre de valeurs manquantes des variables réelles. Pour cela, on exécute la fonction summary sous R.

>summary(tableau)

Date	PZ8_atrazine	PZ8_deethylatr	PZ8_Ca
01/01/02: 1	Min. :0.1000	Min. :0.4400	Min. :2.540
01/01/03: 1	1st Qu.:0.1480	1st Qu.:0.5958	1st Qu.:2.670
01/01/04: 1	Median :0.1690	Median :0.6760	Median :2.780
01/02/02: 1	Mean :0.2252	Mean :0.7660	Mean :2.799
01/02/03: 1	3rd Qu.:0.2142	3rd Qu.:0.8460	3rd Qu.:2.870
01/02/04: 1	Max. :0.7400	Max. :2.0200	Max. :3.190
(Other) :1198			
PZ8_Cl	PZ8_HCO3	PZ8_K	PZ8_Mg
Min. :0.6470	Min. :4.340	Min. :0.1180	Min. :0.3050
1st Qu.:0.7140	1st Qu.:4.490	1st Qu.:0.1540	1st Qu.:0.3180
Median :0.7530	Median :4.530	Median :0.1680	Median :0.3270
Mean :0.7477	Mean :4.529	Mean :0.1686	Mean :0.3275
3rd Qu.:0.7820	3rd Qu.:4.570	3rd Qu.:0.1820	3rd Qu.:0.3350
Max. :0.8450	Max. :4.750	Max. :0.2170	Max. :0.3660
PZ8_Na	PZ8_NO3	PZ8_SO4	P_Chartres
Min. :0.2740	Min. :0.829	Min. :0.1770	Min. :0.000
1st Qu.:0.2860	1st Qu.:0.916	1st Qu.:0.2010	1st Qu.:0.460
Median :0.2940	Median :0.954	Median :0.2150	Median :1.200
Mean :0.2972	Mean :0.983	Mean :0.2223	Mean :1.669
3rd Qu.:0.3090	3rd Qu.:1.030	3rd Qu.:0.2360	3rd Qu.:2.400
Max. :0.3300	Max. :1.180	Max. :0.2830	Max. :7.980
P_Melun	P_Paris	P_Senlis	P_Trappes
Min. :0.000	Min. :0.000	Min. :0.000	Min. :0.000
1st Qu.:0.580	1st Qu.:0.420	1st Qu.:0.780	1st Qu.:0.440
Median :1.500	Median :1.380	Median :1.700	Median :1.620
Mean :1.836	Mean :1.695	Mean :2.029	Mean :1.935
3rd Qu.:2.820	3rd Qu.:2.460	3rd Qu.:2.760	3rd Qu.:2.740
Max. :6.980	Max. :12.800	Max. :10.900	Max. :11.600
ETP_Chartres	profondeur_PZ8	S_débit	Moyenne_mensuelle_profondeur
Min. :0.030	Min. :88.20	Min. :13.50	Min. :88.20
1st Qu.:0.640	1st Qu.:88.60	1st Qu.:26.10	1st Qu.:88.60
Median :2.380	Median :88.70	Median :28.10	Median :88.70
Mean :2.357	Mean :88.67	Mean :27.01	Mean :88.66
3rd Qu.:3.900	3rd Qu.:88.70	3rd Qu.:29.60	3rd Qu.:88.72
Max. :6.180	Max. :88.80	Max. :38.30	Max. :88.80
NA's :1163.00			
Moyenne_mensuelle		Moyenne_mensuelle_débit	Date.1
Min. :0.1000		Min. :13.13	01/01/02: 1
1st Qu.:0.1500		1st Qu.:26.13	01/01/03: 1
Median :0.1700		Median :27.78	01/01/04: 1
Mean :0.2298		Mean :26.77	01/02/02: 1

3rd Qu.: 0.2100	3rd Qu.: 29.23	01/02/03: 1
Max. : 0.6000	Max. : 32.19	01/02/04: 1
NA's : 1163.0000	NA's : 1163.00	(Other) : 1198

Moyenne_mensuelle_K	PZ8_K.1
Min. : 0.1200	Min. : 0.1180
1st Qu.: 0.1500	1st Qu.: 0.1540
Median : 0.1700	Median : 0.1680
Mean : 0.1680	Mean : 0.1686
3rd Qu.: 0.1800	3rd Qu.: 0.1820
Max. : 0.2100	Max. : 0.2170
NA's : 1163.0000	

Pour utiliser une variable par défaut, on utilise la syntaxe : `nom_base$nom_variable`. Par exemple, si on veut utiliser la variable «PZ8_atrazine», la syntaxe serait `tableau$PZ8_atrazine`. Pour ne pas avoir à repreciser «tableau» à chaque fois, on utilise la commande `attach`.

```
> attach(tableau)
```

Ainsi, pour appeler la variable « PZ8_atrazine », il suffira de taper `PZ8_atrazine`.

Pour avoir une première idée des associations existant entre les différentes variables, on peut regarder la matrice des corrélations. Pour cela, on ne doit pas avoir de données manquantes dans le tableau. Ici, ce qui nous intéresse, c'est de voir les corrélations entre les principales variables. Ainsi, les différentes moyennes ne sont pas nécessaires.

La matrice des corrélations s'obtient avec la fonction `cor`.

```
> tab=data.frame(PZ8_atrazine,PZ8_deethylatr,PZ8_Ca,PZ8_Cl,PZ8_HCO3,PZ8_K,PZ8_Mg,PZ8_Na,PZ8_NO3,PZ8_SO4,P_Chartres,P_Melun,P_Paris,P_Senlis,P_Trappes,ETP_Chartres,profondeur_PZ8,S_débit)
```

```
> cor(tab)
```

	PZ8_atrazine	PZ8_deethylatr	PZ8_Ca	PZ8_Cl	PZ8_HCO3
PZ8_atrazine	1.00000000	0.9424075	0.752485392	0.096732977	0.5127321
PZ8_deethylatr	0.94240747	1.0000000	0.697473248	0.119303933	0.4212474
PZ8_Ca	0.75248539	0.6974732	1.000000000	0.112634818	0.3241536
PZ8_Cl	0.09673298	0.1193039	0.112634818	1.000000000	-0.0783465
PZ8_HCO3	0.51273208	0.4212474	0.324153625	-0.078346494	1.0000000
PZ8_K	-0.56919169	-0.4647289	-0.349377662	-0.113693161	-0.6348181
PZ8_Mg	-0.32010458	-0.2415970	-0.008552152	0.113064623	-0.4166736
PZ8_Na	0.36725944	0.3369878	0.602932419	0.241203890	0.2840282
PZ8_NO3	0.79812716	0.7422411	0.676694304	0.367574693	0.4034011

PZ8_SO4	0.89362340	0.8266903	0.786098848	0.082219689	0.5156445
P_Chartres	0.21565478	0.2829720	0.180328860	0.064516459	0.1022050
P_Melun	0.24733283	0.2502937	0.173020358	-0.033810818	0.1820977
P_Paris	0.27288581	0.3280596	0.174860184	-0.004691588	0.1547863
P_Senlis	0.34001906	0.3539610	0.237794144	-0.030784595	0.2033221
P_Trappes	0.23057819	0.2721533	0.168377232	0.010379009	0.1264253
ETP_Chartres	0.14850005	0.2416026	-0.020356073	0.065242472	-0.1352018
profondeur_PZ8	-0.70588696	-0.6257545	-0.491300889	-0.012362371	-0.7425130
S_débit	-0.79531536	-0.7646606	-0.567851574	-0.242561348	-0.4674342

	PZ8_K	PZ8_Mg	PZ8_Na	PZ8_NO3	PZ8_SO4
PZ8_atrazine	-0.56919169	-0.320104579	0.36725944	0.79812716	0.89362340
PZ8_deethylatr	-0.46472888	-0.241597013	0.33698782	0.74224106	0.82669033
PZ8_Ca	-0.34937766	-0.008552152	0.60293242	0.67669430	0.78609885
PZ8_Cl	-0.11369316	0.113064623	0.24120389	0.36757469	0.08221969
PZ8_HCO3	-0.63481815	-0.416673615	0.28402818	0.40340113	0.51564448
PZ8_K	1.00000000	0.563699620	-0.04947903	-0.57765890	-0.63006225
PZ8_Mg	0.56369962	1.000000000	0.16383073	-0.14565968	-0.32406952
PZ8_Na	-0.04947903	0.163830730	1.00000000	0.31972742	0.36579410
PZ8_NO3	-0.57765890	-0.145659684	0.31972742	1.00000000	0.85306993
PZ8_SO4	-0.63006225	-0.324069521	0.36579410	0.85306993	1.00000000
P_Chartres	-0.10087289	-0.090492090	0.06036605	0.08106474	0.17465630
P_Melun	-0.16295666	-0.159020204	0.04890816	0.09981376	0.20849576
P_Paris	-0.11477741	-0.060481870	0.05634200	0.09005894	0.20777138
P_Senlis	-0.19678915	-0.154114856	0.06001788	0.14934979	0.29008101
P_Trappes	-0.10227616	-0.059726572	0.10699567	0.08371486	0.19529257
ETP_Chartres	0.10664945	0.281813193	-0.11016221	0.15155873	-0.04868397
profondeur_PZ8	0.73524799	0.377040368	-0.35911372	-0.62432585	-0.62848713
S_débit	0.51274998	0.191138900	-0.35980516	-0.73821212	-0.71430759

	P_Chartres	P_Melun	P_Paris	P_Senlis	P_Trappes
PZ8_atrazine	0.21565478	0.24733283	0.272885807	0.34001906	0.23057819

PZ8_deethylatr 0.27215328	0.28297199	0.25029369	0.328059614	0.35396096	
PZ8_Ca 0.16837723	0.18032886	0.17302036	0.174860184	0.23779414	
PZ8_Cl	0.06451646	-0.03381082	-0.004691588	-0.03078459	0.01037901
PZ8_HCO3	0.10220498	0.18209774	0.154786314	0.20332207	0.12642531
PZ8_K	-0.10087289	-0.16295666	-0.114777412	-0.19678915	-0.10227616
PZ8_Mg	-0.09049209	-0.15902020	-0.060481870	-0.15411486	-0.05972657
PZ8_Na	0.06036605	0.04890816	0.056342000	0.06001788	0.10699567
PZ8_NO3	0.08106474	0.09981376	0.090058936	0.14934979	0.08371486
PZ8_SO4	0.17465630	0.20849576	0.207771383	0.29008101	0.19529257
P_Chartres	1.00000000	0.82486022	0.865670191	0.81428728	0.87359146
P_Melun	0.82486022	1.00000000	0.812005327	0.79093184	0.83328251
P_Paris	0.86567019	0.81200533	1.000000000	0.87603983	0.94348032
P_Senlis 0.85930827	0.81428728	0.79093184	0.876039832	1.00000000	
P_Trappes 1.00000000	0.87359146	0.83328251	0.943480317	0.85930827	
ETP_Chartres	-0.13440529	-0.16754394	-0.075308404	-0.09782713	-0.12714862
profondeur_PZ8	-0.07182874	-0.13018363	-0.121713709	-0.16417050	-0.07365246
S_débit	-0.10854766	-0.09508985	-0.182380865	-0.19721058	-0.14142500

	ETP_Chartres	profondeur_PZ8	S_débit
PZ8_atrazine	0.14850005	-0.70588696	-0.79531536
PZ8_deethylatr	0.24160258	-0.62575450	-0.76466058
PZ8_Ca	-0.02035607	-0.49130089	-0.56785157
PZ8_Cl	0.06524247	-0.01236237	-0.24256135
PZ8_HCO3	-0.13520179	-0.74251302	-0.46743424
PZ8_K	0.10664945	0.73524799	0.51274998
PZ8_Mg	0.28181319	0.37704037	0.19113890
PZ8_Na	-0.11016221	-0.35911372	-0.35980516
PZ8_NO3	0.15155873	-0.62432585	-0.73821212
PZ8_SO4	-0.04868397	-0.62848713	-0.71430759
P_Chartres	-0.13440529	-0.07182874	-0.10854766

P_Melun	-0.16754394	-0.13018363	-0.09508985
P_Paris	-0.07530840	-0.12171371	-0.18238087
P_Senlis	-0.09782713	-0.16417050	-0.19721058
P_Trappes	-0.12714862	-0.07365246	-0.14142500
ETP_Chartres	1.00000000	-0.11213295	-0.27265333
profondeur_PZ8	-0.11213295	1.00000000	0.71804430
S_débit	-0.27265333	0.71804430	1.00000000

Suite à cette matrice des corrélations, on constate par exemple que :

- la concentration d'atrazine est corrélée à la concentration de deethylatrazine (0.942),
- la concentration d'atrazine dépend de la profondeur du niveau d'eau,
- la concentration d'atrazine dépend du débit de la source. En effet, plus il y a d'eau dans la source, plus le polluant sera dilué dans l'eau et donc la concentration d'atrazine sera moindre,
- la profondeur du niveau d'eau est corrélée au débit de la source ainsi qu'à la concentration en potassium.

Analyse en Composantes Principales

Pour faire une analyse en composantes principales sur les données, on ne doit pas avoir de données manquantes. Il ne faut pas prendre en compte les moyennes. Ainsi, on peut travailler sur le tableau «tab».

Pour utiliser les fonctions dans R qui font des analyses en composantes principales, on importe la librairie «ade4».

```
> library(ade4)
```

Pour effectuer une analyse en composantes principales, on utilise la fonction dudi.pca.

```
> acp<-dudi.pca(tab)
```

Un histogramme s'affiche et on nous demande de choisir le nombre d'axes. Dans un premier temps, on sélectionne tous les axes, ici 18.

Select the number of axes: 18

Puis, on affiche les valeurs propres.

```
> acp$eig
```

```
[1] 7.13071480 3.91619694 1.86870775 1.23911294 1.01238774 0.79158070
```

```
[7] 0.44457236 0.29393015 0.25845643 0.22078611 0.17876302 0.15375395
[13] 0.14162574 0.13065642 0.10628920 0.04563923 0.03437691 0.03244959
```

Enfin, on affiche les pourcentages de variance dus aux axes.

```
> pve<-100*acp$eig/sum(acp$eig)
> pve
[1] 39.6150822 21.7566497 10.3817097 6.8839608 5.6243763 4.3976705
[7] 2.4698465 1.6329453 1.4358691 1.2265895 0.9931279 0.8541886
[13] 0.7868097 0.7258690 0.5904956 0.2535513 0.1909828 0.1802755
```

Les pourcentages de variance dus aux trois premiers axes sont de 39.62% pour l'axe 1, de 21.76% pour l'axe 2 et de 10.38% pour l'axe 3. À eux seuls, ces 3 axes contribuent à 71.76% de la variance du nuage.

On peut donc retenir trois axes.

```
> acp<-dudi.pca(tab)
```

Select the number of axes: 3

Le cercle des corrélations sur les axes 1 et 2 correspond à une projection des variables initiales sur un plan à deux dimensions constitué par les deux premiers facteurs.

Pour afficher le cercle des corrélations, on utilise la fonction `s.corcircle`.

```
> s.corcircle(acp$co,xax=1,yax=2)
```

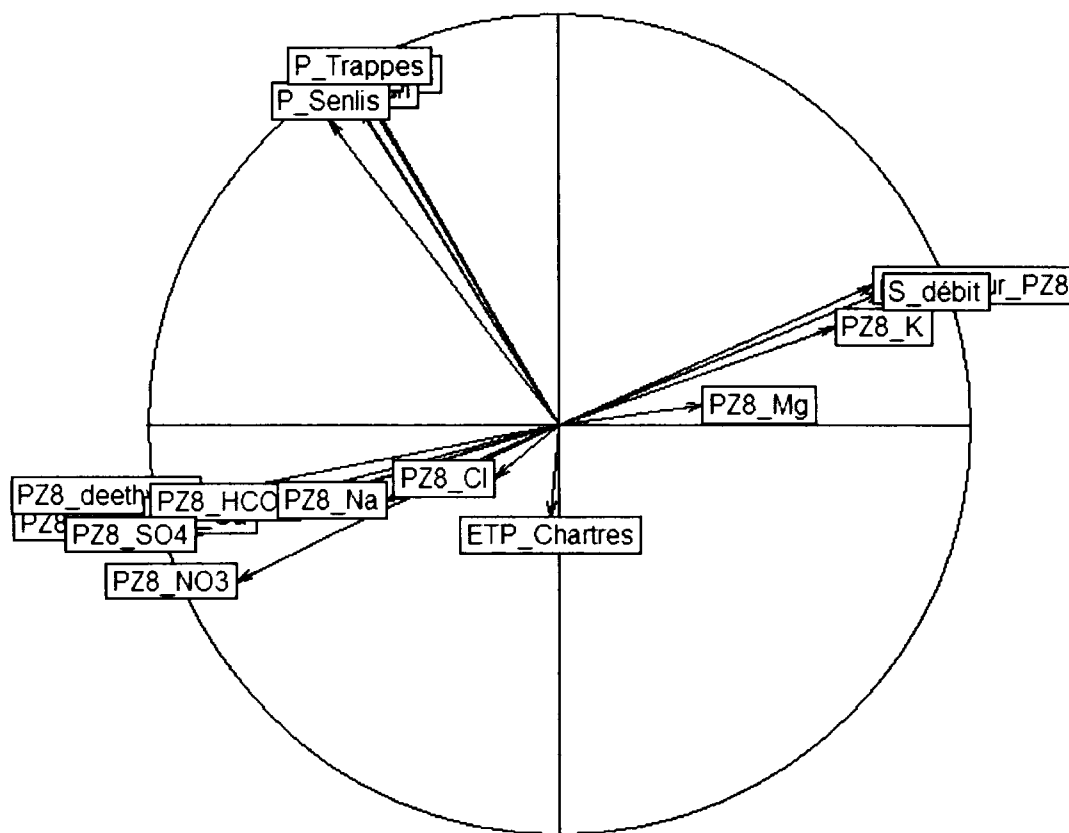


Figure 48 : Cercle des corrélations sur les axes 1 et 2 (61.38 %).

D'après le cercle des corrélations (Figure 48), l'axe 1 oppose la majorité des polluants à la profondeur du niveau d'eau, à la concentration en potassium ainsi qu'au débit de la source. Ainsi, plus le débit de la source sera grand et plus les polluants seront dilués dans l'eau, donc leurs concentrations diminueront.

D'autre part, l'axe 2 est lié par les différentes pluviométries. On remarque que ces pluviométries sont à angle droit avec les différentes concentrations, la pluviométrie n'est donc pas corrélée aux concentrations. La pluviométrie n'a donc aucun impact sur les concentrations.

Le cercle des corrélations sur les axes 1 et 3 correspond à une projection des variables initiales sur un plan à deux dimensions constitué par le premier et le troisième facteur.

```
> s.corcircle(acp$co,xax=1,yax=3)
```

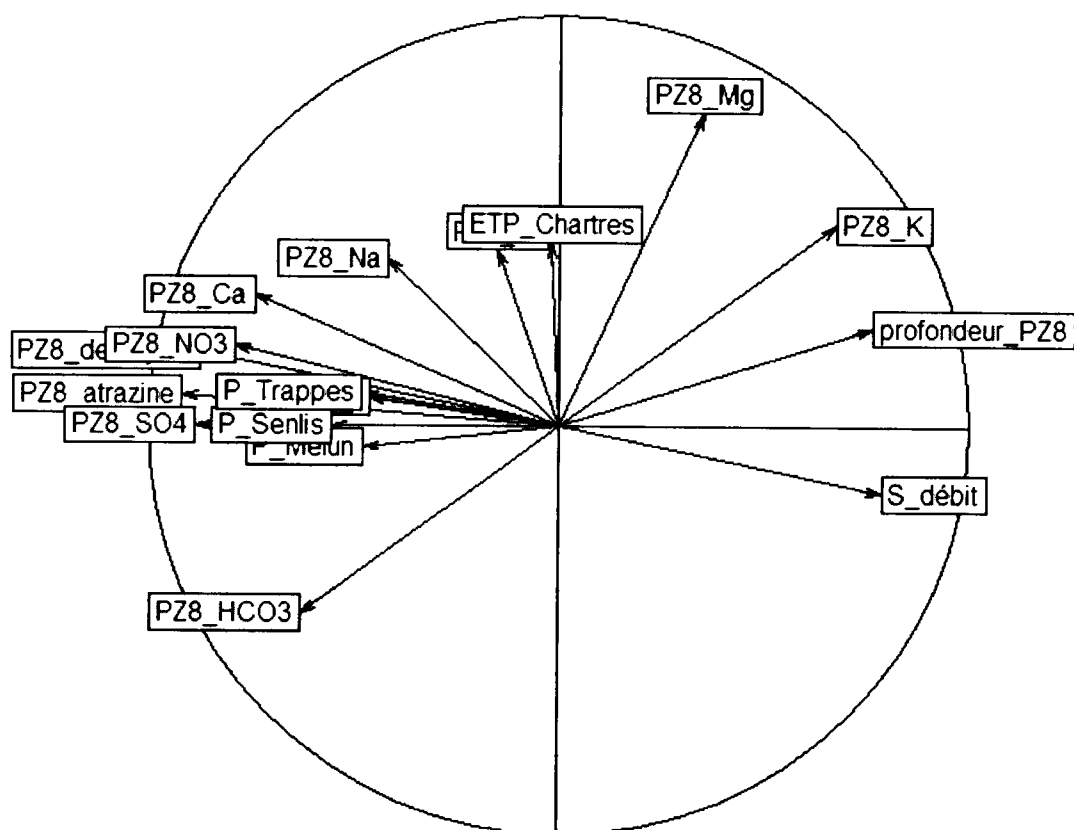


Figure 49 : Cercle des corrélations sur les axes 1 et 3 (50 %).

D'après le cercle des corrélations (Figure 49), l'axe 3 est lié par la concentration de magnésium.

Pour vérifier nos observations, on affiche les coordonnées des variables.

> acp\$co

	Comp1	Comp2	Comp3
PZ8_atrazine	-0.91291778	-0.2354288	0.0754800667
PZ8_deethylatr	-0.86999869	-0.1673586	0.1805795138
PZ8_Ca	-0.73671474	-0.2176043	0.3194811367
PZ8_Cl	-0.15099913	-0.1263960	0.4297975636
PZ8_HCO3	-0.62701982	-0.1839779	-0.4562897826
PZ8_K	0.67345929	0.2411818	0.4918011032
PZ8_Mg	0.35223036	0.0501055	0.7633019329
PZ8_Na	-0.41695294	-0.1809427	0.4082369289

PZ8_NO3	-0.78636089	-0.3775203	0.1952417965
PZ8_SO4	-0.87973648	-0.2638039	0.0005896578
P_Chartres	-0.46159960	0.8098445	0.0715153395
P_Melun	-0.47742696	0.7730419	-0.0506635485
P_Paris	-0.50480876	0.8114076	0.0748683652
P_Senlis	-0.55262147	0.7452394	0.0005502109
P_Trappes	-0.47984954	0.8309105	0.0812282202
ETP_Chartres	-0.01968016	-0.2209639	0.4486155769
profondeur_PZ8	0.76508051	0.3418626	0.2430414145
S_débit	0.78785007	0.3267092	-0.1610027164

La Figure 49 confirme que la concentration en polluants est corrélée au niveau d'eau dans le piézomètre et au débit de la source. La matrice de corrélation montre une corrélation négative. Ceci est cohérent avec le fait que plus il y a d'eau dans le système hydrogéologique (niveau d'eau et débit élevés), plus la concentration en polluants est diluée (concentrations faibles).

A6-3.2 SERIES CHRONOLOGIQUES

Une série chronologique (ou série temporelle) est une suite d'observations numériques d'une grandeur effectuées dans le temps. La fréquence des observations peut être journalière, hebdomadaire, mensuelle, etc.

Nous allons étudier les séries chronologiques à travers un exemple : celui de la concentration d'atrazine au cours du temps.

Première approche graphique

Toute étude de séries chronologiques commence par une représentation graphique. Soit nous avons des données brutes régulièrement réparties dans le temps (journalières, mensuelles, semestrielles...), soit nous avons des données brutes irrégulièrement réparties dans le temps. Dans beaucoup de cas, nous avons des données irrégulièrement réparties dans le temps et il sera nécessaire qu'elles soient régulièrement réparties dans le temps pour pouvoir appliquer des méthodes statistiques.

Cas des données régulièrement réparties dans le temps

Il y a beaucoup de méthode d'étude de séries chronologiques qui ne marchent que pour ce type de données.

En ce qui concerne la concentration d'atrazine, les données sont journalières.

Pour utiliser les fonctions dans R qui font des séries chronologiques, on importe la librairie «tseries».

```
> library(tseries)
```

Pour créer une série chronologique, on utilise la fonction ts.

```
> ATRAZINE=ts(PZ8_atrazine,start=c(2001,4),f=364.25)
```

L'option start indique la date correspondant à la première donnée (ici, la première donnée est en avril 2001), et l'option f indique la fréquence des données.

Pour afficher la série chronologique, on utilise la fonction plot.

```
> plot(ATRAZINE,main="évolution de la concentration d'atrazine au cours du temps (en µg/L)")
```

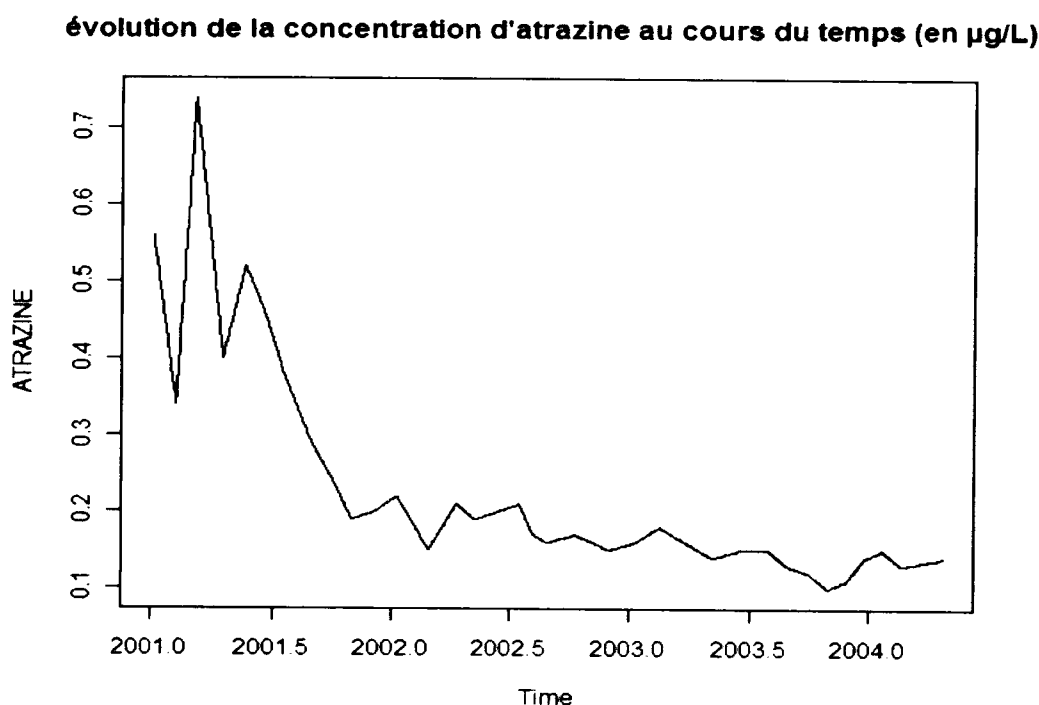


Figure 50 : Évolution de la concentration d'atrazine au cours du temps (µg/L).

Graphiquement, on peut déjà constater qu'il semble y avoir une tendance générale à la baisse (Figure 50). La notion de tendance sera vue plus tard dans le rapport.

On remarque qu'il y a une forte baisse de la concentration en atrazine entre 2001 et 2002, puis cette concentration diminue lentement.

D'après le cercle des corrélations, la concentration d'atrazine est corrélée négativement avec le débit de la source. Ainsi, on peut essayer d'expliquer l'évolution de cette concentration en la comparant avec l'évolution du débit de la source.

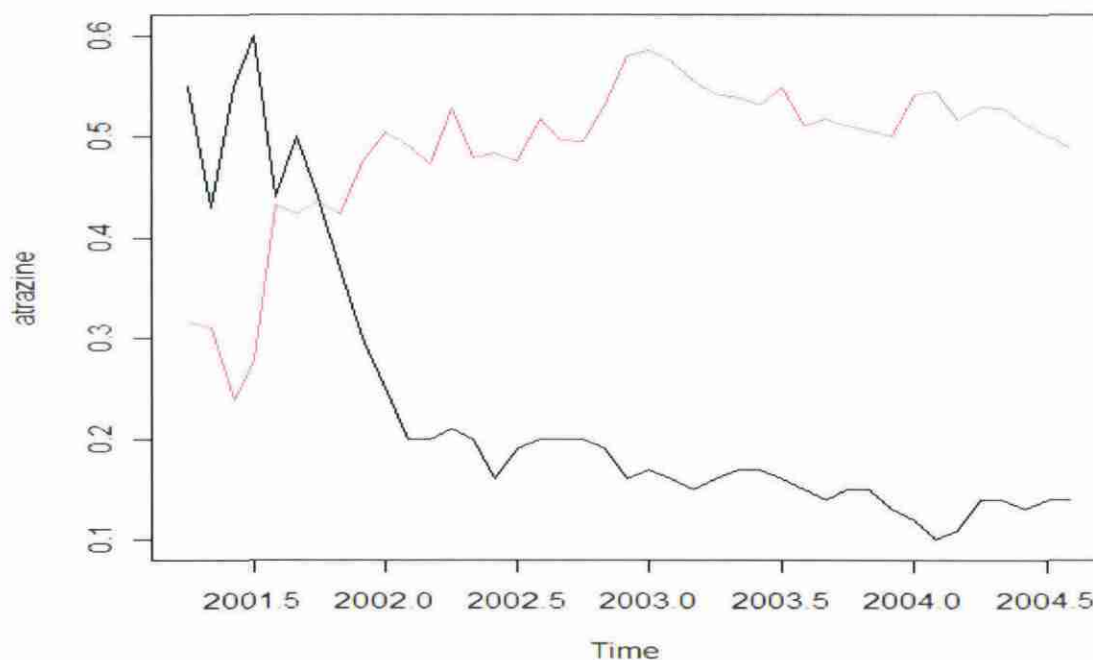


Figure 51 : Évolution de la concentration d'atrazine au cours du temps ($\mu\text{g/L}$) et du débit de la source.

L'évolution de la concentration en atrazine est représentée en noir, l'évolution du débit de la source est représentée en rouge (Figure 51). On remarque bien que le comportement de ces deux courbes s'oppose. Ainsi, plus il y a d'eau, plus le polluant sera dilué, et donc la concentration sera moindre.

Il est clair que le débit de la source explique la concentration d'atrazine.

Cas des données irrégulièrement réparties dans le temps

Dans la pratique, les données sont généralement irrégulièrement réparties dans le temps. Il est nécessaire de les répartir régulièrement dans le temps pour pouvoir appliquer les méthodes d'étude de séries chronologiques.

Pour cela, la méthode est de créer un intervalle de temps régulier, puis, pour chaque valeur manquante, on associe une valeur proche des valeurs environnantes.

Pour traiter ce cas, j'ai exceptionnellement pris un autre tableau de données dont voici les 10 premières données brutes :

18/01/94	31,88
27/07/94	26,35
04/05/95	30,8
27/07/95	26,94
01/12/95	24,14
13/01/96	23,75
26/03/96	23,23
15/05/96	22,93
28/06/96	22,43
13/09/96	22,7

On remarque bien que les données sont irrégulièrement réparties dans le temps. La méthode dans R pour les répartir régulièrement dans le temps sera traitée dans les annexes. Le résultat est le suivant :

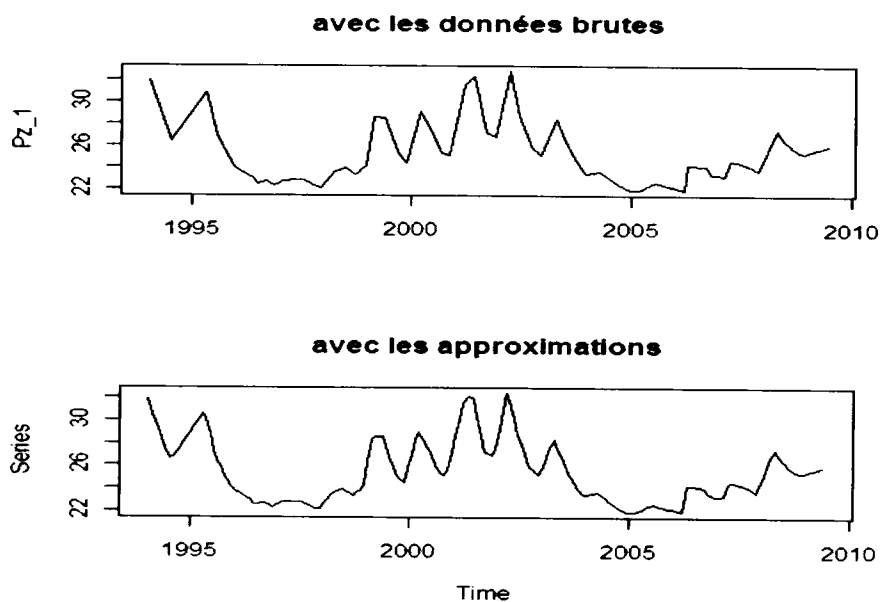
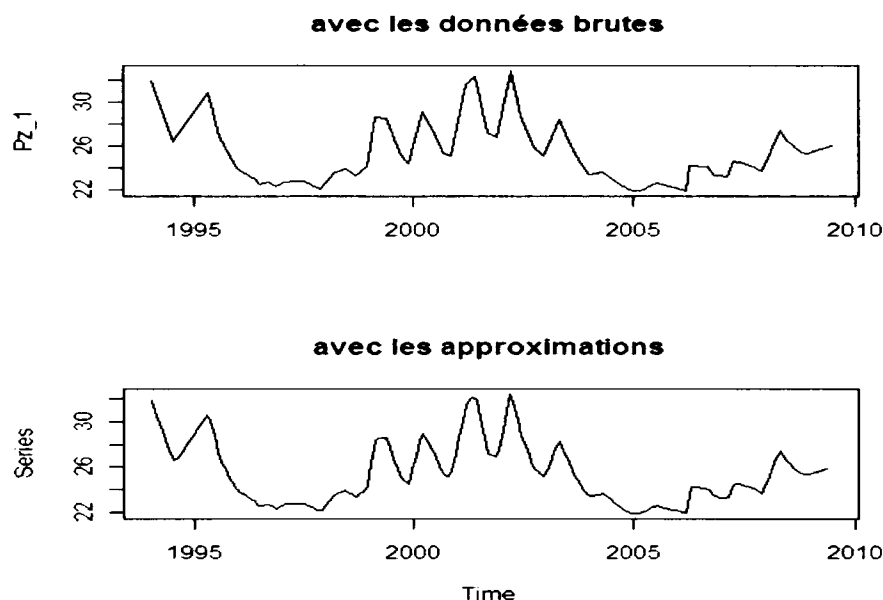


Figure 52 : Comparaison entre les données brutes et les approximations.

On remarque qu'il y a très peu de différences entre les deux graphiques



(

Figure 52).

Par la suite, pour étudier la tendance et faire des extrapolations, il faudra utiliser la série chronologique modifiée.

Notion de tendance

La tendance est le plus souvent la composante la plus importante d'une série chronologique, elle traduit à moyen terme l'évolution du phénomène.

Cette tendance peut avoir un caractère linéaire : la série croît ou décroît d'une même quantité à chaque période, ou avoir un caractère exponentiel : la série croît ou décroît à un taux constant.

La tendance sera estimée sous forme paramétrique (polynôme, exponentiel...) ou comme le résultat d'une opération de lissage.

Plusieurs approches sont possibles pour étudier la tendance :

- **La régression linéaire simple**

Lorsqu'on a une variable à expliquer et une variable explicative, on parle de régression linéaire simple. Graphiquement, c'est une droite.

Pour notre exemple, la régression linéaire simple n'est pas une bonne méthode car notre série ne semble pas suivre une droite. De plus, le coefficient de régression pour la régression simple est de 0.6258, ce qui n'est pas très bon.

• Le test de Mann-Kendall et la méthode de Sen

Le test de Mann-Kendall est un test statistique non-paramétrique pour détecter la présence de tendances monotones au sein d'une série chronologique en l'absence de toute saisonnalité ou autres cycles. Ce test est très utilisé en sciences environnementales et notamment pour la détection de tendances au sein de séries de données hydrologiques et pluviométriques.

On considère une suite d'observations $x_1, x_2, \dots, x_n$ pour laquelle nous faisons deux hypothèses:

- H_0 : les observations x_n sont ordonnées aléatoirement, aucune tendance ;
- H_1 : il y a une tendance monotone croissante ou décroissante.

Attention, une corrélation augmente la variance du test statistique de Mann-Kendall et augmente donc la probabilité de détecter une tendance significative alors qu'il n'en existe pas.

Si on a moins de 10 valeurs, Le nombre de valeurs annuelles est noté n . Les valeurs manquantes sont autorisées et n peut donc être inférieur au nombre d'années étudiées. Le test statistique de Mann-Kendall S est calculé en utilisant la formulation suivante :

$$S = \sum_{k=1}^{n-1} \sum_{j=k+1}^n \text{Sgn}(x_j - x_k)$$

où x_j et x_k sont les valeurs annuelles de l'année j et k avec $j > k$, avec l'espérance $E(S) = 0$ et

$$\text{Sgn}(x_j - x_k) = \begin{cases} 1 & \text{si } x_j - x_k > 0 \\ 0 & \text{si } x_j - x_k = 0 \\ -1 & \text{si } x_j - x_k < 0 \end{cases}$$

La valeur absolue de S est comparée directement avec la distribution théorique de S :

- $S > 0 \rightarrow$ tendance monotone croissante ;
- $S < 0 \rightarrow$ tendance monotone décroissante.

- si on a moins plus de 10 valeurs : Nous utilisons le test de l'approximation normale Z . De plus, il peut y avoir des valeurs égales, ex æquo dans la série et ceci réduit la validité de cette approximation.

$$\text{Var}(S) = \frac{n(n-1) \left(\sum_{p=1}^q t_p(t_p-1) \right) + 5n - 2}{18}$$

Ici q est le nombre de rang ex æquo et tp est le nombre de valeurs dans le p ème groupe, n est le nombre de données non manquantes. La valeur de S et $Var(S)$ servent au calcul du test statistique Z et s'écrit sous la forme suivante :

$$Z = \frac{\frac{S-1}{\sqrt{Var(S)}} \text{ si } S \neq 0}{0 \text{ si } S = 0}$$

La présence d'une tendance statistiquement significative est évaluée en étudiant la valeur Z .

- $Z > 0 \rightarrow$ tendance monotone croissante ;
- $Z < 0 \rightarrow$ tendance monotone décroissante ;
- Z a une distribution normale.

Puis, après avoir détecté la tendance ou non d'une tendance monotone, nous voulons en estimer sa magnitude par le calcul du coefficient de Sen Q où Q est la pente.

Un estimateur non paramétrique pour les coefficients de régression linéaire a été proposé et modifié par Sen pour inclure la possibilité de valeurs ex æquo afin d'estimer le coefficient d'une tendance existante (par exemple un taux de changement par an). Il ne faut qu'aucun cycle saisonnier ne soit présent dans la série de données. Cette méthode est utilisable dans le cas où la tendance peut être assimilée comme linéaire.

La méthode de Sen est peu affectée par des erreurs au sein des données. Cette méthode est robuste car insensible aux valeurs extrêmes.

Les principaux avantages du test de Mann-Kendall et de la méthode de Sen sont :

- Hypothèse de normalité de la population non requise ;
- Test appliqué à de petits échantillons ;
- Les valeurs manquantes et les valeurs extrêmes sont acceptées.

Le principal inconvénient de ces méthodes est que les tendances sont considérées comme monotones et linéaires pour l'estimation du taux de changement.

Or, dans notre série, la tendance ne semble pas être monotone et linéaire, ainsi, la méthode de Sen ne s'applique pas dans notre exemple. Le test de Mann-Kendall va ici nous permettre simplement de détecter une tendance globale monotone sans rentrer dans plus de détails.

Pour utiliser la fonction dans R qui fait ce test, on importe la librairie « Kendall ».

```
> library(Kendall)
```

Puis, on fait le test de Mann-Kendall avec la commande MannKendall.

Soit H_0 l'hypothèse : les observations sont ordonnées aléatoirement, il n'y a aucune tendance.

```
> MannKendall(ATRAZINE)
```

```
tau = -0.789, 2-sided pvalue =< 2.22e-16
```

La probabilité de se tromper en rejetant H_0 est très petite ($< 2.22e-16$); on rejette donc H_0 . Ainsi, notre série présente bien une tendance monotone mais attention, il ne s'agit ici que d'une vision globale de la série. Ensuite, il s'agit de savoir si la tendance est croissante ou décroissante, pour cela, on regarde la valeur du tau qui correspond à une estimation du taux de changement de la série (ce taux est exprimé en $\%.an^{-1}$).

Ici, $\tau = -0.789$, donc $\tau < 0$.

Ainsi, l'évolution de la concentration d'atrazine au cours du temps suit une tendance globale monotone décroissante.

• La méthode des moyennes mobiles

Lorsqu'on est en présence d'une évolution qui ne se réfère à aucun modèle particulier, ce qui est le cas pour notre exemple, on utilise les moyennes mobiles. Le but est de lisser la série pour y voir clair. Ces moyennes peuvent être de différentes longueurs, la longueur étant un paramètre que l'on doit nous-même choisir en fonction de la taille de la série, de l'amplitude de ses variations et d'une saisonnalité. On peut également choisir la longueur de la moyenne mobile de façon à éliminer toute saisonnalité (ici 365 pour les données journalières), on parle alors de filtrage plutôt que de lissage.

Pour filtrer une série chronologique, on utilise la fonction filter.

```
> y=filter(ATRAZINE,rep(1,365)/365)
```

La méthode consiste à prendre les 365 premiers points de la série, puis d'en faire une moyenne pour créer un point. Puis on recommence la même manipulation à partir du deuxième point et ainsi de suite jusqu'à prendre les 365 derniers points de la série, créant ainsi une courbe qui lisse la série chronologique. On affiche le filtrage par-dessus la série avec la fonction lines.

```
> plot(ATRAZINE,main="évolution de la concentration d'atrazine au cours du temps (en  
µg/L)")
```

```
> lines(y,col='red')
```

évolution de la concentration d'atrazine au cours du temps (en $\mu\text{g/L}$)

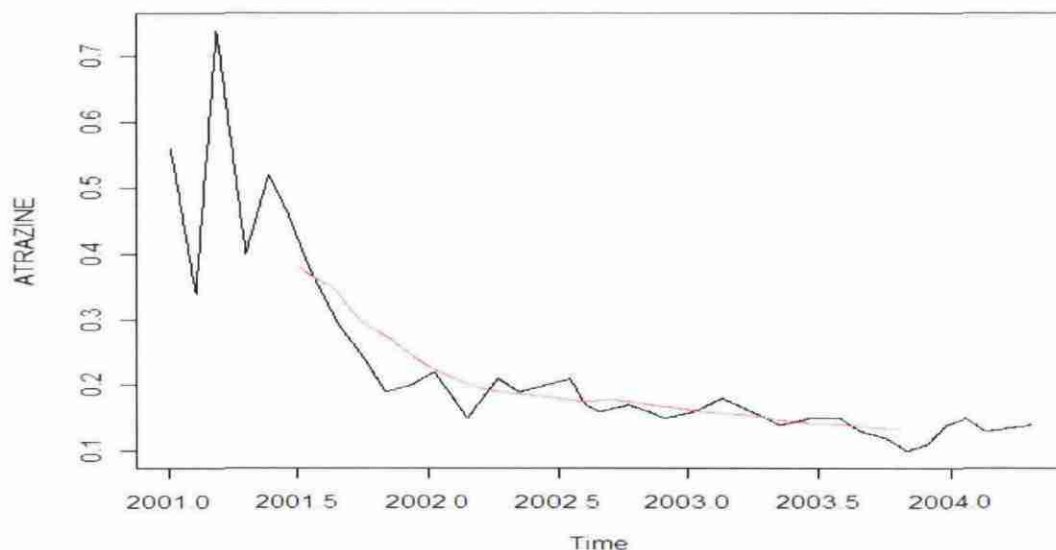


Figure 53 : Filtrage de la série chronologique.

On remarque qu'il y a une tendance à la baisse puis, à partir de 2002, la concentration d'atrazine continue de baisser mais très doucement (Figure 53).

La mise en évidence d'une tendance significative à la baisse peut être l'indice :

- d'une ancienne fuite qui n'est plus alimentée,
- d'une atténuation naturelle active,
- d'une dilution du fait d'une augmentation du débit de la nappe.

L'inconvénient de cette méthode est que, du fait que l'on fait des moyennes, on ne peut pas connaître le filtrage du début et de la fin de la série. Ici, comme on a une série avec pas mal de points (1204), cet inconvénient est minime. Cependant, dans un cas où il n'y pas assez de points, il faudra réduire la longueur de la moyenne mobile.

Extrapolations

Nous allons, par exemple, prédire la concentration d'atrazine jusqu'en août 2010 à travers différents scénarios de pluviométrie.

Pour prédire la concentration d'atrazine en fonction de certaines variables explicatives, on effectue une régression multiple. Le but est de retenir le modèle le plus satisfaisant possible. Ici, notre variable à expliquer est la concentration d'atrazine.

En regardant l'ACP, on remarque que la concentration d'atrazine est corrélée négativement avec la profondeur du niveau d'eau, le débit de la source ainsi qu'avec la concentration en potassium. Ainsi, nous allons garder ces 3 variables explicatives pour tenter de prédire la concentration d'atrazine.

En gardant les données journalières, on constate que le débit présente beaucoup trop de variation. Ainsi, il est préférable de faire des moyennes mensuelles pour lisser la série. Par conséquent, comme toutes les variables doivent être de même longueur, nous allons également travailler sur les moyennes mensuelles de la concentration d'atrazine, de la profondeur du niveau d'eau et de la concentration en potassium.

Pour pouvoir faire des prévisions jusqu'en août 2010, il faut d'abord rallonger les séries chronologiques jusqu'en août 2010.

```
> atrazine=ts(Moyenne_mensuelle,start=c(2001,4),end=c(2010,8),f=12)
> débit=ts(Moyenne_mensuelle_débit,start=c(2001,4),end=c(2010,8),f=12)
> profondeur=ts(Moyenne_mensuelle_profondeur,start=c(2001,4),end=c(2010,8),f=12)
> K=ts(Moyenne_mensuelle_K,start=c(2001,4),end=c(2010,8),f=12)
```

Nous voulons faire des prévisions suivant différents scénarios de pluviométrie. Pour définir ces scénarios, nous regardons la boîte à moustache du débit avec la commande boxplot.

```
> boxplot(débit,main="dispersion du débit de la source (L/s)")
```

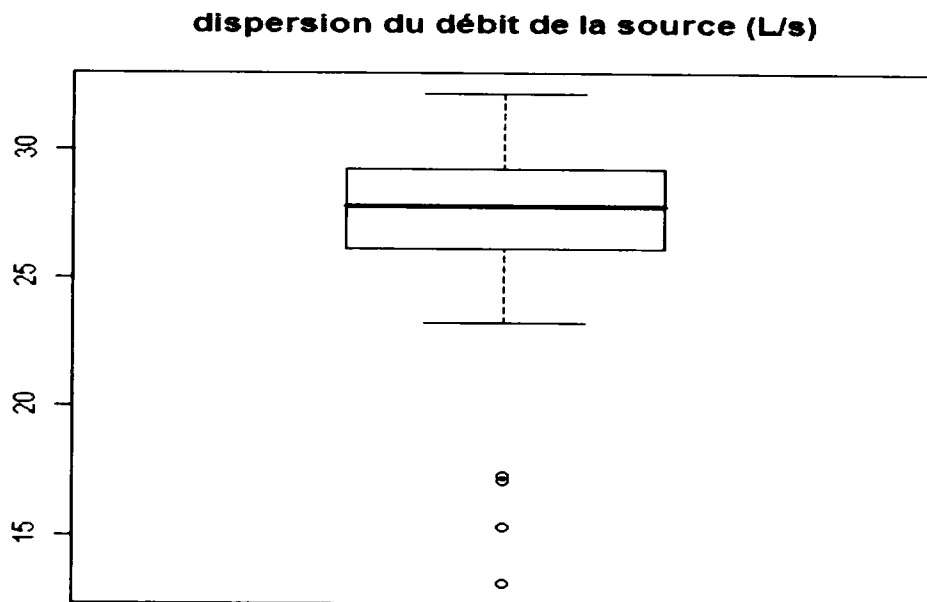


Figure 54 : Boîte à moustache du débit de la source.

On constate que presque toutes les valeurs sont comprises entre 22 et 34 (Figure 54). Ainsi, si le débit est inférieur à 22 nous dirons qu'il est « petit », si le débit est supérieur à 34 nous dirons qu'il est « grand », sinon nous dirons qu'il est « moyen ».

```
> DEBIT=ifelse(débit<22,'petit',ifelse(débit>34,'grand','moyen'))
```

Nous pouvons maintenant faire différents modèles de prévision.

Premier modèle :

La première idée serait de prendre le débit, le mois, la profondeur et la concentration en potassium comme variables explicatives. De plus, le débit varie selon le temps, il semble donc important d'inclure également cette variable.

```
> l1=lm(atrazine~as.factor(m)+pro+C_K+t*as.factor(D))
```

```
> summary(l1)
```

Call:

```
lm(formula = atrazine ~ as.factor(m) + pro + C_K + t * as.factor(D))
```

Residuals:

Min	1Q	Median	3Q	Max
-0.068233	-0.040985	0.009848	0.017772	0.107857

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	1.561e+02	2.941e+01	5.308	1.91e-05 ***
as.factor(m)2	-1.723e-02	4.506e-02	-0.382	0.7055
as.factor(m)3	-4.951e-03	4.582e-02	-0.108	0.9149
as.factor(m)4	3.618e-02	4.645e-02	0.779	0.4436
as.factor(m)5	-8.042e-04	4.417e-02	-0.018	0.9856
as.factor(m)6	1.643e-02	4.314e-02	0.381	0.7066
as.factor(m)7	3.548e-02	4.466e-02	0.794	0.4347
as.factor(m)8	5.813e-02	4.251e-02	1.367	0.1842
as.factor(m)9	1.000e-01	4.565e-02	2.191	0.0384 *
as.factor(m)10	7.765e-02	4.704e-02	1.651	0.1118
as.factor(m)11	5.545e-02	4.551e-02	1.219	0.2349
as.factor(m)12	1.155e-02	4.484e-02	0.258	0.7988
pro	-3.724e-01	2.002e-01	-1.860	0.0752 .
C_K	-2.759e-01	8.692e-01	-0.317	0.7537
t	-6.134e-02	1.182e-02	-5.191	2.56e-05 ***
as.factor(D)petit	-1.675e+03	8.477e+02	-1.976	0.0597 .
t:as.factor(D)petit	8.372e-01	4.236e-01	1.977	0.0597 .

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 0.0549 on 24 degrees of freedom

(72 observations deleted due to missingness)

Multiple R-squared: 0.9024, Adjusted R-squared: 0.8374

F-statistic: 13.87 on 16 and 24 DF, p-value: 1.938e-08

On appelle R2 le pourcentage de variance expliquée. Nous avons un R2 de 0.9024 et un R2 ajusté de 0.8374. Pour chaque régresseur, on teste si le coefficient est significatif.

Soit H0 l'hypothèse : le coefficient n'est pas significatif (coeff = 0).

Par exemple, pour le temps t, la probabilité de se tromper en rejetant H0 est très faible ($2.56 \cdot 10^{-5}$) ; on rejette H0. Le coefficient du temps est donc significatif. Cependant, pour ce modèle, le temps est le seul régresseur qui est significatif.

Il est inutile d'aller plus loin avec ce modèle car il est clair que ce n'est pas le modèle le plus intéressant.

Deuxième modèle :

Nous enlevons l'effet de la concentration de potassium.

```
> l2=lm(atrazine~as.factor(m)+pro+t*as.factor(D))
```

```
> summary(l2)
```

Call:

```
lm(formula = atrazine ~ as.factor(m) + pro + t * as.factor(D))
```

Residuals:

Min	1Q	Median	3Q	Max
-0.067645	-0.040976	0.009776	0.020303	0.108477

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	1.625e+02	2.102e+01	7.730	4.37e-08 ***
as.factor(m)2	-1.866e-02	4.403e-02	-0.424	0.67532
as.factor(m)3	-2.233e-03	4.419e-02	-0.051	0.96010
as.factor(m)4	4.054e-02	4.357e-02	0.931	0.36099
as.factor(m)5	2.287e-03	4.230e-02	0.054	0.95731
as.factor(m)6	1.680e-02	4.235e-02	0.397	0.69502
as.factor(m)7	3.380e-02	4.354e-02	0.776	0.44484

as.factor(m)8	5.595e-02	4.119e-02	1.358	0.18651
as.factor(m)9	1.002e-01	4.481e-02	2.237	0.03444 *
as.factor(m)10	8.176e-02	4.440e-02	1.842	0.07744 .
as.factor(m)11	5.749e-02	4.423e-02	1.300	0.20556
as.factor(m)12	1.147e-02	4.402e-02	0.260	0.79665
pro	-4.210e-01	1.267e-01	-3.323	0.00275 **
t	-6.241e-02	1.112e-02	-5.611	7.74e-06 ***
as.factor(D)petit	-1.798e+03	7.410e+02	-2.427	0.02279 *
t:as.factor(D)petit	8.984e-01	3.702e-01	2.427	0.02278 *

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 0.05391 on 25 degrees of freedom

(72 observations deleted due to missingness)

Multiple R-squared: 0.902, Adjusted R-squared: 0.8432

F-statistic: 15.34 on 15 and 25 DF, p-value: 5.02e-09

Nous avons un R^2 de 0.902 et un R^2 ajusté de 0.8432 qui est supérieur à celui du premier modèle. Pour chaque régresseur, on teste si le coefficient est significatif.

Soit H_0 l'hypothèse : le coefficient n'est pas significatif (coeff = 0).

Par exemple pour la profondeur, la probabilité de se tromper en rejetant H_0 est très faible (0.00275) ; on rejette H_0 . Le coefficient de la profondeur est donc significatif. De même pour le temps ainsi que pour le débit.

Nous avons un écart-type de 0.05391.

Il existe un outil graphique permettant de vérifier partiellement la normalité des erreurs (résidus) : c'est la droite de Henry. On représente les quantiles empiriques des résidus, en fonction des quantiles théoriques de la loi normale centrée réduite. Si les résidus sont distribués suivant une loi normale, les points oscillent autour d'une droite. Pour le vérifier, on utilise la fonction plot puis il faut taper sur «entrée» trois fois.

```
> plot(12)
```

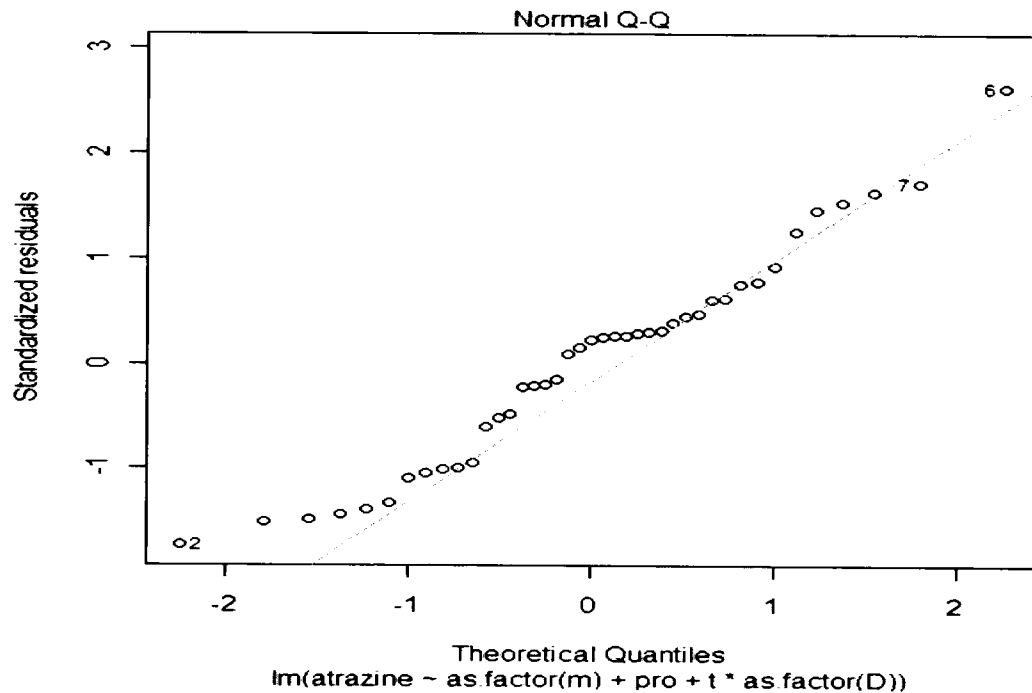


Figure 55 : Droite de Henry.

Les résidus suivent à peu près la droite, donc les résidus sont gaussiens (Figure 55).

Il faut également vérifier l'homoscédasticité des résidus. Pour cela, on fait le test de White.

H0 : les résidus sont homoscédastiques.

```
> r=residuals(l2)
> res=as.ts(r)
> white.test(res)
```

White Neural Network Test

data: res

X-squared = 0.2839, df = 2, p-value = 0.8677

La probabilité de se tromper en rejetant H0 est très grande (0.8677); on ne rejette pas H0 . Ainsi les résidus sont homoscédastiques.

Il faut enfin vérifier l'indépendance des résidus. Une fois que l'on a vérifié l'indépendance, l'homoscédasticité et la normalité des résidus, on peut considérer que le modèle est fiable. Nous pouvons maintenant faire des prévisions.

Pour faire des prévisions suivant différents scénarios grâce au modèle choisi, on utilise la fonction predict. On utilise le deuxième modèle pour faire ces prévisions.

scénario où la pluviométrie reste normale jusqu'en août 2010 :

```
> DEBIT3=ifelse(time(atrazine)<=2004.583,DEBIT,'moyen')
> dd3=DEBIT3
> p2p=predict(l2,newdata=list(t=tt,m=mm, D=dd3,pro=ppro),interval="prediction")
> p2p
```

	fit	lwr	upr
1	0.508328616	0.3604115557	0.6562456759
2	0.497645179	0.3628029500	0.6324874078
3	0.539723795	0.4048874822	0.6745601073
4	0.584302411	0.4363871482	0.7322176728
5	0.373473785	0.2441595463	0.5027880240
6	0.391522699	0.2596784191	0.5233669791
7	0.367839962	0.2366570993	0.4990228250
8	0.338366867	0.2074090697	0.4693246650
9	0.287141155	0.1568550800	0.4174272299
10	0.270474488	0.1401884133	0.4007605633
100	-0.205895380	-0.3929701613	-0.0188205992
101	-0.188952505	-0.3803269095	0.0024218992
102	-0.149855380	-0.3564242134	0.0567134526
103	-0.173538117	-0.3788397755	0.0317635408
104	-0.203011212	-0.4078296575	0.0018072333
105	-0.254236925	-0.4572600908	-0.0512137583
106	-0.270903591	-0.4739267575	-0.0678804249
107	-0.294763830	-0.4982149951	-0.0913126644
108	-0.283538117	-0.4888397755	-0.0782364592
109	-0.245964919	-0.4516882274	-0.0402416106
110	-0.289419844	-0.4930868474	-0.0857528399
111	-0.280112716	-0.4836866481	-0.0765387831
112	-0.268305588	-0.4727940227	-0.0638171523
113	-0.251362712	-0.4606696703	-0.0420557545

Les valeurs fit correspondent aux valeurs que l'on prévoit, et les valeurs lwr et upr correspondent respectivement à la borne inférieure et à la borne supérieure de l'intervalle de prévision à 95%.

Pour pouvoir ensuite tracer les prévisions ainsi que l'intervalle de prévision, une méthode consiste à séparer distinctement les 3 colonnes.

```
> p2s1=ts(p2p[,1],start=c(2001,4),end=c(2010,8),f=12)
```

```
> p2s2=ts(p2p[,2],start=c(2001,4),end=c(2010,8),f=12)
```

```
> p2s3=ts(p2p[,3],start=c(2001,4),end=c(2010,8),f=12)
```

Ensuite, nous traçons la série chronologique initiale, ainsi que les prévisions et l'intervalle de prévisions. Si on ne veut afficher les bornes de prévisions qu'après la fin de la période de mesure :

```
> w1=window(p2s2,start=c(2004,8),end=c(2010,8),f=12)
```

```
> w2=window(p2s3,start=c(2004,8),end=c(2010,8),f=12)
```

```
> plot(p2s1,col='green')
```

```
> lines(atrazine)
```

```
> lines(w1,col='red')
```

```
> lines(w2,col='red')
```

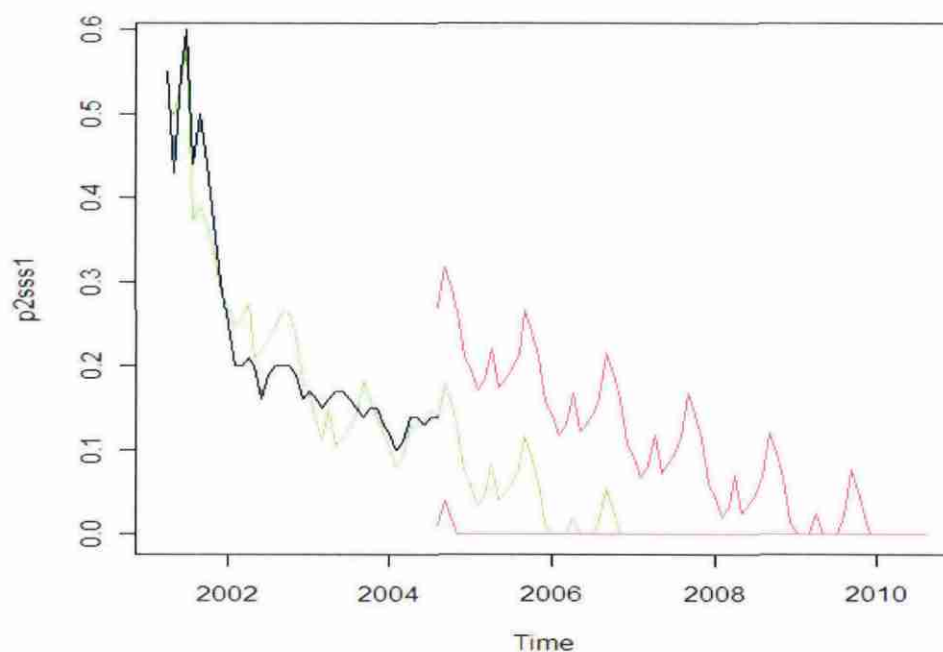


Figure 56 : Prévision de la concentration d'atrazine jusqu'en août 2010 ($\mu\text{g/L}$).

La série chronologique représentant la concentration d'atrazine est en noire, la courbe verte représente les prévisions et en rouge nous avons l'intervalle de prévision (Figure 56).

Nous pouvons remarquer que, dans un scénario où la pluviométrie resterait normale, les prévisions présentent une tendance à la baisse assez forte. Puisque notre modèle se fonde sur la série chronologique, cette forte tendance à la baisse est sûrement due au brusque changement de concentration qui a eu lieu aux alentours de 2002.

Il serait donc judicieux de ne garder que la fin de la série (à partir de juin 2002 par exemple).

Ensuite, il faut définir le modèle le plus satisfaisant possible.

Le modèle utilisé précédemment n'est plus satisfaisant dans ce cas, il faut donc en trouver un autre. Après plusieurs essais, un modèle qui semble le plus satisfaisant est un modèle comprenant le débit, le mois et le temps t .

Puis il reste à tester, pour chaque régresseur, si le coefficient est significatif. De plus, il faut observer le R^2 , le R^2 ajusté, l'écart-type résiduel, l'AIC et vérifier la normalité des résidus.

Ensuite on trace les prévisions et l'intervalle de prévisions comme ça a été vu précédemment. Pour pouvoir comparer graphiquement les deux modèles de prévisions, nous les traçons sur un même graphe.

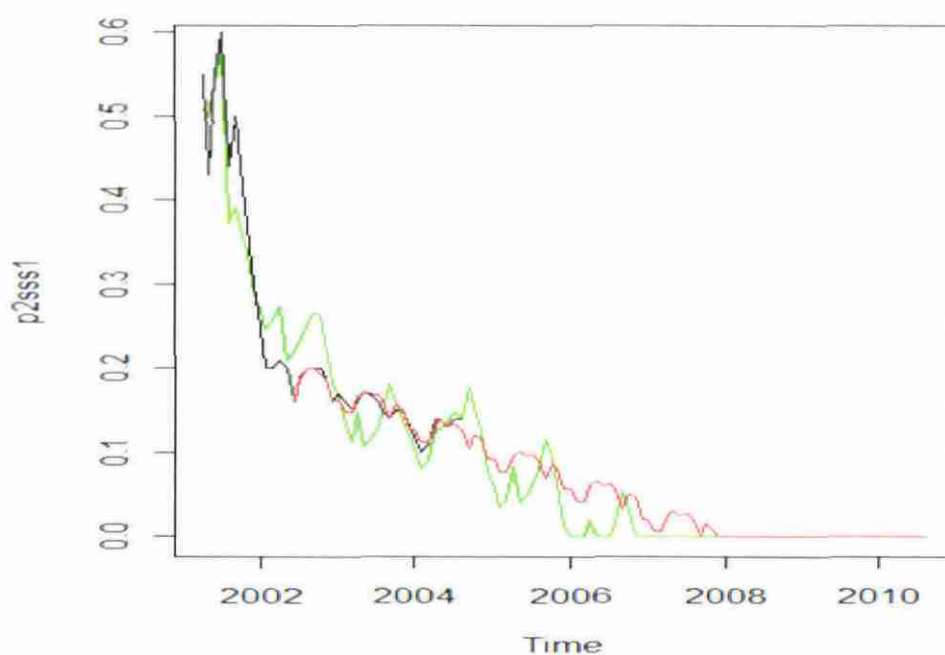


Figure 57 : Prédiction de la concentration d'atrazine jusqu'en août 2010 ($\mu\text{g/L}$).

La série chronologique représentant la concentration d'atrazine est en noire, la courbe verte représente les prévisions avec le premier modèle et la courbe rouge représente les prévisions avec le deuxième modèle (Figure 57).

Nous pouvons remarquer que, lorsqu'on ne garde que les points à partir de juin 2002, les prévisions présentent toujours une tendance à la baisse mais moins forte que lorsqu'on utilise toute la série.

scénario où la pluviométrie devient faible à partir d'août 2004 :

```
> DEBIT4=ifelse(time(atrazine)<=2004.583,DEBIT,'petit')
> dd4=DEBIT4
> p2pp=predict(l2,newdata=list(t=tt,m=mm, D=dd4,pro=ppro),interval="prediction") "
```

	fit	lwr	upr
1	0.50832862	0.3604115557	0.6562457
2	0.49764518	0.3628029500	0.6324874
3	0.53972379	0.4048874822	0.6745601
4	0.58430241	0.4363871482	0.7322177
5	0.37347379	0.2441595463	0.5027880
6	0.39152270	0.2596784191	0.5233670
7	0.36783996	0.2366570993	0.4990228
8	0.33836687	0.2074090697	0.4693247
9	0.28714115	0.1568550800	0.4174272
10	0.27047449	0.1401884133	0.4007606
...			
100	7.18814721	1.0199238954	13.3563705
101	7.27995799	1.0306938150	13.5292222
102	7.39392302	1.0729481395	13.7148979
103	7.44510820	1.0625026149	13.8277138
104	7.49050301	1.0451464704	13.9358596
105	7.51414521	1.0082691273	14.0200213
106	7.57234645	1.0029727008	14.1417202
107	7.62335412	0.9897379380	14.2569703
108	7.70944774	1.0093525132	14.4095430
109	7.82188885	1.0373661937	14.6064115

```

110 7.85330184 1.0197553662 14.6868483
111 7.93747687 1.0535056672 14.8214481
112 8.02415191 1.0897503439 14.9585535
113 8.11596269 1.1005528517 15.1313725

```

Pour pouvoir ensuite tracer les prévisions ainsi que l'intervalle de prévision, une méthode consiste à séparer distinctement les 3 colonnes.

```

> p2ss1=ts(p2pp[,1],start=c(2001,4),end=c(2010,8),f=12)
> p2ss2=ts(p2pp[,2],start=c(2001,4),end=c(2010,8),f=12)
> p2ss3=ts(p2pp[,3],start=c(2001,4),end=c(2010,8),f=12)

```

Ensuite, nous traçons la série chronologique initiale, ainsi que les prévisions et l'intervalle de prévisions. Si on ne veut afficher les bornes de prévisions de prévisions qu'après la fin de la période de mesure :

```

> w3=window(p2ss2,start=c(2004,8),end=c(2010,8),f=12)
> w4=window(p2ss3,start=c(2004,8),end=c(2010,8),f=12)
> plot(p2ss1,col='green')
> lines(atrazine)
> lines(w3,col='red')
> lines(w4,col='red')

```

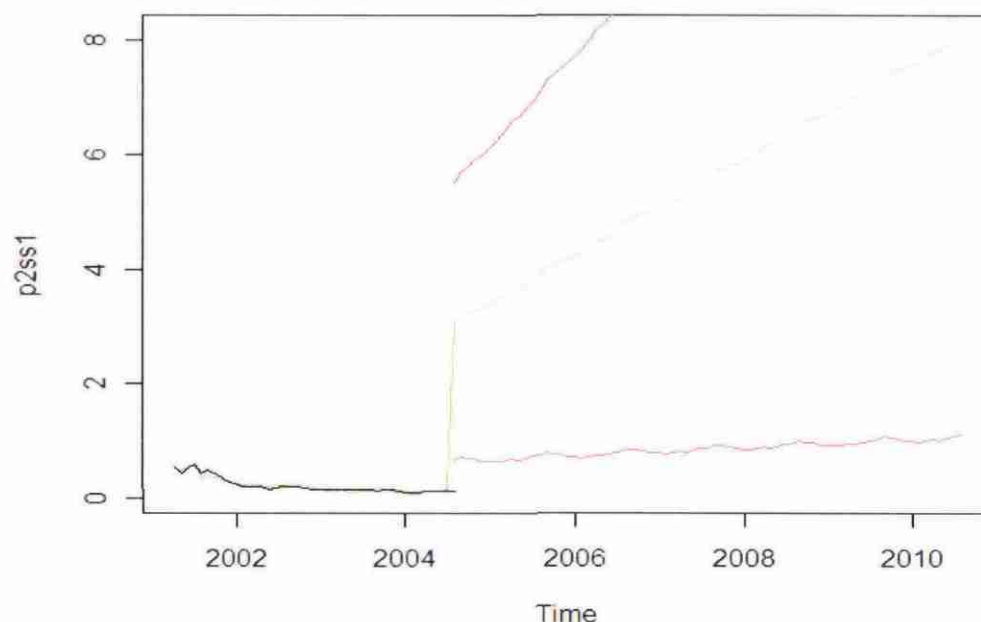


Figure 58 : Prédiction de la concentration d'atrazine jusqu'en août 2010 ($\mu\text{g/L}$).

La série chronologique représentant la concentration d'atrazine est en noire, la courbe verte représente les prévisions et en rouge nous avons l'intervalle de prévision (Figure 58).

Nous pouvons remarquer que, dans un scénario où la pluviométrie deviendrait faible à partir d'août 2004, les prévisions présentent une tendance à la hausse assez forte. La forte hausse qui a lieu vers le mois de juin 2004 est sûrement dû au brusque changement de pluviométrie car nous avons une pluviométrie normale jusqu'en août 2004, et on a supposé qu'elle devenait subitement faible. Ainsi, le polluant se dilue moins rapidement dans l'eau et la concentration de celui-ci augmente.

Nous pouvons remarquer que la série chronologique initiale est quasi linéaire, ainsi, la forte baisse constatée au début de cette série ne semble avoir aucune incidence sur les prévisions.

A6-4 Annexes

Script R 1 : travail avec des données régulières

```
#-----
# Lire des données dans un fichier / exploration de données.
#-----
tableau=read.table('tableauPZ8.csv',header=T,sep=';',dec=',')
attach(tableau)
#pour connaître la médiane, la moyenne,...
summary(tableau)
# pour avoir une 1ère idée des associations existant entre les variables, on fait la matrice des
# corrélations. On supprime tout ce qui est "moyenne".
# on créer un tableau ne contenant pas les moyennes
tab=data.frame(PZ8_atrazine,PZ8_deethylatr,PZ8_Ca,PZ8_Cl,PZ8_HCO3,PZ8_K,PZ8_Mg,
PZ8_Na,PZ8_NO3,PZ8_SO4,P_Chartres,P_Melun,P_Paris,P_Senlis,P_Trappes,ETP_Chartres,
profondeur_PZ8,S_débit)
# on affiche la matrice des corrélations correspondante.
cor(tab)
# suivant le résultat de la matrice, on peut établir des associations entre les variables.
# -----
# analyse en composantes principales.
#-----
#ATTENTION: il faut que les variables soient de même longueur!!!
# on importe la librairie «ade4»
```

```

library(ade4)
#ACP
acp<-dudi.pca(tab)
# on choisit dans un premier temps tous les axes donc : select the number of axes: 18
# pour afficher les valeurs propres
acp$eig
# pour afficher les pourcentages de variance dû aux axes
pve<-100*acp$eig/sum(acp$eig)
pve
# pour afficher le pourcentage cumulé croissant de variance dû aux axes
cumsum(pve)
#[1] 39.61508 61.37173 71.75344 78.63740 84.26178 88.65945 91.12930
#[8] 92.76224 94.19811 95.42470 96.41783 97.27202 98.05883 98.78469
#[15] 99.37519 99.62874 99.81972 100.00000
# on peut garder seulement 3 axes
acp<-dudi.pca(tab)
# Select the number of axes: 3
# pour afficher le cercle des corrélations sur les axes 1 et 2
s.corcircle(acp$co,xax=1,yax=2)
# pour afficher le cercle des corrélations sur les axes 1 et 3
s.corcircle(acp$co,xax=1,yax=3)
#pour savoir les coordonnées des variables sur les trois axes
acp$co
#-----
# séries chronologiques : première approche graphique
#-----
# on importe la librairie «tseries»
library(tseries)
# on créer une série
ATRAZINE=ts(PZ8_atrazine,start=c(2001,4),f=364.25)
# on affiche la série créée
plot(ATRAZINE,main="évolution de la concentration d'atrazine au cours du temps (en µg/L)")
#-----

```

```
# séries chronologiques : notion de tendance
#-----

# la régression linéaire simple
# régression linéaire simple sur la partie plus linéaire de la série, à partir de 2002
# on ne garde que la fin de la série (à partir de 2002)
v=window(ATRAZINE,start=c(2002,1),f=364.25)
# on fait la régression
reg=lm(v~time(v))
# pour avoir le coefficient de régression
summary(reg)
# puis on trace la série ainsi que la régression
plot(ATRAZINE)
abline(reg,col='red')
# le test de Mann-Kendall
# on importe la librairie «Kendall» puis on fait le test
library(Kendall)
MannKendall(ATRAZINE)
# le test indique qu'il y a une tendance monotone décroissante sur l'ensemble de la série
# méthode des moyennes mobiles
# on filtre la série en faisant des moyennes avec 365 points
y=filter(ATRAZINE,rep(1,365)/365)
# puis on affiche la série avec le filtre
plot(ATRAZINE,main="évolution de la concentration d'atrazine au cours du temps (en µg/L)")
lines(y,col='red')
#-----

# séries chronologiques : extrapolations
#-----

# d'après l'ACP, il est intéressant d'étudier la concentration d'atrazine en fonction du débit, de la
# profondeur et de la concentration de potassium
#on veut faire, par exemple, des prévisions jusqu'en août 2010.
# il faut rallonger les séries sinon on ne pourra pas faire des prévisions.
atrazine=ts(Moyenne_mensuelle,start=c(2001,4),end=c(2010,8),f=12)
débit=ts(Moyenne_mensuelle_débit,start=c(2001,4),end=c(2010,8),f=12)
```

```

profondeur=ts(Moyenne_mensuelle_profondeur,start=c(2001,4),end=c(2010,8),f=12)
K=ts(Moyenne_mensuelle_K,start=c(2001,4),end=c(2010,8),f=12)
# on crée une variable numérique mois
mois=cycle(time(atrazine))
# on regarde la dispersion des valeurs du débit avec la boîte à moustache
boxplot(débit)
# suite à cette boîte, on crée une variable DEBIT qui permettra de faire des scénarios de
# pluviométrie.
DEBIT=ifelse(débit<22,'petit',ifelse(débit>34,'grand','moyen'))
# on renomme nos variables pour ne pas encombrer par la suite car ça peut générer des erreurs
t=time(atrazine)
m=mois
D=DEBIT
pro=profondeur
C_K=K
#-----
# premier modèle de prévision
l1=lm(atrazine~as.factor(m)+pro+C_K+t*as.factor(D))
summary(l1)
# le modèle n'est pas très intéressant à étudier car un seul régresseur est significatif
#-----
# deuxième modèle de prévision
l2=lm(atrazine~as.factor(m)+pro+t*as.factor(D))
summary(l2)
# le modèle semble pas mal
# vérification de la normalité des résidus
plot(l2)
# puis il faut taper trois fois sur la touche «entrer»
# vérification de l'homoscédasticité des résidus (test de white)
r=residuals(l2)
res=as.ts(r)
white.test(res)
# on créer des variables suivant divers scénarios

```

```
# scénario où le débit deviendrait normale et jusqu'en août 2010
DEBIT3=ifelse(time(atrazine)<=2004.583,DEBIT,'moyen')
# scénario où le débit deviendrait faible et jusqu'en août 2010
DEBIT4=ifelse(time(atrazine)<=2004.583,DEBIT,'petit')
# pour faire des prévisions, il faut que les variables aient la même longueur.
# il faut donc rajouter des points pour la profondeur et la concentration de potassium
# les valeurs ajoutées correspondent aux moyennes de la profondeur et de la concentration de
# potassium
summary(pro)
summary(C_K)
# on va choisir 88.66 pour la profondeur
# on va choisir 0.168 pour la concentration de potassium
PRO=ifelse(time(atrazine)<=2004.583,pro,88.66)
CK=ifelse(time(atrazine)<=2004.583,C_K,0.168)
# on renomme nos variables, sinon R affiche des erreurs
tt=t
mm=m
dd3=DEBIT3
dd4=DEBIT4
ppro=PRO
k=CK
#-----
# prévision dans le cas où le débit de la source deviendrais normale et jusqu'en août 2010
# l'élément primordial est le dd3 qui correspond à ce scénario
p2p=predict(l2,newdata=list(t=tt,m=mm, D=dd3,pro=ppro),interval="prediction")
p2p
# on sépare les trois colonnes
p2s1=ts(p2p[,1],start=c(2001,4),end=c(2010,8),f=12)
p2s2=ts(p2p[,2],start=c(2001,4),end=c(2010,8),f=12)
p2s3=ts(p2p[,3],start=c(2001,4),end=c(2010,8),f=12)
# p2s2 et p2s3 correspondent aux bornes de l'intervalle de prévision.
# on ne veut l'intervalle de prévision qu'à partir de août 2004
w1=window(p2s2,start=c(2004,8),end=c(2010,8),f=12)
```

```

w2=window(p2s3,start=c(2004,8),end=c(2010,8),f=12)
# il faut ensuite supprimer la partie négative.
p2sss1=ifelse(p2s1<=0,0,p2s1)
ww1=ifelse(w1<=0,0,w1)
ww2=ifelse(w2<=0,0,w2)
# on affiche d'abord les prévisions
plot(p2s1ss,col='green')
# puis les autres graphiques avec la fonction «lines»
lines(atrazine)
lines(ww1,col='red')
lines(ww2,col='red')
# on ne s'occupe maintenant que de la fin de la série (à partir de juin 2002)
w=window(atrazine,start=c(2002,6),end=c(2010,8),f=12)
#puis on recommence le même raisonnement qu'auparavant
mois2=cycle(time(w))
débit2=ts(Moyenne_mensuelle_débit,start=c(2002,6),end=c(2010,8),f=12)
boxplot(débit2)
DEBIT2=ifelse(débit2<22,'petit',ifelse(débit2>34,'grand','moyen'))
profondeur2=ts(Moyenne_mensuelle_profondeur,start=c(2002,6),end=c(2010,8),f=12)
t2=time(w)
m2=mois2
D2=DEBIT2
pro2=profondeur2
# on choisit un autre modèle de régression
l3=lm(w~as.factor(m2)+t2*as.factor(D2))
summary(l3)
# vérification de la normalité des résidus
plot(l3)
# puis il faut taper trois fois sur la touche «entrer»
# Puis il faut vérifier l'homoscédasticité, l'indépendance et la normalité des résidus.
# on redéfinit les scénario
DEBIT23=ifelse(time(w)<=2004.583,DEBIT2,'moyen')
DEBIT24=ifelse(time(w)<=2004.583,DEBIT2,'petit')

```

```

# on donne des valeurs à la profondeur.
PRO2=ifelse(time(w)<=2004.583,pro2,88.66)
# on renomme nos variables
tt2=t2
mm2=m2
dd23=DEBIT23
dd24=DEBIT24
ppro2=PRO2
# puis on fait la prévision (le scénario n'a pas changé)
pp23=predict(l3,newdata=list(t2=tt2,m2=mm2, D2=dd23),interval="prediction")
# on sépare les trois colonnes
pss21=ts(pp23[,1],start=c(2002,6),end=c(2010,8),f=12)
pss22=ts(pp23[,2],start=c(2002,6),end=c(2010,8),f=12)
pss23=ts(pp23[,3],start=c(2002,6),end=c(2010,8),f=12)
# on ne garde que la partie positive des prévisions
pssss21=ifelse(pss21<=0,0,pss21)
# on affiche d'abord les prévisions
plot(pssss21,col='green')
# puis les autres graphiques avec la fonction "lines"
lines(w)
lines(pss22,col='red')
lines(pss23,col='red')
# puis on compare les prévisions faites avec la série initiale, et les prévisions faites avec la fin
de la # série
plot(p2sss1,col='green')
lines(atrazine)
lines(pssss21,col='red')
#-----
# prévision dans le cas où le débit de la source deviendrais petit et jusqu'en août 2010
# l'élément primordial est le dd4 qui correspond à ce scénario
p2pp=predict(l2,newdata=list(t=tt,m=mm, D=dd4,pro=ppro),interval="prediction")
p2pp
# on sépare les trois colonnes

```

```

p2ss1=ts(p2pp[,1],start=c(2001,4),end=c(2010,8),f=12) #1ère colonne
p2ss2=ts(p2pp[,2],start=c(2001,4),end=c(2010,8),f=12) #2ème colonne
p2ss3=ts(p2pp[,3],start=c(2001,4),end=c(2010,8),f=12) #3ème colonne
# p2ss2 et p2ss3 correspondent aux bornes de l'intervalle de prévision.
# on ne veut l'intervalle de prévision qu'à partir de août 2004
w3=window(p2ss2,start=c(2004,8),end=c(2010,8),f=12)
w4=window(p2ss3,start=c(2004,8),end=c(2010,8),f=12)
# on affiche d'abord les prévisions
plot(p2ss1,col='green')
# puis les autres graphiques avec la fonction «lines»
lines(atrazine)
lines(w3,col='red')
lines(w4,col='red')
# puis on compare les prévisions faites avec la série initiale, et les prévisions faites avec la fin
de la # série
plot(p2s1,col='green')
lines(atrazine)
lines(pss21,col='red')

```

Script R 2: travail avec des données irrégulières

```

# le tableau «étude_Pz_1» qui a été créé est issue des données "DonnéesPiezoQualSite..."
# on cherche le fichier à étudier puis on l'attache à R
Pz1=read.csv('étude_Pz_1.csv',header=T,sep=';',dec=',')
attach(Pz1)
# on convertit la date en une chaîne de caractères.
# pour savoir comment convertir la date, on utilise l'aide
?strptime
z <- strptime(as.vector(Date), "%d/%m/%y")
# on créé un tableau avec une colonne "date" et une colonne «Pz_1» avec les données brutes
b=data.frame(z,Pz_1)
# on créé un intervalle de temps REGULIER, ici par mois.
# les données brutes commencent le 14/12/1990 et finissent le 14/6/2009.
t=seq(ISOdate(1994,1,18), ISOdate(2009,6,14),by="month")
# on appelle le package "tseries" car on a besoin de fonctions qui se trouvent dans ce package

```

```
library(tseries)

# pour chaque dates créées, on associe une valeur proche de la valeur brute "Pz_1" au même
temps

pz1=approx.irts(as.irts(b), t)

# as.irts permet de créer un série irrégulière.
# pz1 est ainsi la série chronologique «modifiée»
# il suffit maintenant de la tracer
plot(pz1)

# la série avec les valeurs brutes est la suivante
plot(z,Pz_1,type='l',main="avec les données brutes")

# pour pouvoir mieux comparer "visuellement", on trace les 2 graphiques sur une même page
# on coupe la page en 2 lignes et 1 colonne
par(mfrow=c(2,1))

# puis on trace les deux séries
plot(z,Pz_1,type='l',main="avec les données brutes")
plot(pz1,main="avec les approximations")

# l'étude se fera maintenant sur la série avec les approximations
```



Centre scientifique et technique
Service environnement industriel et procédés innovants
3, avenue Claude-Guillemain
BP 36009 – 45060 Orléans Cedex 2 – France – Tél. : 02 38 64 34 34

Document public



Suivi des eaux souterraines au droit des installations de stockage de déchets : éléments pour une prise de décision

Synthèse

BRGM/RP-57132-FR
décembre 2008



Géosciences pour une Terre durable

brgm

Document public



Suivi des eaux souterraines au droit des installations de stockage de déchets : éléments pour une prise de décision

Synthèse

BRGM/RP-57132-FR
décembre 2008

Étude réalisée dans le cadre des projets de Service public du BRGM 2007 07POLC09 correspondant à la convention BRGM-MEEDDAT 2007 n° 000 877 action 8

V. Guérin et D. Hubé
Avec la collaboration de
S. Colombano, G. Bellenfant et Laurent Rouvreau

Vérificateur :	
Nom :	François BLANCHARD
Date :	14/06/2010
Signature :	

Approbateur :	
Nom :	Hervé GABORIAU
Date :	14/06/2010
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 : Installations de stockage de déchets, Surveillance, Eaux souterraines, Tendances.

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

Guérin V. et Hubé D. (2008) - Suivi des eaux souterraines au droit des installations de stockage de déchets : éléments pour une prise de décision, Synthèse. BRGM/RP-57132-FR, 17 p.

© BRGM, 2008, ce document ne peut être reproduit en totalité ou en partie sans l'autorisation expresse du BRGM.

Objet

Cette action a été menée dans le cadre des projets de Service public du BRGM 2007 07POLC09, elle correspond à la convention BRGM-MEEDDAT 2007 n° 000 877 action 8.

Elle a pour but de définir les étapes préalables à l'analyse de l'évolution des teneurs mesurées dans les eaux souterraines dans un contexte de surveillance des eaux souterraines par le biais de forages de contrôle au droit de sites de stockage de déchets.

Cette action permet de guider les opérateurs dans leurs choix pour mettre en place et exploiter les résultats de réseaux de surveillance des eaux souterraines. Bien que ce document propose des règles généralisables, il faut néanmoins garder à l'esprit qu'il n'existe pas de recette universelle, chaque site étant un cas particulier.

Cette synthèse du rapport ci-joint, rappelle que l'on devra, avant de définir un réseau de surveillance, ses modalités d'utilisation, les seuils de déclenchement d'alerte ou de fin de surveillance, s'appuyer sur de nombreuses connaissances telles que: i) le contexte hydrogéologique du site ; ii) l'hydrogéochimie des eaux concernées et des polluants en présence ; iii) les usages des nappes intersectées.

Ces connaissances constituent un préalable indispensable avant d'envisager d'interpréter les tendances observées. Ainsi l'analyse des tendances au niveau d'un point ou plusieurs points d'une nappe phréatique n'a de sens que si on a un niveau de confiance suffisant dans les mesures réalisées, et que si le nombre de ces mesures est suffisant en quantité et en qualité.

Contexte

L'arrêté du 9 septembre 1997 a permis des améliorations significatives dans les pratiques et les conditions d'exploitation et de surveillance des Installations de Stockage de Déchets Non Dangereux (ISDND), notamment dans le domaine de la protection des eaux souterraines. La surveillance des eaux souterraines afin de protéger la ressource et les usages associés constitue un élément fort de cette réglementation.

La protection des eaux souterraines est une des priorités dans le cadre de la politique environnementale de l'Union Européenne.

Les objectifs de prévention et de limitation des entrants de pollution, et de renversement des tendances à la hausse sont inscrits dans la Directive Cadre sur l'Eau (DCE, Directive CE du 23 octobre 2000). La DCE s'applique non seulement aux masses d'eaux mais aussi, à une échelle plus locale, celle des sites pouvant porter atteinte à la qualité des masses d'eau ; des réseaux de surveillance doivent donc être définis au droit de chaque installation de stockage (si la présence d'une nappe est avérée).

Les programmes de surveillance mis en place au droit des installations de stockages ont pour objet :

- de déterminer la qualité du milieu ambiant (piézomètre amont) ;
- de suivre la qualité des eaux en aval, afin de détecter d'éventuelles fuites (piézomètres avals) ;
- et de décider, sur la base d'une analyse des tendances des teneurs observées, de la nécessité de mettre en œuvre des actions de remédiation pour préserver la qualité et l'usage de la nappe, voire à terme d'alléger cette surveillance.

La définition d'une approche afin de pouvoir mener de manière optimisée l'analyse des tendances observées sur les eaux souterraines au droit des installations de stockage telle que décrite dans la directive 1999/31CE demande la définition, sur la base du modèle de fonctionnement hydrodynamique du site :

- du réseau de surveillance lui-même, *i.e.* :
 - le type et la configuration du réseau et des ouvrages de surveillance à mettre en place (nombre, profondeur...), les paramètres à suivre, et les modalités d'échantillonnage (protocole, fréquence) ;
- des valeurs seuils auxquelles les données issues du suivi seront comparées, ce qui implique :
 - la définition d'un fond hydrogéochimique, naturel ou anthropisé ;

- la définition de seuils de déclenchement¹ (fonction du type d'usage constaté ou envisagé sur la masse d'eau concernée) ; variable selon la localisation du point de contrôle (distance au point d'émission) ;
- du type et/ou modèle d'analyse des tendances qui sera retenu (méthode, limite d'applicabilité : nombre de données nécessaires, traitement des valeurs en dessous de la limite de quantification, traitement des valeurs manquantes...).

Malheureusement sur la base de l'examen d'arrêtés préfectoraux concernant le suivi des ISDND, il apparaît clairement que les critères justifiant le choix du nombre d'ouvrages de surveillance, des paramètres suivis et de la fréquence de prélèvement soient très rarement explicités. De même, les informations relatives au prélèvement et à l'analyse sont inexistantes. Quand à l'analyse critique des paramètres pour caractériser des tendances, elle est parfois évoquée, mais sans que les moyens pour la réaliser soient développés.

¹ Seuil de déclenchement : concentration seuil au-delà desquelles la qualité des eaux constatée appelle des actions visant à protéger des usages de l'eau

1. Réseau de surveillance

Le niveau de connaissance requis pour établir le réseau de surveillance doit être proportionné aux usages à protéger et à la complexité du site.

1.1. PRISE EN COMPTE DE LA VARIABILITÉ NATURELLE

Le sous-sol est un milieu hétérogène difficilement accessible depuis la surface. Sa connaissance demande donc la réalisation d'investigations directes (sondages) ou indirectes (géophysique) avant d'envisager la mise en place d'un réseau de suivi qui sera susceptible d'être utilisé pour la réalisation d'une analyse des tendances.

Selon la localisation du site, les aléas climatiques et le fonctionnement de l'aquifère sous-jacent, les conséquences et les manifestations d'une fuite seront variables dans le temps et dans l'espace.

L'interprétation des tendances observées dans les séries chronologiques devra prendre en compte la variabilité naturelle afin d'être capable de « déconvoluer » avec certitude la signification du signal mesuré.

1.2. DÉFINITION DU RÉSEAU

Les forages du réseau de surveillance, la fréquence de prélèvement retenue, les paramètres suivis, ainsi que le mode de prélèvement doivent permettre la définition la plus précise possible de l'extension verticale et horizontale de la contamination éventuelle.

Pour choisir l'emplacement et le nombre des ouvrages on devra être en mesure de répondre aux questions suivantes :

- les lixiviats peuvent-ils atteindre un seul aquifère, ou doit-on considérer plusieurs aquifères (des aquifères plus profonds doivent-ils être considérés ?) ?
- le sens d'écoulement est-il bien déterminé localement ? (choix du lieu d'implantation des forages dans la bonne direction), si ce n'est pas le cas des ouvrages supplémentaires seront requis ;
- est-ce que les flux seront relativement homogènes, ou bien peuvent-ils être beaucoup plus variables (terrain cristallin et karstique, variation latérale et verticale importante de la conductivité hydraulique) ? Structure de l'aquifère (tortuosité, prévision de l'extension verticale et latérale du panache)... ;
- les forages doivent-ils intercepter la totalité de l'épaisseur de l'aquifère, la partie supérieure, ou la partie inférieure (cas des composés plongeants) ?

- les forages sont-ils conçus uniquement pour être des ouvrages de surveillance, où pourront-ils être utilisés comme barrière hydraulique ou pour le pompage/traitement des eaux par la suite ? Dans ce cas, le diamètre du forage devra être choisi en conséquence.

Nombre d'ouvrages et probabilité d'interception d'une fuite

Le nombre d'ouvrages doit être adapté au contexte hydrogéologique. Le nombre minimum requis de 3 piézomètres n'est donc pas suffisant dans la plupart des contextes hydrogéologiques pour permettre un suivi efficace de la nappe au droit d'un centre de stockage.

Un article de Yenigül *et al.*, 2005 (cf. Figure 1) montre que le système classique de « 3 piézomètres » ne permet de détecter une fuite sous le site que dans 26 % des configurations (selon sa localisation sous le stockage), pour avoir plus de 90 % de chances d'intercepter une fuite, quelle que soit sa localisation, il faudrait disposer de 12 piézomètres.

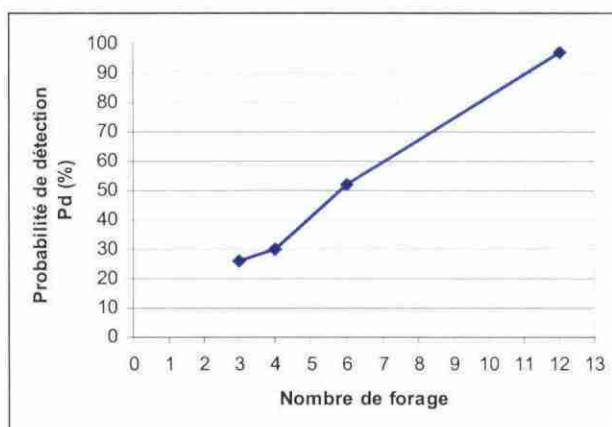


Figure 1 : Probabilité de détection de fuite suivant la taille du réseau pour un milieu homogène et fortement dispersif (dispersivité longitudinale 2 m et dispersivité transversale 0,2 m (Adapté d'après Yenigül *et al.*, 2005).

Pour définir la fréquence de suivi, on aura dû déterminer :

- la vitesse d'écoulement qui contrôle le temps que met l'eau souterraine pour parcourir une distance donnée (calcul du débit de nappe, dispersivité, effet retard de propagation des contaminants) ;
- la saisonnalité des variations du niveau de la nappe, du flux de cette dernière et des événements pluvieux.

Pour définir les paramètres qui seront suivis, on aura dû déterminer :

- les paramètres caractéristiques de l'ISDND et ayant peu d'interactions avec le milieu, qui peuvent servir de traceurs ;
- le bruit de fond de la nappe.

Enfin, les modalités de prélèvement (purge et échantillonnage) seront fonction des paramètres recherchés et du type d'ouvrage (diamètre, profondeur).

2. Valeurs seuils de déclenchement

L'analyse des résultats de surveillance du réseau doit permettre de détecter toute évolution du système. Pour cela il faut pouvoir comparer les résultats obtenus à des valeurs seuils.

Les valeurs « seuil de déclenchement » correspondent à des concentrations seuils au-delà desquelles la qualité des eaux constatée appelle des actions visant à protéger les usages actuels ou futurs de l'eau. Elles sont définies de façon à garantir que l'on ait le temps et la possibilité technique d'intervenir pour protéger et assurer la pérennité des usages.

2.1. SUR QUELLES BASES LES ÉTABLIR ?

Dans tous les cas, la détermination des valeurs seuil de déclenchement doit reposer sur :

- les objectifs de qualité de la nappe (tenant compte de l'état initial, des objectifs de qualité imposés par le SAGE), des usages de l'eau, du fond anthropique ;
- la capacité du milieu à atténuer naturellement la contamination, pour les différents scénarios possibles ;
- une caractérisation du fonctionnement hydrodynamique du site (Figure 2) : modèle conceptuel, modèle de fonctionnement (et dans certains cas seulement modèle mathématique) incluant :

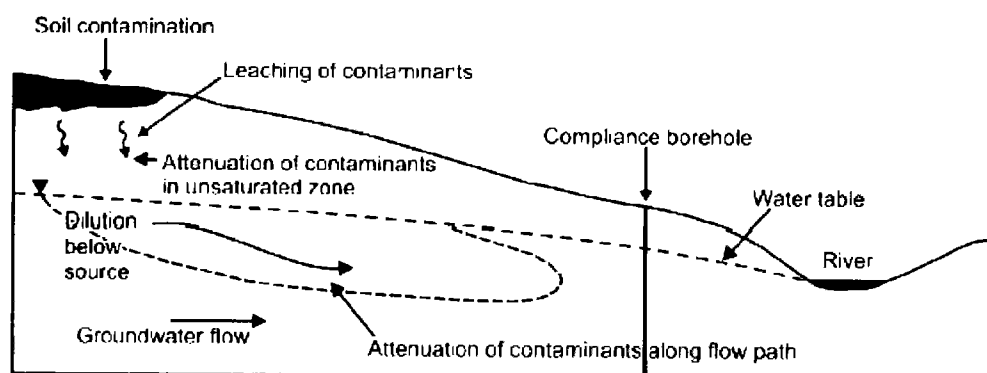


Figure 2 : Facteurs pouvant influencer la teneur en contaminant depuis la fuite de lixiviat jusqu'au point de mesure (Environment Agency, 2006).

- les interactions des eaux souterraines avec les eaux de surface et les écosystèmes en dépendant ;
- la dynamique de la nappe ;
- une connaissance de la source : quels sont les polluants à risque pour la masse d'eau considérée ? Quelle cinétique de relargage ?...

- une évaluation des risques de migration.

2.2. QUELLES VALEURS RETENIR ?

Pour définir des seuils de déclenchement, on peut appliquer plusieurs techniques :

- la plus simple consiste à retenir comme valeur de déclenchement la valeur d'usage.

Il s'agit de valeurs limites de concentrations réglementant certains usages et la préservation des ressources. Celles-ci sont définies par : (i) des textes réglementaires pour les eaux potables, et les eaux potabilisables ; (ii) des textes liés à certains usages et qualités des milieux (SEQ).

Si pour un certain nombre de composés des valeurs existent pour d'autres elles sont inexistantes.

Ces valeurs limites et valeurs de références ont été établies sur la base de considérations toxicologiques, écotoxicologiques et organoleptiques :

- on peut également retenir comme valeur seuil de déclenchement une augmentation significative des concentrations par rapport au fond hydrogéochimique.

On se référera à un fond hydrogéochimique dans le cas des composés pouvant avoir une occurrence naturelle. Pour les substances non naturelles (composés de synthèse, « xénobiotiques »²), on pourra retenir la limite de détection des appareils analytiques.

2.3. OÙ CONSIDÉRER LE SEUIL DE DÉCLENCHEMENT ?

Le dépassement de la valeur seuil au point de contrôle laisse présager du dépassement de l'objectif de qualité au point d'usage, ce qui nécessite une capacité de prévision de l'évolution des concentrations et de la migration de polluant (cf. Figure 3). En effet, les contaminants dans le milieu souterrains sont soumis à un certain nombre de mécanismes qui vont modifier les concentrations dans le temps et dans l'espace (cf. Figure 2).

Chaque contaminant ayant un comportement différent, les calculs seront à effectuer pour chaque composé jugé pertinent au vu des enjeux. La détermination des valeurs seuils pour les différents composés, aux différents points de contrôle, peut donc s'avérer être un processus complexe.

² Xénobiotique : Substance possédant des propriétés toxiques, même à très faible concentration (exemple des pesticides).

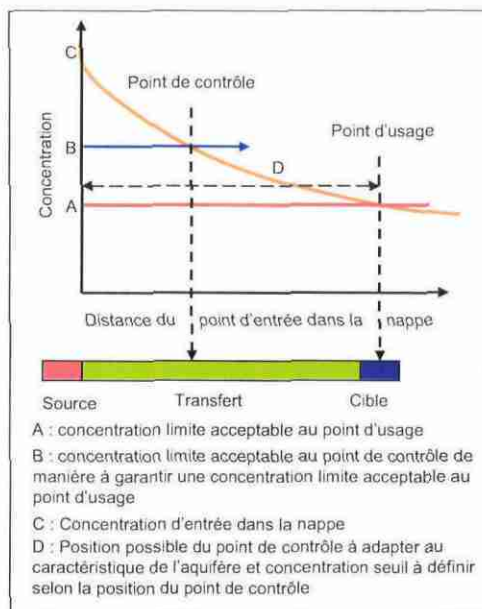


Figure 3 : Valeur seuil variable selon la position du point de contrôle (SEPA, 2008)
 (cas d'un panache stabilisé : régime permanent).

3. L'analyse des tendances

3.1. GÉNÉRALITÉS

Une série chronologique (ou série temporelle) est une suite d'observations numériques d'une grandeur effectuées dans le temps.

Les séries temporelles se décomposent de la manière suivante : une tendance + une saisonnalité + une auto corrélation + un bruit blanc (ou variable aléatoire).

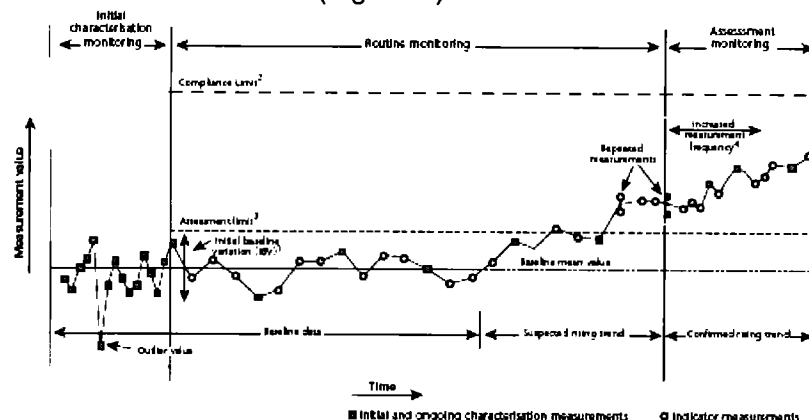
La tendance est le plus souvent la composante la plus importante d'une série chronologique, elle peut avoir un caractère linéaire : la série croît ou décroît d'une même quantité à chaque période, ou avoir un caractère exponentiel : la série croît ou décroît avec un taux constant.

La tendance sera estimée sous forme paramétrique (polynôme, exponentiel...) ou comme le résultat d'une opération de lissage.

La décomposition complexe des séries chronologiques a pour intérêt principal de pouvoir faire des prédictions sur l'évolution future du paramètre étudié et pouvoir déterminer le dépassement de seuils d'alerte.

3.2. ANALYSE GRAPHIQUE

La première étape dans l'analyse des données consiste à réaliser un graphe d'évolution de la concentration d'un composé en fonction du temps qui permet souvent de détecter d'éventuelles tendances (Figure 4).



1. Initial baseline variation (BV) would typically be defined using a statistical measure of variation such as range or standard deviation.
2. Compliance Limit is a regulatory standard.
3. Assessment limit is for early warning purposes. It may be a fixed limit (as illustrated), a time varying limit (see Figure 7.1), or may be defined as an unacceptable rate of change unrelated to a specific limit.
4. Breach of the Assessment Limit leads to implementation of preplanned contingency action. In this case assessment monitoring. Increased monitoring frequency could be accompanied by an increased range of indicator measurements.

Figure 4 : Exemple d'évolution temporelle et éléments d'aide à l'interprétation (Environment Agency, 2003).

Sur ce graphe, les valeurs seuils retenues, les limites de quantification, ainsi que la valeur du fond hydrogéochimique doivent figurer. Dans l'idéal, toutes les valeurs présentées dans le graphe doivent être assorties de leur incertitude de mesure.

Cette analyse graphique doit mettre en évidence : (i) le dépassement des objectifs de qualité ; (ii) l'évolution entre 2 mesures et d'éventuelles tendances ; (iii) l'existence d'une composante saisonnière (fluctuation des valeurs selon un rythme régulier, par exemple annuel), (iv) l'existence de cassure graphique brutale (qui pourrait nécessiter une analyse par fragments définis par ce point de cassure), (v) des observations aberrantes (la décision de modification ou de retrait de ces cas peut d'ailleurs poser problème).

On peut également faire subir des traitements aux données : (i) moyenner à chaque pas de temps les valeurs obtenues pour les x pas de temps précédents permet de lisser un peu les courbes ; (ii) additionner à chaque pas de temps l'écart par rapport au fond géochimique permet de mettre en évidence une dérive à la hausse des concentrations mesurées au point de contrôle.

3.3. ANALYSES STATISTIQUES

Si une tendance est suspectée, des tests statistiques sur les données (indépendance, portée, valeurs anormales...) sont réalisés pour vérifier sa signification statistique. En général, un seuil de confiance de 95 % ou plus est requis.

Certaines conditions sont requises pour envisager une analyse statistique des tendances :

- la pérennité des points de mesures ;
- la régularité de l'échantillonnage (peu de données manquantes, fréquence de mesure inchangée) ;
- l'adéquation de la technique d'analyse des tendances envisagée avec le type de données disponibles (indépendance des données, etc.).

Les méthodes ACP (analyse en composante principale) et CAH (classification ascendante hiérarchique) permettent de déceler des corrélations entre les paramètres suivis ou des convergences de comportement, et le cas échéant d'expliquer le fonctionnement de l'hydrosystème (corrélation pluie-concentration, débit-concentration).

Les tests d'estimation des tendances de type « régression linéaire » sont souvent mathématiquement inapplicables dans le cas des données de qualité des eaux souterraines. En effet celles-ci présentent souvent des variations très importantes dans le temps (et notamment quelques valeurs très élevées). Dans ces cas là, l'utilisation de tests non paramétriques est requise.

Parmi les tests non paramétriques existants, le test de Mann-Kendall (Gilbert, 1987) est le plus fréquemment cité/utilisé pour l'évaluation des tendances, car il ne présuppose pas que les données obéissent à une distribution particulière (US EPA, 2007 ; Battle Aguilar *et al.*, 2007).

Limites à l'utilisation des méthodes statistiques

Si, les données sont irrégulièrement réparties dans le temps, il est nécessaire de les répartir régulièrement dans le temps pour appliquer les méthodes d'étude de séries chronologiques. On définit donc un intervalle de temps régulier, puis, à chaque valeur manquante on associe une valeur proche des valeurs environnantes.

Pour réaliser une analyse des tendances, il faut pouvoir éliminer les variations périodiques saisonnières. Pour cela, il faudra disposer de plusieurs cycles pour identifier la contribution saisonnière. Si cela est sans doute envisageable pour les nappes avec une variabilité annuelle (4 années de suivi peuvent alors suffire), pour les nappes ayant un cycle pluriannuel à décennal, il faudrait disposer de chroniques de suivi sur des périodes très longues (au moins 3 périodes de temps). Pour ce type de nappe à période longue, toute tendance estimée sur une période de temps n'est pas forcément extrapolable à une autre période de temps. Aussi, les méthodes statistiques pour la définition de tendances ne pourront être mises en œuvre qu'à condition de disposer de chroniques suffisamment longues. Attention, dans certains cas, les variations d'origine anthropique peuvent être plus fortes que les variations saisonnières dont il est alors difficile d'étudier la contribution à l'évolution des concentrations observées

Sur la base d'une fréquence de suivi annuelle des eaux (UE, 2003), il a été établi que pour mettre en évidence une augmentation de la concentration d'un composé de 30 % avec un intervalle de confiance de 90%, il fallait au moins 8 ans de suivi (8 mesures minimum). Dans le cas de mesures semestrielles ou plus fréquentes, il faudra au minimum 5 ans de suivi (respectivement 10 et 15 mesures).

Selon la dynamique de l'aquifère, et le nombre de données annuelles, une analyse statistique peut être réalisée tous les 2 à 4 ans.

Pour les mesures en dessous de la LQ, dans la plupart des cas c'est la valeur LQ/2 qui est retenue (UE, 2003). Aussi, dans la mesure du possible on doit essayer de garder la même LQ pour un suivi.

L'analyse des tendances peut être gênée par les valeurs inférieures à la LQ. Aussi, Si le nombre de données inférieure à la LQ est trop important sur une série chronologique l'utilisation de méthodes statistiques n'est pas possible (UE, 2003).

La comparaison des données à une valeur seuil suppose que celle-ci soit suffisamment éloignée de la LQ (dans l'idéal, la LQ ne devrait pas excéder 60 % de la VS recherchée).

Exemple d'étude d'une série chronologique

Des prélèvements d'échantillons d'eau ont été effectués quotidiennement sur un site, notamment dans le piézomètre 8 (Pz8, Figure 5), piézomètre le plus éloigné d'une source d'eau également étudiée sur ce site. On dispose pour ce suivi de nombreuses informations de types différents (piézométrie, teneur en pesticides, débit de source, pluviométrie, etc.)

Parmi les logiciels permettant de réaliser des analyses de tendance, c'est le logiciel R qui a été utilisé dans cette étude (GNU R est un logiciel libre de statistique). Il offre une grande variété de méthodes statistiques (modélisation linéaire et non linéaire, statistiques classiques, analyse de séries chronologiques, classification...).

La réalisation d'une ACP (analyse en composante principale, Figure 5) confirme que la concentration en polluants est anti-corrélée au niveau d'eau dans le piézomètre et au débit de la source. Ceci est cohérent avec le fait que plus il y a d'eau dans le système hydrogéologique (niveau d'eau et débit élevés), plus la concentration en polluants est diluée (concentrations faibles).

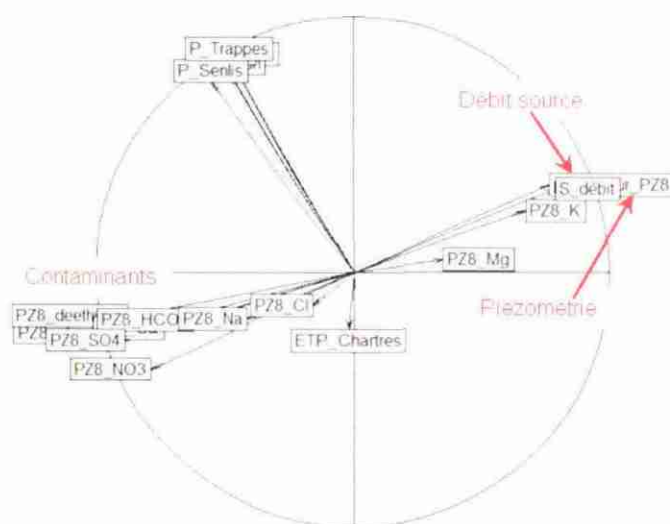


Figure 5 : Cercle des corrélations sur les axes 1 et 2 (61.38 %).

Graphiquement (Figure 6), on peut constater qu'il semble y avoir une tendance générale à la baisse. On remarque qu'il y a une forte baisse de la concentration en atrazine entre 2001 et 2002, puis cette concentration diminue lentement. Cette forte baisse des teneurs en Atrazine est fortement liée à la hausse du débit de la source

Les données disponibles étant irrégulièrement réparties dans le temps, Il a été nécessaire de les répartir régulièrement dans le temps pour pouvoir appliquer les méthodes d'étude de séries chronologiques. A chaque intervalle de temps manquant, on a associé une valeur proche des valeurs environnantes.

Dans cette série chronologique, la tendance ne semble pas être monotone et linéaire. Le test de Mann-Kendall indique que la série suit une tendance globale monotone décroissante (Figure 6).

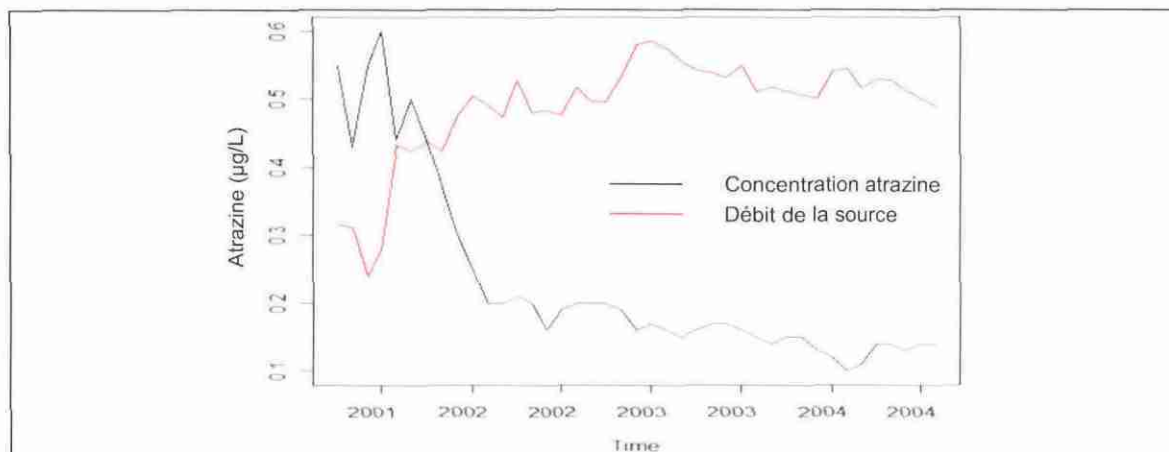


Figure 6 : Evolution de la concentration d'atrazine au cours du temps (µg/L) et du débit de la source.

Les séries chronologiques peuvent être modélisées à l'aide de régressions multiples et extrapolées afin de prédire des concentrations futures. Bien entendu, plus l'extrapolation s'éloigne de la fenêtre d'observation et plus les valeurs calculées sont incertaines

4. Une finalité : l'évolution du réseau, la prise de décision

Chaque résultat statistique doit être réinterprété en fonction du contexte hydrogéologique, du contexte d'échantillonnage et d'une analyse spécifique au site étudié. En effet, les statistiques ne permettent pas de distinguer facilement ce qui relève d'une fuite de lixiviat dans la nappe ou d'une erreur d'échantillonnage ou d'analyse.

L'analyse des tendances (orientations se dégagant de l'analyse d'une série de données) a pour but de constater les variations globales concernant les concentrations d'éléments chimiques dans la nappe pour des séries de données souvent erratiques et d'en prévoir les tendances (hausse, baisse, stagnation). Grâce à ces analyses prospectives, on doit pouvoir promouvoir des actions d'optimisation du pas de temps de la surveillance ou du réseaux de mesure (nombre et position), mais aussi apporter des actions correctrices pour diminuer les effets qu'aurait une fuite sur la contamination de la ressource en eau.

Finalement, il apparaît clairement que :

- la définition du réseau de surveillance, qui doit permettre de suivre l'aquifère et donc de détecter l'apparition de contaminants et leur dépassement éventuel de seuils, doit prendre en compte le contexte géologique et hydrogéologique. Sur cette base, le nombre d'ouvrages, leur localisation, leur profondeur et leur équipement sera défini ;
- la définition de la fréquence d'échantillonnage devra s'appuyer sur la connaissance de la vitesse d'écoulement de la nappe ainsi que sur les variations temporelles de la piézométrie ;
- une attention particulière doit être portée à l'échantillonnage des eaux et ce à toutes les étapes : de la purge des ouvrages au prélèvement proprement dit, au conditionnement et à l'analyse ;
- le choix des contaminants à suivre doit également faire l'objet d'une réflexion : selon le type de déchets stockés et selon le type de nappe et de contexte (industriel ou agricole) pouvant engendrer dans le système des pollutions identiques ;
- le contexte hydrogéochimique et les usages des nappes doivent être connus pour orienter le choix des seuils de déclenchement ;
- enfin lors de l'interprétation des résultats, outre le contexte géologique, hydrogéologique et climatique (dont les variations de niveau piézométrique et la pluviométrie), le contexte industriel et les événements intervenus dans l'environnement du site devront être pris en compte.

Pour éviter une dérive calculatoire, il apparaît fondamental qu'aucune étude de tendance ne soit effectuée avant qu'une analyse de la pertinence du réseau par un hydrogéologue n'ait été réalisée (nombre d'ouvrages, profondeur, équipement,

paramètres analysés, protocole de prélèvement, fréquence d'analyse, méthode analytique). L'analyse de tendances n'a en effet de sens que si on a un niveau de confiance suffisant dans les mesures réalisées, et si le nombre de ces mesures est suffisant et de qualité.

Dans le cas contraire (analyse de tendance sur la base de données erronées), la gestion du site envisagée sur la base de ces résultats erronés peut conduire à un sous dimensionnement ou un surdimensionnement des mesures de surveillance et/ou de gestion des eaux souterraines, qui seront alors inadaptées et non proportionnées aux enjeux (gestion des risques sanitaires, environnementaux, réglementaires, socio politiques, préservation des milieux et ressources, etc.).

Les tests statistiques ont pour rôle essentiel de fournir des indicateurs objectifs par rapport à des tendances observées (généralement visibles à l'œil sur les graphiques), et de pouvoir réaliser des extrapolations de la situation actuelle dans le futur avec une certaine probabilité d'occurrence.

Il apparaît donc souhaitable de faire un guide d'application dédié à l'étude de la variabilité temporelle et spatiale des masses d'eaux souterraines permettant une première analyse des tendances par les bureaux d'études. Ce guide devra être accompagné d'indication sur l'optimisation des réseaux de mesures, l'adéquation des démarches et des outils statistiques aux problématiques abordées.

5. Perspectives

Pour compléter cette étude, plusieurs axes prospectifs sont à explorer.

Une évaluation du niveau du rendu fait à l'inspection des installations classées sur l'analyse des données de suivi des eaux souterraines paraît indispensable pour avoir une image de la situation à l'échelle du territoire.

Pour compléter cette image des prises de contacts avec les bureaux d'études s'avèrent nécessaires, pour évaluer le savoir faire disponible, en termes de traitement statistique des données de suivi de qualité de nappe, et de difficultés rencontrées pour la valorisation des données.

Enfin l'obligation d'un bilan quadriennal des suivis de qualité de nappe, inscrits dans les textes du ministère de 2007, qui s'accompagne de l'action (2006-2011) de mise en base de données sur huit années des analyses sur la qualité de l'eau au droit des installations classées (programme ADES ICSP). Cette opération va permettre outre un état des lieux à l'échelle du territoire, d'évaluer la pertinence et l'apport de la mise en œuvre de méthodes statistiques pour évaluer les tendances observées et valider les évolutions envisagées des réseaux de surveillance.

Ainsi, à travers toutes ces axes prospectifs, il sera indispensable de retenir 2 à 3 cas concrets présentant des niveaux d'informations (durée et qualité de suivi différentes) suffisants pour réaliser l'exercice de traitement statistique sur la base des méthodes identifiées dans la bibliographie et valider les démarche proposées qui demeurent pour l'instant sans application de terrain.

6. Bibliographie

Aziz Julia J., Vanderford M., Newell C.J., Ling M., Rifai H.S., Gonzales J.R. (2006) - Monitoring and Remediation Optimization System (MAROS) SOFTWARE Version 2.2, User's Guide, 309 p.

Batlle Aguilar J, Orban P., Dassargues A., Brouyère S. (2007) - Identification of groundwater quality trends in a chalk aquifer threatened by intensive agriculture in Belgium. *Hydrogeology Journal*, Vol. 15, p 1615–1627.

North Dakota Department of Health (2007) - GUIDELINE 2 - STATISTICAL ANALYSIS OF GROUNDWATER MONITORING DATA FROM SOLID WASTE MANAGEMENT FACILITIES (<http://www.ndhealth.gov/wm/Publications/Guideline2StatisticalAnalysisOfGroundwaterMonitoringDataFromSolidWasteManagementFacilities.pdf>).

Environment Agency (2003) - Hydrogeological Risk Assessments for Landfills and the Derivation of Groundwater Control and Trigger Levels, 104 p.

Environment Agency (2006) - remedial target methodology, hydrogeological risk assessment for land contamination, Carey M.A., Marsland P.A. and Smith J.W.N., 129 p.

Gilbert R.O. (1987) - Statistical Methods for Environmental Pollution Monitoring. New York. Van Nostrand Reinhold Company, Inc.

Grath J., Scheidleder A., Uhlig S., Weber K., Kralik M., Keimel T., Gruber D. (2001) - "The EU Water Framework Directive: Statistical aspects of the identification of groundwater pollution trends, and aggregation of monitoring results". Annex to the Final Report. Austrian Federal Ministry of Agriculture and Forestry, Environment and Water Management (Ref.: 41.046/01-IV1/00 and GZ 16 2500/2-1/6/00), European Commission (Grant Agreement Ref.: Subv 99/130794).

Quiot F. (2008) - État des connaissances et perspectives quant à l'évolution des programmes de surveillance des eaux souterraines dans le contexte des sites pollués, rapport INERIS-DRC-08-94669-15399A, 48 p.

Sen P.K. (1968) - On a class of aligned rank order tests in two-way layouts. *Annals of Mathematical Statistics*, 39, 1115-1124.

SEPA (Scottish Environment Protection Agency) (2008) - Position Statement (PS_XX) Assigning Groundwater Assessment Criteria for Pollutant Inputs, first draft for water use using approved content, 45 p.

Union Européenne (2003) - COMMUNICATION FROM THE COMMISSION Proposal for a DIRECTIVE OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL, Draft 1, 42 p.

US EPA (2007) - Groundwater Monitoring Network Optimization Frontier Hard Chrome Superfund Site, Vancouver, Washington, EPA 542-R-07-021, 101 p.

USEPA (1989) - "Statistical Analysis of Groundwater Monitoring Data at RCRA Facilities -Interim Final Guidance;" EPA/530-SW-89-026; U.S. EPA; Office of Solid Waste Management; Washington, D.C.

Yenigül N.B., Elfeki A.M.M., Gehrels J.C., van den Akkera C., Hensbergen A.T. and Dekking F.M. (2005) - Reliability assessment of groundwater monitoring networks at landfill sites, *Journal of Hydrology*, n° 308, p. 1-17.



Centre scientifique et technique
Service environnement industriel et procédés innovants
3, avenue Claude-Guillemin
BP 36009 – 45060 Orléans Cedex 2 – France – Tél. : 02 38 64 34 34